

Avaliação Limnológica na Bacia do Rio Limoeiro no Estado de São Paulo, Brasil

Limnological evaluation in the Limoeiro River Basin in State of São Paulo, Brazil

Rodolfo Durante Serraglioⁱ
Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente, Brasil

Marta Aparecida de Mouraⁱⁱ
Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente, Brasil

Sérgio Marques Costaⁱⁱⁱ
Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente, Brasil

Alba Regina Azevedo Arana^{iv}
Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente, Brasil

Maíra Rodrigues Uliana^v
Universidade do Oeste Paulista
Presidente Prudente, Brasil

Resumo: O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água na Bacia do Rio Limoeiro, no Oeste Paulista, Brasil, na perspectiva do Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática (IVA). O estudo foi conduzido por Pesquisa Bibliográfica, Trabalho de Campo e Laboratório. Foram realizadas avaliações para construção do IVA – clorofila, fósforo (P), oxigênio dissolvido (OD), pH, cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel, zinco (Zn), fenóis, surfactantes – por dois períodos (2019, períodos chuvoso e seco), em 5 pontos estratégicos da bacia. No período chuvoso 43% dos

ⁱ Mestre, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional. rodolfods15@hotmail.com. <https://orcid.org/0000-0003-4160-5551>

ⁱⁱ Doutora, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional. martaapmoura@hotmail.com. <https://orcid.org/0000-0002-0124-2883>

ⁱⁱⁱ Doutor, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional. sergiocosta@unoeste.br. <https://orcid.org/0000-0001-9287-065X>

^{iv} Doutora, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional. alba@unoeste.br. <https://orcid.org/0000-0001-8995-4449>

^v Doutora, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional. maira@unoeste.br. <https://orcid.org/0000-0002-2794-0217>

parâmetros avaliados estiveram acima do limite legal permitido pela resolução CONAMA 357; no período seco, aproximadamente 60%. No período chuvoso o Rio Limoeiro apresentou o IVA com coeficiente de ponderação de 4,1 (“Regular”) e no período seco 7,7 (“Péssimo”), essa classificação para os períodos chuvoso e seco, mostra cenários que podem estar estruturados principalmente por uma variedade de fatores, de origem natural ou antrópica. Foram observadas condições impróprias para manutenção da vida aquática. Segundo o IVA e as normas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), tais condições evidenciam que atividades antrópicas causaram impactos ambientais nos pontos investigados.

Palavras-chave: IVA; Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática; Contaminação Hídrica; Pontal do Paranapanema; Rio Limoeiro.

Abstract: The aim of this study was to evaluate water quality in the Limoeiro River Basin in the West of São Paulo State, Brazil, from the perspective of the Water Quality Index for the Aquatic Life Protection (IVA). The research was carried out through Bibliographic Research, Fieldwork, and Laboratory Analysis. Evaluations were conducted to construct the IVA (Chlorophyll, Phosphorus, Dissolved Oxygen, pH, Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Nickel, Zinc, Phenols, Surfactants) for two periods (2019, rainy and dry seasons) at 5 strategic points within the basin. During the rainy season, 43% of the assessed parameters exceeded the legal limits set by CONAMA Resolution 357, while in the dry season, the proportion was approximately 60%. In the Rainy Season, the Limoeiro River presented a IVA weighting coefficient of 4.1 (“Regular”), whereas in the Dry Season, the score was 7.7 (“Terrible”). This classification for both seasons indicates scenarios that may be structured by a variety of factors, either of natural or anthropogenic origin. Unsuitable conditions for the maintenance of aquatic life were observed. According to IVA and the standards of the São Paulo State Environmental Agency (CETESB), these conditions highlight that anthropogenic activities have caused environmental impacts at the investigated points.

Keywords: IVA; Water Quality Index for the Protection of Aquatic Life; Water Contamination; Pontal do Paranapanema; Limoeiro River.

Introdução

A poluição dos recursos hídricos se dá por diferentes fontes e tipos, podendo haver alteração dos mananciais em qualidade e quantidade (MOTA, 2008). As principais formas de poluição são: urbana (e.g. esgotos domésticos lançados direta/indiretamente nos corpos d’água) e poluição industrial. As consequências para o ambiente de um determinado poluente dependem das suas concentrações, tipo de corpo d’água que o recebe e uso dessa água (DERISIO, 2017).

Os lançamentos de efluentes nos corpos hídricos superficiais, no Brasil, são regulamentados pela legislação ambiental editada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o qual dividiu os sistemas hídricos em nove classes de acordo

com a qualidade da água e usos demandados (CONAMA nº 357/2005 e nº 430, de 13/05/2011.) Cada classe tem suas limitações, configurando padrão de referência para fiscalização e gerenciamento dos recursos hídricos (BRASIL, 2005; PEREIRA, 2004). No estado de São Paulo, o marco legal foi o Decreto Estadual nº 8.468 (1976), que dispõe sobre os padrões de emissão de efluentes para as diferentes classes de água, o Decreto Estadual nº 10.755 (1977), que dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores e o Decreto nº 8.468 (1976), que dá providências correlatas. Contudo, o Brasil possui baixos índices de cobertura por sistemas de esgotamento sanitário, justificando a necessidade de investimentos e melhorias desses indicadores na fixação de metas progressivas e diferenciadas para controle da poluição entre os usuários da bacia (VEROL, VOLSCHAN, 2007).

Desta forma, o monitoramento das águas dos corpos receptores é uma importante ferramenta para verificar/avaliar a saúde ambiental dos canais fluviais após o lançamento dos esgotos tratados. Visando realizar a verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, esta avaliação pode ser realizada de maneira contínua ou periódica, para acompanhar a evolução das condições ao longo do tempo. Além disso, é importante para averiguar as tendências na qualidade do meio aquático e para observar como este é afetado por contaminantes e/ou atividades antrópicas (FELIX NETO *et al.*, 2021; HESPANHOL, 2009).

Existe um número bastante grande de indicadores de qualidade das águas, os quais são utilizados na pesquisa e que são agrupados de modo a caracterizar os diversos tipos de poluição. Como, por exemplo, a Poluição Orgânica que pode ser avaliada a partir dos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), fenóis e cloretos, contaminação Bacteriana, que pode ser monitorada pelas avaliações dos coliformes totais e fecais e ainda a Poluição Geral, que pode ser avaliada por meio de parâmetros físicos e físico-químicos básicos como potencial hidrogeniônico (pH), temperatura da água, resíduo total e turbidez (DERISIO, 2017).

Os dados do monitoramento dos recursos hídricos fomentam as instituições de gerenciamento do recurso água para desenvolverem ações de sustentabilidade ambiental das águas, como estratégias de recuperação, conservação e preservação. Neste cenário de degradação dos corpos d'água destaca-se a bacia do córrego do Limoeiro no município de Presidente Prudente-SP, Brasil. Santos e Barbosa (2013), ao analisarem os aspectos biogeográficos do Córrego do Limoeiro, observaram que o avanço da malha urbana em direção ao córrego foi um dos principais problemas relacionados à sua deterioração. Tendo em vista que o Limoeiro é um divisor natural entre as cidades de Presidente Prudente-SP e Álvares Machado-SP, que se expandem em sua direção.

De acordo com Gomes *et al.* (2020), as áreas urbanas afetam a qualidade da água por fontes de poluição difusa. Estes autores colocam que 28% da bacia hidrográfica do Córrego Limoeiro é formada por áreas urbanas, concentrando-se no perímetro urbano dos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado. Em meio a este cenário de efeitos da urbanização na qualidade e na disponibilidade de água já evidenciadas pela literatura, fica evidente a importância de avaliar a qualidade da água do Córrego do Limoeiro, conforme o Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática – IVA.

A hipótese adotada neste trabalho é que a qualidade da água do Córrego Limoeiro sofre influência significativa das áreas urbanas dos municípios de Presidente Prudente-SP e Álvares Machado-SP. Pressupõe-se que as variáveis físicas e químicas das águas sofrem influência das zonas urbanas e essas alterações manifestam-se em alterações e mudanças na qualidade ambiental das águas do córrego. Assim, o objetivo deste trabalho é analisar a qualidade da água do Córrego Limoeiro, localizado no extremo Oeste Paulista, a partir da perspectiva do Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática (IVA). Desta forma, realizou-se a avaliação de variáveis físicas e químicas das águas em uma seção do córrego Limoeiro, após a influência das zonas urbanas dos municípios de Presidente Prudente-SP e Álvares Machado-SP, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, localizada na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema-UGRHI-22. O estudo avaliou o comportamento de variáveis limnológicas, para analisar a influência do espaço urbano na qualidade ambiental das águas do córrego Limoeiro.

