

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS CÓRREGOS VERTENTE E  
VERTENTE GRANDE EM TRECHO URBANIZADO DE FRUTAL (MG)**

EVALUATION OF THE WATER QUALITY OF VERTENTE AND VERTENTE GRANDE CREEKS AT  
URBANIZED STRETCH OF FRUTAL (MG)

**Rodrigo Ney Millan**

Universidade do Estado de Minas Gerais – UEMG – Unidade Frutal  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais  
Avenida Escócia, 1001  
Frutal, Minas Gerais, Brasil – CEP: 38202-436  
rodrigo.millan@uemg.br  
ORCID: 0000-0002-9324-7330

**Adriana Duneya Díaz Carrillo**

Universidade Federal de Goiás – UFG  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais  
Avenida Esperança s/n, Câmpus Samambaia - Prédio da Reitoria.  
Goiânia - Goiás - Brasil- CEP:74690-900  
adrianacarrillo@discente.ufg.br  
ORCID: 0000-0002-0695-0715

**Heytor Lemos Martins**

Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - FCAV/UNESP  
Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal)  
Via de Acesso Professor Paulo Donato Castellane Castellane S/N  
Jaboticabal, São Paulo, Brasil – CEP: 14884-900  
heytor.lemos18@gmail.com  
ORCID: 0000-0002-9324-7330

## Resumo

A urbanização tende a acentuar a eutrofização de sistemas aquáticos lóticos. No período de seca, ocorre concentrações ainda mais elevadas de contaminantes, devido a diminuição do efeito de diluição. Este trabalho avaliou a qualidade da água em um sistema lótico em área urbanizada no Município de Frutal-MG em três períodos secos consecutivos, com a hipótese de que a área urbana deteriora a qualidade da água. Análises físico-químicas e biológicas foram realizadas em 5 pontos. Com a passagem pelo perímetro urbano ocorreu aumento de coliformes termotolerantes no sistema hídrico e os valores de condutividade elétrica estão elevados, comprometendo a qualidade da água. Com o passar dos anos a incorporação de material alóctone ao sistema se intensificou. Assim, a área urbana deteriora a qualidade da água dos Córregos estudados, comprometendo o uso para abastecimento público (após tratamento convencional), proteção das comunidades aquáticas e recreação de contato primário, agravando-se no último período seco.

**Palavras-chave:** córrego urbano, variáveis físico-químicas, coliformes termotolerantes, eutrofização.

## Abstract

Urbanization tends to accentuate the eutrophication of lotic aquatic systems. In the dry period, even higher concentrations of contaminants occur, due to a decrease in the dilution effect. This study evaluated the water quality in a lotic system in an urbanized area in the city of Frutal-MG in three consecutive dry periods, hypothesizing that the urban area deteriorates the water quality. Physical-chemical and biological analyzes were performed at 5 sites. With the passage through the urban perimeter, there was an increase in thermotolerant coliforms in the water system and the electrical conductivity values were high, compromising the water quality. Over the years, the incorporation of allochthonous material to the system intensified. Thus, the urban area deteriorates the water quality of the creeks studied, compromising its use for public supply (after conventional treatment), protection of aquatic communities and primary contact recreation, worsening in the last dry period.

**Keywords:** urban creek, physical-chemical variables, thermotolerant coliforms, eutrophication.

## 1. Introdução

Os ecossistemas aquáticos desempenham papel ecológico, econômico e social significativo na sustentabilidade ambiental. Esses ecossistemas estão expostos a fatores naturais e antrópicos, como mudanças climáticas, oxidação de minerais rochosos, intemperismo e erosão do solo (ISUYAKA *et al.*, 2018; MIR; GANI, 2019; SUN *et al.*, 2019). Ainda, podem sofrer impactos ocasionados por resíduos domésticos e águas residuais municipais, efluentes industriais e agrícolas (DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; SUN *et al.*, 2019), projetos de desvio de água (YANG *et al.*, 2019) e planejamento urbano (XU *et al.*, 2019).

As áreas urbanas contribuem para a degradação da qualidade da água no Brasil e são os principais fatores de degradação grave da qualidade da água em todo o mundo (MELLO *et al.*, 2020). A maioria dos córregos e rios urbanos do país são altamente enriquecidos com resíduos orgânicos, coliformes termotolerantes, fósforo e nitrogênio devido à falta de instalações de coleta e tratamento de esgoto, juntamente com a rápida urbanização e zonas ribeirinhas degradadas (DALZUCHIO *et al.*, 2017; FIGUEIREDO *et al.*, 2019; FRANÇA *et al.*, 2021).

