



Fragmentação ripária e indicadores físico-químicos e biológicos das águas em córregos urbanos

Alexandre de Souza Cardoso TEIXEIRA ¹, James Moraes de MOURA ^{1,2},
Wellington Fava ROQUE-MARANHOLI ³, Pierre GIRARD ^{1,4}

¹ Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biodiversidade (Rede Pró-Centro-Oeste), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso, Campus Cuiabá - Bela Vista, Cuiabá, MT, Brasil.

³ Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, Brasil.

⁴ Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, Brasil.

*E-mail: ambientalresolve705@gmail.com

Submetido em: 03/11/2025; Aceito em: 06/02/2026; Publicado em: 19/02/2026.

RESUMO: Este estudo avaliou a influência da fragmentação da vegetação ripária sobre parâmetros de qualidade da água em córregos da região metropolitana de Cuiabá (MT). A abordagem integrou indicadores físico-químicos e ensaios toxicológicos com *Lactuca sativa*, *Lemna minor* e *Tetrahymena pyriformis*. A fragmentação foi quantificada por meio da análise de imagens CBRS, aplicando-se métricas espaciais (NP, PLAND, LPI, DIV) em buffers de 500 m ao redor de 11 pontos. A análise de redundância baseada em distância por Bray-Curtis revelou que as métricas de fragmentação explicam uma parcela significativa da variação na qualidade da água ($R^2 < 0,06$; $p < 0,05$). Córregos com vegetação mais fragmentada apresentaram concentrações elevadas de fósforo e de nitrogênio total, indicando a influência do escoamento superficial e de efluentes domésticos. Trechos com cobertura vegetal contínua apresentaram menores teores de nutrientes e maior estabilidade físico-química. Não foram detectadas relações significativas entre a fragmentação e as respostas toxicológicas. A fragmentação ripária exerce influência detectável, porém parcial, sobre a qualidade da água em ambientes urbanos, reforçando a importância da conservação de faixas ripárias contínuas na gestão de bacias hidrográficas urbanas.

Palavras-chave: bioindicadores; análise de redundância; métricas de paisagem; poluição difusa; serviços ecossistêmicos.

Riparian fragmentation and physicochemical and biological water indicators in urban streams

ABSTRACT: This study evaluated the influence of riparian vegetation fragmentation on water quality parameters in streams within the metropolitan region of Cuiabá, Mato Grosso, Brazil. The methodology integrated physicochemical indicators (conductivity, total phosphorus, and total nitrogen) and toxicological assays using *Lactuca sativa*, *Lemna minor*, and *Tetrahymena pyriformis*. Fragmentation was quantified through the analysis of CBERS images, applying spatial metrics (NP, PLAND, LPI, DIV) within 500 m buffers around 11 points. Distance-based redundancy analysis using Bray-Curtis revealed that fragmentation metrics explain a significant portion of the water quality variation ($R^2 < 0.06$; $p < 0.05$). Streams with more fragmented vegetation showed elevated concentrations of phosphorus and total nitrogen, indicating the influence of surface runoff and domestic effluents. Reaches with continuous vegetation cover showed lower nutrient levels and greater physicochemical stability. No significant relationships were detected between fragmentation and toxicological responses. Riparian fragmentation exerts a detectable, yet partial, influence on water quality in urban environments, reinforcing the importance of conserving continuous riparian zones in urban watershed management.

Keywords: bioindicators; redundancy analysis; landscape metrics; diffuse pollution; ecosystem services.

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas ripários são reconhecidos como componentes críticos na manutenção da saúde dos corpos d'água, atuando como filtros naturais que regulam a transferência de energia e matéria entre os ambientes terrestres e aquáticos. A vegetação nessas áreas promove a retenção de nutrientes e de material particulado sedimentar,

além de mediar a troca de matéria orgânica, desempenhando, assim, papel fundamental na preservação da qualidade da água (WANG et al., 2024; GU et al., 2025). Em bacias hidrográficas urbanas, no entanto, tais processos ecossistêmicos são frequentemente comprometidos por atividades antrópicas, que geram impactos ecológicos substanciais nos ambientes lóticos. Tais alterações afetam de

forma distinta os organismos aquáticos, o que demanda abordagens de monitoramento que utilizem múltiplos indicadores para uma avaliação abrangente (BOHN et al., 2024).

A capacidade de autorregulação dos ecossistemas ripários está intrinsecamente vinculada à sua integridade estrutural. Evidências crescentes demonstram que o grau de fragmentação da vegetação ripária constitui um fator determinante para sua eficiência funcional (LIND et al., 2019; LI et al., 2025b). As características configuracionais mais relevantes da fragmentação florestal incluem o número, o tamanho, a complexidade do formato das manchas e sua distribuição espacial (AMORIM et al., 2021). Para quantificar adequadamente estes atributos, recomenda-se o uso de múltiplas métricas de paisagem, uma vez que não existe uma medida única e ideal. Entre as métricas frequentemente empregadas para caracterizar a fragmentação ripária destacam-se: número de manchas (NP), porcentagem da paisagem (PLAND), índice da maior mancha (LPI) e índice de divisão (DIV) (YIRIGUI et al., 2019; MARTINS et al., 2025). As métricas de paisagem são ferramentas úteis para compreender os efeitos das atividades humanas sobre as paisagens e sua fragmentação. Utiliza-se para medir a composição e a configuração espacial da bacia hidrográfica. As principais vantagens das métricas de paisagem são a simplicidade e a rapidez de cálculo, fatores importantes, pois as mudanças ambientais rápidas exigem indicadores de fácil obtenção (ZHOU et al., 2021). As zonas ripárias são ecossistemas de alta complexidade, localizados às margens de corpos hídricos, desempenhando papel fundamental na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (SE) (PRADO et al., 2022).

A avaliação convencional da qualidade da água em córregos urbanos tradicionalmente recorre à análise de parâmetros físico-químicos como pH, condutividade elétrica, fósforo total e nitrogênio total, seguindo diretrizes estabelecidas pela legislação ambiental (BRASIL, 2005). Estes parâmetros fornecem ferramentas valiosas para o diagnóstico ambiental, orientando o planejamento de ações de gestão de recursos hídricos (PELUSO et al., 2021). Contudo, especialistas têm apontado limitações nesta abordagem, sobretudo diante da complexidade das misturas de poluentes em ambientes urbanos. Diante das limitações das abordagens atuais em toxicologia ambiental, que ainda restringem o pleno aproveitamento dos avanços da química analítica na proteção da saúde humana e na avaliação de riscos ecológicos, este estudo revisa métodos bioanalíticos voltados à triagem de substâncias químicas tóxicas e à identificação de compostos desconhecidos em concentrações ambientalmente relevantes, conforme reforçado por Cheng et al. (2024).

Neste contexto, a Diretiva-Quadro Europeia da Água inspirou a incorporação de ferramentas ecotoxicológicas, que complementam as análises químicas ao integrarem as condições biológicas dos ecossistemas (RODRIGUES et al., 2022).

A aplicação de biomarcadores em múltiplos níveis de organização biológica tem sido discutida como uma ferramenta importante para aumentar a sensibilidade na detecção de situações de risco ecológico (ESSER et al., 2024). A análise integrada, com diferentes biomarcadores e indicadores ecológicos, pode superar a dificuldade de mensurar e relacionar os efeitos de múltiplos estressores em diferentes níveis de organização biológica (COCOZZA et al.,

2024). Esta abordagem multifacetada é particularmente relevante em sistemas urbanos, onde os recursos hídricos sofrem alterações constantes decorrentes das atividades humanas, exigindo indicadores sensíveis que reflitam a real magnitude dos impactos (ARAÚJO, 2023).

Dentre os bioindicadores disponíveis, espécies de diferentes níveis tróficos têm se mostrado particularmente úteis em análises ecotoxicológicas devido às suas diferenças de sensibilidade. A alface (*Lactuca sativa* L.) destaca-se como um dos modelos vegetais mais utilizados em bioensaios de fitotoxicidade, com extensa documentação científica que comprova sua sensibilidade a diversos contaminantes (ARAGÃO et al., 2020; SOARES et al., 2022; SANTIN et al., 2023). Estudos como os de Mot et al. (2019) demonstram sua resposta a metais pesados, observando reduções no índice de germinação e no crescimento radicular à medida que aumentam as concentrações.

No ambiente aquático, a lentilha-d'água (*Lemna minor*) consolida-se como um organismo-modelo amplamente reconhecido, com protocolos padronizados pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE). Sua alta sensibilidade e rápido crescimento clonal a tornam particularmente adequada para avaliar a toxicidade de águas superficiais e de efluentes, com numerosos estudos confirmando sua resposta a metais, herbicidas e outros poluentes (KISLIOGLU, 2023).

Completando este espectro de sensibilidade, os protozoários ciliados, particularmente os do gênero *Tetrahymena*, emergem como bioindicadores promissores para ecossistemas aquáticos. Estes organismos têm grande importância ecológica nos processos de decomposição e no controle de populações bacterianas, respondendo rapidamente à presença de contaminantes devido à sua rápida reprodução e sensibilidade (YUAN et al., 2024). *Tetrahymena* spp. tem sido considerada um indicador de alerta precoce para ecossistemas aquáticos sob estresse, demonstrando sensibilidade considerável a uma ampla gama de xenobióticos (MAURYA; PANDEY, 2020; LI et al., 2025a).

Apesar dos avanços metodológicos, persiste uma lacuna significativa no entendimento das relações entre a configuração espacial da vegetação ripária – quantificada por meio de métricas de paisagem – e as respostas ecotoxicológicas em ambientes urbanos tropicais. Esta integração é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão de bacias hidrográficas em regiões urbanizadas. Diante deste contexto, o presente estudo teve como objetivo examinar as relações entre a fragmentação florestal e a qualidade da água em ambientes urbanos, utilizando uma abordagem integrada que combina parâmetros físico-químicos convencionais com bioensaios ecotoxicológicos empregando *L. sativa*, *L. minor* e *T. pyriformis*. Nesse contexto, foi testada a hipótese de que o aumento da fragmentação da vegetação ripária corresponde a uma deterioração significativa da qualidade da água, manifestada tanto pela alteração dos parâmetros físico-químicos convencionais quanto pelo aumento da toxicidade detectada pelos bioensaios.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O município de Cuiabá localiza-se na mesorregião Centro-Sul-Mato-Grossense, microrregião homônima, a 177 m de altitude, nas coordenadas 15°35'56"S e 56°06'01"W (IBGE, 2022). Ela possui área de 4.327,448 km², densidade

demográfica de 150,41 hab./km² e população de 650.877 habitantes, sendo 254,57 km² correspondentes à macrozona urbana (Lei nº 4.719/04) e 3.283,60 km² à área rural (IBGE, 2022). Além do distrito-sede, integram o município os distritos de Coxipó da Ponte, Coxipó do Ouro e Guia, que concentram grande parte da população estadual, incluindo a capital.