Caracterização da Área de Estudo

Presidente Prudente é um município brasileiro de médio porte, conta com uma população de aproximadamente 203.370 habitantes urbanos e 4.255 rurais, perfazendo um total de 207.610 habitantes (IBGE, 2010), mas, a estimativa da população absoluta para 2021 é de 231.953 habitantes (IBGE, 2021). O município possui uma área territorial de 563 km² e está localizado no Extremo Oeste do Estado de São Paulo, sob a localização geográfica, paralelo 22°07'57"S e o meridiano 51°22'57"W (FUSHIMI, NUNES, 2012, p. 46) (Figura 1).

Neste município localiza-se o objeto de estudo da pesquisa: "Córrego Limoeiro" e o "Balneário da Amizade" (criado pelo represamento do córrego), que fazem parte da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, na divisa dos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado, e na UGRHI Pontal do Paranapanema (ARANA, FROIS, 2016, p.620).

Em 22/11/1977, o Córrego Limoeiro foi definido pelo Decreto Estadual 10.755 como corpos d'água receptores classe 4 (quatro). De acordo com a resolução nº 357/2005, CONAMA, os cursos d'água com classificação 4 podem ser utilizados para navegação e harmonia paisagística (BRASIL, 2005). Pontes (2009) evidencia que esta classificação atribuída ao córrego está devidamente relacionada ao fato de que, na época, os esgotos domésticos eram lançados *in natura* no corpo d'água, estes uma das maiores fontes de poluição do município. Porém, a partir da década de 1990 o cenário foi atualizado, a companhia responsável pela concessão dos serviços de água e esgoto iniciou o processo de tratamento dos efluentes domésticos de Presidente Prudente na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localizada próximo à Rodovia Júlio Budiski (SP-501) na bacia do Córrego Limoeiro.

Até setembro de 2004, o Limoeiro recebia os despejos domésticos do município sem tratamento, a partir desta data houve a criação da Estação de Tratamento de Esgotos Limoeiro, operada pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). Em 2015 foi realizada a revitalização do Balneário da Amizade, que inseriu a

recuperação da infraestrutura local, incorporação à urbanização como área recreativa, tratamento da água para uso dos banhistas, mas, tais reformas foram somente aderidas pelo lado pertencente a Presidente Prudente (ABREU, 2016, p. 24).

Contudo, considerando o período em que o córrego passou por um processo de autodepuração e as mudanças nas características visualmente identificadas, são utilizados nesta pesquisa os limites legais para os parâmetros analisados correspondentes à Classe 3 da Resolução CONAMA nº 357/05, que abrangem as atividades atualmente desenvolvidas (BRASIL, 2005).

Procedimentos Metodológicos

A metodologia utilizada na condução se deu em três etapas: levantamento bibliográfico com revisão literária de estudos acadêmicos/científicos nas Bases de Dados Google Livros, Google Acadêmico, Periódicos da CAPES, Fiocruz, Pubmed, Elsevier, Scielo e ResearchGate; e trabalho de campo, realizado por meio de coleta de amostras de água em pontos escolhidos estrategicamente ao longo da bacia em razão de estarem próximos à área urbana do município. Seguida das avaliações dos parâmetros de composição do IVA no laboratório de análises de águas.

Foram escolhidos cinco pontos amostrais do Córrego do Limoeiro, as campanhas de coleta ocorreram conforme o fluxo hídrico da bacia hidrográfica e seu trajeto, obedecendo como regra o menor tempo de acesso de um ponto ao outro (Figuras 1 e 2). A seção monitorada pertence à bacia do rio Santo Anastácio, é classificada como sub-bacia localizada nas coordenadas geográficas 22°15'37.96"S, 51°30'48.91"O, 979 m e sua localização está apresentada na parte superior da Figura 1.

Através das visitas *in loco*, na ocasião das coletas, foram identificadas as atividades atualmente desenvolvidas, tais como: recreação, pesca, irrigação de pomares e ainda dessedentação de animais nas áreas rurais.

Para a realização da análise da qualidade das águas superficiais foram realizadas duas coletas em 2019, no Córrego Limoeiro. A primeira ocorreu no dia 30/03/2019, período caracterizado por altas médias pluviométricas (período chuvoso – coleta 01), a segunda, realizada no dia 20/08/2019, baixas médias pluviométricas (período seco – coleta 02). Os períodos foram definidos com a finalidade de verificar os efeitos da sazonalidade sobre os parâmetros analisados.

As amostras foram encaminhadas ao laboratório de análises químicas da Universidade do Oeste Paulista, Campus de Presidente Prudente-SP. Foram adotados os métodos de preservação preconizados pelo *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water* (APHA, 2012), bem como os parâmetros de análise para construção do Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática – IVA (IET: Clorofila a, fósforo; IPMCA: Grupo de variáveis essenciais, oxigênio dissolvido e pH; Grupo de substâncias tóxicas, cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco, fenóis e surfactantes).

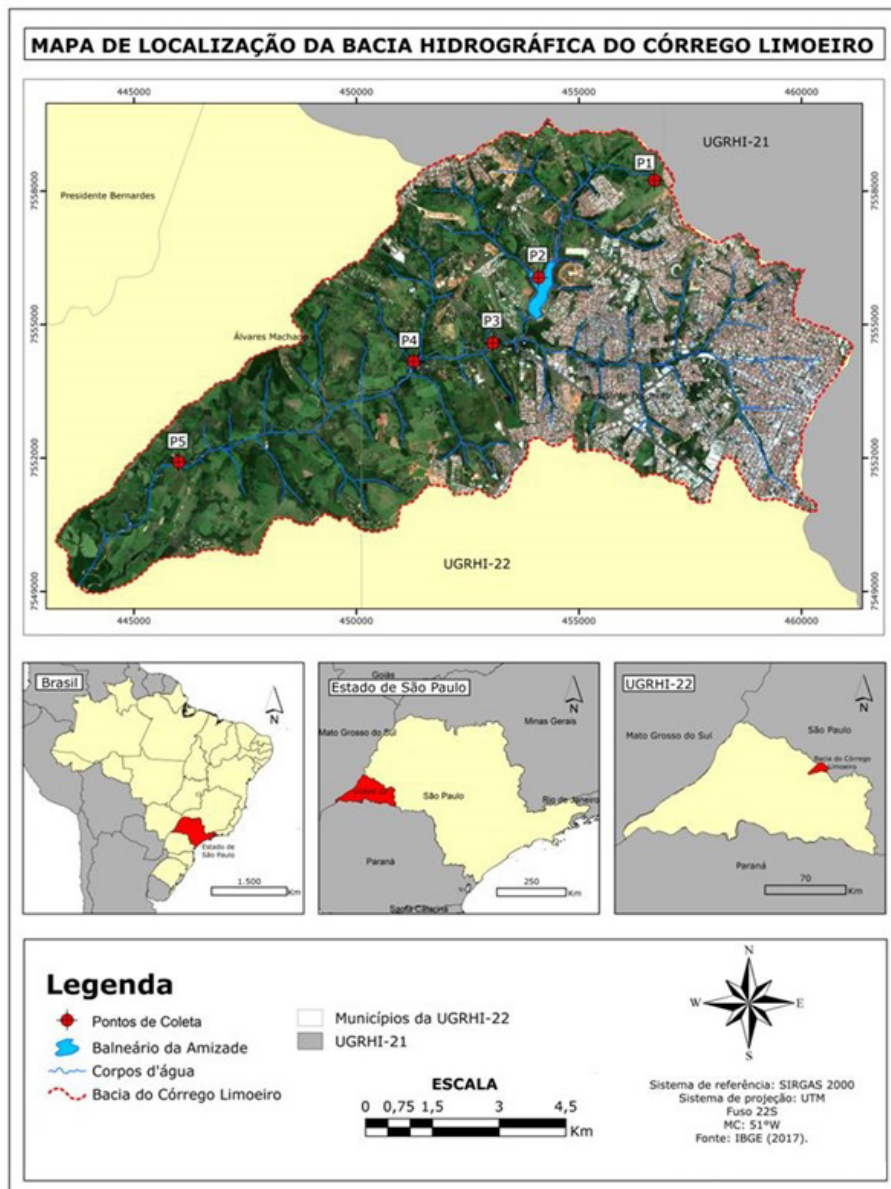


Figura 1 – Mapa de localização dos pontos na Bacia do Córrego do Limoeiro. Fonte: IBGE (2017).



Figura 2 – Imagens dos pontos escolhidos para coleta das amostras.

Fonte: Fotografia dos autores (2019).

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) foi analisado *in loco*, a fim evitar que o deslocamento das amostras até o laboratório pudesse influenciar nos resultados (CETESB, 2011), utilizou-se o Oxímetro (Hanna HI 9146-04), que determina a concentração em mg.L^{-1} . O pH foi analisado utilizando o pHmetro (Quimis Q400MT).

A clorofila-a (CL) foi determinada segundo Wetzel e Likens (1991). Após a quantificação dos valores pelo espectrofotômetro aplicou-se o método de cálculo de Lorenzen (1967) para a identificação das concentrações em mg.L^{-1} . A determinação de fósforo total foi realizada segundo o método 4500-PF do Standard Methods (APHA, 2012). Os Surfactantes e Fenóis foram avaliados por meio de ensaios espectrofotométricos (Surfactantes: método 5540C; Fenóis: método 5530) (APHA, 2012).