O estado de Minas Gerais apresentou crescimento em suas áreas urbanas nos últimos anos, com cerca de 85,3% da população vivendo nestas áreas, apresentando taxa de urbanização elevada (IBGE, 2020). Portanto, a população destas áreas (85,3%) ocupa 0,44% do território mineiro, e 26,3% da população está em cidades com menos de 20.000 habitantes (TUCCI; CHAGAS, 2017). Por sua vez, o município de Frutal possui 60.508 habitantes em uma área de 2.426.966 km<sup>2</sup> (IBGE, 2021) localizada na região denominada Triângulo Mineiro / Alto Paranaíba.

A rápida urbanização nos países em desenvolvimento trouxe consequências para a qualidade da água dos rios urbanos (XU *et al.*, 2019), uma vez que a expansão urbana descontrolada, associada a industrialização e intensificação da agricultura, compromete a qualidade da água (PAIVA *et al.*, 2020). Os rios nas áreas urbanas são afetados principalmente pela densidade populacional, urbanização, consumo de fertilizantes agrícolas, descargas de águas residuais domésticas e industriais, sendo estas as principais fontes de contaminação orgânica e inorgânica (MA *et al.*, 2020).

A contaminação fecal na água é verificada pela presença de coliformes termotolerantes (MADIGAN *et al.*, 2021) e a presença desses microrganismos na água indica contaminação por efluentes não tratados, podendo ser de origem industrial, hospitalar ou doméstica, caracterizando-se como importante fonte de contaminantes fecais para o ambiente (MEIRELLES-PEREIRA *et al.*, 2002). Essas interferências, ao contaminar os sistemas aquáticos, impactam todo o ecossistema existente de forma direta e, de forma indireta, afetam a saúde humana, devido ao contato dos seres humanos com a água, seja por meio da pesca, da captação da água para uso e consumo, entre outros. (WEN; SCHOUPS; GIESE, 2017). Assim, como meio de contornar essas contaminações, é necessário conhecer a qualidade da água do sistema aquático em contato.

A qualidade da água é um fator importante, impactado pela ação antrópica na escala da paisagem, que é uma das principais ameaças à integridade ecológica dos ecossistemas fluviais (ALLAN, 2004). Muitos estudos quantificaram o efeito do crescimento populacional no uso e cobertura do solo, e as atividades antrópicas associadas podem, em última análise, serem refletidas na qualidade das águas naturais (MEYER; TURNER, 1992; MEYFROIDT *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2013). Outro fator que pode influenciar na qualidade da água é o período de seca, que é caracterizado por uma diminuição de precipitação que ocorre em uma estabelecida região, provocado por ciclos em que as precipitações pluviométricas são incapazes de suprir a evaporação. A seca sazonal, que é periódica e previsível, ocorre anualmente em um período de fluxo reduzido e que pode causar distúrbio em ecossistemas aquáticos (HUMPHRIES; BALDWIN, 2003; LAKE, 2003).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água em um sistema lótico em área urbanizada no município de Frutal-MG em períodos de seca, com a

hipótese de que a área urbana deteriora a qualidade da água deste sistema.

