

ANÁLISE MULTICRITÉRIOS DE UM TRECHO URBANIZADO DO ALTO RIO MOGI-GUAÇU, NO SUL DE MINAS GERAIS

*Multicriteria analysis of an urbanized section of the upper Mogi-Guaçu river, in southern
Minas Gerais*

Eike Daniel Fôlha-Ferreira^{1*}

Olivia Leni de Magalhães²

Ana Paula Colombo³

Daniela Lopes de Miranda⁴

Jessica Cristina Franco Nogueira⁵

Tomás Matheus Dias de Oliveira⁶

Selma Gouvea-Barros⁷

Mireile Reis dos Santos⁸

¹ Graduando em Ciências Biológicas pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: eike.ferreira@alunos.ifsuldeminas.edu.br *Autor correspondente

² Ensino Médio Técnico em Meio Ambiente pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: olivia.magalhaes@alunos.ifsuldeminas.edu.br

³ Graduanda em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: ana.colombo@alunos.ifsuldeminas.edu.br

⁴ Graduanda em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais – (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes). Graduada em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: daniela.lopes@alunos.ifsuldeminas.edu.br

⁵ Mestranda em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Graduada em Engenharia Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: jessica.nogueira@alunos.ifsuldeminas.edu.br

⁶ Graduando em Ciências Biológicas pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: tomas.dias@alunos.ifsuldeminas.edu.br

⁷ Doutorado em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo (USP). Professora efetiva no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes) – e-mail: selma.barros@ifsuldeminas.edu.br

⁸ Doutorado em Ciências - Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Especialização em Educação Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFSJ). Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas pelo Centro de Ensino Superior de Juiz de Fora (CES-JF). Professora/DE pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS - Campus Poços de Caldas) – e-mail: mireilers@yahoo.com.br

RESUMO

Avaliação ambiental por meio de múltiplas abordagens é uma ferramenta promissora para detecção e reversão de impactos ambientais em ecossistemas dulcícolas, principalmente para escalas regionais em bacias hidrográficas em áreas urbanizadas. Assim, objetivamos avaliar a integridade ambiental do alto Rio Mogi-Guaçu, por meio de análises química, física e biológica (invertebrados aquáticos) em diferentes trechos à montante e jusante do município de Inconfidentes, Minas Gerais, no período de 20 a 25 de agosto de 2022. As variáveis físicas e químicas unicamente não detectaram o gradiente de perda de qualidade ambiental local e do entorno (Análise de Variância - ANOVA, Teste de Tukey e Análise de Correspondência Canônica), mas os indicadores biológicos utilizados sim, principalmente pela composição biológica e os traços funcionais alimentares. O estudo demonstra uma perda da qualidade limnológica e, conseqüentemente, de biodiversidade do rio Mogi-Guaçu no trecho analisado. Dessa forma, seria interessante a incorporação de mais bioindicadores na legislação ambiental sobre classificação de corpos d'água, pois os parâmetros físico-químicos demonstram-se insuficientes em atestar a qualidade ambiental no trecho analisado.

Palavras-Chave: Biomonitoramento; Macroinvertebrado aquático; Análises físico-químicas, Urbanização.

ABSTRACT

Environmental assessment through multiple approaches is a promising tool for detecting and mitigating environmental impacts in freshwater ecosystems, particularly at regional scales of urbanized watersheds. Thus, our aim is to evaluate the environmental integrity of the upper Mogi-Guaçu River through chemical, physical, and biological analyses (aquatic invertebrates) in different sections upstream and downstream of the municipality of Inconfidentes, Minas Gerais, during the period from August 20th to 25th, 2022. While only the physical and chemical variables failed to detect the gradient of stream loss and surrounding environmental quality, the biological indicators used did, mainly due to the biological composition and functional food traits. The results revealed a decline in limnological quality and, consequently, biodiversity of the Mogi-Guaçu River in the analyzed section. We suggest incorporating more bioindicators into environmental regulations regarding water body classification, as physical-chemical parameters were insufficient to assess environmental quality.

Keywords: *Biomonitoring; aquatic macroinvertebrates; physical-chemical analyses, urbanization.*

Data de submissão: 08/03/2024

Data de aprovação: 29/04/2024

1 INTRODUÇÃO

De acordo com Lichny *et al.* (2022), a redução da mata ripária e o descarte *in natura* de efluentes domiciliares comprometem a qualidade e a quantidade das águas nos ecossistemas aquáticos continentais. O que torna emergencial o monitoramento desses ambientes frente às agressões antrópicas crescentes e intensas que afetam os rios brasileiros (Richardson, 2019).

As variáveis limnológicas como o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, pH, turbidez, entre outras, podem apresentar um panorama pontual da qualidade das águas. Contudo, considerando que os ecossistemas aquáticos lóticos são dinâmicos e estão constantemente em mudanças decorrentes do movimento e fluxo de suas águas, as variáveis físicas e químicas podem não capturar temporalmente as alterações ocasionadas por interferências antrópicas nestes locais (Valente *et al.*, 1997).

Por isso, uma maneira eficaz de avaliação da qualidade de rios e riachos é por meio das comunidades de invertebrados aquáticos, organismos considerados bons bioindicadores de qualidade ambiental, pois respondem rapidamente às alterações nesses ambientes. A associação entre as variáveis limnológicas e os parâmetros biológicos como, a presença e/ou ausência, abundância e riqueza de espécies nestas comunidades bioindicadoras, permite o estabelecimento de um panorama da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, em diversas escalas (Chowdhury *et al.*, 2023).

Por exemplo, o rio Mogi-Guaçu, que tem sua nascente em Minas Gerais e sua foz no Rio Paraná no estado de São Paulo, ao longo de seu percurso, sofre com diversas fontes poluidoras, difusas e/ou pontuais, que contaminam suas águas e afetam a sua qualidade em escala federal de Bacia Hidrográfica (Teles *et al.*, 2022). Dessa forma, acessar conjuntamente estas ferramentas multicritérios pode contribuir para a construção de informações regionalizadas sobre a qualidade hídrica e, conseqüentemente, favorecer a proteção dos ecossistemas de água doce (Magnusson *et al.*, 2018).

Este trabalho se justifica pela relevância ecológica e socioeconômica do Rio Mogi-Guaçu, que assegura a manutenção da biota e provê água para atividades agrícolas, abastecimento animal, residencial e industrial (Garcia *et al.*, 2015). Portanto, esse estudo pode auxiliar na implementação de política pública para recuperação do rio.

