



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI

RESTAURAÇÃO DA MATA CILIAR E SEUS EFEITOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS

Autora: Heloisa Rodrigues de Miranda Botelho Alves

Orientadora: Profa. Dra. Iola Gonçalves Boëchat

SÃO JOÃO DEL-REI

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI

RESTAURAÇÃO DA MATA CILIAR E SEUS EFEITOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS

Monografia apresentada à Coordenadoria do Curso de
Geografia da Universidade Federal de São João del-Rei,
como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel
em Geografia

Autora: Heloisa Rodrigues de Miranda Botelho Alves

Orientadora: Profa. Dra. Iola Gonçalves Boëchat

SAO JOÃO DEL-REI

2025

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A474r Alves, Heloisa Rodrigues de Miranda Botelho.
 Restauração da mata ciliar e seus efeitos na
 qualidade da água de riachos. / Heloisa Rodrigues de
 Miranda Botelho Alves ; orientadora Iola Gonçalves
 Boechat; coorientador Bjorn Gucker. -- São João del
 Rei, 2025.
 29 p.

 Trabalho de Conclusão (Graduação - Geografia) --
 Universidade Federal de São João del-Rei, 2025.

 1. Biogeografia. 2. Riachos. 3. Restautração. 4.
 Nutrientes. 5. ecologia aquática. I. Boechat, Iola
 Gonçalves, orient. II. Gucker, Bjorn, co-orient. III.
 Título.

DEDICATÓRIA

A todos que creem em um mundo mais justo e humano por orientarem suas ações respeitando a natureza e se posicionando diante da injustiça social, pois somos parte dessa engrenagem chamada humanidade e é da responsabilidade de cada um o futuro do planeta.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pelo amor incondicional, traduzido em forma de resiliência, paciência, apoio e incentivo.

Aos professores Iola Gonçalves Boëchat e Björn Gücker por ter aberto para mim a porta do conhecimento da Geografia Física, em especial a Limnologia. E por ter possibilitado a realização deste trabalho através do projeto RESTOLINK.

Ao amigo Rafael Henrique Hordones pela motivação, ajuda e afeto de sempre.

Aos demais professores pelo aprendizado, atenção e carinho em minha trajetória pela UFSJ.

Aos colegas de laboratório pela paciência e troca de experiências.

Aos novos amigos e colegas da universidade pelo companheirismo e por ter enxergado em mim a eterna juventude interior.

“El desarrollo es un viaje con más náufragos que navegantes”.

(Eduardo Galeano, in Las venas abiertas de América Latina)

RESUMO

Os seres humanos e a natureza são dependentes dos ecossistemas de água doce do planeta, mas as ações antrópicas, de maneira intensa e progressiva, têm afetado as suas funções e serviços. É negligenciado que as águas continentais são um recurso limitado que não suporta mais a eutrofização crescente, resultado de infraestruturas agrícolas, industriais e urbanas que já avançam sobre áreas ripícolas protegidas. No Brasil, infelizmente, o crescimento econômico é sobreposto às questões sociais e ambientais, em que prevalece a má gestão ambiental e o relaxamento de normas que protegem a vegetação ribeirinha. A eutrofização antrópica, que tem como resultado o aumento do aporte de nutrientes, em sua maioria nitrogênio e fósforo, altera a qualidade da água e o funcionamento de todo o ecossistema aquático. No entanto, a presença da vegetação ripária nos riachos e suas nascentes é capaz de reverter esse processo através da alteração de luminosidade, dos aportes alóctones de matéria orgânica e hidrogeomorfologia. A restauração com foco nos serviços sistêmicos é o meio capaz de mitigar os impactos causados pelos homens nos ambientes aquáticos. Sendo assim, o objetivo geral deste trabalho foi testar o sucesso da restauração da mata ciliar no controle das concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados em riachos. O método constituiu na análise desses nutrientes através de amostras coletadas de três riachos: Natural, Restaurado e Impactado, como também na coleta de dados referentes à temperatura da água, condutância elétrica, pH e concentração e saturação de oxigênio dissolvido (OD). Os resultados apontaram, de maneira significativa, para uma proximidade dos parâmetros nas análises dos riachos Natural e Restaurado, em contraponto ao riacho Impactado (sem mata ciliar); constatação que ratifica o sucesso da restauração da mata ciliar de riachos na preservação dos serviços sistêmicos dos ambientes aquáticos ribeirinhos. Palavras-chave: eutrofização, mata ciliar, nutrientes nitrogenados e fosfatados, restauração, riacho.

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO.	02
2.OBJETIVOS.....	05
2.1 Objetivo Geral.....	05
2.2 Objetivos Específicos.....	05
3. METODOLOGIA.....	06
3.1 Área de estudo.....	06
3.2 Coleta de Dados.....	08
3.3 Análises de nutrientes nitrogenados e fosfatados.....	08
3.4 Análises estatísticas.....	08
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	09
4.1 Variáveis medidas <i>in loco</i>	09
4.2 Variáveis de nutrientes nitrogenados e fosfatados.....	10
5. CONCLUSÃO.....	15
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	17

1. INTRODUÇÃO

A natureza e a sociedade desfrutam de serviços imprescindíveis dos ecossistemas biodiversos encontrados na água doce e seus habitats ribeirinhos. No entanto, os lagos, os rios, os córregos, pântanos e águas subterrâneas vêm sendo impactados pela ação humana, que reduz de maneira incisiva a biodiversidade e os recursos naturais, afetando serviços essenciais para a geração atual e futura (Albert et al., 2021). Esses serviços ecossistêmicos, usados de forma desproporcional e progressiva, alteram o sistema através da modificação do seu regime e poluição, causando a extinção e invasão de espécies, alterações térmicas e químicas na água e sedimentos, além de alterações ecológicas, por afetarem as conexões entre as espécies presentes.