## 2. Metodologia

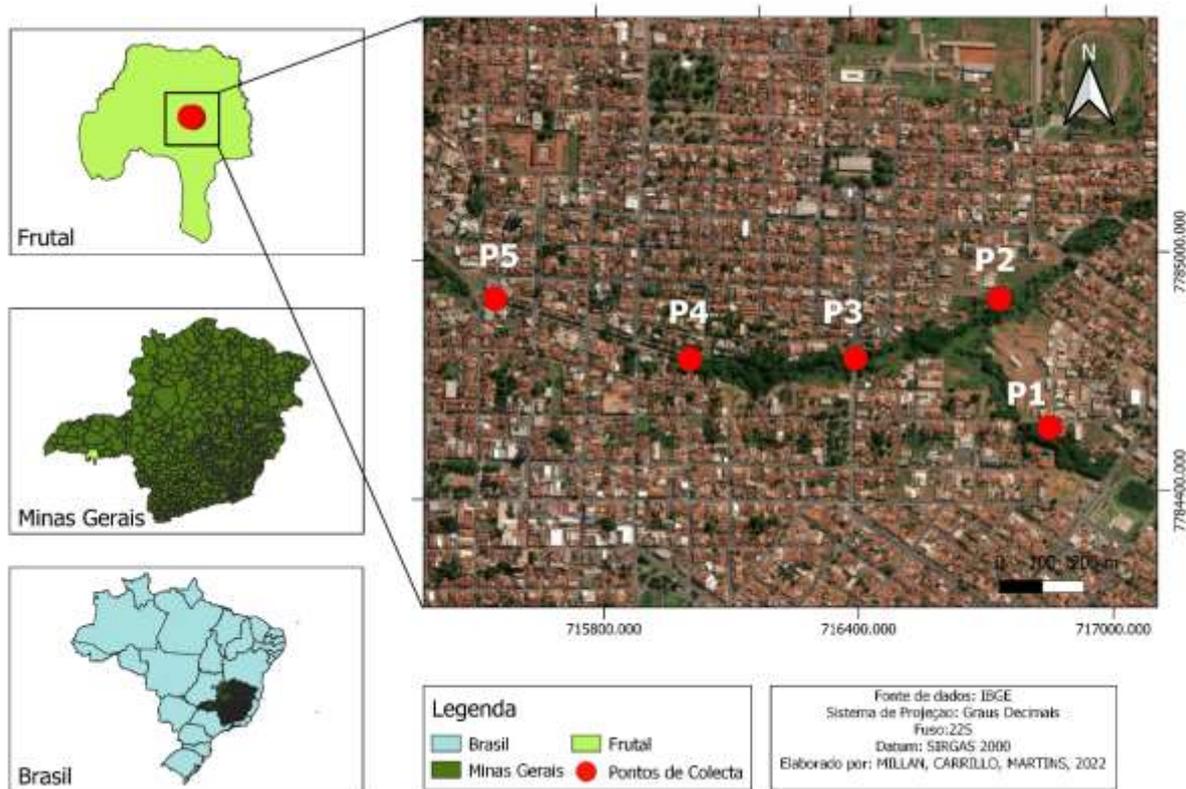
### *Área de estudo*

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do Rio Grande, mais precisamente nos Córregos Vertente e Vertente Grande no município de Frutal (MG). O clima da região é subtropical Cwa, com inverno seco e verão chuvoso (ALVARES *et al.*, 2013), apresentando temperatura e precipitação média anual de 22 a 24°C e 1300 a 1600 mm, respectivamente. As águas do Córrego Vertente Grande percorrem, da nascente até a foz com o Ribeirão Frutal, aproximadamente 4960 m, sendo 1200 m na zona rural e 3760 m na zona urbana. O córrego Vertente apresenta aproximadamente 1000 m de extensão, estando totalmente inserido na zona urbana.

### *Pontos amostrais e monitoramento*

As amostras de água foram coletadas em cinco pontos distintos (Figura 1), mensalmente, de junho a setembro, nos anos 2020, 2021 e 2022, segundo os procedimentos de coleta de amostras de água contidos no Guia de coleta e preservação de amostras de água (CETESB, 2011). Todas as amostragens e mensurações ocorreram na superfície. Logo, durante os quatro meses de amostragem nos três anos, foram realizadas 60 amostragens.

Os pontos selecionados para monitoramento da qualidade da água deste sistema lótico foram selecionados com base em posicionamentos estratégicos dentro do ambiente urbano, sendo: P1 = Córrego Vertente, à jusante do Parque dos Lagos; P2 = à montante da confluência entre os Córregos Vertente e Vertente Grande; P3 = 50 m à jusante da confluência dos dois córregos; P4 = Córrego Vertente Grande, com presença de mata ciliar; P5 = Córrego Vertente Grande, sem mata ciliar. Todos os pontos estão situados dentro do perímetro urbano (Figura 1).



**Figura 1.** Imagem de satélite da área de estudo com identificação dos pontos de coletas (P1 – P5). **Fonte:** GoogleEarth, 2019

### *Análise dos parâmetros físico-químicos*

As variáveis temperatura (Temp - °C), pH, condutividade elétrica (Cond -  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), turbidez (Turb - UNT), sólidos totais dissolvidos (STD –  $\text{mg L}^{-1}$ ), potencial de oxi-redução (ORP – mV) e oxigênio dissolvido (OD –  $\text{mg L}^{-1}$ ), foram mensuradas in loco por meio da sonda multiparamétrica HORIBA-U50.