Para as avaliações dos metais (cobre, zinco, cádmio, cromo, níquel e chumbo), a abertura das amostras foi realizada através de digestão ácida (ácido nítrico concentrado). Posteriormente, foi realizada a filtração e acondicionamento das amostras em refrigerador (4°C), até o momento da quantificação. As leituras das concentrações dos metais foram determinadas pelo Espectrômetro de Absorção Atômica de Chama (FAAS) (Perkin Elmer A Analyst 200), com lâmpada de deutério como corretor de fundo e lâmpadas de cátodo-oco contendo analito. Para a atomização dos metais usou-se o gás acetileno. Na quantificação de cada metal foram produzidas curvas com padrões analíticos correspondentes. As análises de todos os parâmetros foram realizadas em 5 repetições.

Cálculo do Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática

Para o cálculo do IVA foram utilizadas as ponderações finais do Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) e o Índice de Estado Trófico (IET) em cada período de coleta, a fim de estimar a qualidade da água da bacia do Córrego Limoeiro na estação seca e chuvosa.

Aplicado as fórmulas para determinar o coeficiente de ponderação do IVA, utilizamos a classificação orientada pela legislação (CETESB – APÊNDICE D, 2017), na qual são utilizadas 5 categorias: ótima, boa, regular, ruim e péssima. Estas são responsáveis por definir a situação em que o córrego analisado encontra-se quanto à qualidade da água para preservação da vida aquática (Tabela 1).

Tabela 1 – Dados Pluviométricos registrados durante Período Seco e Chuvoso de 2019.

Categoria	Ponderação
Ótima	$IVA \leq 2,5$
Boa	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
Péssima	$6,8 \leq IVA$

Fonte: Adaptado de Cetesb (2017 – Apêndice D).

Resultados e Discussão

No período das coletas houve uma variação pluviométrica (Tabela 2), evidenciando a distinção entre as estações predominantes na região. Foi possível verificar que o volume acumulado de chuvas no mês de março (236,7 mm), ocasião da primeira coleta, é consideravelmente superior à quantidade precipitada no mês de agosto, segunda coleta (4,5 mm). Há de se destacar que no período chuvoso o volume acumulado de precipitações foi expressivamente superior ao seco, correspondendo este a aproximadamente 1,90% do valor total referente ao período chuvoso. Isto demonstra a segregação dos fatores climáticos em dois períodos (seco e chuvoso) na região de Presidente Prudente-SP, conforme destacado por Amorim *et al.* (2015).

Tabela 2 – Dados Pluviométricos registrados durante Período Seco e Chuvoso de 2019.

Coletas	1ª Coleta – Chuvoso		2ª Coleta – Seco	
	Data	Precipitação (mm)	Data	Precipitação (mm)
Data da Coleta	30/03/2019	0	20/08/2019	0
15 dias anteriores	15/03 a 30/03	51,6	05/08 a 20/08	0
30 dias anteriores	01/03 a 30/03	236,7	20/07 a 20/08	4,5

Fonte: Somar Meteorologia (2019).

A sazonalidade de chuvas, com maior ocorrência no verão em comparação ao inverno, é uma resultante da inclinação axial terrestre, que modula a insolação. No verão, áreas com exposição solar acentuada aquecem, promovendo convecção atmosférica e precipitação. No inverno, em regiões mais afastadas da radiação solar direta, o resfriamento atmosférico reduz o transporte de umidade e a formação de chuvas. Esse fenômeno implica variações em processos ecossistêmicos, recursos hídricos e vulnerabilidades associadas a eventos climáticos extremos (DEININGER *et al.*, 2019)

Os parâmetros avaliados evidenciaram um aumento considerável das variáveis físicas e químicas das águas, pois foram detectados valores acima do permitido (Figuras 3 e 4). Somente o OD estava dentro dos padrões exigidos pela legislação. Embora os pontos P.03 (Coleta 01) e P.05 (Coleta 02) aproximaram-se do limite, em nenhum dos locais a concentração foi inferior a 4 mg.L⁻¹ de O₂ (Figura 3). Peláez-Rodríguez (2000) elucidou que em locais com vegetação ciliar preservada pode ocorrer o acúmulo de matéria orgânica em decomposição e baixa produção primária de oxigênio devido à ausência de luminosidade pelo sombreamento, podendo limitar a concentração de OD. A diminuição nos níveis de Oxigênio Dissolvido (OD) pode sugerir a presença de eutrofização. No entanto, os resultados obtidos não demonstram uma gravidade significativa desse fenômeno (COSTA *et al.*, 2021).

O pH, para a coleta do período chuvoso, apresentou oscilações consideradas aceitáveis para todos os pontos (6-9), dentro dos padrões recomendados pela legislação (Figura 3) (BRASIL, 2005). Comportamento similar foi notado nos períodos chuvosos por diversos autores. Essa flutuação dentro de limites desse parâmetro pode ser em função da contribuição dos compostos provenientes da atividade vegetal, animal e da biodiversidade presente no ecossistema (BISOGNIN *et al.*, 2017; PIRATOBA *et al.*, 2017; QUEIROZ *et al.*, 2018).

Verificando as concentrações de CL, P.02 (período seco) foi o local com maior concentração deste parâmetro, seguido pelos P.04 e P.05, respectivamente (mesmo período de coleta) (Figura 3). Assinala-se que o P.02 está localizado na represa do Balneário da Amizade, ambiente lêntico e onde podem ocorrer variadas interações biológicas (HUSER *et al.*, 2016).

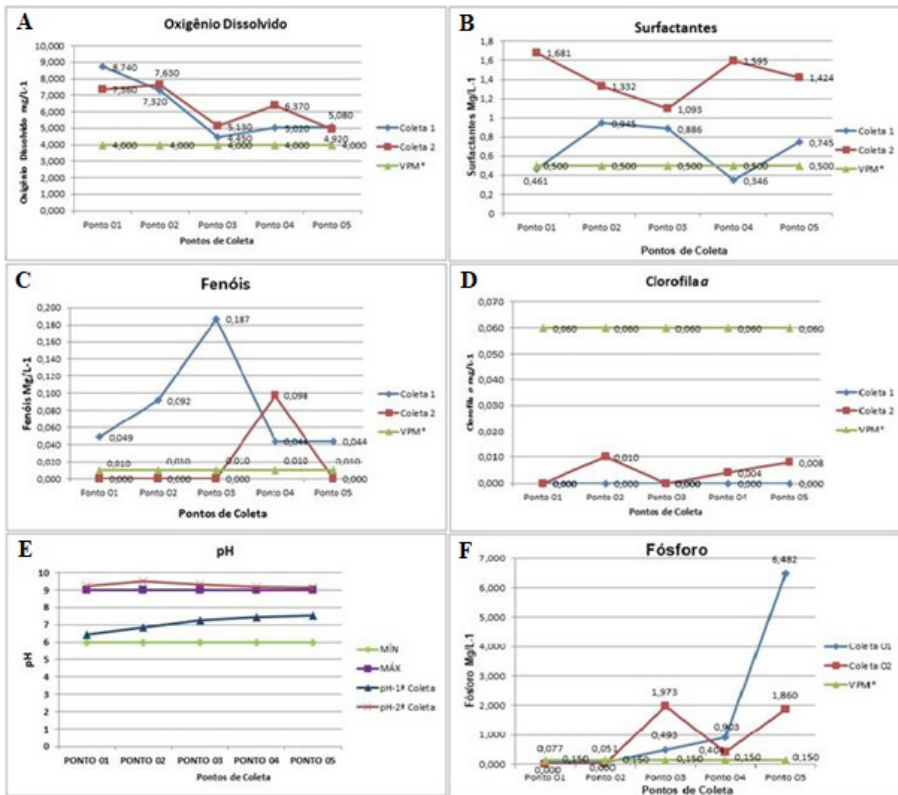


Figura 3 – Resultados dos parâmetros avaliados nos 5 pontos de coleta, nos períodos chuvoso (coleta 1) e seco (coleta 2), na Bacia do Córrego Limoeiro, extremo Oeste Paulista. 3A – Oxigênio Dissolvido; 3B – Surfactantes; 3C – Fenóis; 3D – Clorofila a; 3E – pH; 3F – Fósforo Total.

Foram observados elevados teores de fósforo em alguns pontos do córrego quando comparado aos limites fixados pela legislação (BRASIL, 2005). Os pontos situados dentro do Campus II da Unoeste (P.03), após o lançamento do efluente tratado pela ETE Limoeiro (P.04) e especialmente o P.05, localizado na zona rural antes da confluência com o rio Santo Anastácio, ficaram acima do permitido. Não houve regularidade em relação ao período seco ou chuvoso (Figura 3). Alguns autores afirmam que teores elevados de fósforo podem estar associados ao uso e ocupação do solo, em especial às atividades agrícolas e pecuária em diversas regiões ao longo de uma bacia (ARRUDA *et al.*, 2017; ESTEVES, 1998). O P.03 está localizado após o deságue do Córrego do Veado, que percorre grande parte da área urbana de Presidente Prudente-SP. Considera-se que todos estes fatores (produção agrícola, pecuária, lixiviação, esgotos urbanos etc.) podem ter influenciado os elevados níveis de fósforo presentes no Córrego Limoeiro.