As águas continentais não são um recurso ilimitado e grande parte delas já está comprometida. Embora alguns serviços ecossistêmicos possam ser renovados, como o suprimento de água, outros, como a biodiversidade, podem ser perdidos para sempre (Dodds et al., 2013). Estima-se que neste século o controle da eutrofização e a qualidade da água serão impactados diretamente pelas alterações dos padrões de precipitação e pela carga de nutrientes em todo o planeta (Sinha et al., 2017). Infraestruturas agrícolas, industriais e urbanas afetam um terço das águas continentais do planeta e a estimativa é que sua utilização chegue a 50% de sua capacidade por volta de 2050 (Albert et al., 2021), quando o estresse hídrico nas bacias hidrográficas alcançará de dois a três quartos de área (Alcamo et al., 2007). Nas últimas décadas, a degradação das águas correntes tem avançado sobre áreas protegidas, incluindo áreas ripícolas. Especialmente pequenos córregos são acometidos por diversas fontes de estresse, como o enriquecimento de nutrientes, aquecimento da água, alterações na incidência de luminosidade, mudanças nas características hidrogeomorfológicas, destruição e cisão de habitats e crescimento de espécies invasoras (Cunha et al., 2022). Em uma comparação de preservação de mata ciliar constatou-se que em áreas mais afastadas, onde não há tanta rigidez da lei quanto ao desmatamento, estas sofrem menos impacto que em áreas preservadas, embora só sejam permitidas atividades de menor impacto como o turismo ecológico, em decorrência do desmatamento intencional para que os animais, em sua maioria bovinos, possam se aproximar dos corpos hídricos (Nunes et al., 2015).

No Brasil, a redução dos serviços sistêmicos e a perda da biodiversidade se devem basicamente à produção e ao crescimento econômico, objetivos principais das políticas públicas, que deixam

para segundo plano as questões sociais e ambientais (Boëchat et al., 2021; Hordones et al., 2025). A crise hídrica, que afeta o abastecimento não só pelas mudanças climáticas como também pela má gestão dos recursos hídricos e das bacias hidrográficas (Boëchat et al, 2021), tem a situação agravada pelo afrouxamento de requisitos legais para a proteção de corredores ripícolas (Cunha et al, 2022).

A eutrofização nos ambientes aquáticos se constitui no acréscimo de nutrientes, em especial o nitrogênio (N) e o fósforo (P) que, por sua vez, resulta em acréscimo de suas produtividades (Esteves, 1998). Sua diminuição está diretamente relacionada ao controle desses nutrientes em águas doces e estuários (Schindler et al., 2006). A eutrofização natural se caracteriza pelo aporte de nutrientes pluviais que ocorre de maneira lenta e permanente. Quando provocada pelo homem é uma forma de poluição cultural, que se realiza de forma dinâmica, como resultado de atividades de uso da terra, que gera resíduos descartados na natureza, provenientes da indústria, atividades agrícolas e esgoto doméstico (Esteves, 1998). A eutrofização afeta a estrutura da teia alimentar e a biogeoquímica aquática ao alterar a qualidade das águas, enriquecendo-as com nutrientes nitrogenados e fosfatados, capazes de regular a produtividade aquática em lagos, rios e sistemas costeiros (Smith et al., 2006). Além do uso antropogênico da terra, há uma relação entre a geomorfologia dos canais e os serviços dos ecossistemas de riachos e a vegetação ripícola (Sweeney et al., 2004), sendo que a localidade e suas especificidades determinam as propriedades ecossistêmicas dos riachos (Young et al., 1999). Também é certo que o armazenamento de matéria orgânica e taxas de absorção do fósforo sofrem alterações devido à hidrologia em terras agrícolas (Jankowski et al., 2021; Hazellief, 2015). Constitui-se como exemplo a dinâmica do perifíton em ecossistemas lóticos, que é determinada pela incidência de luz, essencial na produtividade primária, e o intrincamento do habitat numa interação de fatores físicos e ambientais (Ogasawara, 2025).

As florestas ribeirinhas são imprescindíveis aos cursos d'água por barrarem a entrada de nutrientes e contaminantes e oferecer subsídios energéticos para ecossistemas saudáveis. Em bacias hidrográficas urbanas, onde as florestas já sofreram degradação e desmatamento, é necessário conservar as florestas remanescentes e fazer replantio de mata ciliar a fim de melhorar a integridade de rios e riachos. (Newham et al., 2011)

A vegetação ribeirinha altera as características ambientais e processos fluviais através da alteração da luminosidade, dos aportes alóctones de matéria orgânica e da hidrogeomorfologia,

que mudam os fluxos e o processamento de nutrientes, desde as nascentes (Cunha et al., 2022; Young et al., 1999; Jankowski et al., 2021). Em maior escala, as matas ciliares constituem-se verdadeiros obstáculos à entrada de poluentes de fontes difusas e pontuais, retardando o escoamento superficial, amortecendo as cargas de ecossistemas terrestres, melhorando o processamento desses poluentes e seu impacto nos rios e estuários à jusante (Sweeney et al., 2004; Cunha et al., 2022). Elas atenuam ainda os efeitos das mudanças climáticas ao armazenarem uma quantidade enorme de carbono (Soares, 2023). A mata ciliar reduz a temperatura máxima da água dos riachos, como também possibilitam uma maior biodiversidade (Turunen et al., 2021). Em bosques ribeirinhos e cabeceiras de riachos é encontrada uma maior diversidade de árvores e plantas trepadoras, riqueza enorme de espécies nativas e maior cobertura do extrato arbustivo, um dos determinantes para a conservação da biodiversidade aquática e seu habitat, que vão se perdendo ao longo dos cursos d'água (Gutierrez e Becerra, 2018; Pielech, 2021).