A cidade é banhada por diversos corpos d'água que formam a bacia do rio Cuiabá, todos afluentes da bacia hidrográfica do rio Paraguai (BRAVO et al., 2014). Dentre os afluentes, destacam-se os córregos da Prainha, Ribeirão do Lipa, Moinho, Barbado, Gambá e São Gonçalo. A região caracteriza-se por sazonalidade marcada, com período chuvoso de outubro a março e seco de abril a setembro (WEATHER SPARK, 2025). O regime hidrológico dos córregos amostrados é fortemente influenciado pela precipitação, com cheias no período chuvoso e estiagens no período seco.

A acelerada urbanização e o crescimento econômico de Cuiabá, a partir da década de 1970, alcançam e afetam também o rio, parte integrante da cidade e principal recurso hídrico, cuja utilização foi intensificada e diversificada, o que

aumentou a captação de suas águas (IBGE, 2022). Segundo Moraes et al., (2018) as microbacias dos córregos Mané Pinto, Prainha, Gambá, Barbado e São Gonçalo apresentam ocupação urbana densa (80 a 92% da área total), com ausência quase total de mata ciliar.

O saneamento básico não acompanhou o ritmo de crescimento urbano, comprometendo a qualidade das águas por despejos domésticos, efluentes industriais, desmatamento de margens e extração de areia (SEMA, 2019). A área de estudo abrange a região metropolitana de Cuiabá/MT.

2.2. Seleção dos Pontos de Amostragem

Considerando a presença de córregos urbanos na região média de Cuiabá, foram selecionados 11 pontos amostrais, de P1 a P11, com distintos graus de alteração da vegetação ripária (Figura 1; Tabela 1). A seleção considerou a variação quantitativa nas métricas de fragmentação estimadas por sensoriamento remoto (YIRIGUI et al., 2019), além de aspectos logísticos, como o acesso, a profundidade mínima da lâmina d'água e a possibilidade de coleta manual sem perturbação dos sedimentos.

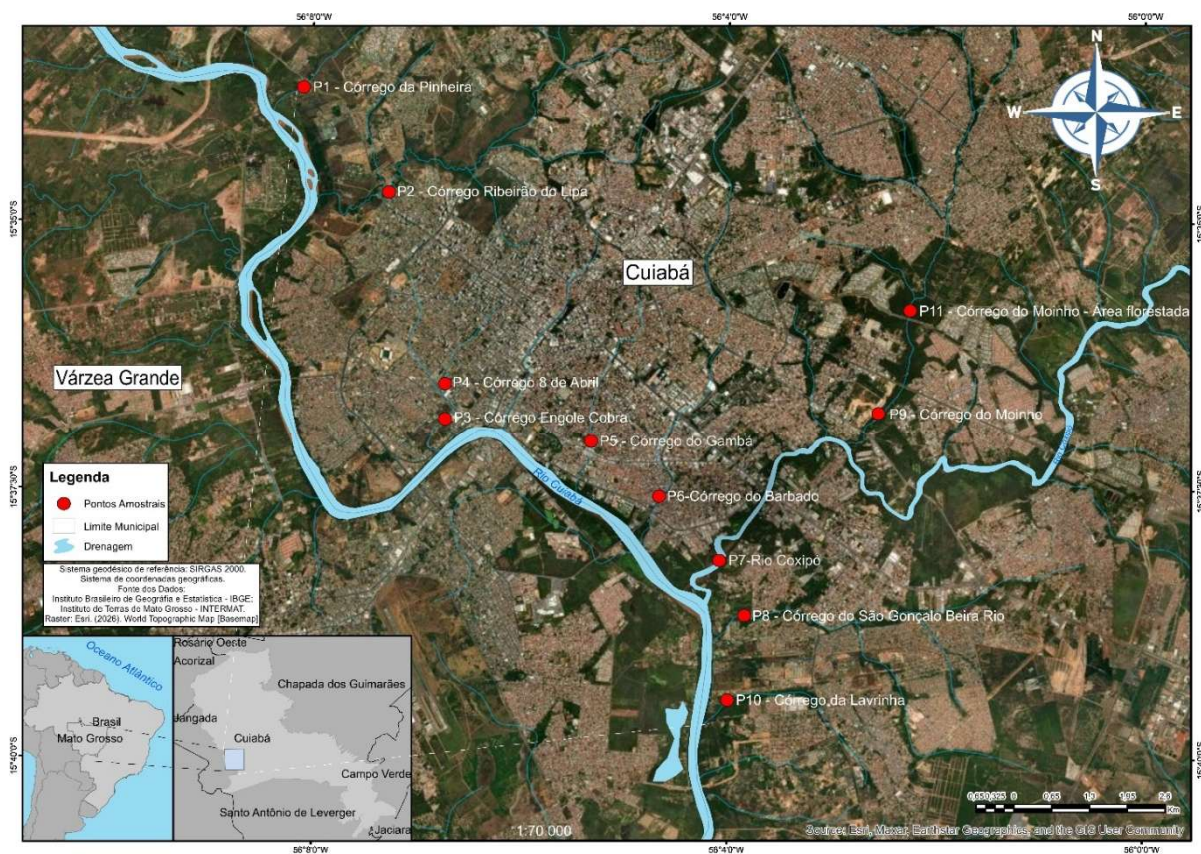


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e dos pontos amostrais (córregos urbanos): P1 (Pinheira), P2 (Ribeirão do Lipa), P3 (Engole Cobra), P4 (8 de Abril), P5 (Gambá), P6 (Barbado), P7 (Rio Coxipó), P8 (São Gonçalo Beira-Rio), P9 (Moinho), P10 (Lavrinha) e P11 (A Jusante - Córrego do Moinho - Área florestada).

Figure 1. Geographic location of the study area and sampling points (urban streams): P1 (Pinheira), P2 (Ribeirão do Lipa), P3 (Engole Cobra), P4 (8 de Abril), P5 (Gambá), P6 (Barbado), P7 (Rio Coxipó), P8 (São Gonçalo Beira Rio), P9 (Moinho), P10 (Lavrinha), and P11 (Downstream - Moinho Stream - Forested area).

2.3. Quantificação da fragmentação da vegetação ripária

Foram aplicadas quatro métricas de fragmentação da paisagem para avaliar a integridade da vegetação ripária: NP, PLAND, LPI e DIV (Tabela 2), conforme metodologia amplamente utilizada para quantificação da fragmentação de ecossistemas ciliares (YIRIGUI et al., 2019). Cada métrica foi

calculada com base no número de manchas de vegetação ripária e na área correspondente a cada mancha, delimitadas dentro de um buffer circular com raio de 500 metros, centrado em cada ponto amostral. Para a delimitação das manchas, utilizaram-se imagens gratuitas do satélite China-Brazil Earth Resources Satellite (CBERS) (sensor WPM),

Fragmentação ripária e indicadores físico-químicos e biológicos das águas em córregos urbanos

com alta resolução espacial (pixel de 2 metros), datadas do período de estiagem de 2023, para melhor análise das imagens, processadas no software QGIS (Quantum GIS),

por meio do plugin dzetsaka, que é a melhor alternativa para a classificação supervisionada e o monitoramento ambiental.

Tabela 1. Localização geográfica dos pontos amostrais de coleta em Cuiabá/MT.
Table 1. Geographic location of sampling collection points in Cuiabá/MT, Brazil.

Pontos Amostrais	Corpo d'água	Latitude	Longitude
P1	Córrego da Pinheira	15°33'43"S	56°08'04"W
P2	Córrego Ribeirão do Lipa	15°34'43"S	56°07'22"W
P3	Córrego Engole Cobra	15°36'59"S	56°07'01"W
P4	Córrego 8 de Abril	15°36'42" S	56°06'40" W
P5	Córrego do Gambá	15°37'05"S	56°05'38"W
P6	Córrego do Barbado	15°37'46" S	56°04'46" W
P7	Rio Coxipó	15°38'18"S	56°04'13"W
P8	Córrego do São Gonçalo Beira Rio	15°38'38"S	56°03'51"W
P9	Córrego do Moinho	15°36'57"S	56°02'43"W
P10	Córrego da Lavrinha	15°39'36"S	56°04'07"W
P11	Córrego do Moinho (Área Florestada)	15°35'50"S	56°02'20"W

Tabela 2. Métricas selecionadas para quantificação das fragmentações dos pontos amostrais.
Table 2. Selected metrics for quantifying fragmentation at sampling points.

Características	Métricas	Cálculo
Número de manchas ribeirinhas	NP	n
Proporção de mata ciliar	PLAND	$\left(\sum_{i=1}^n ai / A\right) \times 100$
Maior proporção de manchas de florestas ribeirinhas	LPI	$\max(ai) / A \times (100)$
Índice de divisão de manchas florestais (proximidade espacial de manchas florestais)	DIV	$\left\{1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{ai}{A}\right)^2\right\}$

n = número de fragmentação de florestas ribeirinhas, ai = área do fragmento de florestas ribeirinhas, i e A = tamanho total da área do buffer
 n = number of riparian forest fragments, ai = area of the riparian forest fragment, i and A = total buffer area.

4

Os pontos amostrais foram selecionados para manter uma distância mínima de 500 metros do Rio Cuiabá, a fim de evitar interferências diretas do curso d'água na análise da vegetação ripária. A partir do conjunto de imagens georreferenciadas, foi possível identificar e quantificar as manchas de vegetação ciliar em cada buffer, o que permitiu caracterizar a cobertura vegetal em nível espacial. A adoção de múltiplas métricas possibilitou uma avaliação mais abrangente da integridade ecológica da vegetação ripária, considerando diferentes aspectos da estrutura espacial da paisagem. Para garantir a precisão das análises, o sistema de referência de coordenadas adotado foi o *Universal Transverse Mercator* (UTM), e a aplicação de buffers, bem como a extração das imagens correspondentes aos pontos amostrais, foi realizada diretamente no QGIS, um software livre amplamente empregado no geoprocessamento de imagens, mapas e dados geoespaciais.