Outros parâmetros analisados que podem influenciar na qualidade das águas de uma bacia hidrográfica são os metais tóxicos. As concentrações de cobre mantiveram-se constantes ao longo de todos os pontos amostrais, contudo, na coleta 2 (período chuvoso) houve um aumento gradual nos teores deste metal, desde a nascente até o P.05 (Figura 4). A industrialização, urbanização e agricultura são fontes que corroboram para o aumento do teor de metais tóxicos no meio ambiente, em especial nos ecossistemas aquáticos (AHMAD *et al.*, 2018).

Um dos fatores que pode corroborar para o aumento da concentração de cobre na água é uso excessivo de agroquímicos no setor agrícola, que possuem em grande parte de suas composições este elemento químico (BENITES *et al.*, 2014). Outro fator que pode contribuir para a poluição dos corpos d'água através do cobre é a sua proximidade com os centros urbanos, através do descarte irregular de produtos ou efluentes que contêm este elemento (MAGALHÃES *et al.*, 2016).

Observando os resultados das análises, é possível observar que os altos índices de Cu nas águas no Limoeiro podem estar ocorrendo devido ao lançamento de efluentes no corpo d'água. Acredita-se que estas concentrações não tenham relação direta com os agroquímicos, visto que o poluente não está em pontos isolados, mas assim em todo perímetro analisado. Outro fator que contribui para este diagnóstico é de que no período chuvoso houve um aumento gradual de sua concentração ao longo dos pontos, isto devido às precipitações que elevam o fluxo d'água do córrego e consequentemente o lançamento clandestino de efluentes não tratados.

Com relação ao zinco, observou-se que nos cinco pontos de análises do córrego (coletas 1 e 2) suas concentrações estabeleceram-se abaixo do limite legal. Verifica-se também que as concentrações na coleta do período seco foram superiores em relação ao chuvoso, em todos os pontos de analisados (Figura 4). Níveis elevados de zinco na água podem ser uma indicação da poluição (NOULAS *et al.*, 2018).

Excesso de Zn na água pode ser uma indicação da poluição, por exemplo, os processos industriais de lixiviação de zinco nas águas superficiais ou subterrâneas que podem afetar seriamente os ecossistemas aquáticos e a saúde humana. Ademais, a ocorrência das atividades de pecuária e agricultura, que carecem da aplicação de fertilizantes e que, ocasionalmente, são levados aos rios pelas águas das chuvas também pode ser fonte de Zn nas águas (ANGHEBEN *et al.*, 2019; NOULAS *et al.*, 2018).

Cobre (Cu) e o Zinco (Zn) são micronutrientes essenciais, entretanto apresentam potencial para operar como marcadores de contaminação por esgoto e resíduos fecais (MACIEL *et al.*, 2022).

Além disso, pode existir uma inter-relação entre a sazonalidade climática e as atividades humanas, que afeta diretamente os parâmetros relacionados à qualidade das águas. Alguns períodos com déficit hídrico (com baixo volume de precipitação), podem influenciar positivamente a qualidade das águas, isto devido à maior percolação dos recursos hídricos no solo e redução do escoamento superficial, por consequência redução de poluentes no corpo d'água. Já em períodos com excedente de chuvas, aumenta-se o volume dos córregos, contribuindo para diluição dos poluentes, melhorando também a qualidade das águas (GOMES *et al.*, 2020).

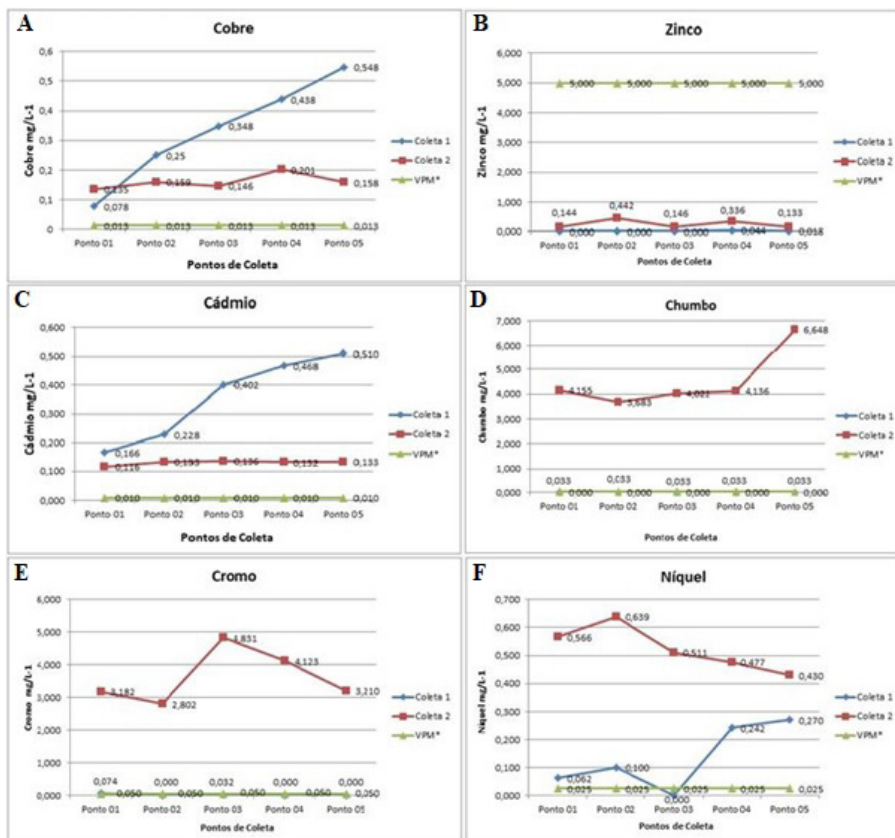


Figura 4 – Resultados dos parâmetros avaliados nos 5 pontos de coleta, nos períodos chuvoso (coleta 1) e seco (coleta 2), na Bacia do Córrego Limoeiro, extremo Oeste Paulista. 4A – Cobre; 4B – Zinco; 4C – Cádmi; 4D – Chumbo; 4E – Cromo; 4F – Níquel.

O teor de cádmio foi maior no período chuvoso, assim como o de cobre, além de um crescimento gradual ao longo dos pontos, foi consideravelmente superior aos resultados obtidos na estação seca (Figura 4). A poluição das águas ocasionada pelo Cd pode ocorrer devido a variados segmentos, tais como resíduos industriais (galvanoplastia, equipamentos eletrônicos, soldas, produção de pigmentos, entre outros) e domésticos, queima de carvão mineral, e fertilizantes aplicados no setor agrícola. Por ser o metal bioacumulativo, pode se concentrar nos organismos aquáticos, nas plantas e por consequência, no ser humano (CETESB, 2017 – Apêndice E).

Devido ao cádmio ser utilizado em diversos segmentos, seja de origem industrial, doméstica ou agropecuária, não foi possível identificar a principal fonte de lançamento no córrego Limoeiro, no entanto, assim como outros metais que também apresenta-

ram características semelhantes (período seco e chuvoso) quanto a suas concentrações, entende-se que este poluente esteja sendo descartado, principalmente em períodos chuvosos, por estabelecimentos industriais existentes no município de Presidente Prudente. É possível observar (Figura 4) o aumento gradual da concentração de cádmio ao longo dos pontos analisados, possibilitando deduzir que o lançamento não está ocorrendo pontualmente, existem diferentes estabelecimentos que trabalham com este metal tóxico em seus produtos, e estão realizando o descarte inadequado.

Em relação à análise do chumbo para a coleta do período seco, foram identificadas concentrações elevadas deste poluente, quando comparado aos valores máximos permitidos pela resolução CONAMA 357/05 para córregos de classe 3 (Figura 4) (BRASIL, 2005).

Concentrações semelhantes de chumbo foram observadas por Gonçalves *et al.* (2017) ao analisar a disponibilidade do metal no Córrego do Veado, Presidente Prudente-SP, a jusante do ponto de lançamento de efluentes tratados de um curtume de couro. Foram analisadas amostras de água do corpo hídrico e identificadas concentrações consideravelmente acima do permitido pela legislação vigente (6,61 mg.L⁻¹). Observa-se que o Córrego do Veado deságua no Córrego Limoeiro, sendo este o Ponto 03 analisado nesta pesquisa.