Desta forma foi realizado a avaliação ambiental multicritérios em um trecho urbanizado da região do alto Rio Mogi-Guaçu, no município de Inconfidentes (Minas Gerais), com objetivo de produzir conhecimento sobre a qualidade aquática regional, e subsidiar os processos decisórios conservacionistas, quanto à restauração e/ou conservação desses ecossistemas aquáticos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Os ecossistemas aquáticos continentais são habitats fundamentais para diversas comunidades biológicas e correspondem à menor porcentagem de água doce disponível no planeta. Juntamente com a vegetação ripária, os riachos fornecem serviços ecossistêmicos materiais, imateriais e de regulação, que são essenciais à manutenção de toda a biodiversidade. Por exemplo, a produção de alimentos, a ciclagem de carbono por meio das redes tróficas, contenção de enchentes e regulação de vazão, manutenção de capital genético, abastecimento doméstico nas cidades, entre outros (Richardson, 2019; Licnhy *et al.*, 2022).

Por outro lado, conforme Richardson (2019), as alterações na paisagem no entorno dos riachos podem reduzir ou remover a vegetação ciliar e comprometer a manutenção destes ecossistemas. E ainda, de acordo com Linares *et al.* (2022a, b), podem facilitar a invasão de espécies exóticas e prejudicar as relações tróficas estabelecidas. Mesmo a vegetação ripária (Áreas de Preservação Permanente – APP) preservada dentro do que determina a Lei nº 12.651/2012, pode não ser suficiente para a conservação destes ambientes (Brasil, 2012; Tank *et al.*, 2010; Mello *et al.*, 2020; Arce *et al.*, 2023; Golgher *et al.*, 2023; Linares *et al.*, 2023). Isto porque, as leis que protegem essas APP's nem sempre são construídas com base em critérios científicos claros e regionalizados para garantir a conservação dos ecossistemas de água doce (Dala-Corte *et al.*, 2020).

Na escala de bacia hidrográfica, de acordo com Alemu *et al.* (2017), Tonkin *et al.* (2018), Mello *et al.* (2020) e Arce *et al.* (2023), este problema torna-se escalonado, pois os canais de drenagem são sistemas conectados em rede fluvial e são afetados diretamente pela matriz circundante, que pode atuar como filtro ambiental, garantindo ou não a persistência de espécies nativas (Castro *et al.*, 2016; Marques *et al.*, 2021; Faria *et al.*, 2023; Linares *et al.*, 2023). Principalmente nas regiões urbanizadas, o mau uso do recurso aquático causa muitos

impactos negativos, prejudicando a qualidade e a quantidade de água disponível para consumo humano, impactando a vida e a saúde populacional como um todo (Mello *et al.*, 2020; Golgher *et al.*, 2023). Os poluentes de origem orgânica, inorgânica, biológica e/ou radiológica, provenientes de efluentes industrial e/ou doméstico podem atingir o solo e, conseqüentemente, os riachos (Wang, 1994; Booth *et al.*, 2004; Sharma; Callisto *et al.*, 2022; Martins *et al.*, 2022). Esse problema também afeta a bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu (Teles *et al.*, 2022), importante afluente da bacia federal do rio Paraná, que drena grande parte da região sudeste do Brasil, uma das mais urbanizadas e populosas no país.

Uma boa e eficaz alternativa para diagnósticos de qualidade hídrica, principalmente em riachos urbanizados é o monitoramento ambiental com comunidades de invertebrados aquáticos (Chowdhury *et al.*, 2023; Linares *et al.*, 2023). Na fase imatura, estes organismos são bons bioindicadores porque estão amplamente distribuídos no sedimento e/ou na coluna d'água, possuem baixo potencial dispersivo e ciclo de vida relativamente longo. Mudanças em sua presença e/ou abundância relativa, podem fornecer respostas precoces a mudanças no ambiente (Callisto *et al.*, 2019; Paulsen *et al.*, 2020; *et al.*, Chowdhury, 2023). Por exemplo, Oligochaeta e Chironomidae (Diptera) são tolerantes a mudanças físicas e químicas na água persistindo em ambientes mais poluídos, enquanto algumas famílias de Trichoptera (ex. Odontoceridae), Plecoptera (ex. Perlidae) e Ephemeroptera (ex. Leptophlebiidae) são mais sensíveis (Barbola *et al.*, 2011; Cararo *et al.*, 2023), sendo os primeiros organismos a serem eliminados, quando ocorrem alterações e/ou contaminações (Callisto *et al.*, 2019; Linares *et al.*, 2023).

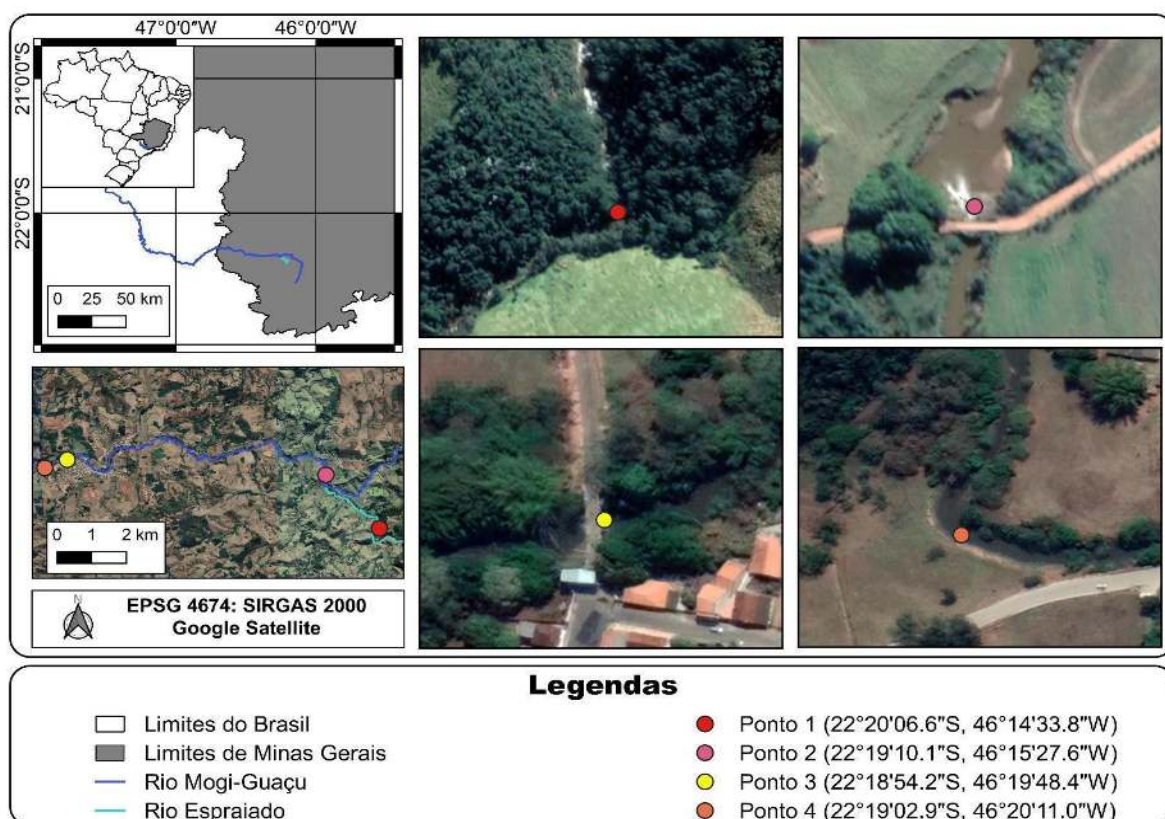
Alguns índices tradicionais de monitoramento, baseados apenas em variáveis físicas, químicas e microbiológicas, notadamente aqueles contidos nas leis ambientais brasileiras que protegem corpos d'água e efluentes (Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2005; Brasil, 2012), podem não capturar com precisão algumas mudanças graduais no ecossistema aquático. Assim, é muito importante a abordagem multimétrica, ou seja, que considera além dos parâmetros limnológicos físicos e químicos, elementos ecológicos, da diversidade funcional e filogenética dos grupos biológicos (Saito *et al.*, 2015; Mello *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2021).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu está localizada entre o sudoeste de Minas Gerais e o nordeste do estado de São Paulo. Drena uma área total de 17.460 km², dos quais 2.650 km² (15%) estão localizados em Minas Gerais e 14.653 km² (85%) no estado de São Paulo (Silveira *et al.*, 2006).