2.4. Coleta e análise das amostras de água

2.4.1. Parâmetros físico-químicos

As amostras para análise dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, condutividade, potencial redox (PR), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)) foram coletadas em 26/06/2024 (período de estiagem), conforme o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2011). As medições *in situ* seguiram os Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017; ISO, 1985, 2008), enquanto NT e PT foram analisados em laboratório conforme a metodologia da APHA (2017).

2.4.2. Ensaios toxicológicos

As coletas para ensaios com *L. sativa*, *L. minor* e *T. pyriformis* foram realizadas em setembro de 2023 (período de estiagem), conforme a NBR 15469 (ABNT, 2021) e a ISO 5667-1 (ISO, 2023). As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de alta densidade (PEAD) com volume total de 190 mL, eliminando a presença de ar. Após a coleta, foram encaminhadas ao Laboratório de Biotecnologia e Ecologia Microbiana (LABEM) da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), no Campus Cuiabá, para a realização dos ensaios toxicológicos. As análises foram conduzidas com três bioindicadores, seguindo protocolos específicos para cada espécie: sementes de alface (*L. sativa*) (ALMEIDA et al., 2022; GAVLAK et al., 2023), *L. minor* (OECD, 2006b; APPENROTH, 2022; SOARES et al., 2022) e *T. pyriformis* (MAURYA; PANDEY, 2020).

2.5. Bioensaios

2.5.1. *Lactuca sativa*

Os testes de germinação foram conduzidos com sementes de alface americana, pertencentes à espécie *L. sativa*, conforme a metodologia descrita por Guimarães et al. (2022). As sementes utilizadas foram da marca Garden®, com pureza de 99,9%. Em cada repetição, dez sementes foram dispostas sobre papel-filtro umedecido, no interior de placas de Petri de vidro de tamanho médio, mantidas sob temperatura controlada entre 25 °C e 28 °C por 7 dias. Para cada ponto amostral, as sementes foram tratadas com 3 mL

de água, distribuída em diferentes concentrações: amostra coletada no ponto (100%), diluição de uma parte de água destilada para três partes de amostra (75%), diluição de uma parte de água destilada para uma parte de amostra (50%), diluição de três partes de água destilada para uma parte de amostra (25%) e diluição de nove partes de água destilada para uma parte de amostra (10%). O tratamento controle foi realizado exclusivamente com água destilada (0%). Cada tratamento foi realizado em quintuplicata. Após sete dias, foram avaliados a quantidade de sementes germinadas, o comprimento total da raiz e o comprimento da plântula, todos expressos em centímetros.

2.5.2. *Lemna minor*

As plantas de *L. minor* foram previamente cultivadas conforme descrito por Appenroth (2022). Após o cultivo, as plantas foram acondicionadas em placas de acrílico com poços de 3.000 μ L, e a área foliar inicial foi medida em centímetros quadrados no software *ImageJ*. Em seguida, os tratamentos foram realizados em triplicata com soluções aquosas nas concentrações de 0% (controle, em água destilada), 10%, 25%, 50%, 75% e 100%, conforme definido anteriormente. Após sete dias de exposição, a área foliar foi novamente mensurada, e a diferença entre os valores iniciais e finais foi considerada a resposta ao tratamento.

2.5.3. *Tetrahymena pyriformis*

O tratamento, a manutenção e o cultivo dos protozoários *T. pyriformis* foram realizados conforme os protocolos estabelecidos por Cassidy-Hanley (2012) e Maurya; Pandey (2020). Cinquenta organismos vivos foram tratados, em triplicata, com amostras de água coletadas nas concentrações de 0%, 10%, 25%, 50%, 75% e 100% (pontos P1, P2, P9, P10, P11) ou 0%, 25%, 50% e 100% para os demais pontos. A aplicação de duas séries de diluição distintas visou otimizar a detecção do EC₅₀ em pontos com diferentes potenciais de toxicidade, assegurando a consistência estatística e a comparabilidade dos resultados entre os locais amostrados. A contagem de organismos vivos foi realizada após 24 h.

2.6. Análise dos dados toxicológicos

A partir dos dados obtidos nos ensaios toxicológicos, calcularam-se os valores de EC₅₀ para cada ponto de coleta e para cada organismo modelo. Optou-se pelo uso da EC₅₀ em vez de NOEC/LOEC, por esta fornecer estimativas contínuas da magnitude do efeito, com intervalos de confiança, ser comparável entre estudos e ser menos dependente do espaçamento entre doses e do poder estatístico. Em contraste, NOEC/LOEC baseia-se em concentrações discretas e múltiplas comparações pareadas, o que frequentemente resulta em inconsistências (OECD, 2006a). O consenso científico e regulatório tem favorecido o uso de concentrações de efeito derivadas de modelos de regressão (como EC_x), por aproveitarem toda a curva dose-resposta e fornecerem medidas transparentes de incerteza (OECD, 2006a, 2019; ASTM, 2020; DANIELS et al., 2025).

As respostas foram modeladas por meio de função log-logística de três parâmetros (LL3), utilizando o pacote *drv* no software R (Ritz et al., 2015; Xing et al., 2025), abordagem amplamente recomendada para análises ecotoxicológicas. O parâmetro superior (Top) foi fixado à média do controle, uma vez que as respostas foram expressas em relação a ele. Essa restrição reduz a superparametrização e melhora a estabilidade do ajuste, especialmente quando se trabalha com

um número limitado de concentrações (0%, 10%, 25%, 50%, 75%, 100%) (RITZ et al., 2015). Os intervalos de confiança (IC 95%) da EC₅₀ foram calculados na escala logarítmica e, posteriormente, transformados para evitar valores negativos. Valores de EC₅₀ superiores a 100% ou inferiores a 10% foram reportados como EC₅₀ > 100% ou EC₅₀ < 10%, respectivamente.

Com base nos valores de EC₅₀, foram calculadas as unidades tóxicas (TU), definidas como a razão entre a concentração da amostra sem diluição (100%) e a EC₅₀. Valores de TU iguais a 1 indicam EC₅₀ = 100%; valores inferiores a 1 indicam menor toxicidade (EC₅₀ > 100%), enquanto valores superiores a 10 indicam alta toxicidade (EC₅₀ < 10%). O uso de TU permite comparações diretas entre os pontos de amostragem e entre os organismos modelo. Para *L. sativa*, foi calculada uma TU com base na média geométrica das três respostas avaliadas (germinação, crescimento da plântula e da radícula); quando apenas uma resposta estava disponível, a TU foi estimada diretamente. Para *L. minor* e *T. pyriformis*, a TU foi calculada com base em uma única EC₅₀.

O ajuste das curvas log-logísticas e os cálculos de EC₅₀ foram realizados com o auxílio de scripts gerados pelo ChatGPT (OpenAI GPT-5); o processamento de dados foi otimizado por meio de scripts em R (veja o Apêndice A para o código completo e detalhes de validação); e todas as análises e os resultados foram verificados pelos autores.

2.7. Relações entre Fragmentação e Qualidade da Água

Para investigar a relação entre as métricas de fragmentação ripária e a qualidade da água, foi aplicada uma análise de redundância baseada em distância (db-RDA). Optou-se por essa abordagem em vez da Análise de Correspondência Canônica (CCA), que pressupõe respostas unimodais espécie-ambiente e é mais apropriada para dados de contagem ou de presença-ausência. O conjunto de dados incluiu variáveis físico-químicas (condutividade, nitrogênio total e fósforo total) e toxicológicas contínuas (unidades tóxicas de *L. sativa*, *L. minor* e *T. pyriformis*), para as quais relações lineares ou monotônicas são mais plausíveis. Diferentemente da RDA linear, a db-RDA permite o uso de dissimilaridades não euclidianas, sendo utilizada a distância de Bray-Curtis, adequada a dados ecológicos heterogêneos (LAI et al., 2022).

As distâncias de Bray-Curtis foram submetidas à Análise de Coordenadas Principais (PCoA), cujas pontuações euclidianas foram posteriormente restringidas pelas métricas de fragmentação (NP, PLAND e DIV). A métrica LPI foi excluída por apresentar alta correlação com PLAND ($r = 0,91$). Também foram excluídas as variáveis temperatura, pH e potencial de oxirredução, devido à baixa variabilidade entre os pontos amostrais (CV < 15%).

As análises foram realizadas em Python, seguindo um fluxo de trabalho referente a análises ecológicas normalmente realizadas em R (vegan) (OKSANEN et al., 2001). A significância estatística foi avaliada por permutação ($n = 999-9999$), com randomização dos dados de resposta para gerar uma distribuição nula da estatística *pseudo-F*. Os valores de p indicam se a variação explicada pelas variáveis preditoras excede a expectativa sob aleatoriedade, fornecendo uma estrutura robusta para detectar associações ecologicamente relevantes em conjuntos de dados de tamanho amostral limitado (LAI et al., 2022).

A db-RDA foi aplicada ao conjunto completo de variáveis (NP, PLAND, DIV, condutividade, NT, PT, *L. sativa*, *L. minor*, *T. pyriformis*), bem como separadamente aos blocos físico-químico (NP, PLAND, DIV, condutividade, NT, PT) e toxicológico (NP, PLAND, DIV, *L. sativa*, *L. minor*, *T. pyriformis*). Os scripts utilizados foram gerados com o auxílio do ChatGPT (OpenAI GPT-5), e todas as análises e os resultados foram verificados pelos autores.

3. RESULTADOS

3.1. Fragmentação da vegetação ripária

Os resultados da análise de fragmentação da vegetação ripária adjacente aos pontos de amostragem encontram-se na Tabela 3. As métricas espaciais NP, PLAND, LPI e DIV fornecem uma visão abrangente da configuração e da heterogeneidade da paisagem estudada. O NP variou entre 39 (ponto 10) e 150 (ponto 8), com média de 74 ± 35 . O coeficiente de variação (CV = 47,87%) indica alta variabilidade no número de fragmentos entre os pontos. PLAND oscilou entre 2,41% (ponto 5) e 75,07% (ponto 11), com média de $30,51 \pm 23,08\%$ e CV de 75,65%, o que reflete

uma grande variação na cobertura florestal. LPI apresentou média de $15,53 \pm 14,94\%$ (CV = 96,21%), variando de 0,36% a 54,69%, o que demonstra que algumas áreas são dominadas por grandes manchas (ponto 11), enquanto outras apresentam apenas pequenos fragmentos (ponto 5).