Entretanto, não somente foram identificadas altas concentrações no P.03 e seguintes, mas também nos Pontos 01 e 02, nascentes e balneário da amizade, respectivamente. Observando as localizações dos principais curtumes de Presidente Prudente, estes situam-se a jusante do P.01 e P.02, ampliando a possibilidade de outras fontes de contaminação. As concentrações elevadas do chumbo também podem ser justificadas por Moreira-Silva *et al.* (2017) ao analisar os teores deste poluente na região de Presidente Prudente-SP devido à proximidade de locais com falhas geológicas. O estudo contemplou a análise do solo em 6 (seis) pontos de coleta em região de falha geológica e 2 (dois) pontos em região sem falhas, as análises foram efetuadas em diferentes profundidades. Ainda de acordo com o estudo anterior as concentrações obtidas para os locais com falhas excederam os valores de referência e prevenção (faixa de 271,22 a 843,30 mg.kg⁻¹) e se estabeleceram em níveis superiores aos locais sem falhas (6,83 a 15,95 mg.kg⁻¹). Proença *et al.* (2016), ao analisar a concentração de chumbo nas partículas atmosféricas da região de Presidente Prudente, nas proximidades de falhas geológicas, identificou-se também elevados índices do poluente. De acordo com os autores, as possíveis fontes de disseminação foram as emissões de veículos, obras de construção civil e remoção de tinta de edifícios mais antigos. Diante das possibilidades alternativas de lançamento do chumbo em corpos d'água, anteriormente referenciadas, compreende-se que não só os curtumes, mas também outros segmentos industriais não identificados, estão realizando descartes inadequados, podendo deteriorar a qualidade da água do Córrego Limoeiro para a preservação da vida aquática. Enfatiza-se a necessidade de também avaliar as características do solo nas proximidades do córrego a fim de verificar se estes elevados teores relacionam-se às falhas geológicas.

No caso do cromo, em todos os pontos, no período chuvoso, foram encontrados teores acima dos níveis máximos legais, porém, no período seco, apenas P.01 e P.03 apresentaram-se em níveis quantificáveis, no primeiro ponto a concentração estava acima do máximo permitido (Figura 4).

O cromo na contaminação das águas pode ser oriundo de fontes como os setores industriais que utilizam o cromo em seus processos tais como os curtumes/curtição de couro, produção de aço inoxidável, indústrias de galvanoplastia que utilizam o processo de cromagem para o revestimento de peças etc. (MALAMAN, 2020; SHIEUNDA *et al.*, 2019; ALI *et al.*, 2016; QUEIROZ, 2006).

Considerando os resultados identificados no Córrego Limoeiro, e as principais fontes de utilização deste metal em seus processos, acredita-se que as elevadas concentrações podem estar relacionadas aos descartes de curtumes e indústrias de galvanoplastia situadas na malha urbana de Presidente Prudente, isto é evidente observando que a maior concentração identificada foi no P.03, entretanto, assim como verificado em outros metais, também foram encontrados poluentes na nascente do córrego, suscitando a possibilidade de industriais clandestinas estarem descartando seus resíduos irregularmente, visto que o P.01 está a montante da densa malha urbana do município.

Para o níquel, foi possível verificar, com exceção do P.03 (período chuvoso), que todos os outros pontos atingiram teores acima do limite máximo estabelecido pela legislação nas duas coletas (Figura 4) (BRASIL, 2005). Acredita-se que o excesso de níquel (acima dos limites máximos permitidos pela legislação) seja proveniente da influência de áreas urbanas com descarte de efluentes nos mananciais hídricos associados a lançamentos pontuais de efluentes industriais. Há de se considerar, ainda, que as indústrias, na maioria das vezes, possuem o controle quanto à retenção ou a disponibilização do poluente nos corpos hídricos (SCARLATTI *et al.*, 2019; JESUS *et al.*, 2015). Sendo o Ni um metal tóxico também utilizado em processos industriais, acredita-se que os processos de descarte inadequados no corpo d'água seja similar aos outros metais anteriormente discutidos.

Quando observadas as Figuras 3 e 4, é possível verificar que a distinção entre os períodos seco e chuvoso pode ter influenciado sutilmente os resultados. Presumia-se que no período seco, devido à redução normal da vazão do córrego, as concentrações dos parâmetros analisados fossem expressivamente maiores que as do período chuvoso, porém, aproximadamente 60% dos parâmetros analisados na segunda coleta, foram superiores aos limites estabelecidos pela legislação vigente (Tabela 2). No período chuvoso, 43% das análises estiveram acima do valor legal. Em diversos estudos considerando os parâmetros avaliados, os locais e os períodos de coleta semelhantes aos desta pesquisa, é possível verificar também esta variação entre os resultados obtidos em 2 períodos de coleta sazonalmente distintos (FIGUEIREDO *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2016; DONADIO *et al.*, 2005).

Índice de Qualidade da Água para Proteção da Vida Aquática

A Tabela 3 apresenta os coeficientes de ponderação do IPMCA e do IET, em relação ao período chuvoso, para o cálculo do IVA. Neste período o IVA atingiu um grau de ponderação de 4,1. Estes resultados enquadram os pontos analisados do Córrego Limoeiro na categoria "Regular".

No período seco, o IVA calculado evidenciou índices de ponderação relativamente superiores ao período chuvoso, conforme demonstrado na Tabela 4. O grau de ponde-

ração para o IVA em todos os pontos de coleta foi de 7,7. Neste período a qualidade da água do Córrego Limoeiro foi classificada como “Péssima”, denotando apresentar características impróprias para a manutenção da vida aquática (CETESB – APÊNDICE D, 2017).

Tabela 3 – Resultados do cálculo do IVA do Córrego Limoeiro, localizado no extremo Oeste Paulista, no Período Chuvoso.

Coleta 01 – 30/03/2019 – Período Chuvoso					
Índices	Pontos coletados				
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
IPMCA _{Ponderação}	3	3	3	3	3
IET _{Ponderação}	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
IVA _{Ponderação}	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1
IVA _{Categoria}	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular

Fonte: Resultados da pesquisa (2020).

Tabela 4 – Resultados do cálculo do IVA do Córrego Limoeiro, localizado no extremo Oeste Paulista, no Período Seco.

Coleta 02 – 20/08/2019 – Período Seco					
Índices	Pontos coletados				
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
IPMCA _{Ponderação}	6	6	6	6	6
IET _{Ponderação}	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
IVA _{Ponderação}	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
IVA _{Categoria}	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima

Fonte: Resultados da pesquisa (2020).

A classificação do IVA no Limoeiro, como “regular” e “péssima” para os períodos chuvoso e seco, respectivamente, apresenta cenários que podem estar sendo construídos principalmente pela variedade de fatores que intervêm no ambiente, especialmente de origem antrópica. É importante ressaltar que o uso e cobertura do solo nestes locais também explicam as variações de resultados entre os pontos.

Presumia-se que houvesse uma distinção no IVA entre os pontos de coleta, especialmente P.03, por estar estrategicamente posicionado após o deságue do Córrego do Veado, que atravessa o perímetro urbano de Presidente Prudente-SP, e P.04, por localizar-se a jusante do lançamento de efluente tratado da ETE. Entretanto, devido às faixas de va-

riação dos coeficientes de ponderação, o IVA foi classificado com a mesma terminologia para todos os pontos, inclusive na nascente do córrego. O mesmo foi identificado por Peláez-Rodríguez (2000), ao analisar a qualidade da água para a preservação da vida aquática da bacia do rio Jacaré-Guaçu, os autores verificaram que o IVA do rio foi classificado como “Ruim” em quase todos os pontos de coleta, até mesmo na nascente, isto devido aos assentamentos humanos e atividades agropecuárias localizadas nas proximidades. Desta forma, verificando o mapa de uso e ocupação do solo da bacia do córrego Limoeiro, pode-se correlacionar os resultados obtidos para o IVA com os mesmos fatores.

Ainda de acordo com Peláez-Rodríguez (2000), os resultados do IVA foram influenciados pelo estado trófico (IET), especificamente devido às concentrações de fósforo total. Analisando a composição do IVA do Córrego Limoeiro (Figuras 3 e 4) identifica-se o contrário, ou seja, o IPMCA para os dois períodos atingiu índices mais elevados.

Em relação ao IET houve sutil contribuição para o cálculo do IVA, visto que a maior parte dos pontos analisados (cerca de 65%) no córrego caracterizaram-se como “Ultraoligotrófico”, ou seja, baixos teores de fósforo total e CL. Ainda assim, o fósforo foi o parâmetro influenciador no cálculo do IET por apresentar as maiores concentrações.

O IET do período chuvoso, na maior parte dos pontos de coleta, notoriamente foi superior ao período seco, provavelmente pelas as maiores concentrações de fósforo que também foram detectadas neste período (chuvoso). Durante a estação chuvosa, a presença de fósforo na bacia pode ser um indicativo da entrada de fertilizantes, esgotos domésticos e industriais (DUARTE-DOS-SANTOS *et al.*, 2016; BORTOLETTO *et al.*, 2015; CARVALHO *et al.*, 2015).