### *Análise dos parâmetros microbiológicos*

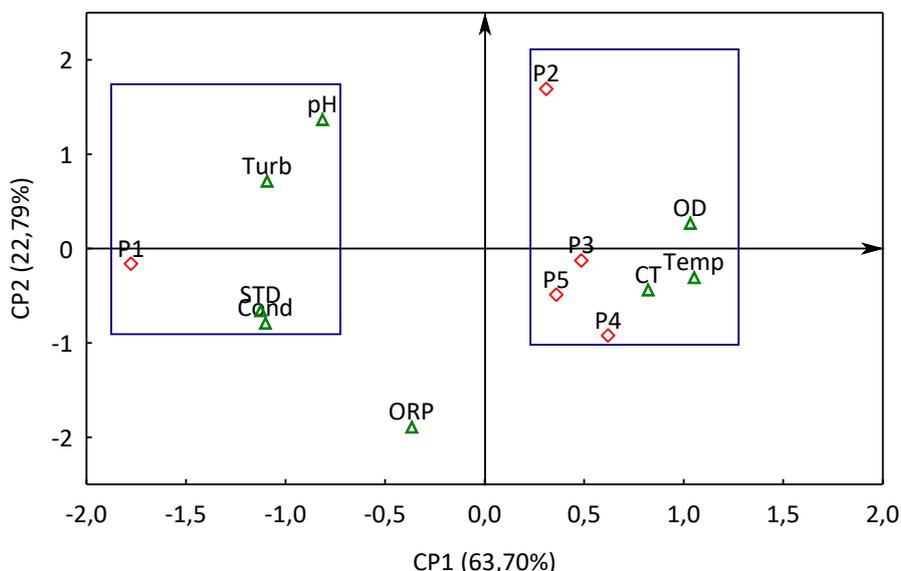
As amostragens de água para determinação dos coliformes termotolerantes (CT) foram realizadas em frascos de vidro previamente esterilizados. A quantificação ocorreu pela técnica de tubos múltiplos, onde as diluições decimais das amostras foram incubadas em 5 tubos de ensaio contendo meio de cultura A1, que foram mantidos por  $\pm 3$  horas em estufa a 35°C e posteriormente em banho-maria a 44,5°C por  $\pm 21$  horas. Os resultados foram verificados por meio da leitura dos tubos positivos na tabela de NMP 100  $\text{mL}^{-1}$  (APHA, 2017). Todo o procedimento foi realizado no laboratório de Microbiologia da Universidade do Estado de Minas Gerais.

## Análise estatística dos dados

Uma análise de componentes principais (ACP) foi realizada com o intuito de verificar o impacto na qualidade da água ao longo do trajeto dos córregos, impactados pela urbanização. Para essa finalidade foi utilizada a média das variáveis limnológicas para cada um dos pontos amostrais. Também, por meio de uma ACP, foram comparados os pontos amostrais dentro dos anos de coletas, buscando-se identificar a ação do período seco ao longo dos anos no sistema. Todos os testes foram executados no software Statistica 14 (CLOUD SOFTWARE GROUP, 2023).

### 3. Resultados e discussões

O primeiro componente (CP1) da análise de componentes principais envolvendo os pontos de coleta e variáveis limnológicas explicou 63,70% da variabilidade original dos dados e o segundo componente principal (CP2) explicou 22,79%. Os pontos P2, P3, P4 e P5 posicionaram-se do lado positivo do CP1 e associaram-se com as variáveis CT, Temp e OD, pontos que se inserem no Córrego Vertente Grande. Contrastando a este cenário, o P1 (Córrego Vertente) posicionou-se do lado negativo do CP1, associando-se as variáveis pH, Turb, STD e Cond. Esta ACP mostrou que ao longo do percurso hídrico ocorre incorporação de coliformes termotolerantes nos pontos mais à jusante (principalmente em P4 e P5) e que os maiores valores de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez e pH, foram encontrados no P1 (Figura 2).



**Figura 2.** Gráfico biplot da análise de componentes principais envolvendo os pontos de coleta e as variáveis limnológicas, onde: P1-P5 = pontos amostrais, Temp = temperatura, pH, Cond = condutividade elétrica, Turb = turbidez, STD = sólidos totais dissolvidos, ORP = potencial de oxi-redução, OD = oxigênio dissolvido e CT = coliformes termotolerantes.