Um trecho de 6^a ordem do Rio Mogi-Guaçu inserido no município de Inconfidentes (22°19' 2" S; 46°19'42" W), no sul de Minas Gerais foi analisado através da amostragem de comunidades de invertebrados aquáticos e variáveis limnológicas. As amostras de macroinvertebrados aquáticos imaturos e de água foram realizadas em quatro pontos diferentes ao longo do curso do rio. Os locais foram escolhidos em áreas de urbanização a montante (P1 e P2) e a jusante (P3 e P4), com e sem influência de lançamentos de efluentes domésticos (IMAGEM 1).

Imagem 1 – Local de amostragem de invertebrados aquáticos e análises físico-químicas no rio Mogi-Guaçu, município de Inconfidentes, Minas Gerais



Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

Os locais amostrais foram classificados qualitativamente utilizando um protocolo de avaliação rápida de acordo com Callisto *et al.* (2002) e imagens de satélite validadas em campo. A amostragem dos invertebrados aquáticos imaturos ocorreu no período de 20 a 25 de agosto de 2022, período de menor precipitação regional registrado na Estação do INMET - D3518 Pouso Alegre - Rio Mandu - MG (maio a setembro) (Callisto *et al.*, 2022). Utilizando uma rede entomológica D com malha de 250 micrômetros foi realizado um arraste no leito do rio, objetivando explorar a maior heterogeneidade de habitats identificados (camada de serapilheira, poças, fluxos rápidos), em ambas as margens do rio. Cada trecho amostral (cerca de 50 metros) teve um esforço padronizado de 3 arrastes de 20 segundos cada. O material coletado foi rotulado e fixado em campo com formaldeído a 8%, e posteriormente triado em laboratório em bandeja transluminada. As identificações taxonômicas foram realizadas até o menor nível possível, utilizando chaves taxonômicas (Mugnai, 2010; Trivinho-Strixino, 2011; Hamada *et al.*, 2014). Os exemplares estão depositados na coleção de vespas sociais (CBVS) do Laboratório de Zoologia do IFSULDEMINAS Campus Inconfidentes⁹.

3.1 Variáveis limnológicas e indicadores biológicos

Os frascos de vidro para amostragem de água foram previamente higienizados e identificados quanto ao parâmetro a analisar. As amostras foram coletadas com frasco de vidro a uma profundidade de 20 centímetros da superfície conforme padronização em todos os locais de coleta. A temperatura da água foi medida in loco com a Sonda YSI Profissional e as demais variáveis foram analisadas em laboratório. A metodologia de análise da qualidade da água seguiu as determinações da American Public Health Association (APHA, 2005) utilizando medidor de pH (Alfakit AT-355), condutivímetro (ION DDS-307A), turbidímetro (Alfakit) e colorímetro (Hanna HI 96727). O oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio foram determinados pelo método de Winkler modificado por azida sódica (APHA, 2005). Os valores médios das variáveis limnológicas foram comparados entre os trechos amostrais por meio de Análise de Variância - ANOVA e Teste de Tukey a 95% de significância, após testarmos os pressupostos estatísticos necessários.

⁹ <http://splink.cria.org.br/>.

No conjunto de dados biológicos (abundância e grupos funcionais alimentares) foram aplicadas análises ecológicas de riqueza e diversidade de Shannon_H, diversidade funcional alimentar (em porcentagem na amostra), índices de biomonitoramento (BMWP adaptado para riachos brasileiros), índice de autotrofia/heterotrofia, controle ascendente de predadores, Col-Fil/Col -Col = MPOF/ MOPUF, porcentagem de Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera e Coleoptera (%EPTC) e porcentagem de Oligochaeta + Chironomidae (%Oligo + Chiro) nas amostras (Junqueira; Campos, 1998; Hamada *et al.*, 2014). Para verificar a estrutura física do local amostrado, aplicamos uma análise diagnóstica qualitativa adaptada para rios brasileiros (Callisto; Goulart; Moretti, 2002).

Para verificar o gradiente ambiental foi aplicada Análise de Correspondência Canônica, com seleção de variáveis significativas ($p < 0,05$) pelo método *stepwise*, nas matrizes de dados biológicos e físico-químicos. Os softwares Past.exe e R foram usados para essas análises.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização limnológica dos riachos

O local amostrado apresentou um gradiente de qualidade ambiental local e do entorno, o que foi corroborado por imagens de satélite dos locais e pelo protocolo de caracterização utilizado (QUADRO 1).