A fim de mitigar impactos antrópicos sobre ecossistemas de riachos, a restauração emerge como ferramenta crucial, abordagens atuais que incluem uma escala maior de restauração ecológica, objetivos diversos, métodos (físicos, químicos e ecológicos) adequados e uma gestão voltada para o ecossistema aquático (Pan et al., 2016), através do acompanhamento das funções e serviços ecossistêmicos, indo além de uma abordagem restrita da biota e da estrutura do ecossistema (Hordones et al., 2025). As abordagens de restauração devem ser acompanhadas de avaliação custo-benefício ambiental e econômico, constituindo-se numa ideia complexa e integrada, pois envolvem empresas e propriedades privadas com estruturas enterradas e de difícil acesso. Uma alternativa é focar nas causas subjacentes da degradação, ou seja, nas entradas não pontuais e não controladas de nutrientes (Palmer et al., 2014). O planejamento de uma restauração em rios e riachos envolve fazer um diagnóstico das funções danificadas em relação à abrangência dos danos e restrições do sistema fluvial e os objetivos prioritários. Normalmente, os problemas detectados na alteração dos processos biológicos estão relacionados às instalações hidráulicas e à emissão de poluentes (Pan et al., 2016). É importante lembrar que o cuidado do uso da engenharia ecológica está relacionado em não fazer com que objetivos específicos de atendimento às necessidades humanas não se distanciem demasiado da restauração completa do sistema (Palmer et al., 2014).

2. OBJETIVOS

2.1 Geral:

Testar o sucesso da restauração da mata ciliar no controle das concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados em riachos.

2.2 Específicos:

2.2.1 Analisar as variáveis de nutrientes nitrogenados e fosfatados na qualidade da água de três riachos (Natural, Restaurado e Impactado).

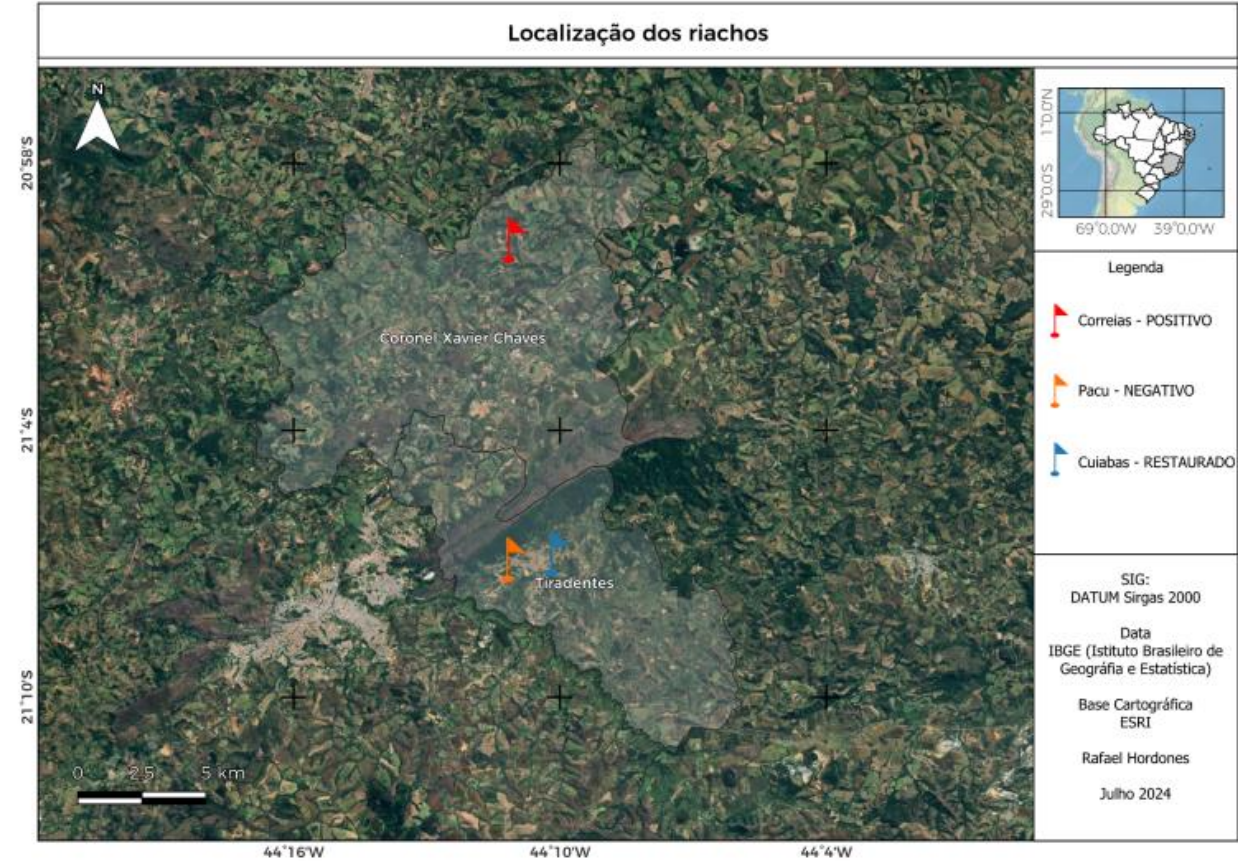
2.2.2 Averiguar se a água do riacho Restaurado apresenta concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados próximas às concentrações observadas no riacho Natural, em contraposição ao riacho Impactado (sem mata ciliar).

3. METODOLOGIA:

O presente trabalho seguiu a metodologia descrita no projeto RESTOLINK, do qual o Laboratório de Limnologia da UFSJ fez parte. É um projeto que procurou avaliar iniciativas de restauração de cursos d'água em gradiente latitudinal, envolvendo campanhas de amostragem no Brasil, Espanha, Alemanha e Suécia. No Brasil, a pesquisa foi realizada em riachos situados na região Sudeste, nos estados de Minas Gerais e São Paulo, no período de 01/04/2022 a 31/03/ 2025.

3.1 Área de estudo:

Para este TCC são consideradas as coletas realizadas em três riachos situados na mesorregião dos Campos das Vertentes (MG), nas categorias Natural (denominado Correias), no município de Coronel Xavier Chaves, Impactado (denominado Pacu) e Restaurado (denominado Cuiabás), ambos no município de Tiradentes (Fig. 1). O Riacho Correias (Natural-controle positivo) está localizado em uma área de preservação natural, com farta mata ciliar em suas margens e ausência de aportes de uso doméstico e industrial. O Riacho Pacu (Impactado-controle negativo) situa-se em uma área urbana, sua morfologia é retilínea, em suas margens não há mata ciliar e recebe descartes domésticos de casas próximas e despojos de obras em andamento nas proximidades. O Riacho Cuiabás (Restaurado) foi um sistema que drenava uma área rural e que se transformou em um condomínio na década de 1990. A partir de então, se transformou em uma área de preservação ambiental com o retorno da mata ciliar em seu entorno, o que confere a esse sistema a sua condição de Restaurado.