Analisando os dados de coliformes termotolerantes apresentados na Tabela 1 observa-

se que o Córrego Vertente (P1) funciona como um diluidor para o Córrego Vertente Grande, diminuindo a quantidade de coliformes termotolerantes no P3, que aumenta novamente no percurso do córrego em P4 e P5, chegando a atingir em média 13627,3 NMP 100 mL<sup>-1</sup> no último ponto. Nota-se também um aumento gradativo da Cond e STD no percurso do córrego Vertente Grande no trecho urbanizado analisado. Neste córrego a Cond variou de 114,9 µS cm<sup>-1</sup> a 154,2 µS cm<sup>-1</sup> em P2 e P5, respectivamente. O STD variou de 75,2 mg L<sup>-1</sup> a 102,4 mg L<sup>-1</sup> em P2 e P5, respectivamente.

**Tabela 1.** Média e desvio padrão das variáveis limnológicas nos pontos amostrais.

Variáveis	Pontos				
	P1	P2	P3	P4	P5
OD (mg L <sup>-1</sup> )	4,5 ±2,2	5,8 ±2,3	6,5 ±1,6	5,5 ±1,2	5,9 ±0,9
pH	7,0 ±0,7	7,0 ±0,6	6,9 ±0,5	6,9 ±0,5	6,9 ±0,5
Temp (°C)	20,0 ±2,0	20,6 ±1,6	20,5 ±1,0	21,0 ±1,7	20,7 ±1,7
Cond (µS cm <sup>-1</sup> )	240,0 ±28,7	114,9 ±37,9	136,6 ±21,0	150,3 ±21,0	154,2 ±15,4
STD (mg L <sup>-1</sup> )	156,1 ±18,6	75,8 ±24,0	85,8 ±8,1	91,2 ±27,6	102,4 ±9,7
ORP (mV)	164,6 ±40,3	133,7 ±64,9	157,8 ±57,2	161,9 ±48,8	161,7 ±46,1
Turb (mg L <sup>-1</sup> )	10,0 ±13,4	7,8 ±5,4	5,7 ±5,3	5,5 ±5,3	6,7 ±6,3
CT (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	4191,5 ±4925,8	8458,3 ±6954,8	6935,5 ±6340,6	9975,0 ±5466,3	13627,3 ±4322,1

A Resolução CONAMA 357/05 estabelece que os valores de coliformes termotolerantes em águas doces de classe 2, utilizadas para abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional) e proteção das comunidades aquáticas, não deve ultrapassar o valor de 1000 NMP 100 mL<sup>-1</sup> (BRASIL, 2005). Essa legislação cita que para a recreação de contato primário, deve-se utilizar o parâmetro estabelecido pela Resolução CONAMA 274/00, a qual define a água como imprópria para essa destinação quando o valor da última análise estiver acima de 2500 NMP 100 mL<sup>-1</sup> (BRASIL, 2000). Desta forma, em todos os pontos analisados os limites são superados, mostrando que os Córregos Vertente e Vertente Grande no trecho urbano analisado durante o período de seca estão com a qualidade da água comprometida para as finalidades apontadas acima. Ribeiro *et al.* (2022) estudaram os coliformes em águas de rios e poços na cidade de Curitiba (SC) e encontraram elevados valores de coliformes termotolerantes nas águas superficiais, apontando que algumas bactérias apresentavam resistência a antibióticos, o que inviabiliza consistentemente a utilização dessas águas para abastecimento público sem o devido tratamento.