Quadro 1 – Caracterização diagnóstica dos habitats no local amostral da bacia hidrográfica do alto rio Mogi-Guaçu, Inconfidentes, Minas Gerais (P1, P2, P3 e P4)

Locais	Caracterização Ambiental dos habitats	Score por local
P1	O trecho é cercado por uma matriz mista de vegetação nativa (mata ciliar de 1 a 10 m de largura) associada à pastagem; Não há alteração no canal do rio; a margem esquerda apresenta alguma erosão, com deposição moderada de sedimentos; Possui leito heterogêneo com fluxo de corredeiras, composto por rochas, lama e areia, com 30 a 50% de habitats diversificados; Água turva, sem oleosidade e odor aparentes.	66
P2	Trecho sem mata ciliar na margem esquerda do rio, com presença de pastagem. Há mata ciliar na margem direita do rio com cerca de 2 a 5 metros de largura. Há alguma alteração no canal do rio e ambas as margens apresentam erosão e maior deposição de sedimentos. Possui leito heterogêneo com fluxo de corredeiras, constituído por rochas e lama com 10 a 30% de habitats diversificados. Água turva sem oleosidade e cheiro aparentes.	40
P3	Trecho é cercado por matriz mista de vegetação nativa (mata ciliar de 1 a 4 m de largura) associada à urbanização (presença da cidade). Alteração no canal do rio com alguma deposição de efluente/esgoto. Margem esquerda com erosão moderada e maior deposição de sedimentos. É um leito pouco heterogêneo, constituído por rocha e muita lama com menos de 10% de habitats diversificados. Água turva com aparente oleosidade e mau cheiro.	37
P4	O trecho é cercado por matriz mista de vegetação nativa (mata ciliar de 1 a 3 m de largura) associada a pastagens; Alteração no canal do rio com alguma disposição de esgoto. Margem esquerda com intensa erosão e maior deposição de sedimentos. É um leito pouco heterogêneo constituído por rochas e muito lodo com 10 a 30% de habitats diversificados. Água turva com aparente oleosidade e mau cheiro.	33

Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

As variáveis físicas e químicas limnológicas apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) conforme apresentado na Tabela 1, sendo a condutividade, cor aparente, turbidez e pH as que apresentaram maiores diferenças entre os locais de amostragem.

Tabela 1 – Análises físicas e químicas das amostras de água representadas por suas médias e desvios padrão em cada trecho. As letras representam semelhanças e/ou diferenças testadas por análise de variância-ANOVA e teste de Tukey a 95% de significância

Local	Cond. (us/cm)	Cor (PCU)	Turbidez (NTU)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Temp. (°C)
P1	4,5 _a ± 0,05	113,3 _a ± 4,71	6,4 _a ± 0,40	5,0 _a ± 0,21	14,8 _a ± 0,43	7,6 _a ± 0,15	13,9
P2	5,0 _b ± 0,01	136,7 _b ± 4,71	13,3 _b ± 1,16	6,5 _b ± 1,20	15,2 _a ± 0,94	7,7 _a ± 0,07	13,8
P3	5,1 _b ± 0,19	186,7 _c ± 4,71	27,1 _c ± 0,74	4,9 _b ± 0,33	13,0 _a ± 0,40	7,2 _b ± 0,09	16,2
P4	5,2 _b ± 0,02	196,7 _c ± 4,71	30,2 _d ± 0,94	4,5 _b ± 0,57	11,5 _b ± 0,46	7,4 _b ± 0,12	16,4

Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

Os valores de turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e pH para os quatro locais, conforme Tabela 1, estão dentro dos limites recomendados pela legislação para a águas classe 2 (CONAMA, 2005). Isto significa que o rio nesses locais pode ser utilizado para uso humano direto (ou seja, uso doméstico após tratamento convencional e recreação) e para a proteção de comunidades aquáticas. No entanto, a legislação refere-se à utilização denominada “proteção do ecossistema aquático”, mas não incorpora indicadores de biomonitorização capazes de prever ou mesmo avaliar objetivamente a estrutura biológica que pretende garantir. E, no trecho do rio analisado, pode-se perceber o gradual comprometimento ecológico, com base nos indicadores biológicos medidos (TABELA 2).

Tabela 2 – Resultados dos indicadores biológicos e ecológicos avaliados: BMWP (Biological Monitoring Working Party) adaptado por Junqueira e Campos (1998), percentual de grupos funcionais (hábitos alimentares), índice de autotrofia e heterotrofia, controle ascendente de predadores e Col-Fil/Col-Col = MPOF/ MOPUF

(Continua)

Indicadores de Biomonitoramento	Locais			
	P1	P2	P3	P4
Score Protocolo de Avaliação	185	98	26	20
Classificação qualitativa da Água (Protocolo)	Excelente	Excelente	Ruim	Ruim
Riqueza taxonômica	23	18	8	8
Índice de Diversidade de Shannon H'	2,13	1,84	0,46	0,82
%EPTC	46,98	29,89	0,09	0,51
%Oligo+Chiro	51,16	65,36	98,13	97,72
% Fragmentador	38,60	21,51	0,05	0,00

Indicadores de Biomonitoramento	Locais			
	P1	P2	P3	P4
% Predador	3,72	4,47	0,91	1,78
% Raspador	0,47	5,31	0,05	0,00
% Coletor-Coletor	56,28	67,04	98,18	98,22
% Coletor – Filtrador	0,93	1,68	0,82	0,00
Fragmentador/Coletor	0,67	0,31	0,00	0,00
Coletor-Filtrador/Coletor-Coletor	0,02	0,01	0,00	0,00

Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

Em geral, todos os indicadores biológicos analisados mostraram o gradiente de perda de qualidade ambiental no sentido montante-jusante da urbanização, respectivamente. Os indicadores Riqueza, Diversidade Shannon_H, %EPTC, %Predador, %Fragmentador e Fragmentador/Coletor diminuíram no sentido montante-jusante enquanto %Oligo+Chiro e % Coletor-Coletor aumentaram nesta direção.

Variáveis limnológicas são consideradas boas preditoras de interferência em ecossistemas aquáticos, principalmente devido à entrada de chorume, sedimentos erosivos e contaminação química (Sardinha *et al.*, 2008; Souza; Gastaldini, 2014; Mello *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2022). No entanto, as variáveis biológicas (taxonômicas e funcionais) podem

responder melhor aos sinergismos e interações dos diferentes impactos, em diferentes escalas espaciais. A diversidade da fauna aquática, por exemplo, nem sempre responde de forma linear e diretamente proporcional às mudanças nas condições ao redor dos riachos (Castro *et al.*, 2016; Callisto *et al.*, 2022; Faria *et al.*, 2023). Isso ocorre porque mudanças no uso da terra no entorno dos riachos, ou na escala da bacia hidrográfica, podem minimizar a heterogeneidade ambiental e comprometer, em escalas menores, a diversidade local.