A métrica DIV variou entre 0,42 (ponto 7) e 1,00, com oito pontos entre 0,96 e 1,00 e três entre 0,42 e 0,67. Valores próximos a 1 indicam uma paisagem altamente fragmentada, enquanto valores próximos a 0 sugerem maior conectividade. No sítio 7, o índice de diversidade (DIV) foi de 0,42, indicando alta similaridade espacial entre as manchas de vegetação e sugerindo que o local se comporta como uma única mancha florestal. Embora o sítio 11 apresente a maior mancha individual, cobrindo aproximadamente 55% do buffer, o ponto 7 possui 66 manchas cuja maior ocupa cerca de 20% do buffer. No entanto, a proximidade e a distribuição dessas manchas no ponto 7 resultam em uma configuração mais coesa, que se assemelha estruturalmente a uma única grande mancha, em comparação ao ponto 11. Correlações significativas foram observadas entre PLAND e LPI ($r = 0,91$; $p < 0,01$) e entre PLAND e DIV ($r = -0,72$; $p = 0,01$).

Tabela 3. Métricas de fragmentação da mata ripária à proximidade de cada ponto de coleta de água. ID: pontos de coleta. Os valores em negrito em cada coluna destacam a mínima e a máxima. NP, PLAND, LPI e DIV definidos na seção metodológica. DP é o desvio padrão. Table 3. Riparian forest fragmentation metrics in proximity to each water collection point. ID: collection points. Bold values in each column highlight the minimum and maximum. NP, PLAND, LPI, and DIV as defined in the methodological section. DP is the standard deviation.

ID	NP (n)	PLAND (%)	LPI (%)	DIV
P1	41	39,95	15,05	0,96
P2	92	36,04	19,87	0,64
P3	94	8,32	1,97	1,00
P4	54	10,49	6,85	0,99
P5	70	2,41	0,36	1,00
P6	115	14,70	6,07	0,99
P7	66	58,41	19,80	0,42
P8	150	36,34	19,80	0,96
P9	52	41,97	18,37	0,94
P10	39	11,93	8,01	0,99
P11	41	75,07	54,69	0,67
Média	74,00	30,51	15,53	0,87
DP	35,42	23,08	14,94	0,20

3.2. Composição físico-química da água

Os parâmetros físico-químicos das águas coletadas encontram-se na Tabela 4. Temperatura e pH apresentaram os menores coeficientes de variação (7,26% e 3,89%, respectivamente). O pH variou entre 6,90 e 8,02 (média: $7,63 \pm 0,30$), enquanto a temperatura oscilou entre 22,5 e 27,6 °C (média: $23,31 \pm 1,69$ °C). Os pontos 1 e 2 registraram temperaturas significativamente superiores (27,6 e 25,6°C), possivelmente devido ao desmatamento ripário, embora diferenças nos horários de coleta também possam ter influenciado.

O potencial redox (PR) apresentou média de 227,00 ± 29,09 mV (CV = 12,82%), com variação limitada entre os pontos. Em contraste, condutividade, fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) apresentaram os maiores CVs (28,82%, 52,04% e 24,24%, respectivamente), indicando diferenças na mineralização e nas fontes de contaminação entre os pontos.

A condutividade média foi de $314,53 \pm 90,66$ µS/cm. PT e NT apresentaram médias de $1,99 \pm 1,03$ e $2,16 \pm 0,52$ mg L⁻¹, respectivamente. Em todos os pontos, as concentrações de PT excederam o limite de 0,1 mg L⁻¹ estabelecido para águas lóxicas da classe 2 pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), sugerindo contaminação por esgoto não

tratado ou por lixiviação de detritos orgânicos. As concentrações variaram em mais de 10 vezes, com os pontos 1, 2 e 10 apresentando valores inferiores a 1,0 mg L⁻¹, enquanto os demais ultrapassaram 2,0 mg L⁻¹ (máximo no ponto 6).

A Resolução CONAMA n° 357/2005 não estabelece limites específicos para nitrogênio total (NT) em corpos d'água de classe 2, mas define valores máximos para suas formas inorgânicas: 10 mg L⁻¹ para nitrato (N-NO₃), 0,1 mg L⁻¹ para nitrito (N-NO₂) e entre 2,0 e 3,7 mg L⁻¹ para amônio (N-NH₄). Considerando o intervalo de pH (6,9–8,0) e o potencial de oxidação-redução positivo (+206 a +312 mV), as águas analisadas apresentam caráter oxidante a levemente oxidante. Nessas condições, o nitrato é a forma termodinamicamente favorecida de nitrogênio, o que permite supor que NT corresponde predominantemente a N-NO₃. Assim, é provável que todas as amostras estejam em conformidade com o limite de 10 mg L⁻¹, dado que o valor máximo registrado foi de 2,98 mg L⁻¹.

A correlação linear entre PT e NT foi baixa ($r = 0,21$; $p = 0,54$), sugerindo fontes distintas desses nutrientes. Os pontos 1, 8 e 10 apresentaram concentrações de NT

inferiores a 2,0 mg L⁻¹, sendo o menor valor observado no ponto 8. Nos demais pontos, as concentrações foram

superiores a 2,0 mg L⁻¹, com o valor mais elevado registrado no ponto 5.

Tabela 4. Parâmetros físico-químicos da água nos pontos de amostragem. Valores em negrito indicam os mínimos e os máximos.
Table 4. Physical-chemical parameters of water at sampling points. Bold values indicate minimum and maximum values.

ID	pH	Cond*	PR*	PT*	NT*	Temp*
P1	6,90	316	311,50	0,22	1,76	27,6
P2	7,84	344	230,60	2,43	2,85	25,6
P3	7,70	296	212,30	2,10	2,48	22,9
P4	7,62	331	214,10	2,65	2,16	22,6
P5	7,48	300	229,10	2,64	2,98	22,5
P6	7,59	381	225,50	2,91	2,34	22,5
P7	7,57	74,80	218,00	0,68	2,11	22,5
P8	7,76	376	221,80	2,39	1,19	22,5
P9	8,02	396	209,30	2,73	1,57	22,6
P10	7,93	259	218,50	0,36	2,10	22,6
P11	7,52	386	206,30	2,76	2,22	22,5
Média	7,63	314,53	227,00	1,99	2,16	23,31
Desvio Padrão	0,30	90,66	29,09	1,03	0,52	1,69

*Variáveis físico-químicas: Cond (Condutividade); PR (Potencial redox); PT (Fósforo total); NT (Nitrogênio total); Temp (Temperatura).

3.3. Toxicidade da Água

A Tabela 5 apresenta os valores de EC₅₀ e de unidades tóxicas (TU) calculados para os três organismos-modelo. Em diversos pontos de amostragem, as estimativas de EC₅₀ não puderam ser determinadas com confiança, pois os valores extrapolaram os limites das concentrações testadas. Ainda assim, os valores de TU situaram-se entre 1 e 10, indicando que as amostras de água apresentaram efeito tóxico igual ou superior à EC₅₀, ou seja, causaram redução de 50% na

resposta biológica em relação ao controle. Para *L. sativa*, TUs superiores a 2,0 foram observadas nos pontos 3, 4, 5, 6 e 7, com destaque para o ponto 7, que apresentou a maior toxicidade. Em *L. minor*, TUs acima de 2,0 foram registradas nos pontos 2, 4 e 11, sendo os pontos 4 e 11 os mais tóxicos. Este organismo apresentou as menores respostas entre os modelos testados. Por fim, para *T. pyriformis*, TUs superiores a 2,0 foram observadas nos pontos 5, 6, 7 e 8, sendo o ponto 7 o que apresentou a maior toxicidade.

Tabela 5. Toxicidade das águas: metade da concentração efetiva máxima (EC50 %) e unidades tóxicas (TU, sem unidades). EC50 (limite inferior – limite superior do IC de 95%).

Table 5. Water toxicity: Maximum effective concentration at 50% (EC50 %) and toxic units (TU, unitless). EC50 (lower limit – upper limit of 95% CI).

ID	EC50 (%)					TU		
	<i>L. sativa</i> germinação	<i>L. sativa</i> plântula	<i>L. sativa</i> radicela	<i>L. minor</i> área folhar	<i>T. pyriformis</i> sobreviventes	<i>L. sativa</i>	<i>L. minor</i>	<i>T. pyriformis</i>
P1	100,0 (0 - inf.)	> 100	> 100	> 100	> 100	1,0	< 1	< 1
P2	55,7 (0,5 - 6135,1)	< 10	< 10	31,1 (0,0 - inf.)	52,8 (47,7 - 58,4)	1,8	3,2	1,9
P3	> 100	46,4 (0,6 - 3388,1)	45,9 (0,0 - inf.)	> 100	> 100	2,2	< 1	< 1
P4	> 100	> 100	16,4 (0,0 - inf.)	< 10	56,9 (15,1 - 214,8)	6,1	> 10	1,8
P5	> 100	43,7 (9,7 - 198,1)	45,9 (11,1 - 190,3)	> 100	46,2 (41,3 - 51,7)	2,2	< 1	2,2
P6	81,9 (3,1 - 2134,5)	34,7 (13,6 - 88,5)	35,7 (11,9 - 107,5)	75,6 (0,0 - inf.)	47,7 (28,8 - 79,0)	2,1	1,3	2,1
P7	> 100	< 10	< 10	100,0 (0,0 - inf.)	26,3 (0,5 - 1399,3)	> 10	1,0	3,8
P8	> 100	62,1 (45,8 - 84,2)	79,4 (52,2 - 120,9)	> 100	46,5 (32,7 - 66,2)	1,4	< 1	2,2
P9	63,4 (19,0 - 211,3)	> 100	> 100	> 100	> 100	1,6	< 1	< 1
P10	> 100	> 100	< 10	> 100	> 100	< 1	< 1	< 1
P11	76,9 (26,4 - 224,7)	99,9 (0 - inf.)	63,1 (26,6 - 150,0)	< 10	52,8 (44,4 - 62,8)	1,3	> 10	1,9

3.4. Relação entre Fragmentação e Qualidade da Água

Os resultados da análise de redundância baseada em distância (db-RDA) indicam que as métricas de fragmentação da vegetação ripária (NP, PLAND e DIV) explicam parte da

variância observada nos parâmetros de qualidade da água (Tabela 6). Na análise abrangente, que incluiu variáveis físico-químicas (condutividade, PT e T) e toxicológicas (*L. sativa*, *L. minor* e *T. pyriformis*), os dois primeiros eixos da db-RDA

Fragmentação ripária e indicadores físico-químicos e biológicos das águas em córregos urbanos

explicaram mais de 97% da variância restrita. Apesar do baixo poder explicativo ($R^2 = 0,058$), a relação entre as métricas de fragmentação e os parâmetros de qualidade da água foi

estatisticamente significativa ($p = 0,013$; Figura 2), sugerindo que, embora a fragmentação exerça influência, outros fatores também contribuem para a variabilidade observada.