RIACHO	CARACTERÍSTICAS GERAIS	IMAGENS 2004 - 2024		
Cuiabás "restaurado" 21° 06' 22.62"S 44° 09' 46.91"W	Riacho que anteriormente atravessava uma área de pastagem e possuía escassa vegetação ripária. Atualmente, está situado em uma área de preservação ambiental de um condomínio residencial, com a mata ciliar em processo de recuperação há aproximadamente 20 anos. No entanto, há uma "trilha ecológica" no entorno imediato do riacho. O substrato é predominantemente formado por areia fina e raízes da vegetação ripária, sendo coberto por folhas e detritos			
Correias "controle positivo" 20° 59' 19.55"S 44° 10' 44.80"W	Vegetação preservada com mata ciliar densa, curso d'água meândrico com significativa variação de largura, substrato natural e diversificado, incluindo areia, silte, argila, detritos finos, raízes, folhas (cobertura dominante) e galhos. Situado na reserva legal de uma fazenda			
Pacu "controle negativo" 21° 06' 30.34"S 44° 10' 47.13"W	Riacho em área de pastagem, sem vegetação ripária. Curso d'água canalizado, apresentando sequências de erosão nas margens e no leito. Substrato predominantemente mineral, composto por areia, silte e argila, com acúmulo de detritos e crescimento de gramíneas em algumas áreas			

Fig.1. Localização e características dos três riachos amostrados neste estudo.

3.2 Coleta de dados

Em cada riacho foram coletadas amostras de água em replicata ao longo de um perfil longitudinal. No riacho Impactado foram coletadas sete amostras duplicadas: controle, a 5m, 30m, 50m, 70m, 90m e 120m; no riacho Restaurado foram coletadas cinco amostras duplicadas: controle, a 2,5m, 5m, 10m e 25m; e no riacho Natural também cinco amostras duplicadas: controle, a 5m, a 10m, a 25m e 40m. Também foram coletados nos três riachos dados sobre a temperatura da água, condutância elétrica, pH, concentração e saturação de oxigênio dissolvido (OD), utilizando uma sonda multiparâmetros previamente calibrada (YSI-556 MPS, EUA). As amostras de água para análise foram acondicionadas e transportadas em garrafas plásticas. No laboratório, as amostras destinadas à fração dissolvida de nutrientes foram filtradas em filtros de fibra de vidro GF-F (Whatman, EUA). As amostras filtradas (nutrientes dissolvidos) e não filtradas (nutrientes totais) foram armazenadas a -8°C até a análise das amostras.

3.3 Análises de nutrientes nitrogenados e fosfatados:

A determinação das concentrações dos nutrientes das amostras foram realizadas através do sistema espectrofotométrico automatizado de injeção de fluxo (FIA-LAB 2500, USA), no Laboratório de Limnologia Aplicada, do Departamento de Geociências da UFSJ, seguindo metodologias padrão (APHA, 2005): análises de nitrogênio total dissolvido (NTD), utilizando o método espectrofotométrico através da redução com persulfato; nitrogênio amoniacal e do nitrato e nitrito, em conjunto definidos como nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), medidos segundo o método padrão colorimétrico (NH_4^+ em ISSO 11732 e DIN, NO_3^- e NO_2^- em ISSO 13395). Analogamente, o fósforo total dissolvido (PTD) e o fósforo inorgânico dissolvido (SRP) foram analisados seguindo métodos colorimétricos após digestão em persulfato (APHA, 2012). Às concentrações de nutrientes analisadas no contexto da categoria do riacho e sua localização geográfica, foram incorporadas ainda as medidas de vazão e velocidade da água, para fins de interpretação do efeito da hidromorfologia e hidrodinâmica sobre a qualidade química da água em cada sistema.

3.4 Análises estatísticas:

As medidas de variáveis realizadas *in situ* (temperatura, condutância elétrica, pH, concentração e saturação de OD), assim como as concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados totais e dissolvidos, foram comparados entre os sistemas Natural, Impactado e Restaurado por meio de *one-way ANOVA*, seguido por teste de *Tukey-HSD*.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A eutrofização antrópica modifica qualitativa e quantitativamente as comunidades aquáticas, as condições físicas e químicas do meio e o nível de produção do sistema (Esteves, 1998).

4.1 Variáveis medidas *in situ*

A temperatura da água no riacho Natural (20.9°C) se apresentou mais elevada, em comparação aos valores aproximados dos riachos Restaurado (20.2°C) Impactado (20.1°C). A temperatura é uma grande influenciadora da qualidade da água, pois interfere no metabolismo dos organismos aquáticos (Baggio et al., 2016). Ela é determinada pela largura do riacho, vazão, temperatura da água subterrânea e pelo sombreamento ripícola (Herb e Stefan, 2011). O aumento de temperatura da água dos riachos, resultado da associação das alterações climáticas e ocupação urbana do solo, pode ser atenuado pelo sombreamento, resultado da restauração da mata ciliar e cobertura vegetal nas cidades (Grey et al., 2023).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi maior no riacho Natural (4,93 mg L⁻¹) e no riacho Restaurado (4,98 mg L⁻¹), com distanciamento considerável do riacho Impactado (3,36 mg L⁻¹). A saturação de OD também foi maior no riacho Natural (62,5%), seguida pelo riacho Restaurado (61,2%), com significativo afastamento do riacho Impactado (41,5%). O lançamento de resíduos em riachos pode resultar na diminuição das concentrações de oxigênio por elevar as taxas de decomposição; em córregos florestados, o sombreamento da superfície do riacho, que inibe a produção primária, além da elevada decomposição do material vegetal alóctone no leito, pode reduzir as concentrações de OD, independente se as causas estiverem relacionadas a eventos naturais ou a ações antrópicas (Ice et al., 2020). O aumento de temperaturas e da poluição por matéria orgânica são as causas da hipóxia em riachos, ou seja, do baixo suprimento de oxigênio dissolvido (Carter et al., 2021).