Assim, na nossa escala de pesquisa, destacamos que os pontos analisados estão distribuídos longitudinalmente de montante à jusante, respectivamente, em matriz rural (pontos 1 e 2 - sem contaminação aparente por efluentes domésticos) e urbanizada (pontos 3 e 4 - com contaminação visível por efluentes domésticos). Os sítios amostrais apresentaram matas ciliares com estrutura e extensão diferenciadas, mas abaixo do exigido pela lei de proteção florestal (Brasil, 2012). Essa redução da mata ciliar, associada ao uso do solo no entorno, além da contaminação química por esgoto, pode ser fundamental para a perda da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos locais, uma vez que mesmo a quantidade mínima de floresta protetora exigida por lei pode não ser suficiente para a persistência da fauna aquática em diferentes ecossistemas (Castro *et al.*, 2016; Dala-Corte *et al.*, 2020; Mello *et al.*, 2020; Marques *et al.*, 2021; Faria *et al.*, 2023).

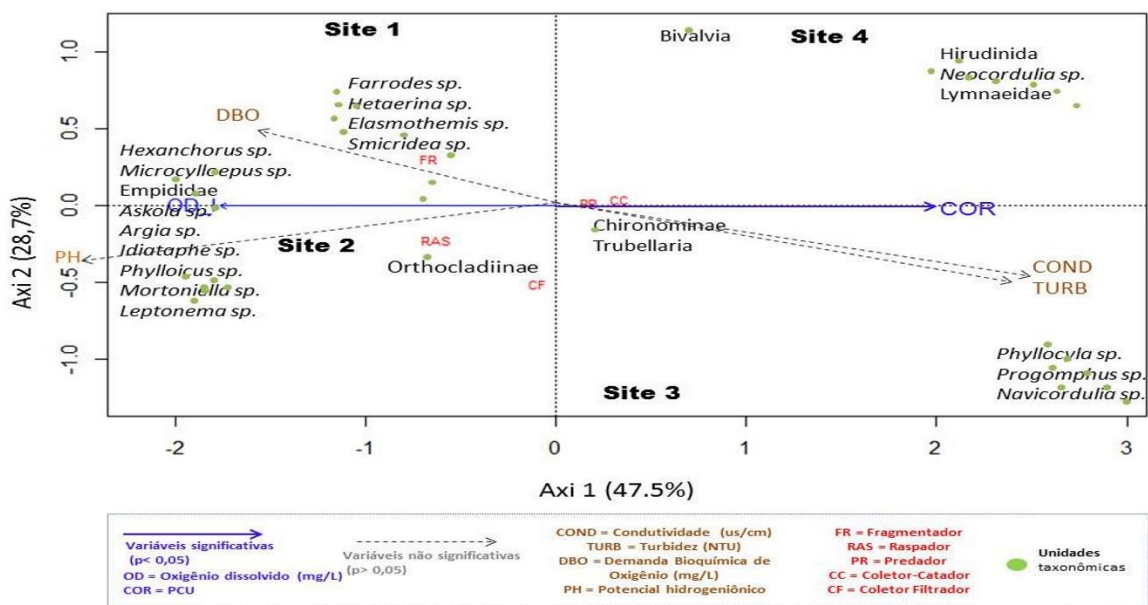
No trecho do rio Mogi-Guaçu analisado neste estudo ficou evidente a redução e perda da riqueza geral e de espécies mais sensíveis à poluição (exemplo: % EPTC) ao longo do gradiente longitudinal do rio (do ponto 1 ao 4), além do aumento de espécies tolerantes como os Oligochaeta e Chironomidae neste mesmo sentido. Resultados semelhantes foram registrados por Callisto *et al.* (2022) em resposta à contaminação por efluentes domésticos, em que a riqueza e a diversidade também foram as melhores métricas para detecção de contaminação. Assim, é possível que a contaminação visível por efluentes, associada à redução da mata ripária, esteja potencializando essas perdas ecológicas.

Além das respostas dos indicadores utilizados, também é necessário pensar na persistência das comunidades ao longo do tempo. Para os táxons EPTC com menor potencial dispersivo (Sarremejeane *et al.*, 2017), a redução das matas ciliares pode ser decisiva para a sua eliminação do ecossistema, pois os processos dispersivos podem ser comprometidos (Arce *et al.*, 2023).

Nesse sentido, percebemos que a frequência relativa dos grupos funcionais alimentares em cada trecho analisado apontou para o comprometimento da ciclagem de nutrientes. Isso porque os locais 1 e 2, que apresentaram maior qualidade ambiental e extensão de mata ciliar, sustentaram uma comunidade com hábitos alimentares mais diversificados, com maiores proporções de organismos trituradores, o que pode sugerir menor sobreposição de nichos e maiores chances de persistência desses organismos (Castro *et al.*, 2016). Ao contrário, nos locais 3 e 4 praticamente não há trituradores com a predominância dos coletores-coletores. Além da homogeneização e da perda do funcionamento dos ecossistemas nesses locais, existe o risco, no curto e/ou médio prazo, de que os coletores-coletores sejam eliminados porque o processamento necessário da matéria orgânica grosseira em partículas menores pode não ocorrer através das cadeias tróficas locais.

Com relação às variáveis limnológicas que efetivamente tiveram significância ($p < 0,05$) para a fauna de invertebrados aquáticos (matriz de dados taxonômicos e agrupamento funcional alimentar), o oxigênio dissolvido apresentou correlação direta com os locais P1 e P2, enquanto cor aparente com os locais P3 e P4. O gradiente de qualidade limnológica observado no eixo x explicou 47,5% da variabilidade dos dados (FIGURA 1).

Figura 1 – Análise de correspondência canônica entre o local amostral, a matriz de dados biológicos (grupos taxonômicos e funcionais alimentares) e as variáveis físicas e químicas da água



Fonte: Elaborado pelos autores (2022)

Embora sem significância estatística e seleção pelo modelo aplicado, é importante destacar que os locais à montante da urbanização (P1 e P2) apresentaram águas menos ácidas e maiores demandas bioquímicas de oxigênio. Quanto mais distante da neutralidade, o pH pode afetar a vida aquática e também pode representar um indicativo de decomposição ativa de matéria orgânica quando mais ácidas (Von Sperling, 1999). Por outro lado, os locais a jusante (P3 e P4) apresentaram águas mais turvas e com maiores teores de sólidos totais dissolvidos. Com relação aos dados biológicos, principalmente as ordens Trichoptera, Ephemeroptera e Coleoptera e do grupo alimentar funcional trituradores e coletores correlacionaram-se positivamente com os sítios 1 e 2, enquanto ninfas de Odonata, Hirudinida e moluscos com os sítios 3 e 4.