Tabela 6. Resultados da análise de redundância (db-RDA).
Table 6. Results of the redundancy analysis (db-RDA).

Eixo	Proporção de Variância Restrita (%)		
	Todas as variáveis	Somente com variáveis físico-químicas	Somente com variáveis toxicológicas
db-RDA1	67,2	78,1	73,3
db-RDA2	29,8	20,6	18,9
db-RDA3	2,9	1,2	7,7

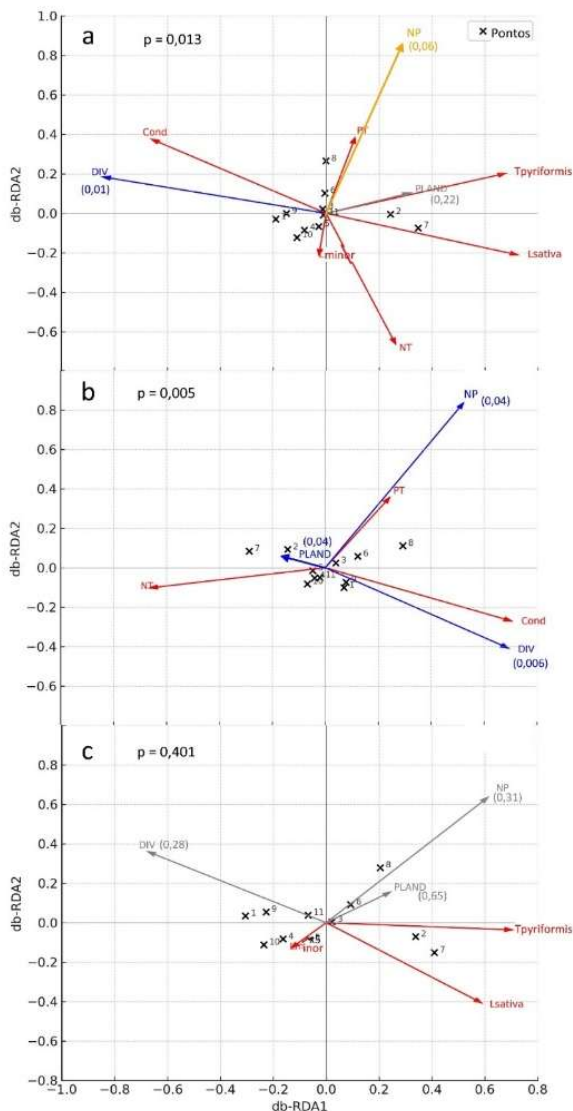


Figura 2. Resultados da análise RDA. Modelos db-RDA (Bray-Curtis) da relação entre a fragmentação (variáveis explanatórias N, PLAND e DIV) e a qualidade da água (Cond, PT, NT, *L. sativa*, *L. minor*, *T. pyriformis*).

Figure 2. Results of the RDA. Distance-based redundancy analysis (Bray-Curtis) models of the relationship between fragmentation (explanatory variables N, PLAND, and DIV) and water quality (Cond, PT, NT, *L. sativa*, *L. minor*, *T. pyriformis*).

Setas de vermelho indicam variáveis-resposta; de azul, variáveis predictoras significantes ($p \leq 0,05$); de laranja, variáveis predictoras quase significativas ($0,05 < p \leq 0,1$); de cinza, variáveis predictoras insignificantes ($p > 0,1$). A probabilidade de significância (p) global (p) de cada modelo é indicada em cada figura. a) Modelo que abrange todas as variáveis de qualidade da água. b) Modelo que envolve apenas as variáveis físico-químicas retidas. c) Modelo que envolve apenas as variáveis de toxicidade da água. Em a), b) e c), o número entre parênteses, próximo a uma variável explanatória, indica a probabilidade de significância da variável.

Red arrows indicate response variables; blue arrows indicate significant predictor variables ($p \leq 0,05$); orange arrows indicate almost significant predictor variables ($0,05 < p \leq 0,1$); and gray arrows indicate insignificant predictor variables ($p > 0,1$). The overall significance probability (p) of each model is indicated in each figure. a) Model encompassing all water quality variables. b) Model involving only retained physicochemical variables. c) Model involving only water toxicity variables. In a), b), and c), the number in parentheses next to an explanatory variable indicates the significance probability of that variable.

Ao considerar apenas os parâmetros físico-químicos, os dois primeiros eixos explicaram cerca de 99% da variância restrita, com $R^2 = 0,065$ e significância estatística ($p = 0,005$), reforçando a associação entre a estrutura da paisagem ripária e a qualidade físico-química da água. Por outro lado, na análise restrita às variáveis toxicológicas, os dois primeiros eixos explicaram aproximadamente 92% da variância restrita, mas o modelo não foi significativo ($p = 0,40$) e apresentou baixo poder explicativo ($R^2 = 0,031$).

Esses resultados indicam que, embora as métricas de fragmentação expliquem significativamente a variação da qualidade físico-química da água, não são determinantes para a variação observada nos parâmetros toxicológicos.

4. DISCUSSÃO

Os resultados da análise db-RDA indicam que as métricas de fragmentação da vegetação ripária (NP, PLAND e DIV) apresentaram associação estatisticamente significativa com variáveis de qualidade da água, embora o poder explicativo dos modelos tenha sido baixo ($R^2 < 0,06$). Esse padrão (significância estatística acompanhada de baixa variância explicada) é comum em análises multivariadas baseadas em distâncias não euclidianas, como a de Bray-Curtis (JUPKE; SCHÄFER, 2020). Nessas abordagens, mesmo pequenas proporções de variância explicada podem refletir padrões ecológicos reais, detectáveis por meio de testes de permutação. Assim, o valor de p significativo indica que a correspondência entre a estrutura espacial da fragmentação e as dissimilaridades na qualidade da água não é aleatória, ainda que o efeito seja modesto (GRANITTO et al., 2025).

Ecologicamente, os resultados reforçam o papel funcional da vegetação ripária na regulação da qualidade da água em bacias urbanas e periurbanas. Faixas ripárias contínuas atuam como filtros biogeoquímicos, contribuindo para a manutenção da temperatura e do pH, bem como para a retenção de nutrientes, sedimentos e contaminantes antes que atinjam os corpos hídricos. Essa regulação microclimática é crucial, uma vez que o desmatamento das margens está associado a águas mais quentes (MIÑANA-ALBANELL et al., 2024), enquanto a variação do pH pode ser influenciada por diferenças de temperatura e insolação, que variam com o horário de coleta (WANG et al., 2025).

Além dos parâmetros físicos, a vegetação é fundamental no controle de nutrientes. Em córregos urbanos, os valores elevados de PT encontrados refletem, em grande parte, a poluição de origem orgânica, como esgoto não tratado, lixiviação de detritos pelas águas pluviais ou até mesmo o descarte direto de resíduos no curso d'água, prática comum em muitas cidades brasileiras (SOUZA et al., 2024). Nesse contexto, a presença da mata ripária mostra-se imprescindível, uma vez que estudos demonstram reduções significativas no transporte de fósforo (P) e de nitrogênio (N) em áreas com cobertura vegetal preservada, alcançando eficiências de retenção superiores a 80% em faixas de 30 metros (GU et al., 2025). Essa função é sustentada por processos como infiltração, absorção radicular, imobilização microbiana e sedimentação.

Neste estudo, a correlação positiva entre o número de fragmentos (NP) e o fósforo total (PT) sugere que a fragmentação compromete a capacidade da vegetação ripária de reter fósforo. A perda de continuidade funcional favorece o escoamento superficial e a erosão, aumentando o aporte de partículas e nutrientes aos cursos d'água, padrão já documentado em áreas agrícolas e urbanas (HEJNA; CUTRIGHT, 2021; HOFFMANN et al., 2025). De forma semelhante, a correlação positiva entre o índice de divisão de manchas (DIV) e o nitrogênio total (NT) indica que paisagens com baixa diversidade estrutural apresentam menor capacidade de interceptação e de transformação de compostos nitrogenados.

A presença de zonas úmidas e de vegetação ativa é essencial para processos como a desnitrificação e a assimilação biológica (WU et al., 2020; LV; WU, 2021), que são reduzidos em paisagens simplificadas.

O aumento de PT e NT em áreas mais fragmentadas também pode refletir a influência de fontes pontuais e difusas de poluição, como esgotos domésticos e drenagem urbana. Em ambientes urbanizados, a ausência de cobertura vegetal reduz a infiltração e intensifica o escoamento superficial, favorecendo o transporte de poluentes, padrão amplamente observado em córregos urbanos com margens desprovidas de vegetação (SANTOS et al., 2024).

Por outro lado, não foi observada relação significativa entre as métricas de fragmentação e os parâmetros toxicológicos obtidos nos bioensaios com *L. sativa*, *L. minor* e *T. pyriformis*. Esse resultado é coerente com a complexidade dos processos ecotoxicológicos, que dependem fortemente da presença e da concentração de contaminantes específicos (como metais, pesticidas e compostos orgânicos) não quantificados neste estudo. Além disso, a variabilidade fisiológica entre organismos-teste e as diferenças metodológicas podem gerar respostas distintas sob condições ambientais semelhantes (SANTOS et al., 2024; FIGUEIREDO et al., 2025).

Outro fator relevante é a diferença de escala entre os fenômenos avaliados. As métricas de fragmentação descrevem padrões de paisagem em escala ampla, enquanto os bioensaios captam respostas locais, influenciadas por condições físico-químicas pontuais. Essa discrepância pode explicar a ausência de correlação direta entre a estrutura da paisagem e a toxicidade (BISWAS et al., 2023; RIVA; FAHRIG, 2023). Assim, embora a fragmentação seja um fator importante, atua em conjunto com outras pressões ambientais que afetam a qualidade da água.