Gomes *et al.* (2020), ao analisarem o estado trófico da bacia do Córrego Limoeiro em função da sazonalidade climática, identificaram que com o aumento do volume de água no curso d’água há uma melhora no IET. Duarte-dos-Santos *et al.* (2016), verificando o IVA da bacia do rio Bacanga, São Luís-MA, demonstraram que o processo de deterioração do curso d’água ocorreu em função das elevadas concentrações dos parâmetros que compõem o IET. Desta maneira, Queiroz, *et al.* (2018) evidenciaram que no período chuvoso o IPMCA da água do riacho do Lago Azul (afluente do Rio Paraguai, perímetro urbano de Barra do Bugres-MT) classificou-a como “Ruim” para a manutenção da vida aquática, e que, predominantemente, o grupo das variáveis essenciais induziu ao resultado obtido.

Logo, nas duas campanhas de coleta realizadas neste estudo a diminuição da qualidade da água do ocorreu em função do IPMCA, que apresentou maiores coeficientes de ponderação em relação ao IET. Identificou-se que os piores resultados do IPMCA, e por seguinte do IVA, foram obtidos no período seco, em que o IVA no período chuvoso exibiu condições inferiores de qualidade da água para manutenção da vida aquática.

O comprometimento da preservação da vida aquática pode ser atribuído ao fato da inadequação de parâmetros que compõem o grupo das substâncias tóxicas (metais tóxicos e surfactantes) estarem em desacordo com a legislação vigente (VILLA-ACHU-PALLAS *et al.*, 2018).

Mediante os relatórios emitidos pela CETESB, quanto à qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo (CETESB – APÊNDICE J, 2018), é possível constatar que os resultados publicados pela companhia foram semelhantes aos identificados em nosso

estudo. Há de se considerar que os relatórios apresentados não foram especificamente da bacia do Córrego Limoeiro, entretanto, os índices demonstrados referenciam a qualidade da água do rio Santo Anastácio, receptor do curso d’água da área de estudo.

É notável que uma das estações de coleta no rio Santo Anastácio, denominada STAN 04400, localiza-se posteriormente ao local de deságua do Limoeiro (CETESB – APÊNDICE G, 2018). Assim, é possível verificar a possibilidade deste curso d’água estar influenciando quanto a sua qualidade para manutenção da vida aquática. A Figura 5 permite a visualização da rede de monitoramento da qualidade das águas da UGRHI-22, especificamente do Rio Santo Anastácio e suas estações de coleta.

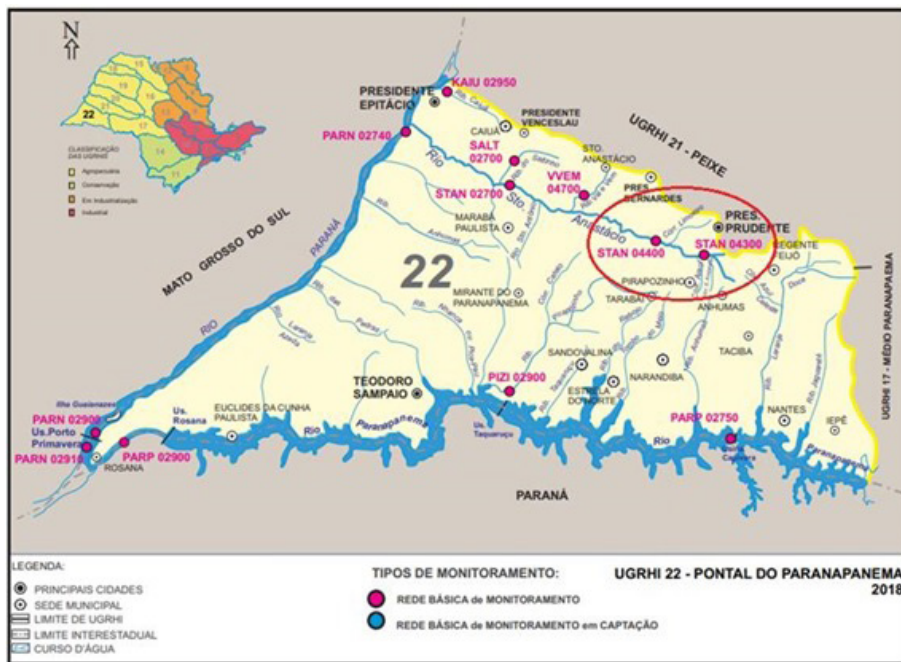


Figura 5 – Mapa de Monitoramento da UGRHI-22 (Rio Santo Anastácio – STAN 04400).
 Fonte: Adaptado de Cetesb (2018 – Apêndice G).

A verificação quanto à possível influência do Córrego Limoeiro no IVA do rio Santo Anastácio ocorreu devido à existência de outra estação de coleta, intitulada STAN 04300. Assim, é perceptível a existência de municípios e cursos d’água que deságuam no rio Santo Anastácio a montante deste ponto, no entanto, a sua jusante, verifica-se que entre a STAN 04300 e a STAN 04400 o Córrego Limoeiro contribui com sua vazão, é necessário considerar que não foi verificada a existência de outras possíveis fontes de contribuição (Figura 5).

Os graus de ponderação do IVA para as análises anuais foram referenciados em cores, de acordo com suas classificações estabelecidas pela Tabela 2. Conforme os relatórios anuais de qualidade das águas disponibilizados pela CETESB, as análises são

comumente realizadas nos meses de fevereiro, junho, agosto e dezembro, com exceção do ano de 2018 em que não houve a análise do mês de agosto (CETESB – APÊNDICE J, 2018). Desta forma, as médias do IVA para os anos analisados abrangeram o período seco (abril a setembro) e o chuvoso (março a outubro).

Quando analisado o histórico dos índices de qualidades das águas da UGRHI-22, especialmente o IVA do rio Santo Anastácio (CETESB – APÊNDICE M, 2018), identifica-se que o Córrego Limoeiro pode ser um dos agravantes quanto à qualidade da água para a preservação da vida aquática. Os resultados obtidos nos anos de 2014 a 2018 demonstram que o IVA do rio Santo Anastácio para a estação STAN 04400 foi inferior em todos os anos quando comparado a STAN 04300 (Tabela 5).

Tabela 5 – Histórico do IVA da UGRHI-22, Rio Santo Anastácio.

UGRHI	Sist. Hídrico	Ponto	2013	2014	2015	2016	2017	2018
22	Ribeirão Caiuá – UGRHI-22	KAIU02950	-	-	-	-	-	3,8
	Ribeirão do Saltinho	SALT02700	-	-	-			4,3
	Rio Paraná	PARN02900						
		PARP02750						
	Rio Paranapanema	PARP02900						
	Rio Pirapozinho	PIZI02900	-	-	-	3,4		
		STAN02700	3,8	4,7	3,5	3,5	3,5	5,2
	Rio Santo Anastácio	STAN04300	-			4,0	3,5	
		STAN04400	-			4,3	4,0	

Fonte: Adaptado Cetesb (2018 – Apêndice M).

Observando o IVA do rio Santo Anastácio, especificamente o ponto STAN 04300, nota-se que a qualidade da água para os anos de 2013, 2014 e 2018 foi caracterizada como “Boa”, no entanto, nestes mesmos anos, a qualidade da água na estação STAN 04400 foi classificada como “Péssima”. É imprescindível memorar que este ponto se localiza após o deságue do Córrego Limoeiro, e que, nesta pesquisa, para a coleta do período seco, a classificação do IVA deste córrego também foi “Péssima”.

Em relação aos anos de 2016 e 2017, nas duas estações de coleta (STAN 04300 e STAN 04400), o IVA apresentou-se como “Regular”, ainda assim, os resultados obtidos para o ponto STAN 04400 foram superiores ao STAN 04300. Ao analisar a qualidade da água do Córrego Limoeiro para a preservação da vida aquática, período chuvoso, verificou-se que o corpo d’água, similarmente, obteve o IVA como “Regular”. Diante das

circunstâncias, é possível afirmar que o Córrego Limoeiro pode exercer comportamento poluidor em relação à qualidade da água do rio Santo Anastácio.

Outro fator observado, é que mesmo a água do Córrego Limoeiro apresentando características impróprias para preservação da vida aquática, ainda assim, em alguns pontos de coleta, notou-se visualmente a presença de fauna aquática. Este fator pode estar associado à quantidade necessária de oxigênio dissolvido para a sobrevivência das espécies (SILVA; JARDIM, 2006), assim como, a capacidade de resiliência da fauna em adaptar-se a ambientes perturbados.

Conclusões

O presente trabalho investigou a influência das áreas urbanas dos municípios de Presidente Prudente-SP e Álvares Machado-SP na qualidade da água do Córrego Limoeiro, localizado no extremo Oeste Paulista. A hipótese central era que as atividades urbanas afetam as características físicas e químicas da água, comprometendo sua qualidade ambiental.

As coletas foram realizadas em diferentes períodos para analisar as variações sazonais e as influências das chuvas. Essa sazonalidade foi influenciada pela inclinação axial terrestre e afetou processos ecossistêmicos e recursos hídricos.