Táxons mais sensíveis, como *Phylloicus* sp. e *Mortoniella* sp. (Calamoceratidae e Glossomatidae, Trichoptera), *Hexanchorus* sp. e *Microcylloepus* sp. (Elmidae, Coleoptera), *Askola* sp. e *Farrodes* sp. (Leptophlebiidae, Ephemeroptera) estavam presentes apenas nos locais P1 e P2, que apresentaram melhor qualidade limnológica e maior extensão de mata ciliar (P1), apresentando assim condições estruturais que suportaram minimamente esses táxons, além da evidente ausência de lançamento de efluentes domésticos (Linares *et al.*, 2023). No entanto, mesmo dentro de táxons considerados mais tolerantes ou de tolerância intermediária como resalta Marques *et al.* (1999, 2021), podemos destacar que a subfamília Orthocladiinae (Chironomidae) e os gêneros *Hetaerina* sp. (Calopterygidae) e *Argia* sp. (Coenagrionidae) foram correlacionados com os sítios P1 e P2. Dentre os quironomídeos, a subfamília Orthocladiinae pode ser considerada um indicador de ambientes mais preservados (Cortelezzi *et al.*, 2020). Da mesma forma, de acordo com (Cheri e Debra (2023), as subordens de Odonata tendem a apresentar respostas diferentes aos gradientes de poluição em diferentes regiões geográficas, sendo os Zygoptera menos tolerantes às mudanças ambientais. Ao contrário, no local mais impactado com lançamento de esgoto, estavam as libélulas mais resistentes, como os Gomphidae *Navicordulia* sp., *Phyllocyla* sp., e *Progomphus* sp. Essas libélulas da subordem Anisoptera são mais tolerantes a ambientes impactados, e assim como os locais P3 e P4 apresentam maiores teores de sólidos totais dissolvidos, indicativo da concentração de efluentes domésticos (Marques *et al.*, 2021).

Ainda do ponto de vista das características funcionais de alimentação, de acordo Marques *et al.*, (2021) todas as ninfas de Odonata são predadoras e dependem de ambientes mais

conservados para sua persistência, pois os adultos necessitam das matas do entorno dos rios, temperaturas mais amenas e águas mais limpas para completar seu ciclo reprodutivo.

Ainda nesta perspectiva, a subfamília Chironominae também esteve mais presente no P3, enquanto as classes Hirudinida (Annelida), os moluscos gastrópodes e bivalves, apresentaram-se no P4, sendo suas presenças relacionadas a maiores valores de cor aparente. Os anelídeos, assim como os moluscos gastrópodes, estão diretamente relacionados a ambientes menos conservados, atestando a baixa qualidade ambiental nesses locais, como demonstrado por Linares *et al.* (2022b), especificamente para gastrópodes.

Estudos recentes mostraram que a resposta taxonômica e funcional dos invertebrados aquáticos aos impactos e mudanças ecossistêmicas, pode variar de forma diferente e dependente dos níveis de impactos e das escalas espaciais, incluindo a bacia hidrográfica (Castro *et al.*, 2016; Cortelezzi *et al.*, 2020; Mello *et al.*, 2020, Agra *et al.*, 2021, Marques *et al.*, 2021; Faria *et al.*, 2023). Na nossa escala de estudo, essas respostas foram gradativamente proporcionais aos níveis de impactos observados, principalmente para a assembleia EPTC, que foi praticamente eliminada nos trechos mais impactados pelo lançamento de efluentes e com menor mata ciliar (P3 e P4), comparado a Marques *et al.* (2021) o resultado se demonstrou consistente. Embora, em geral, os quatro locais analisados apresentem alguns remanescentes de matas ciliares, destacamos que, principalmente aqueles a jusante da cidade (P3 e P4), estão expostos aos impactos diretos da urbanização próxima. Isso, associado à redução da mata ripária nestes locais, pode potencializar a perda biológica de serviços ecossistêmicos e bem-estar social (Mello *et al.*, 2020; Golgher *et al.*, 2023).

5 CONCLUSÃO

Os indicadores biológicos e ecológicos utilizados foram eficazes para detectar a qualidade ambiental do alto Rio Mogi-Guaçu, enquanto apenas os aspectos físicos e químicos não foram suficientes. Desta forma, a legislação ambiental referente à classificação dos corpos hídricos deveria incorporar estes indicadores, independentemente da escala espacial de abordagem. Nosso estudo também demonstrou que há uma perda de qualidade limnológica e, conseqüentemente, de biodiversidade no trecho analisado do alto Mogi-Guaçu e que a redução e/ou substituição de matas ciliares nos referidos trechos maximizou esses impactos, principalmente nas regiões onde houve contaminação por efluentes domésticos (região mais

urbanizada). Devido à sua importância como afluente direto da bacia hidrográfica do rio Paraná, sugerimos que o rio Mogi-Guaçu seja revitalizado, principalmente por meio da recuperação de suas zonas ripícolas e do controle do lançamento de efluentes de origem doméstica, pois segundo Golgher, Callisto e Hughes (2023) com a saúde dos ecossistemas aquáticos, há também ganhos substanciais para as populações humanas vizinhas.

REFERÊNCIAS

AGRA, J. *et al.* Anthropogenic disturbances alter the relationships between environmental heterogeneity and biodiversity of stream insects. **Ecological Indicator**, Amsterdam, v.121, p.1-8, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107079>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20310189>. Acesso em: 07 mar. 2024.

ALEMU, T. *et al.* Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. **Limnologia**, Amsterdam, v.66, p.1-11, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.07.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951117300828?via%3Dihub>. Acesso em: 01 jan. 2024.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, DC: APHA, 2005.

ARCE, A.P. *et al.* Has riparian woody vegetation a positive effect on dispersal and distribution of mayfly, stonefly and caddisfly species? **Science Total Environmental**, Amsterdam, v.879, n.163137, 2023. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.163137](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163137). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723017564>. Acesso em: 10 jun. 2023.