A condutividade (μS cm⁻¹) no riacho Restaurado apresentou um valor intermediário (77) entre o riacho Natural (28) e o riacho Impactado (116). A condutividade elétrica ajuda a reconhecer impactos ambientais derivados de atividades antrópicas, mas também está relacionada com a vazão (Baggio et al., 2016). Há ainda uma correlação entre precipitação e aumento ou diminuição da condutividade (Silva et al., 2008).

O potencial hidrogeniônico (pH) da água no riacho Restaurado (6,4) ficou entre o Natural (6,1) e o Impactado (6,9). Na conservação ribeirinha, o pH e a eutrofização por nitrato em sistemas lóticos são essenciais para o entendimento do gerenciamento dos ecossistemas fluviais (Rosso e Cirelli, 2013). Alguns herbívoros-detritívoros dominam ambientes com pH mais alto,

enquanto outros preferem ambientes com pH mais baixo. Tendo como limite o gradiente pH, há uma gama de algas e consumidores primários, sendo a acidez uma variável considerável na ecologia das águas continentais (Layer et al., 2012). Condições anaeróbicas favorecem os movimentos difusos de nutrientes de P e N que são influenciados por alterações no pH e temperatura da água (Zhao et al., 2023). Em regiões subtropicais, a relação entre a vegetação ribeirinha e os riachos é influenciada pelos níveis elevados de precipitação e temperatura, pela baixa solubilidade de oxigênio dissolvido, acarretada pela água quente e pela vegetação densa durante todo o ano (Cunha et al., 2022).

Tabela 1. Variáveis físicas e químicas amostradas nos Riachos Correias (Natural), Cuiabás (Restaurado) e Pacu (Impactado).

Riacho	Temperatura (°C)	Concentração de OD (mg L ⁻¹)	Saturação de OD (%)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	pH
Impactado	20.1	3.36	41.5	116	6.9
Restaurado	20.2	4.98	61.2	77	6.4
Natural	20.9	4.93	62.5	28	6.1

4.2 Nutrientes nitrogenados e fosfatados

Com relação às concentrações de nitrogênio amoniacal (NH₄-N), nitrogênio na forma de nitrato + nitrito (NO₃⁻ + NO₂⁻ – N) e fósforo reativo solúvel (SRP) nos riachos Natural, Restaurado e Impactado, expressas em mg/L (Fig.2), observou-se uma diferença nítida entre os tratamentos, especialmente para NH₄-N, para o qual o riacho Impactado apresenta valores muito elevados (3,64 mg/L), enquanto o Restaurado (0,025 mg/L) e o riacho Natural (0,011 mg/L) apresentaram valores mais baixos. Para NO₃⁻ + NO₂⁻ – N, os riachos Natural e Restaurado apresentam resultados abaixo do nível de detecção do método, ao passo que o riacho Impactado apresenta maior concentração (~0,244 mg/L), fato que novamente evidencia forte influência de fontes externas de nitrogênio neste riacho. Em relação ao SRP, o riacho Restaurado (0,035 mg/L) apresenta valor intermediário entre o Natural (0,026 mg/L) e o Impactado (0,018 mg/L), sugerindo que o fósforo reativo ainda apresenta dinâmica de recuperação mais lenta, possivelmente associada à liberação pelo sedimento e à ciclagem interna de P. Outro fator

determinante é que o fósforo orgânico dissolvido se constitui em uma fonte importante de nutrição para as algas e sua disponibilidade determina o aumento e a limitação da sua população em lagos e demais águas superficiais. (Huang e Hong, 1999; Putz, 2008). Desse modo, o resultado irrisório em SPR no riacho Impactado pode ser resultado da absorção do fósforo dissolvido pelas algas no ambiente aquático.

Fontes difusas e pontuais de nutrientes (em especial N e P) tendem a aumentar com o uso de fertilizantes agrícolas, urbanização, dietas mais ricas em proteína animal, expansão industrial e combustão de combustíveis fósseis, favorecendo o crescimento excessivo de algas, diminuição nos níveis de oxigênio, mortalidade de peixes e restrições da água para abastecimento humano (Carpenter et al., 1998). Da mesma forma, córregos urbanos frequentemente atuam como receptores de nutrientes, sais e metais pesados, e quando combinados ao aumento da temperatura em áreas impermeabilizadas, são altamente susceptíveis à degradação do ecossistema (Peterson et al., 2021). O fósforo nos ecossistemas aquáticos pode ter origem natural, principalmente da meteorização de rochas da bacia de drenagem, ou artificial, derivado de esgotos e efluentes industriais (Esteves, 1998). Assim, o fato de o riacho Restaurado apresentar valores próximos aos do riacho Natural reforça que o processo de recuperação já evoluiu de forma, especialmente para o nitrogênio, embora o fósforo ainda apresente resposta intermediária.