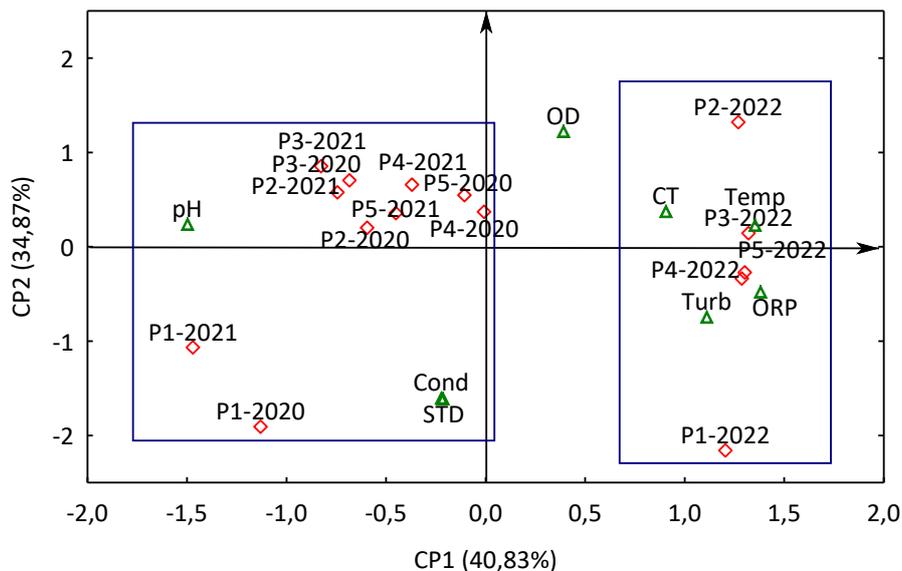
O OD encontra-se em desconformidade com a legislação supracitada em P1 estando abaixo do recomendado ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ). Já as variáveis pH, Turb e STD estão dentro dos padrões estabelecidos pela legislação em todos os pontos amostrais.

A condutividade é a capacidade da água de conduzir corrente elétrica e está relacionado à concentração de substâncias ionizadas na água (SAALIDONG *et al.*, 2022), sendo um bom indicador de consumo de matéria orgânica no sistema aquático (DANIEL *et al.*, 2002). A Resolução CONAMA 357/05 não estabelece limites para a condutividade elétrica, porém, quando esta variável está acima de  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ , o ambiente aquático está impactado (CETESB, 2011). Verificou-se que a condutividade elétrica está maior do que  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$  em todos os pontos analisados, indicando que ambos os córregos estão recebendo elevada carga orgânica.

O estudo realizado por Villabona-González *et al.* (2020) avaliou variáveis físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos tropicais dos Andes colombianos e determinou que, para condutividade elétrica, quando encontrado valores entre 129 e  $251,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ , estes ambientes apresentam estado trófico avançado, concluindo que, acima de  $121 \mu\text{S cm}^{-1}$  os ambientes encontram-se eutróficos. Atique e An (2018) reportam que valores de condutividade elétrica acima de  $300 \mu\text{S cm}^{-1}$  indicam condições de risco ambiental, e valores similares desta pesquisa foram registrados pelo Benvenuti *et al.* (2015) na bacia do Rio Sinos. O aumento dos valores desta variável está relacionado à contaminação da água por esgoto doméstico e/ou suspensão de sedimentos (ALVES *et al.*, 2012). No presente caso, indica o efeito combinado de fontes antrópicas (despejo de esgoto doméstico) e por fontes naturais (processos de suspensão provocados pela erosão hídrica) (MARTINS *et al.*, 2022).

O primeiro componente principal (CP1) da análise de componentes principais envolvendo os pontos de coleta, anos de amostragens e variáveis limnológicas explicou 40,83% da variabilidade original dos dados e o segundo componente principal (CP2) explicou 34,87% (Figura 3). Todos os pontos relacionados ao ano de 2022 posicionaram-se do lado positivo do CP1 e associaram-se com as variáveis CT, Turb e ORP.

Contrastando a este cenário, os pontos dos anos 2020 e 2021 posicionaram-se do lado negativo do CP1, associando-se as variáveis pH, STD e Cond. Esta ACP mostrou que no último ano de estudo ocorreu incorporação mais acentuada de material fecal à água do sistema hídrico que passa pela região urbanizada da cidade de Frutal-MG, com elevação da turbidez e do potencial de oxidação-redução (Figura 3). Isso se deu porque a precipitação no município foi menor neste período (ACCUWEATHER, 2022) reduzindo o volume de água e aumentando os compostos particulados, influenciando assim nas variáveis indicadas pela CP2.



**Figura 3.** Gráfico biplot da análise de componentes principais envolvendo os pontos de coleta, anos e variáveis limnológicas, onde: P1-P5 = pontos amostrais, 2020-2022 = anos amostrais, Temp = temperatura, pH, Cond = condutividade elétrica, Turb = turbidez, STD = sólidos totais dissolvidos, ORP = potencial de oxidação-redução, OD = oxigênio dissolvido e CT = coliformes termotolerantes.