BARBOLA, I.F. *et al.* Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Serie Zoologia**, Porto Alegre, v.101, n.15-23, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212011000100002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/5qdtBPsvwKYR5hBxnR7ymK/?lang=pt>. Acesso em: 1 jun. 2022.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 05 abr. 2022.

BOOTH, D.B. *et al.* Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, New Jersey, v. 40, n. 5, p. 1351-1364, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01591.x>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01591.x?casa_token=8gz4L3JgMXsAAAAA:U01Q_OXwPCK79u1gNDR1S65i0BZAtrMtcSqmKCpipUBDhzaRZzcpXXXmRE-GHBtB1sKmZ6LAtmOqhZTZCw. Acesso em: 26 abr. 2024.

CALLISTO, M. *et al.* Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, Rio Claro, v.14, n.1, p.91-98, 2002. Disponível em: <https://jbb.ibict.br/handle/1/708>. Acesso em: 05 abr. 2022.

CALLISTO, M. *et al.* (org.). **Bases conceituais para conservação e manejo de bacias hidrográficas**. Belo Horizonte: Cemig, 2019. 212 p. (Série Peixe Vivo, 7). Disponível em: <https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2020/07/VII-Bases-Conceituais.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2022.

CALLISTO, M. *et al.* Benthic macroinvertebrate assemblages detect the consequences of a sewage spill: a case study of a South American environmental challenge. **Limnologia**, Amsterdam, v.23, n.181-194, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00680-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10201-021-00680-0>. Acesso em: 15 abr. 2022.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82> Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=42&SUMARIO=624> Acesso em: 28 abr. 2024.

CASTRO, D. M. P. *et al.* Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **PLoS One**, San Francisco, v.11, n.3, p.01-19. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150527>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0150527>. Acesso em: 22 abr. 2022.

CHERI, C.R.; FINN, D.S. Odonata as indicators? Dragonflies and damselflies respond to riparian conditions along Ozark Spring streams. **Hydrobiology**, Switzerland, v.2, n.1, p.260-276, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/hydrobiology2010017>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2673-9917/2/1/17>. Acesso em: 18 abr. 2022.

CHOWDHURY, S. *et al.* Insects as bioindicator: a hidden gem for environmental monitoring. **Frontiers in Environmental Science**, Switzerland, v. 11, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2023.1146052/full>. Acesso em: 26 abr. 2024.

CHOWDHURY, S. *et al.* Insects as bioindicator: A Hidden gem for environmental monitoring. **Frontiers in Environmental Science**, Switzerland ,v.11, n.2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2023.1146052/full>. Acesso em: 02 maio 2022.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução nº357, de 17 de março de 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. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 12 abr. 2022.

CORTELEZZI, A. *et al.* New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. **Ecological Indicator**, Amsterdam, v.117, n.106619, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106619>. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X20305562>. Acesso em: 15 maio 2022.

DALA-CORTE, R.B. *et al.* Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, London, v.57, n.7, p1391-1402, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13657>. Acesso em: 02 abr. 2022.

FARIA, A.P.J. *et al.* Land use types determine environmental heterogeneity and aquatic insect diversity in Amazonian streams. **Hydrobiologia**, New Jersey, v.851, p.281-298, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05190-x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13657>. Acesso em: 03 maio. 2022.

GARCIA, E. N. A.; MORENO, D.A.A.C.; FERNANDES, A.L.V. A importância da preservação e conservação das águas superficiais e subterrâneas: um panorama sobre a escassez da água no Brasil. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, SP, v. 11, n. 6, 2015. DOI: <https://doi.org/10.17271/1980082711620151259>. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/1259. Acesso em: 28 abr. 2024.

GOLGHER, A.; CALLISTO, M.; HUGHES, R. Improved ecosystem services and environmental gentrification after rehabilitating brazilian urban streams. **Sustainability**, London, v.15, n.4, p. 2-17, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/su15043731>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13657>. Acesso em: 23 maio 2022.

- JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/1998/01/adaptation-of-the-bmwp-method-for-water-quality-evaluation-to-rio-das-velhas-watershed-minas-gerais-brazil/>. Acesso em: 28 abr. 2024.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B.(org.) **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA. 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1000609/insetos-aquaticos-na-amazonia-brasileira-taxonomia-biologia-e-ecologia>. Acesso em: 18 abr. 2022.
- LINARES, M.S. *et al.* Anthropogenically physically changed habitats enable an easier propagation of invasive bivalve in neotropical headwater streams. **Biol. Invasions**, Berlin, v.24, p. 3855–3863, 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02886-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-022-02886-4>. Acesso em: 01 jun. 2022.
- LINARES, M.S. *et al.* What physical habitat factors determine the distribution of gastropods in neotropical headwater streams? **Limnetica**, Amsterdam, v.1, n.4, 2022b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100076>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772735122000993?via%3Dihub>. Acesso em: 08 jun. 2022.
- LINARES, M.S. *et al.* The past is never dead: legacy effects alter the structure of benthic macroinvertebrate assemblages. **Limnetica**, Amsterdam, v.42, n.1, p.55-67, 2023. DOI: 10.23818/limn.42.05. Disponível em: <https://www.limnetica.com/pt/past-never-dead-legacy-effects-alter-structure-benthic-macroinvertebrate-assemblages>. Acesso em: 23 jun. 2022.
- LYNCH, A.J. *et al.* RAD adaptive management for transforming ecosystems. **BioScience**, Oxford, v. 72, n. 1, p. 45-56, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biab091>. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/72/1/45/6429754?login=false>. Acesso em: 26 abr. 2024.
- MAGNUSSON, W.E. *et al.* Effects of Brazil’s political crisis on the science needed for biodiversity conservation. **Front. Ecol. Evol.** Switzerland, v.6, n.163, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00163>. Disponível em: <https://www.google.com/url?q=https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00163&sa=D&source=docs&ust=1710209681789697&usq=AOvVaw2VdHoxrl8KQXMsmeFHladB>. Acesso em: 12 jun. 2022.
- MARQUES, M.M.G.S.M.; BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.59, n.4, p.553-561, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000400004>. Disponível em: <https://www.google.com/url?q=https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000400004&sa=D&source=docs&ust=1710208296753265&usq=AOvVaw1ATy9w5TAGyEnm7mTQDsbH>. Acesso em: 11 jun. 2022.

MARQUES, N.C.S. *et al.* Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. **Hydrobiologia**, Berlin, v.848, p.3503-3520, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04604-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-021-04604-y>. Acesso em: 01 jun. 2022.