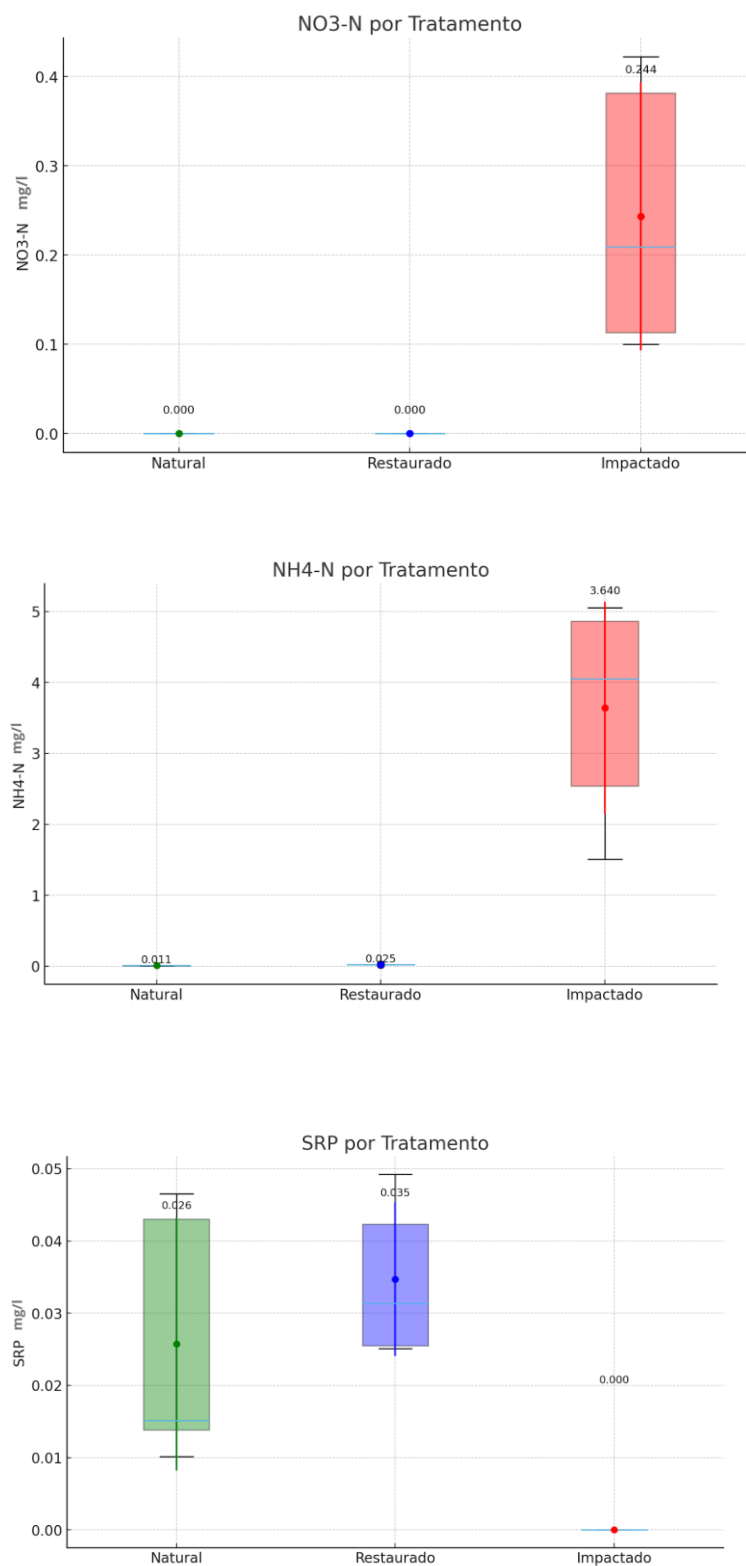


Fig. 2. Concentrações médias (SD) de nutrientes nitrogenados e fosfatados nos Riachos Correias (natural), Cuiabás (Restaurado) e Pacu (Impactado).

A seguir, em detalhes, os resultados obtidos por ponto em cada um dos três riachos de onde foram coletadas as amostras que resultaram nas médias descritas acima.