Em relação a CP1, é possível verificar que nos anos 2020 e 2021 o P1 apresenta maior proximidade as variáveis Cond e STD e isso se explica em virtude deste ponto estar inserido no deságue de um sistema em cascata de reservatórios represados, sendo o último reservatório utilizado como bacia de retenção de água pluvial (MARTINS *et al.*, 2022), apresentando elevados valores para estas variáveis (MARTINS *et al.*, 2024).

#### 4. Conclusão

O trecho urbanizado dos córregos Vertente e Vertente Grande, analisado durante o período de seca, está com a qualidade da água comprometida para o abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional), proteção das comunidades aquáticas e recreação de contato primário, apresentando contaminação por material fecal recente, que se intensificou no último ano de pesquisa. O poder público deve ficar atento ao descarte irregular de esgoto não tratado, que pode ocasionar sérios riscos ambientais e propiciar dificuldade no tratamento das águas superficiais que serão destinadas ao consumo público após tratamento convencional.

#### Agradecimentos

O primeiro autor agradece pelo apoio concedido pela Universidade do Estado de Minas Gerais com a Chamada 01/2021 - PROGRAMA DE BOLSAS DE PRODUTIVIDADE EM PESQUISA - PQ/UEMG. A segunda autora agradece pelo apoio concedido pelo Programa de

Bolsas Brasil PAEC OEA-

GCUB (Organização de Estados Americanos – Grupo Coimbra). O terceiro autor agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, Brasil, pelo apoio.

## Referências

ACCUWEATHER. **Condições meteorológicas de São Paulo**. ACCUWEATHER. 2022.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, p. 115- 124, 2012.

ATIQUE, U.; AN, K. G. Reservoir water quality assessment based on chemical parameters and the chlorophyll dynamics in relation to nutrient regime. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 3, p. 1-19, 2019.

APHA, American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. 2017. Washington.

BENVENUTI, T.; KIELING-RUBIO, M. A.; KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S. Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 98-104, 2015.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000**.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 18 de março de 2005**.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011.

CLOUD SOFTWARE GROUP, INC. **Statistica**. Data Science Workbench, version 14. 2023 <http://tibco.com>.

DALZUCHIO, T.; SIMÕES, L. A. R.; SOUZA, M. S.; RODRIGUES, G. Z. P.; PETRY, I. E.; ANDRIGUETTI, N. B.; SILVA, G. J. H.; GEHLEN, G.; SILVA, L. B. Water quality parameters, biomarkers and metal bioaccumulation in native fish captured in the Ilha River, southern Brazil. **Chemosphere**, v. 189, p. 609-618, 2017.

DANIEL, M. H.; MONTEBELO, A. A.; BERNARDES, M. C.; OMETTO, J. P.; CAMARGO, P. B. D.; KRUSCHE, A. V.; MARTINELLI, L. A. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 136, p.189-206, 2002.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; SURESH KUMAR, M. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment

of spatial variations in water quality of a small river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 1-17, 2018.

FIGUEIREDO, H. P.; FIGUEIREDO, C. R. P.; BARROS, J. H. S.; CONSTATINO, M.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; MORAES, P. M.; COSTA, R. B. Water quality in an urban environmental protection area in the Cerrado Biome, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 2, p. 1-12, 2019.

FRANÇA, A. C.; ABREU, G. P.; BALIONI, L. F.; CAPELLATO, P.; RANIERI, M. G. A.; FONSECA, A. L.; RIBEIRO, G. C.; MARQUES, P. S.; SACHS, D. Análise microbiológica da água fornecida a uma Unidade de Saúde no Município de Itajubá, Minas Gerais. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 6, 10615220, 2021.

HUMPHRIES, P.; BALDWIN, D. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1141-1146, 2003.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE: Cidades e Estados**, 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População rural e urbana do Brasil**. 2020.

ISYAKA, H. A.; MUSTAPHA, A.; JUAHIR, H.; PHIL-EZE, P. Water quality modelling using artificial neural network and multivariate statistical techniques. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 5, n. 2, p. 583-593, 2018.

LAKE, P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1161-1172, 2003.

MA, X.; WANG, L.; YANG, H.; LI, N.; GONG, C. Spatiotemporal analysis of water quality using multivariate statistical techniques and the water quality identification index for the Qinhuai River Basin, East China. **Water**, v. 12, n. 10, 2764, 2020.