Os resultados das análises indicaram um aumento considerável em várias variáveis físicas e químicas da água, com valores acima dos limites legais, com exceção do Oxigênio Dissolvido (OD), que estava dentro das normas. O aumento nos níveis de fósforo, cobre, zinco, cádmio, chumbo e cromo revelou a presença de poluentes, possivelmente relacionados a atividades agrícolas, pecuárias, industriais e descarte inadequado de efluentes.

O Índice de Estado Trófico (IET) em todos os pontos foi classificado em “Ultraoligotrófico”, categoria esta que pode não originar prejuízos aos usos da água. Já, em relação ao Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática (IPMCA) as concentrações identificadas por meio das avaliações realizadas, induziram este índice a coeficientes de ponderação que categorizaram a qualidade da água do Limoeiro para a proteção da vida aquática como “Ruim” no período chuvoso e “Péssimo” na estação seca.

A avaliação da qualidade da água usando o Índice de Qualidade de Água para Proteção da Vida Aquática (IVA) revelou que, durante o período chuvoso, a água do Córrego Limoeiro foi classificada como “Regular”. No entanto, no período seco, a qualidade foi considerada “Péssima”. Isso sugere uma deterioração da qualidade da água durante o período de menor volume de chuvas, influenciada principalmente pelo IPMCA.

A análise comparativa com outros cursos d’água da região, como o rio Santo Anastácio, indica que o Córrego Limoeiro pode estar contribuindo para a degradação da qualidade da água no rio Santo Anastácio.

Assim, pode-se inferir que as ações antrópicas influenciaram negativamente a qualidade da água do Córrego Limoeiro para a preservação da vida aquática. Nos dois períodos de coleta, os parâmetros analisados que apresentaram altas concentrações e, por seqüência, elevado potencial poluente, são possivelmente de origens antrópicas, que chegam ao corpo d’água de forma direta, através dos lançamentos de efluentes

sejam eles legalizados, clandestinos, ou indireta, por meio dos variados usos do solo, associados ao escoamento superficial das precipitações. Vale salientar que a qualidade da água do Córrego Limoeiro, embora atualmente inapropriada para preservação da vida aquática, poderia estar em piores condições se não houvesse o sistema de tratamento de efluente implantado na década de 1990.

Portanto, os resultados permitem observar que o Córrego Limoeiro enfrenta desafios significativos em relação à qualidade da água, especialmente durante o período seco. Isso exige medidas de gestão e políticas ambientais adequadas para mitigar a poluição e preservar a vida aquática nessa importante bacia hidrográfica do Oeste Paulista.

Ao final desta pesquisa é possível concluir quanto à importância da conservação de pequenos cursos d'água para o abastecimento público e manutenção das comunidades aquáticas. Estes córregos são instrumentos que garantem a qualidade da água de grandes afluentes. Nota-se que o Córrego Limoeiro pode estar influenciando na qualidade da água do rio Santo Anastácio, o que justificaria a necessidade de cuidados das bacias hidrográficas de menores dimensões, também chamadas de sub-bacias.

Recomendamos a análise dos organismos presentes nas comunidades aquáticas do Córrego Limoeiro, a fim de verificar o potencial bioacumulante de alguns parâmetros analisados nesta pesquisa.

Referências Bibliográficas

ABREU, C. A. *Aplicação de teorias ecológicas sobre córregos: uma investigação limnológica em canais fluviais da Bacia Hidrográfica do córrego do Limoeiro, município de Presidente Prudente*. 2016. 60f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual Paulista – Júlio de Mesquita Filho – Câmpus de Presidente Prudente: [s.n]. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/202965/000908550.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 jan. 2023.

AHMAD, I.; SIDDIQUI, W. A.; QADIR, S.; AHMAD, T. Synthesis and characterization of molecular imprinted nanomaterials for the removal of heavy metals from water. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 7, n. 3, p. 270-282, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2017.04.010>

ALI, M. M. *et al.* Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, v. 5, p. 27-35, maio 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.01.002>

AMORIM, M.; DUBREUIL, V.; CARDOSO, R. Modelagem espacial da ilha de calor urbana em Presidente Prudente (SP), *Brasil. Rev. Bras. Climat.*, v. 11, n. 16, p. 29-45, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v16i0.40585>

ANGHEBEN, F. M.; SHINEIDERE, V. E.; BACCIN, K.; POLETTO, M. Concentração de Metais em Peixes de Diferentes Níveis Tróficos, Ocorrentes no Rio das Antas, RS-Brasil.

R. Gest. Sust. Ambient., Florianópolis, v. 8, n. 4, p. 152-164, 2019. DOI: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e42019152-164>

APHA. *Standard methods for the examination of water and waste water*, v. 22. Washington, DC; Nova York: American Public Health Association, 2012.

ARANA, A. R. A.; FROIS, M. R. Planejamento urbano ambiental: diretrizes para o zoneamento na bacia do Córrego do Limoeiro em Presidente Prudente. *GEOUSP (On-line)*, v. 20, n. 3, p. 619-635, 2016. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2016.107550>

ARRUDA, N. M. B.; KNOPIK, J.; SOTTOMAIOR, F. H. Avaliação da qualidade da água do Rio Tibagi antes da formação do reservatório da UHE Mauá, por meio de análise fatorial. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 22, n. 6, p. 1075-1083, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522017163661>

BENITES, L. M.; DONKAYO, K. B.; MINHO, T. S.; PERAZZO, G. X. Avaliação do potencial mutagênico de cobre da água do rio Uruguai. *Ciência e Natura*, v. 36, n. 2, p. 107-113, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5902/2179460X13610>

BISOGNIN, R. P.; WEBER, F. H.; VIEIRA, L. F.; SILVA, B. R.; WOHLBERG, P.; BOHER, R. G. Análise e divulgação da qualidade da água de nascentes, afluentes e ponto de captação do Arroio Lajeado Erval Novo no município de Três Passos – RS. *R. Gest. Sust. Ambient.*, v. 6, n. 2, p. 44-55, 2017. DOI: <https://doi.org/10.19177/rgsa.v6e2201744-55>

BORTOLETTO, E. C.; SILVA, H. A.; BONIFÁCIO, C. M.; TAVARES, C. R. G. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 75, n. 4, p. S148-S157, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00313suppl>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005*. Brasília. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705. Acesso em: 20 jan. 2023.

CARVALHO, K. B.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. .; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State. *Brazil. J. Biol.*, v. 75, n. 4, p. 96-106, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – APÊNDICE D. *Índices de Qualidade das Águas*, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ip%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2023.

_____. APÊNDICE E. *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade*. São Paulo, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wpcontent/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-eSanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 15 set. 2023

_____. APÊNDICE G. *Mapas das UGRHIs*. São Paulo, 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Ap%C3%AAndice-G_Mapas-das-UGRHIs.pdf. Acesso em: 20 jan. 2023.

_____. APÊNDICE J. *Resultados do monitoramento*. São Paulo, 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Ap%C3%AAndice-J_Resultados-do-Monitoramento.pdf. Acesso em: 20 jan. 2023.

_____. APÊNDICE M. *Histórico da média dos índices de qualidade*. São Paulo, 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Ap%C3%AAndice-M_Hist%C3%B3rico-da-M%C3%A9dia-dos-%C3%8Dndices-de-Qualidade.pdf. Acesso em: 20 jan. 2023.

_____. *Guia nacional de coleta a preservação de amostra: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Carlos Jesus Brandão *et al.* (org.). São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/GuiaNacionalDeColeta.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2023.

COSTA, K. A., COL, A. D., VENTURA, A. C. T., GUMY, M. N., WEINERT, P. L., SCHEFFER, E. W. DE O. Influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água em lagos urbanos: um estudo de caso / Influence of anthropogenic activities on water quality in urban lakes: a case study. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 2, p. 19889-19907, 2021. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv7n2-569>

DEININGER, M.; WARD, B.M.; NOVELLO, V.F.; CRUZ, F.W. Late Quaternary Variations in the South American Monsoon System as Inferred by Speleothems – New Perspectives Using the SISAL Database. *Quaternary*, v. 2, n. 6, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/quat2010006>

DERISIO, J.C. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. 5. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rido, São Paulo, Brasil. *Eng. Agríc.*, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013>

DUARTE-DOS-SANTOS, A. K.; CUTRIM, M. V. J.; FERREIRA, F. S.; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; AZEVEDO-CUTRIM, A. C. G.; ARAÚJO, B. O.; OLIVEIRA, A. L. L; FURTADO,

J. A.; DINIZ, S. C. D. Índice de proteção da vida aquática em uma bacia urbana do rio Bacanga no norte do Brasil, São Luís-MA. *Braz. J. Biol.*, v. 77, n. 3, p. 602-615, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.01016>

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

FELIX NETO, J. C.; SOUZA, L. J. A.; ABREU, C. H. M.; BÁRBARA, V. F.; CUNHA, H. F. A.; DIAS, M. T.; CUNHA, A. C. Impactos hidroclimáticos de curto prazo no padrão hidrodinâmico de Rio de Estuário Amazônico, Amapá (AP), Brasil. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v. 12, n. 1, p. 161-179, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0014>

FIGUEIREDO, H. P.; DE FIGUEIREDO, C. R. P.; BARROS, J. H.; BARROS, J. H. S.; CONSTANTINO, M.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; MORAES, P. M.; DA COSTA, R. B. Water quality in urban environmental protection area in the Cerrado Biome, Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, v. 191, n. 117, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7194-9>

FUSHIMI, M.; NUNES, J. O. R. Principais classes de solos do município de Presidente Prudente-SP: Identificação e Caracterização. *B. Goiano. Geogr.*, v. 32, n. 1, p. 45-58, 2012. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3371/337127361003.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2023.