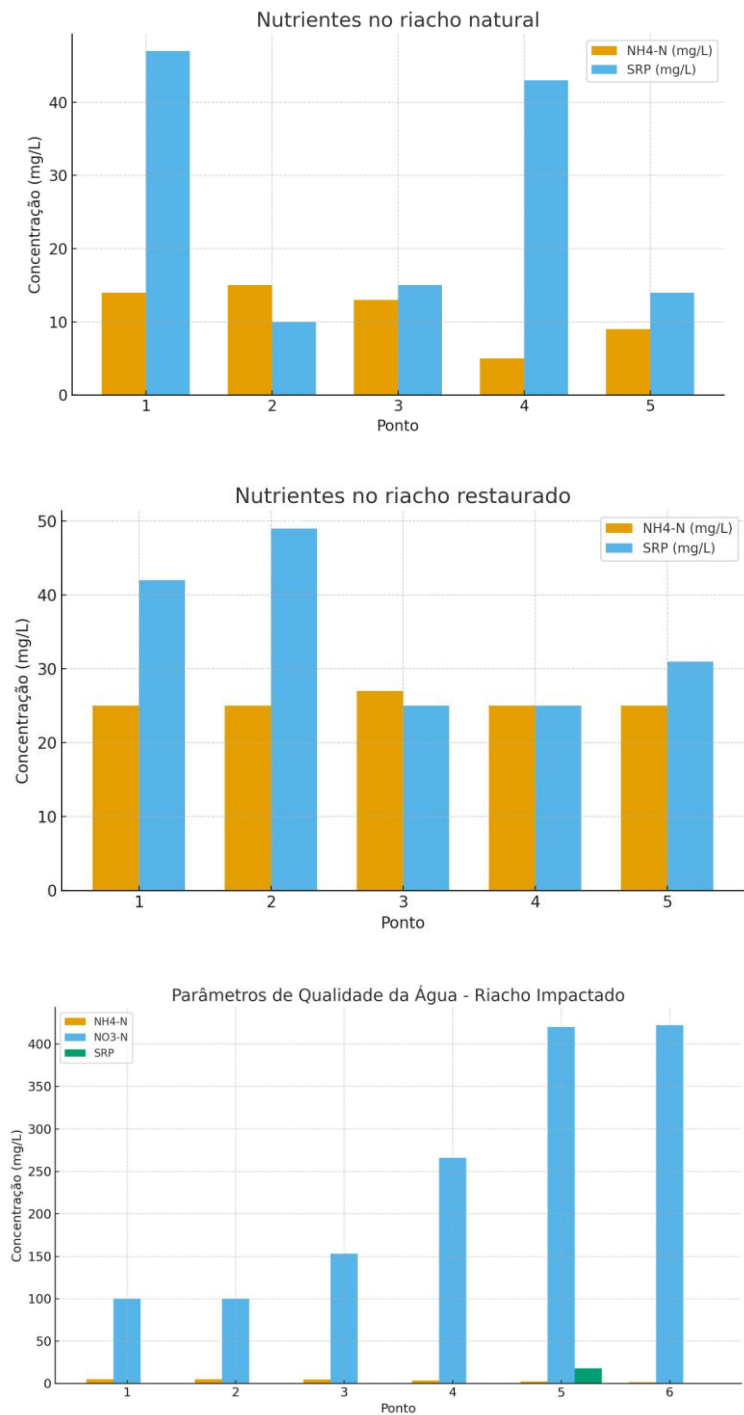


Fig. 3. Concentrações por pontos de nutrientes nitrogenados e fosfatados dos Riachos Correias (Natural), Cuiabás (Restaurado) e Pacu (Impactado).

A análise não-paramétrica de Kruskal–Wallis indicou diferenças significativas entre os tratamentos (Natural, Restaurado e Impactado) para os três nutrientes avaliados. As concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$ diferiram significativamente entre os grupos ($H = 13.35$; $p = 0.0013$), assim como para $\text{NO}_3\text{-N}$ ($H = 14.01$; $p = 0.0009$) e SRP ($H = 11.54$; $p = 0.0031$). Esses resultados confirmam que o estado do riacho influencia os níveis de nutrientes dissolvidos, demonstrando que o riacho impactado apresentou valores substancialmente distintos quando comparados aos riachos natural e restaurado.

5. CONCLUSÃO

Embora o riacho Restaurado estudado se encontre em uma área de pastagem, sem poluentes diretos de origem industrial e urbana, a opção por abordar de maneira abrangente a eutrofização se justifica pelo fato de que esta já chegou às cabeceiras dos corpos d'água e áreas protegidas. A eutrofização é um desafio complexo para limnólogos e oceanógrafos, impossível de ser enfrentado sem a ajuda dos gestores públicos (Schindler et al., 2006) e políticas efetivas e urgentes de conservação das bacias hidrográficas e de restauração dos ecossistemas de água doce e seus serviços vitais (Albert et al., 2021). A eficiência das florestas ripárias indica o caminho a ser seguido pela gestão de bacias hidrográficas agrícolas do país, porém, o uso da terra em grande escala pode interferir no seu resultado em rios maiores. Por isso, a importância da restauração ripária nas cabeceiras, como também o acompanhamento do estado ecológico dos rios pelos gestores das bacias hidrográficas para possíveis intervenções (Tolkien et al., 2021). Em bacias hidrográficas urbanas, onde as florestas já sofreram degradação e desmatamento, é necessário conservar as florestas remanescentes e fazer replantio de mata ciliar a fim de melhorar a integridade de rios e riachos. (Newham et al., 2011)

Embora não seja possível evitar os impactos ambientais devido ao crescimento inexorável da urbanização em todo o mundo, é possível reverter ou limitar seus impactos com o uso da engenharia ecológica (Palmer et al., 2014), com foco na restauração ou conservação da mata ciliar, pois esta altera o metabolismo e reduz os nutrientes em corpos d'água (Cunha et al, 2022).

Ações em caráter mundial só terão sucesso quando entendermos a complexidade das crises hídricas em todos os seus aspectos: ambiental, político, econômico e social (Boëchat et al, 2021). No Brasil, conforme publicações e projetos governamentais relacionados à restauração de rios e riachos, o destaque é o reflorestamento ribeirinho (Hordones et al., 2025), objeto de estudo deste trabalho. Inúmeros estudos apontam também para a necessidade de políticas públicas que visem o desenvolvimento sustentável, pois a prioridade dada à economia no país pode levar ao retrocesso ambiental. Ademais, em um modelo econômico expansionista, é na Constituição Federal que devem estar as diretrizes que orientem uma proposta de desenvolvimento sustentável, que harmonize os interesses econômicos, as reais necessidades da população no presente e no futuro e a capacidade de suporte do meio ambiente (Vilani, 2014).

Por fim, para que um projeto de restauração ecológica fluvial tenha êxito, deverão harmonizar-se a pesquisa e as práticas, adaptadas às condições locais, numa ação conjunta dos

pesquisadores, órgãos governamentais, empresas diversas e população envolvida, pois resultados positivos exigem interesse e determinação de todos os membros da sociedade. A pesquisa relatada neste trabalho, que teve como variável indicadora do sucesso da restauração as concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados em riachos Impactado, Natural e Restaurado, corrobora que ao conhecimento e não intervenção antrópica negativa, a natureza pode responder positivamente num tempo relativamente curto de restauração (aproximadamente 20 anos, no caso do riacho Cuiabás).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERT, J. S. et al. (2021) Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50, 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- ALCAMO, J.; FLÖRKE, M.; MAERKE, M. (2007) Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal*, 52, 247–275. <https://scirp.org/reference/referencespapers.aspx?referenceid=3165200>
- BAGGIO, H.; FREITAS, M. O.; ARAÚJO, A. D. (2016) Análise dos parâmetros físico-químicos, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico e temperatura, no baixo curso do Rio das Velhas-MG. *Caminhos de Geografia* <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/> ISSN 1678-6343
- BOËCHAT, I. G. et al. (2021) Water crisis in Brazil: a multi-layered problem. *Caderno de Geografia*, 31, 1–8.
<http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/view/25532/17768>
- CARPENTER, S. R. et al. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 559–569. <https://hdl.handle.net/1813/60811>
- CARTER, A. M. et al. (2021) Hypoxia dynamics and spatial distribution in a low gradient river. *Limnology and Oceanography*, v. 66, pp.2251-2265. <https://doi-org.ez32.periodicos.capes.gov.br/10.1002/lno.11751>
- CUNHA, D. G. F. et al. (2022) Assessing Restoration of Ecosystem Functioning in Brazilian Subtropical and Tropical Streams. *Limnology and Oceanography Bulletin*, v. 31, pp. 6-11. <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/am-pdf/10.1002/lob.10480>
- DODDS, WK. et al. (2013). Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. *Environmental Science and Technology*, 47, 9061–9068. <https://doi.org/10.1021/es4021052>
- ESTEVES, F. A. (1998) Fundamentos de Limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- GREY, V. et al. (2023) Empirical evidence of climate change and urbanization impacts on warming stream temperatures. *Water Research*, v. 247, <https://doi-org.ez32.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.watres.2023.120703>