MADIGAN, M. T.; BENDER, K. S.; BUCKLEY, D. H.; SATTLEY, W. M.; STAHL, D. A. **Brock biology of microorganisms**. 16th ed. Pearson Education. 2021. ISBN 978-0-13-487440-1.

MARTINS, H. L.; PANARELLI, E. A.; BORGES, J. S.; MILLAN, R. N. Represamento de veredas e conhecimento sobre a estrutura física de reservatórios rasos para mitigar impacto ambiental urbano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 625-632, 2022.

MARTINS, H. L.; PANARELLI, E. A.; BORGES, J. S.; KORASAKI, V.; MILLAN, R. N. Shallow reservoirs in urban perimeter: evaluation of trophic status and relations with the zooplanktonic Community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 36, e15, 2024.

MEIRELLES-PEREIRA, F.; PEREIRA, A. M. S.; SILVA, M. C. G.; GONÇALVES, V. D.; BRUM, P. R.; CASTRO, A. R.; PEREIRA, A. A.; ESTEVES, F. A.; PEREIRA, J. A. A. Ecological aspects of the antimicrobial resistance in bacteria of importance to human infections. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 33, n. 4, p. 287-293, 2002.

MELLO, K.; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R. D.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D. R.; LEAL, C. G.; RODRIGUES, C. B.; HUGHES, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, 110879, 2020.

MEYER, W. B.; TURNER, B. L. Human population growth and global land-use/cover change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 39-61, 1992.

MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F.; ERB, K. H.; HERTEL, T. W. Globalization of land use: distant drivers of land change and geographic displacement of land use. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 5, p. 438-444, 2013.

MIR, R. A.; GANI, K. M. Water quality evaluation of the upper stretch of the river Jhelum using multivariate statistical techniques. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 12, 445, 2019.

PAIVA, A. C. E.; NASCIMENTO, N.; RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J., CARRIELLO, F.; REZENDE, F. S. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 720, n. 1, 137509, 2020.

RIBEIRO, G. F.; ANGELO, N. M. M.; PROENÇA, J. E.; DA CRUZ, S. P. Coliforms and antibiotic-resistant bacteria in water from rivers and wells at Curitiba, Santa Catarina. **Acta Brasiliensis**, v. 6, n. 2, p. 43-48, 2022.

SAALIDONG, B. M.; ARAM, S. A.; OTU, S.; LARTEY, P. O. Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. **Plos one**, v. 17, n. 1, e0262117, 2022.

SUN, X.; ZHANG, H.; ZHONG, M.; WANG, Z.; LIANG, X.; HUANG, T.; HUANG, H. Analyses on the temporal and spatial characteristics of water quality in a seagoing river using multivariate statistical techniques: A case study in the Duliujian River, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 6, 1020, 2019.

TUCCI, C.; CHAGAS, M. Segurança hídrica: conceitos e estratégia para Minas Gerais. **REGA**, v. 14, e12, p. 1-16, 2017.

VILLABONA-GONZÁLEZ, S. L.; BENJUMEA-HOYOS, C. A.; GUTIÉRREZ-MONSALVE, J. A.; LÓPEZ-MUÑOZ, M. T.; GONZÁLEZ, E. J. Variables físico-químicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 44, n. 171, p. 344-359, 2020.

XU, Z.; XU, J.; YIN, H.; JIN, W.; LI, H.; HE, Z. Urban River pollution control in developing countries. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 3, p. 158-160, 2019.

WEN, Y.; SCHOUPS, G.; GIESEN, N. V. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. **Scientific Report**, v. 7, n. 1, 43289, 2017.

WU, K. Y.; YE, X. Y.; QI, Z. F.; ZHANG, H. Impacts of land use/land cover change and socioeconomic development on regional ecosystem services: the case of fast-growing Hangzhou metropolitan area, China. **Cities**, v. 31, p. 276–284, 2013

YANG, H.; LU, G. H.; YAN, Z. H.; LIU, J. C.; DONG, H. K.; JIANG, R. R.; ZHOU, R. R.; ZHANG, P.; SUN, Y.; NKOOMA, M. Occurrence, spatial-temporal distribution and ecological risks of pharmaceuticals and personal care products response to water diversion across the rivers in Nanjing, China. **Environmental Pollution**, v. 255, 113132, 2019.