A ecologia da paisagem oferece um arcabouço útil para interpretar esses achados. A fragmentação altera a

configuração e a conectividade da vegetação, afetando os fluxos de matéria e de energia entre os sistemas terrestres e aquáticos (SOARES et al., 2022). Além disso, a variabilidade hidrológica e eventos extremos, como enxurradas, podem reduzir a eficácia das faixas ripárias, tornando menos detectáveis os efeitos da vegetação em escalas temporais curtas (SIQUEIRA; CARMO, 2022).

Em síntese, os resultados confirmam parcialmente a hipótese de que a fragmentação da vegetação ripária influencia a qualidade da água, especialmente por meio da modulação da disponibilidade de nutrientes. No entanto, o baixo R^2 indica que essa influência é limitada e interage com múltiplos fatores, como o uso do solo, as fontes de poluição e a dinâmica hidrológica. A interpretação dos *biplots* deve priorizar a coerência ecológica das associações observadas, mais do que a magnitude da variância explicada. A associação entre altos valores de NP, baixos de DIV e elevadas concentrações de PT e NT reforça a importância da conectividade ripária na regulação da qualidade da água.

Portanto, a manutenção de faixas ripárias contínuas e estruturalmente diversificadas é essencial para mitigar a carga de nutrientes e melhorar a qualidade ambiental dos cursos d'água. Contudo, a eficácia dessas estratégias depende de abordagens integradas que combinem métricas de paisagem, monitoramento de contaminantes específicos e avaliação hidrológica. Tais medidas são fundamentais para o desenvolvimento de políticas de gestão baseadas em evidências ecológicas, especialmente em contextos urbanos e periurbanos.

5. CONCLUSÕES

Os resultados confirmam que a fragmentação da vegetação ripária exerce influência significativa, ainda que parcial, sobre a qualidade físico-química da água em córregos urbanos e periurbanos. Áreas com maior fragmentação – caracterizadas por elevado número de manchas (NP) e baixa conectividade (correspondentes a alto valor de DIV) – apresentaram concentrações superiores de fósforo total (PT) e de nitrogênio total (NT), refletindo o efeito combinado do escoamento superficial, dos efluentes domésticos e da lixiviação oriunda da malha viária. Em contraste, trechos com vegetação contínua e conectada (valores elevados de PLAND e LPI) apresentaram teores reduzidos de nutrientes e maior estabilidade físico-química, corroborando o papel da vegetação ripária como filtro natural e regulador dos fluxos biogeoquímicos.

A análise de redundância baseada em distância (db-RDA) demonstrou que, mesmo com poder explicativo modesto ($R^2 < 0,06$), as métricas de fragmentação associaram-se estatisticamente aos padrões multivariados de qualidade da água, indicando a presença de um efeito ecológico real, ainda que condicionado por outros fatores ambientais e antrópicos. As relações positivas entre NP e PT e negativas entre DIV e NT reforçam a importância da continuidade e da diversidade estrutural da vegetação para os processos de retenção e transformação de nutrientes, como a absorção radicular e a desnitrificação microbiana.

Sob a perspectiva aplicada, os resultados evidenciam que a conservação e restauração de faixas ripárias contínuas e estruturalmente diversificadas devem integrar estratégias de manejo de bacias hidrográficas urbanas, com ênfase na redução do aporte difuso de nutrientes e no aumento da resiliência hidrológica. O monitoramento ambiental deve

combinar métricas de paisagem com variáveis físico-químicas e hidrológicas, além de incorporar ensaios toxicológicos padronizados (com *L. sativa*, *L. minor* e *T. pyriformis*) como indicadores complementares da qualidade da água. Esses bioensaios permitem detectar efeitos subletais e integrativos da poluição não capturados por variáveis químicas convencionais, aprimorando a avaliação de riscos ecológicos e a eficácia de ações de restauração.

Recomenda-se que futuros estudos aprofundem a investigação dos mecanismos específicos que vinculam a configuração espacial da vegetação ripária aos processos ecotoxicológicos, considerando diferentes escalas temporais e espaciais, bem como a influência de variáveis hidrológicas e de uso do solo na modulação dessas relações.

6. REFERÊNCIAS

- ABNT_Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15469: Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras**. 2021. 14p.
- ALMEIDA, Í. G.; DORNELAS, K. C.; SCHNEIDER, R. M.; BONGIOVANI, M. C. Avaliação da toxicidade de efluente de aterro sanitário em sementes de alface (*Lactuca sativa*). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 3, p. 163-172, 2022. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.003.0013>
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P. de; PIROLI, E. L. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista. **Formação**, v. 28, n. 53, 2021. <https://doi.org/10.33081/formacao.v28i53.8158>
- APHA_American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. 2017. 1504 p.
- ANA_Agência Nacional de Águas. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília: ANA/CPRM, 2011. 326 p.
- APPENROTH, K.-J. Useful methods 3: Media for in vitro-cultivation of duckweed. **International Steering Committee on Duckweed Research and Applications**, v. 3, p. 180-203, 2015. <https://doi.org/10.17504/protocols.io:j8nlkkoz115r/v1>
- ARAGÃO, F. B.; GALTER, I. N.; DUARTE, I. D.; MORALES, M. A. M.; VIEIRA, L. F. A.; MATSUMOTO, S. T. *Lactuca sativa* L.: bioindicador vegetal para prospecção de toxicidade e atividade enzimática de fungicidas. In: FONTES, M. M. P.; MATSUMOTO, S. T.; SOUZA, T. da S.; CARRIJO, T. T. (Ogs.). **Tópicos especiais em genética e melhoramento III**. Vitória: CAUFES, 2020. p. 257-289.
- ARAÚJO, A. R. de. As alterações ambientais e a qualidade da água nos córregos urbanos: estudo desses efeitos em Ponte e Lacerda, Mato Grosso. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 3, n. 45, p. 20-48, 2023.
- ASTM_American Society for Testing and Materials. **Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of freshwater bivalve molluscs**. E2455-06, 2020. 13 p.
- BISWAS, G.; SENGUPTA, A.; ALFAISAL, F. M.; ALAM, S.; ALHARBI, R. S.; JEON, B.-H. Evaluating the effects of landscape fragmentation on ecosystem services: A three-decade perspective. **Ecological Informatics**, v. 77, e102283, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102283>
- BOHN, I. C.; BRANCO, J. O.; CIONEK, V. de M.; COSTA, V. S. C. da; SILVA, A. L. L. da; RIBEIRO, E. A. W. Effects of land use on the community structure of aquatic invertebrates in subtropical streams. **Diversity**, v. 16, n. 8, e497, 2024. <https://doi.org/10.3390/d16080497>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências**. 2005.
- BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W.; PAIXÃO, A. R. da; ALLASIA, D.; DOMECCQ, F. Impact of projected climate change on hydrologic regime of the Upper Paraguay River basin. **Climatic Change**, v. 127, n. 1, p. 27-41, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0816-2>
- CASSIDY-HANLEY, D. M. *Tetrahymena* in the laboratory: Strain resources, methods for culture, maintenance, and storage. In: COLLINS K. B. T. M. **Tetrahymena thermophila**. Academic Press, p. 237-276, 2012. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385967-9.00008-6>
- COCOZZA, C.; PARISI, F.; CHIARI, M.; LOPPI, S.; MUNZI, S.; RAVERA, S. Integration of ecological indicators to assess a multitemporal impact of cement industries. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 35, p. 48233-48249, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34079-y>
- CHENG, Y.; DING, J.; ARENAS, C. E. D.; BRINKMANN, M.; JI, X. A brief review on the assessment of potential joint effects of complex mixtures of contaminants in the environment. **Environmental Science: Advances**, v. 3, n. 5, p. 661-675, 2024. <https://doi.org/10.1039/D4VA00014E>
- DANIELS, B.; GRÄFF, T.; KOTSCHIK, P.; WALTER-ROHDE, S. High time to update statistical guidance in ecotoxicology - a workshop synthesis on the revision of OECD document no. 54. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 00, n. 00, p. 1-11, 2025. <https://doi.org/10.1093/inteam/vjaf113>
- DE MORAES, G. F.; LIMA, E. B. N. R.; FERRAREZ, E. M. Caracterização fisiográfica e do uso e da ocupação do solo das microbacias urbanas da cidade de Cuiabá-MT. **E&S Engineering and Science**, v. 7, n. 2, p. 42-53, 2018 <https://doi.org/10.18607/ES20187682>
- ESSER, M.; BRINKMANN, M.; HECKER, M. Solving freshwater conservation challenges through next-generation sequencing approaches. **Environmental Science: Advances**, v. 3, n. 9, p. 1181-1196, 2024. <https://doi.org/10.1039/D4VA00112E>
- FIGUEIREDO, M. I.; MELLO, I. S.; TARGANSKI, S. K.; DUARTE, J. S.; VASCONCELOS, L. G.; STEIN, A. L. A.; SOARES, M. A. Selenoacetylenes protect against beta-amyloid peptide-induced paralysis and promote longevity in *Caenorhabditis elegans*. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 36, n. 2, e-20240131, 2025. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20240131>
- GAVLAK, G.; VIDAL, C. M. de S.; SOUZA, K. V. de. Ecotoxicological assessment of timber-industry wastewater based on bioassays conducted with lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.). **Revista Brasileira de Ciência**,