GUTIERREZ, I.; BECERRA, P. (2018) Composition, diversity and vegetation structure of riparian forests in south-central Chile. *Bosque (Valdivia)* v. 39 n.º2 <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002018000200239>

HAZELLIEF, B. (2015) Effects of Agricultural Land Use on Stream Fish Communities in Ohio, USA. *Browse all Theses and Dissertations*, 1631. https://corescholar.libraries.wright.edu/etd_all/1631

HERB, W. R.; Stefan, H. G. (2011) Modified equilibrium temperature models for cold-water streams. *Water Resources Research* v. 47, ed. 6 <https://doi.org/10.1029/2010WR009586>

HORDONES, R. H. et al. (2025) Toward effective river restoration in Brazil: a systematic review of current practices, regional disparities, and success metrics . *Restoration Ecology*, v. 33, 4. <https://doi.org/10.1111/rec.70041>

HUANG, B., HONG, H. (1999) Alkaline phosphatase activity and utilization of dissolved organic phosphorus by algae in subtropical coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 39(1-12), 205-211.

ICE, G. G. et al. (2020) Understanding dissolved oxygen concentrations in a discontinuously perennial stream within a managed forest. *Forest ecology and management*, v. 479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118531>

JANKOWSKI, K. J. et al. (2021) Land Use Change Influences Ecosystem Function in Headwater Streams of the Lowland Amazon Basin. *Water*, 13(12), 1667. <https://doi.org/10.3390/w13121667>

LAYER, K.; HILDREW, A. G.; WOODWARD, G. (2012) Pastejo e detritivoria em 20 teias alimentares de riachos em um amplo gradiente de pH. *Oecologia* 171 , 459–471 (2013). <https://doi-org.ez32.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00442-012-2421-x>

NEWHAM, M. J.; FELLOWS, C. S.; SHELDON, F. (2011) Functions of riparian forest in urban catchments: a case study from sub-tropical Brisbane, Australia. *Urban Ecosystems* v. 14, pp.165-180. DOI: 10.1007/s11252-010-0151-6

OGASAWARA, M. E. K. (2025) *Effects of riparian forests restoration on the structure and functioning of tropical streams* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo). <https://doi.org/10.11606/T.91.2025.tde-08082025-104436>

- PALMER, M. A. et al. (2014) From ecosystems to ecosystem services: stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering*, 65, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.059>
- PAN, B. et al. (2016) A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *International Journal of Sediment Research*, 31, 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.03.001>
- PETERSON, E. W.; Nicodemus, P.; Spooner, E.; Heath, A. (2021) A eficácia de um pântano flutuante artificial na remoção de nutrientes em um córrego urbano: um estudo piloto no Rio Chicago, Chicago, IL, EUA. *Hydrology*, 8 (3), 115. <https://doi.org/10.3390/hydrology8030115>
- PIELECH, R. (2021) Plant species richness in riparian forests: Comparison to other forest ecosystems, longitudinal patterns, role of rare species and topographic factors. *Forest Ecology and Management*, vol 496, 119400. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119400>
- PUTZ, P. (2008) Eliminación y determinación de fosfato. Informe práctico. Analítica de laboratorio y sistema de control de proceso. *Productos de aplicación de laboratorio*, HACH LANGE. Estados Unidos, pp. 4. www.hach-lange.es
- RESTOLINK Project. Quantifying restoration success across biomes by linking biodiversity, multifunctionality and hydromorphological heterogeneity. restolink.weebly.com
- ROSSO, J. J.; CIRELLI, A. F. (2013) Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems *Limnologia*, v. 43, ed. 4, pp. 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.06.001>
- SCHINDLER, D.W. (2006) Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51, 356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
- SINHA, E.; MICHALAK, A. M.; BALAJI, V. (2017) Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, 357, 405–408. <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.aan2409>
- SMITH, V. H.; JOYE, S. B.; & HOWARTH, R. W. (2006) Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51, 351–355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351
- SOARES, K. L. et al (2023) Estoque de carbono e estrutura horizontal em fragmentos de Mata Ciliar. *Ciência Florestal*, 33(4), 64785. <https://doi.org/10.5902/1980509864785>

SWEENEY, B.W. et al. (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and the loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the Natural Academy of Science of the USA*, 101, 14132–14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>

TOLKKINEN, M.; VAARALA, S.; AROVIITA, J. (2021) The Importance of Riparian Forest Cover to the Ecological Status of Agricultural Streams in a Nationwide Assessment. *Water Resour Manage* 35, 4009–4020 . <https://doi-org.ez32.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11269-021-02923-2>

TURUNEN, S. et al. (2021) Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology* <https://doi-org.ez32.periodicos.capes.gov.br/10.1111/fwb.13678>

VILANI, R. M. Legislação e política ambiental no Brasil: as possibilidades do desenvolvimento sustentável e os riscos do retrocesso ambiental. *Revista Brasileira de Pós-Graduação*, v. 10, n. 21, 2014. <https://rbpg.capes.gov.br/rbpg/article/view/414>.

YOUNG, R.G. & HURYN, A.D. (1999) Effects of land use on stream metabolism and organic matter turnover. *Ecological Applications*, 9, 1359–1376. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1359:EOLUOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1359:EOLUOS]2.0.CO;2)

ZHAO, K. et al.(2023). Environmental Impacts of Nitrogen and Phosphorus Nutrient Diffusion Fluxes at a Sediment-Water Interface: The Case of the Yitong River, China. *Sustainability*, 15(2), 1210. <https://doi.org/10.3390/su15021210>