MARTINS, L.P. *et al.* Water quality assessment of the Demetrio stream: an affluent of the Gravataí River in the South of Brazil. **Braz. J. Biol.** São Carlos, v.82, n.234692, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.234692>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-021-04604-y>. Acesso em: 14 jun. 2022.

MELLO, K. *et al.* Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v.270, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479720308094>. Acesso em: 16 jun. 2022.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

PAULSEN, S.G. *et al.* Rivers and streams: upgrading monitoring of the nation's freshwater resources - meeting the spirit of the clean water. *In*: SUMMERS, k. (ed). **Water quality science, assessments and policy**. Rijeka: IntechOpen, 2020. DOI: [10.5772/intechopen.92823](https://doi.org/10.5772/intechopen.92823). Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/72649>. Acesso em: 13 jun. 2022.

RICHARDSON, J. S. Biological diversity in headwater streams. **Water**, Switzerland, v.11, n.366, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11020366>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/2/366>. Acesso em: 11 jun. 2022.

SAITO, V.S.; SIQUEIRA, T.; FONSECA-GESSNER, A.A. Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring? **Hydrobiologia**, Berlin, 745, 167-179, 2015. DOI: [10.1007/s10750-014-2102-3](https://doi.org/10.1007/s10750-014-2102-3). Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-014-2102-3>. Acesso em: 17 jun. 2022.

SARDINHA, D.S. *et al.* Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Eng. Sanit. Ambient.** Rio de Janeiro, v.13, n.3, p.329-338, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/jszfSfZ46W3pkXTdjtCt64w/?lang=pt>. Acesso em: 22 jun. 2022.

SARREMEJEANE, R. *et al.* Habitat connectivity and dispersal ability drive the assembly mechanisms of macroinvertebrate communities in river networks. **Freshwater Biology**, New Jersey, v.62, n.6, p.1073-1082, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12926>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/fwb.12926>. Acesso em: 11 jun. 2022.

SHARMA, S.; BHATTACHARYA, A. Drinking water contamination and treatment techniques. **Applied Water Science**, Berlin, v.7, n.3, p.1043-1067, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0455-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-016-0455-7>. Acesso em: 04 jun. 2022.

SILVA, L.F.R. *et al.* Functional responses of Odonata larvae to human disturbances in neotropical savanna headwater streams. **Ecol. Indic.** Amsterdam, v.133, n.108367, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108367>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X21010323?via%3Dihub>. Acesso em: 16 jun. 2022.

SILVEIRA, M.P. *et al.* Avaliação biológica da qualidade da água em duas microbacias do rio Mogi Guaçu (SP) e sua relação com os impactos agrícolas. In: REUNIÃO ANUAL DO INSTITUTO BIOLÓGICO, 9., São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: Instituto Biológico, 2006. p.1-10. Disponível em: <https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=1026091&biblioteca=vazio&busca=1026091&qFacets=1026091&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>. Acesso em: 01 jun 2022.

SOUZA, M.M.; GASTALDINI, M.C.C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Eng. Sanit. Ambient.** Rio de Janeiro, v.19, n.3, p.263-274, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>. Disponível em: <https://www.google.com/url?q=https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097&sa=D&source=docs&ust=1710209764274568&usg=AOvVaw1qZ0uGe93KHq0dLN-2snAb>. Acesso em: 05 abr. 2022.

TANK, J.L. *et al.* A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, Chicago, v.29, n.1, p.118-146, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1899/08-170.1> Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1899/08-170.1>. Acesso em: 19 abr. 2022.

TELES, I.B. *et al.* Analysis of the water quality of the Mogi-Guaçu river through physical, chemical, and microbiological parameters. **Res. Soc. Dev.**, Chicago, v.11, n.11, p.73111133285, 2022. DOI: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/33285>. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1899/08-170.1>. Acesso em: 15 abr. 2022.

TONKIN, J.D.; HEINO, J.; ATTERNATT, F. Metacommunities in river networks: the importance of network structure and connectivity on patterns and processes. **Freshwater Biology**, New Jersey, v. 63, n.1, p. 1-5, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.13045>. Disponível em: <https://www.google.com/url?q=https://doi.org/10.1111/fwb.13045&sa=D&source=docs&ust=1710209793208941&usg=AOvVaw17EwLzrbdxKv8KdcTkNagW>. Acesso em: 11 abr. 2022.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae**: guia de identificação. São Carlos: UFSCar, 2011. DOI: 10.4322/978-65-00-62449-6. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/368816632_Guia_de_Identificacao_-_Larvas_de_Chironomidae. Acesso em: 10 abr. 2022.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. **Eclética Química**, São Paulo, v. 22, p. 49-66, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005> Disponível em: <https://revista.iq.unesp.br/ojs/index.php/eletica/article/view/608>. Acesso em: 28 abr. 2024.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996. Disponível em: [https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=1pxhLVxVFHoC&oi=fnd&pg=PA17&dq=VON+SPERLING,+M.+Introdu%C3%A7%C3%A3o+%C3%A0+qualidade+das+%C3%A1guas+e+ao+tratamento+de+esgotos.+Belo+Horizonte:+Departamento+de+Engenharia+Sanit%C3%A1ria+e+Ambiental,+UFMG,+1995.+240+p.+\(Princ%C3%ADpios+do+tratamento+biol%C3%B3gico+de+%C3%A1guas+r esidu%C3%A1rias,+v.+1\).+&ots=CkyvD10F0t&sig=NLGZqO2735cFpx6D-LzzPMN3GiQ#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=1pxhLVxVFHoC&oi=fnd&pg=PA17&dq=VON+SPERLING,+M.+Introdu%C3%A7%C3%A3o+%C3%A0+qualidade+das+%C3%A1guas+e+ao+tratamento+de+esgotos.+Belo+Horizonte:+Departamento+de+Engenharia+Sanit%C3%A1ria+e+Ambiental,+UFMG,+1995.+240+p.+(Princ%C3%ADpios+do+tratamento+biol%C3%B3gico+de+%C3%A1guas+r esidu%C3%A1rias,+v.+1).+&ots=CkyvD10F0t&sig=NLGZqO2735cFpx6D-LzzPMN3GiQ#v=onepage&q&f=false). Acesso em: 28 abr. 2024.

WANG, R.G.M. **Water contamination and health**: integration of exposure assessment, toxicology, and risk assessment. Florida: CRC Press, 1994.

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Marcos Magalhães de Souza, ao laboratório de Zoologia do IFSULDEMINAS, Campus Inconfidentes, por auxiliar na logística de campo e ao Campus Poços de Caldas.