- Tecnologia e Inovação**, v. 8, n. 2, p. 165-174, 2023. <https://doi.org/10.18554/rbcti.v8i2.6994>
- GRANITTO, M.; LOPEZ, M. E.; FUENTES, A. L. B.; TESTONI, M. C. M.; RODRÍGUEZ, P. Relationship between riparian zones and water quality in the main watersheds of Ushuaia City, Tierra del Fuego (Argentina). **Ecological Processes**, v. 14, n. 1, e18, 2025. <https://doi.org/10.1186/s13717-025-00585-1>
- GU, J.-Y.; LEE, J.-W.; LEE, S.-W.; PARK, Y.; PARK, S.-R. Enhancing stream ecosystems through riparian vegetation management. **Land**, v. 14, n. 6, e1248, 2025. <https://doi.org/10.3390/land14061248>
- GUIMARÃES, N. N.; GUIMARÃES, L. N.; TEIXEIRA, R. R.; GONÇALVES, A. H.; INOUE, T. Y.; COSTA, N.; VIOL, L. E. S.; MARTINS, G. A. Teste de germinação de sementes de alface em diferentes substratos. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 10, p. 65398-65407, 2022. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n10-031>
- HEJNA, M.; CUTRIGHT, T. J. Stream restoration reduces elevated phosphorus levels in an urban watershed. **Limnologia**, v. 91, e125921, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125921>
- HOFFMANN, J. A.; TEKETAY, D.; NEGASH, M.; TESFAY, H. M. Restoring forest landscape connectivity: Why, where, and how? In: LAPIN, K.; OETTEL, J.; BRAUN, M.; KONRAD, H. (Eds). **Ecological connectivity of forest ecosystems**. Springer Nature Switzerland, 2025. p. 265-295. https://doi.org/10.1007/978-3-031-82206-3_13
- IBGE_Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e estados**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mt/cuiaba.html>. Acesso em: 10 mar. 2025.
- ISO_International Organization for Standardization. **ISO 7888:1985 - Water quality - Determination of electrical conductivity**. 1985.
- ISO_International Organization for Standardization. **ISO 10523:2008 - Water quality - Determination of pH**. 2. ed. 2008.
- ISO_International Organization for Standardization. **ISO 5667-1:2023 - Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques**. 4. ed. 2023.
- JUPKE, J. F.; SCHÄFER, R. B. Should ecologists prefer model- over distance-based multivariate methods? **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 5, p. 2417-2435, 2020. <https://doi.org/10.1002/ece3.6059>
- KISLIOGLU, M. S. Removal of Ag, Au, and As from acid mine water using *Lemna gibba* and *Lemna minor* - A performance analysis. **Water**, v. 15, n. 7, e1293, 2023. <https://doi.org/10.3390/w15071293>
- LAI, J.; ZOU, Y.; ZHANG, J.; PERES-NETO, P. R. Generalizing hierarchical and variation partitioning in multiple regression and canonical analyses using the rdacca.hp R package. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 4, p. 782-788, 2022. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13800>
- LI, A.; YUAN, F.; LI, L.; GU, J.; ZHANG, Y.; LI, F.; TANG, T.; LIU, F. Interactions between nanoplastics and *Tetrahymena thermophila*: Low toxicity vs. potential biodegradation. **Chemosphere**, v. 373, e144166, 2025a. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144166>
- LI, B.; HUANG, X.; ZHONG, Q.; WU, X. Impact of forest fragmentation on river water quality: An example from a typical subtropical hilly basin. **PeerJ**, v. 13, e19435, 2025b. <https://doi.org/10.7717/peerj.19435>
- LIND, L.; HASSELQUIST, E. M.; LAUDON, H. Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. **Journal of Environmental Management**, v. 249, e109391, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109391>
- LV, J.; WU, Y. Nitrogen removal by different riparian vegetation buffer strips with different stand densities and widths. **Water Supply**, v. 21, n. 7, p. 3541-3556, 2021. <https://doi.org/10.2166/ws.2021.119>
- MAURYA, R.; PANDEY, A. K. Importance of protozoa *Tetrahymena* in toxicological studies: A review. **Science of the Total Environment**, v. 741, e140058, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140058>
- MARTINS, I. S.; SOUZA, C. G.; SANTOS, R. B. D.; SILVA, D. P. Spatio-temporal analysis of forest fragmentation and landscape management scenarios in the Peruípe river basin, state of Bahia, Brazil. **Revista Árvore**, v. 49, e4916, 2025. <https://doi.org/10.53661/18069088202549263908>
- MIÑANA-ALBANELL, C.; RYU, D.; PÉREZ-MARTÍN, M. Á. Water temperature model to assess impact of riparian vegetation on Júcar River and Spain. **Water**, v. 16, n. 21, e3121, 2024. <https://doi.org/10.3390/w16213121>
- MOT, A.; MADJAR, R.; BADULESCU, L.; MIHALACHE, M. The effects of heavy metals on seed germination and seedling growth of *Lactuca sativa* L. and *Spinacia oleracea* L. **Research Journal of Agricultural Science**, v. 51, n. 3, p. 124-132, 2019.
- OECD. **Current approaches in the statistical analysis of ecotoxicity data**. n. 54, 2006a. <https://doi.org/10.1787/9789264085275-en>
- OECD. **Test No. 221: Lemna sp. growth inhibition test**. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, 2006b. <https://doi.org/10.1787/9789264016194-en>
- OECD. **Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and mixtures**. n. 23, 2019. <https://doi.org/10.1787/0ed2f88e-en>
- OKSANEN, J.; SIMPSON, G. L.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; BORMAN, T.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; WEEDON, J. **vegan: Community Ecology Package**. 2001. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>
- PELUSO, J.; COLL, C. S. P.; CRISTOS, D.; ROJAS, D. E.; ARONZON, C. M. Comprehensive assessment of water quality through different approaches: Physicochemical and ecotoxicological parameters. **Science of the Total Environment**, v. 800, e149510, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149510>
- PRADO, R. B.; DAMASCENO, G. M. S.; AQUINO, F. de G. Overview of studies on ecosystem services in riparian zones: a systematic review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, e19, 2022. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X1822>
- RITZ, C.; BATY, F.; STREIBIG, J. C.; GERHARD, D. Dose-response analysis using R. **Plos One**, v. 10, n. 12,

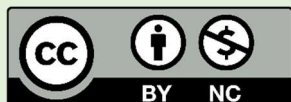
- e0146021, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146021>
- RIVA, F.; FAHRIG, L. Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay. **Ecology Letters**, v. 26, n. 2, p. 268-277, 2023. <https://doi.org/10.1111/ele.14145>
- RODRIGUES, S.; PINTO, I.; MARTINS, F.; FORMIGO, N.; ANTUNES, S. C. An ecotoxicological approach can complement the assessment of natural waters from Portuguese reservoirs? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 34, p. 52147-52161, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19504-4>
- SANTIN, M.; ZENI, V.; GRASSI, A.; RICCIARDI, R.; PIERACCI, Y.; DI GIOVANNI, F.; PANZANI, S.; FRASCONI, C.; AGNOLUCCI, M.; AVIO, L.; TURRINI, A.; GIOVANNETTI, M.; CASTIGLIONE, M. R.; RANIERI, A.; CANALE, A.; LUCCHI, A.; AGATHOKLEOUS, E.; BENELLI, G. Do changes in *Lactuca sativa* metabolic performance, induced by mycorrhizal symbionts and leaf UV-B irradiation, play a role towards tolerance to a polyphagous insect pest? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 19, p. 56207-56223, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26218-8>
- SANTOS, E. A. dos; SANTANA, C. P.; OLIVEIRA, A. K. de; DANELICHEN, V. H. de M.; PINTO JÚNIOR, O. B. Impactos ambientais e qualidade hídrica do Córrego do Retiro no Município de Amambaí, MS. **Ensaio e Ciência**, v. 28, n. 5, p. 652-671, 2024. <https://doi.org/10.17921/1415-6938.2024v28n5p652-671>
- SEMA_Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso. **Relatório de monitoramento da qualidade das águas superficiais do Estado de Mato Grosso 2018-2019**. 2019. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/transparencia/index.php/gestao-ambiental/monitoramento-ambiental/qualidade-da-agua>. Acesso em: 10 mar. 2025.
- SIQUEIRA, M. R.; CARMO, F. M. da S. Dinâmica da serapilheira em floresta estacional semidecidual atingida por barragem hidrelétrica. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 10, n. 2, p. 281-296, 2022.
- SOARES, D. R.; NAHSEN, M. H. C.; SOARES, F. da S.; MORALES, M. V.; RIGONATO, M. B.; GERMANO, A. D.; VALENTE, R. A. Conectividade estrutural da vegetação nativa para o planejamento da conservação florestal. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 4, e39811427492, 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i4.27492>
- SOUZA, F. H. B.; MORILLA, M.; GUEDES-PEREIRA, B.; LEMES, K.; TANIWAKI, R. H. Temporal and spatial dynamics of carbon, nitrogen, and phosphorus in a subtropical urban river (Tamanduateí River, São Paulo, Brazil). **Limnological Review**, v. 24, n. 4, p. 557-567, 2024. <https://doi.org/10.3390/limnolrev24040032>
- WANG, H.; HAN, P.; ZHANG, P.; LI, Y. Influence of yeast concentrations and fermentation durations on the physical properties of white bread. **LWT**, v. 198, e116063, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2024.116063>
- WANG, S.; ROY, J. W.; YATES, A. G.; PARSONS, C. T.; ROBINSON, C. E. Examining the impact of stream pH changes on transient P storage in streambed sediments across multiple temporal scales. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 62, e102788, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102788>
- WEATHER SPARK. **Clima e condições meteorológicas médias em Cuiabá no ano todo**. 2025. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/29311/Clima-caracteristico-em-Cuiabá-Mato-Grosso-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 08 ago. 2025.
- WU, J. Q.; XIONG, L. J.; SHA, C. Y. Removal of N, P from seepage and runoff by different vegetated and slope buffer strips. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 2, p. 351-363, 2020. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.237>
- XING, Z.; ECKHARDT, J.; VAIDYA, A. S.; CUTLER, S. R. BioCurve Analyzer: A web-based shiny app for analyzing biological response curves. **Plant Methods**, v. 21, n. 1, e55, 2025. <https://doi.org/10.1186/s13007-025-01372-x>
- YIRIGUI, Y.; LEE, S.-W.; NEJADHASHEMI, A. P.; HERMAN, M. R.; LEE, J.-W. Relationships between riparian forest fragmentation and biological indicators of streams. **Sustainability**, v. 11, n. 10, e2870, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11102870>
- YUAN, G.; CHEN, Y.; WANG, Y.; ZHANG, H.; WANG, H.; JIANG, M.; ZHANG, X.; GONG, Y.; YUAN, S. Responses of protozoan communities to multiple environmental stresses (warming, eutrophication, and pesticide pollution). **Animals**, v. 14, n. 9, e1293, 2024. <https://doi.org/10.3390/ani14091293>
- ZHOU, Y.; YUE, D.; GUO, J.; CHEN, G.; WANG, D. Spatial correlations between landscape patterns and net primary productivity: a case study of Shule River Basin, China. **Ecological Indicators**, v. 130, e108067, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108067>

Agradecimentos: À Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) e ao Laboratório de Biotecnologia e Ecologia Microbiana (LABEM), coordenado pelo Prof. Dr. Marcos Antônio Soares, pelo suporte técnico e de infraestrutura, ao Prof. Dr. Jhonatan Barbosa da Silva, em exercício como chefe de Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental–ESA/UFMT, pelo suporte técnico e de infraestrutura do laboratório de análises Físico-Químicas de Água e Resíduos (LAFQAR), ao Prof. Dr. Pierre Girard pela orientação e apoio financeiro do CNPq (Processo 403240/2023-9), e, finalmente, a discente Maria Isabela da Silva Figueiredo, pelas orientações técnicas aos experimentos em laboratório.