GOMES, F. D. G.; OSCO, L. P.; ANTUNES, P. A.; RAMOS, A. P. M. Climatic seasonality and water quality in watersheds: a study case in Limoeiro River watershed in the western region of São Paulo State, Brazil. *Environ. Sci. Poll. Res. Int.*, v. 27, p. 30034-30049, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09180-7>

GONÇALVES, B. C.; MACENA, D. A.; GOMES, V. M. Concentração de Crômio em Água e Sedimento em Área de Descarte de Resíduos de Curtume. *Colloquium Exactarum*, v. 9, n. Especial, p. 81-87, jul./dez. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5747/ce.2017.v9.nesp.000126>

HESPANHOL, K. M. H. Monitoramento e diagnóstico da água do ribeirão Morangueiro, 138p. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

HUSER, B. J.; FUTTER, M.; LEE, J. T.; PERNIEL, M. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *WaterResearch*, v. 97, p. 142-152, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.036>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Município*: Presidente Prudente. 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/presidente-prudente/panorama>. Acesso em: 15 fev. 2023.

Rodolfo Durante Serraglio, Marta Aparecida de Moura, Sérgio Marques Costa,
Alba Regina Azevedo Arana e Maíra Rodrigues Uliana

_____. *Município*: Presidente Prudente. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/presidente-prudente/panorama>. Acesso em: 15 fev. 2023.

JESUS, T. B. *et al.* Avaliação da potencialidade de utilização de espécies de macrófitas como acumuladoras de metais pesados. *Rev. Virtual Quim.*, v. 7, n. 4, p. 1102-1118, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20150061>

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, v. 12, p. 343-346, 1967. DOI: <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>

MACIEL, M. A. M.; REIS, S. M. DOS; RAMALHO, H. M. M. *Águas potáveis*: padrões de qualidade, metodologias experimentais e técnicas de purificação. Editora Amplla, 2022. 280p.

MAGALHÃES, G. C., FANTIN-CRUZ, I.; ZEILHOFER, P.; DORES, E. F. G. C. Metais potencialmente tóxicos em rios a montante do Pantanal. *Rev. Ambient. Água*, Taubaté, v. 11, n. 4, p. 833-850, 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1827>

MALAMAN, A C. P. *et al.* Citogenotoxicidade de águas fluviais urbanas em Presidente Prudente (SP), Brasil, através do teste *Allium cepa*. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v. 11, n. 2, p. 249-265, 2020. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0026>

MOREIRA-SILVA, M. R. *et al.* Evidence for a correlation between total lead concentrations in soil sand the presence of geologic faults. *Environmental Chemistry Lettersm*, v. 15, p. 481-488, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0617-3>

MOTA, S. *Conservação e preservação de recursos hídricos*. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008.

NOULAS, C.; TZIOUVALEKAS, M.; KARYOTIS, T. Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 49, p. 252-260, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.009>

PELÁEZ-RODRIGUEZ, M. Análise da qualidade da água e aplicação do índice de proteção de vida aquática (IVA) em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu. In: ESPÍNDOLA, E. L. G. *et al.* (org.). *Ecotoxicologia – Perspectivas para o século XXI*. São Carlos: Editora Rima, 2000. p. 95-114. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/320719574_ANALICE_DA_QUALIDADE_DA_AGUA_E_APLICACAO_DO_INDICE_DE_PROTECAO_DA_VIDA_AQUATICA_IVA_EM_DUAS_SUB-BACIAS_DA_BACIA_HIDROGRAFICA_DO_RIO_JACARE_GUACU. Acesso em: 20 jan. 2023.

PEREIRA, F.; SANTOS, L.; FILHO, P. Avaliação da contaminação ambiental por metais pesados, através da análise de peixes coletados da Lagoa Mangueira-RS. *RICA*, v. 10, n. 1, p. 180-194, 2019. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.001.0015>

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. *Rev. Eletr. Recursos. Hídricos*, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PIRATOBA, A. R. A.; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GONÇALVES, W. G. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

PONTES, M. R. *Valoração Contingente de um Projeto de Recuperação da Qualidade das Águas: o caso do Córrego Limoeiro em Presidente Prudente, SP*. 2009. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/4278/2763.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 jan. 2023.

PROENÇA, C. A. *et al.* Simultaneous determination of Cd, Pb, and Cu in atmospheric particulate matter from different regions of the city of Presidente Prudente, Sao Paulo, Brazil. *Chemistry and Ecology*, v. 32, n. 6, p. 598-607, 2016. <https://doi.org/10.1080/02757540.2016.1171321>

QUEIROZ, M. T. A. Bioacumulação de metais pesados no Rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neutrônica instrumental. 112f. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Produção) – Unileste – Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2006. Disponível em: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraDownload.do?select_action=&co_obra=99673&co_midia=2. Acesso em: 15 set. 2023.

QUEIROZ, T. M.; OLIVEIRA, J. R.; MARCHETTO, M. Qualidade ambiental em afluente de cabeceira do Rio Paraguai sob influência de agricultura e urbanização. *RICA*, v. 9, n. 8, p. 82-92, 2018. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.008.0008>

SANTOS, F. R.; BARBOSA, H. P. Um estudo comparativo de dois córregos urbanos em Presidente Prudente (SP): Colônia Mineira e Limoeiro. *GeoAtos*, v. 13, n. 2, p. 69-89, 2013. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/geografiaematos/article/view/2403/pdfhg>. Acesso em: 20 jan. 2023.

SCARLATTI, V. M.; QUELUZ, J. G. T.; YABUKI, L. N. M.; GARCIA, M. L. Avaliação da qualidade das águas superficiais do município de Rio Claro/SP. *Geociências*, v. 38, n. 3, p. 741-754, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i3.13798>

SHIEUNDA, O. R. *et al.* Analysis of spatial and temporal levels of heavy metals in water, sediments and fish in Sosiani River. *International Journal*, v. 7, n. 1, p. 20-40, 2019. DOI: <https://doi.org/10.12691/ijebb-7-1-2>

Rodolfo Durante Serraglio, Marta Aparecida de Moura, Sérgio Marques Costa,
Alba Regina Azevedo Arana e Maíra Rodrigues Uliana

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP. *Quím. Nova*, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000400012>

SILVA, M. P.; SANTOS, F. M.; LEAL, A. C. Planejamento Ambiental da Bacia do Córrego da Olga, UGRHI Pontal do Paranapanema – São Paulo. *Soc. & Nat.*, v. 28, n. 3, p. 409-428, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160307>

SILVA, R. A. S.; MAYNARD, I. F. N.; MELO, C. M.; CAVALCANTI, E. B.; MARQUES, M.N. Avaliação da qualidade de água de abastecimento público na estação de tratamento de água do município de Rosário do Catete, Sergipe. In: *Semana de Pesquisa e Extensão da Universidade Tiradentes – SEMPESq-SEMEX*, v. 18, 2018. Disponível em: <https://eventos.set.edu.br/sempeq/article/view/4063>. Acesso em: 15 fev. 2023.

SOMAR METEOROLOGIA. Dados registrados no mês de março de 2019 em Presidente Prudente-SP. Presidente Prudente, 2019. Disponível em: http://somarmeteorologia.com.br/security/defesa_civil/mapas.php?cid=PresidentePrudente-SP&mes=03&ano=2019. Acesso em: 20 abr. 2020.

VEROL, A. P.; VOLSCHAN, I. J. Inventário e análises de padrões de lançamento de efluentes sanitários: visão nacional e internacional. *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2007. Disponível em: http://aquafluxus.com.br/wp-content/uploads/2012/03/ALINE_VEROL.pdf. Acesso em: 15 fev. 2023.

VILLA-ACHUPALLAS, M., ROSADO, D., AGUILAR, S. & GALINDO-RIAÑO, M. D. Water quality in the tropical Andes hotspot: the Yacuambiriver (southeastern Ecuador). *Sci. Total Environ.*, v. 633, p. 50-58, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.165>

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. 2. ed. Nova York: Springer-Verlag, 1991.

Recebido em: 31/03/2023. Aceito em: 27/09/2023.