Contribuições dos autores: A.S.C.T.: conceitualização, metodologia, investigação, coleta de dados, redação (original), redação (revisão e edição); W.F.R.M.: conceitualização, investigação, redação (original); J.M.M.: conceitualização, redação (original), redação (revisão e edição); P.G.: conceitualização, metodologia, investigação, coleta de dados, redação (original), redação (revisão e edição), administração ou supervisão. Todos os autores leram e aprovaram a versão publicada do manuscrito.

Disponibilidade de dados: Os dados desta pesquisa poderão ser obtidos por e-mail, mediante solicitação ao autor correspondente ou ao primeiro autor.

Conflito de interesses: Os autores declaram não haver conflitos de interesses.



Copyright: © 2026 by the authors. This article is an Open-Access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons **Attribution-NonCommercial (CC BY-NC)** license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

APÊNDICE A

Informamos que foram utilizados dois (2) scripts diferentes. Um para calcular EC50 e outro para db-RDA, sendo os seguintes abaixo:

EC50

R script LL3 with Top fixed to the control

```
# Packages
# install.packages(c("drc", "dplyr", "readr", "purrr", "ggplot2"))
library(drc); library(dplyr); library(readr); library(purrr);
library(ggplot2)

# ---- Load (auto-detect delimiter) ----
guess_delim <- function(path) {
  hdr <- readChar(path, nchars = 2048, useBytes = TRUE)
  if (grepl(";", hdr, fixed=TRUE) && !grepl(",", hdr,
fixed=TRUE)) return(";")
  if (grepl(",", hdr, fixed=TRUE) && !grepl(";", hdr,
fixed=TRUE)) return(",")
  # default to ',' if both appear
  ","
}

path <- "Tox_all1.csv" # your rootlet file
delim <- guess_delim(path)
```

```
dat <- read_delim(path, delim = delim, show_col_types =
FALSE) |>
  rename_with(tolower) |>
  rename(dataset = dplyr::coalesce(match("dataset", names()),
"dataset"),
  conc = dplyr::coalesce(match("conc", names()), "conc"),
  response = dplyr::coalesce(match("response", names()),
"response")) |>
  mutate(conc = as.numeric(conc), response =
as.numeric(response))

stopifnot(all(c("dataset", "conc", "response") %in% names(dat)))

# ---- Fit LL3 with Top fixed to control mean ----
fit_one <- function(df) {
  # Top fixed = mean(response) at conc==0
  top_fixed <- df |> filter(conc == 0) |> summarise(m =
mean(response, na.rm=TRUE)) |> pull(m)
  if (is.na(top_fixed)) top_fixed <- max(df$response, na.rm =
TRUE) # fallback if no 0% rows (rare)

  # 3-parameter: LL.4 with 'Upper' fixed = top_fixed
  m <- try(
    drm(response ~ conc, data = df,
      fct = LL.4(names = c("HillSlope", "Lower", "Upper",
"EC50"),
        fixed = c(NA, NA, top_fixed, NA))),
    silent = TRUE
  )
  if (inherits(m, "try-error")) return(NULL)

  # EC50 ± 95% CI; Toxic Units
  ed <- ED(m, 50, interval = "delta")
  ec50 <- as.numeric(ed[1])
  ci <- try(attr(ed, "conf.int")[1:2], silent = TRUE)
  ci_lo <- if (inherits(ci, "try-error")) as.numeric(ci[1]) else
NA_real_
  ci_hi <- if (inherits(ci, "try-error")) as.numeric(ci[2]) else
NA_real_

  tibble(
    model = "LL3_top_fixed_to_control",
    Top_fixed = top_fixed,
    HillSlope = coef(m)[1],
    Bottom = coef(m)[2],
    EC50 = ec50,
    CI_low = ci_lo,
    CI_high = ci_hi,
    TU = 100/ec50,
    AIC = AIC(m)
  )
}

res <- dat |>
  group_by(dataset) |>
  group_modify(~fit_one(x)) |>
  ungroup()

write_csv(res, "LL3_top_fixed_summary_rootlet.csv")
print(res)

# ---- Plots per dataset ----
plot_dir <- "rootlet_LL3_plots"; dir.create(plot_dir,
showWarnings = FALSE)
for (ds in unique(dat$dataset)) {
  d <- filter(dat, dataset == ds)
  top_fixed <- d |> filter(conc == 0) |> summarise(m =
mean(response, na.rm=TRUE)) |> pull(m)
  if (is.na(top_fixed)) top_fixed <- max(d$response, na.rm =
TRUE)
```

```
m <- drm(response ~ conc, data = d,
  fct = LL.4(names = c("HillSlope", "Lower", "Upper",
"EC50")),
  fixed = c(NA, NA, top_fixed, NA)))
ec50 <- as.numeric(ED(m, 50)[1])

p <- ggplot(d, aes(conc, response)) +
  geom_point() +
  stat_function(fun = function(x) {
    b <- coef(m)[1]; c0 <- coef(m)[2]; e <- coef(m)[4]
    c0 + (top_fixed - c0)/(1 + (x/e)^b)
  }, linewidth = 1) +
  geom_vline(xintercept = ec50, linetype = "dashed") +
  labs(title = paste("LL3 (Top fixed to control) —", ds,
"rootlet")),
  x = "% sample water", y = "Response (rootlet growth)" +
  theme_minimal(base_size = 12)
ggsave(file.path(plot_dir, paste0("LL3_top_fixed_", ds, ".png")),
p, width = 6, height = 4, dpi = 300)
}
```

dbRDA

Python code used during this session. No R code was executed, but the workflow references ecological analyses typically run in R (vegan).

Python Code Used

Bray–Curtis distance and PCoA

```
def bray_curtis(X):
  n = X.shape[0]
  D = np.zeros((n, n), dtype=float)
  for i in range(n):
    for j in range(i+1, n):
      num = np.sum(np.abs(X[i] - X[j]))
      den = np.sum(X[i] + X[j]) + 1e-12
      d = num/den
      D[i, j] = D[j, i] = d
  return D
```

```
def pcoa(distance_matrix):
  D = distance_matrix
  n = D.shape[0]
  J = np.eye(n) - np.ones((n, n))/n
  B = -0.5 * J.dot(D**2).dot(J)
  eigvals, eigvecs = np.linalg.eigh(B)
  idx = np.argsort(eigvals)[::-1]
  eigvals = eigvals[idx]
  eigvecs = eigvecs[:, idx]
  pos = eigvals > 1e-12
  if not np.any(pos):
    return np.zeros((n,0)), eigvals, pos
  L = np.sqrt(eigvals[pos])
  V = eigvecs[:, pos]
  coords = V * L
  return coords, eigvals, pos
```

By-term permutation test

```
def db_rda_by_term(Xs, Y_pcoa, colnames, nperm=999,
seed=123):
  rng = np.random.default_rng(seed)
  lm_full = LinearRegression().fit(Xs, Y_pcoa)
  ev_full =
np.sum(PCA().fit(lm_full.predict(Xs)).explained_variance_)
  records = []
  for j, name in enumerate(colnames):
    mask = [i for i in range(Xs.shape[1]) if i != j]
    lm_red = LinearRegression().fit(Xs[:, mask], Y_pcoa)
    ev_red = np.sum(PCA().fit(lm_red.predict(Xs[:,
mask])).explained_variance_)
    delta_obs = ev_full - ev_red
    deltas = []
```

```
for _ in range(nperm):
  Xp = Xs.copy()
  Xp[:, j] = rng.permutation(Xp[:, j])
  lm_p = LinearRegression().fit(Xp, Y_pcoa)
  ev_p =
np.sum(PCA().fit(lm_p.predict(Xp)).explained_variance_)
  lm_pr = LinearRegression().fit(Xp[:, mask], Y_pcoa)
  ev_pr = np.sum(PCA().fit(lm_pr.predict(Xp[:,
mask])).explained_variance_)
  deltas.append(ev_p - ev_pr)
  pval = (np.sum(np.array(deltas) >= delta_obs) + 1) / (nperm
+ 1)
  records.append([name, delta_obs, pval])
  return pd.DataFrame(records,
columns=["Predictor", "DeltaVar", "p_value"])
db-RDA biplot plotting with fixed axes
def plot_fixed_axis(scores, resp_corr, pred_corr, site_ids,
predictors, responses, byterm_df, title, outpath):
  plt.figure(figsize=(8,6))
  plt.scatter(scores[:,0], scores[:,1], c="black", label="Sites")
  for i, sid in enumerate(site_ids):
    plt.text(scores[i,0]+0.02, scores[i,1], str(sid), fontsize=8)
  for j, resp in enumerate(responses):
    vec = resp_corr[j]
    plt.arrow(0,0,vec[0],vec[1],color="red",head_width=0.02,length_in
cludes_head=True)
    plt.text(vec[0]*1.05,vec[1]*1.05,resp,color="red",fontsize=9)
    pvals = dict(zip(byterm_df["Predictor"], byterm_df["p_value"]))
    for i, pred in enumerate(predictors):
      vec = pred_corr[i]; p = pvals.get(pred,1.0)
      col = "blue" if p<0.05 else ("orange" if p<0.10 else "grey")
    plt.arrow(0,0,vec[0],vec[1],color=col,head_width=0.02,length_incl
udes_head=True)
    plt.text(vec[0]*1.05,vec[1]*1.05,pred,color=col,fontsize=9)
  plt.axhline(0,color="grey",lw=0.5)
  plt.axvline(0,color="grey",lw=0.5)
  plt.xlabel("db-RDA1"); plt.ylabel("db-RDA2"); plt.title(title)
  plt.xlim(-1.0,0.8); plt.ylim(-0.8,1.0); plt.legend()
  plt.savefig(outpath,dpi=300,bbox_inches="tight"); plt.close()
```