

Análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas de nascentes e poços artesianos de Quatiguá (Paraná)

Anna Carolina Leonelli Pires de Campos^{1*}, Gabriel da Silva Olivetti², Emanuely Cristina de Araújo Batista³, Eliezer de Oliveira da Conceição⁴, Tatiane Mantovano⁵

¹Doutora em Microbiologia, Universidade Estadual do Norte do Paraná, Brasil. (*Autor correspondente: acp Campos@gmail.com)

²Graduado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Norte do Paraná, Brasil.

³Graduanda em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Norte do Paraná, Brasil.

⁴Doutor em Ciências, Universidade Estadual do Paraná, Brasil.

⁵Doutora em Ciências, Universidade Estadual do Norte do Paraná, Brasil.

Histórico do Artigo: Submetido em: 25/02/2026 – Revisado em: 26/03/2026 – Aceito em: 03/04/2026

RESUMO

A qualidade da água é um aspecto crítico para a saúde pública e para a conservação ambiental, especialmente em áreas rurais onde nascentes e poços artesianos são fontes de abastecimento. Este estudo avaliou a qualidade da água em cinco pontos de coleta no município de Quatiguá-PR (três nascentes canalizadas e dois poços artesianos), em quatro campanhas sazonais de 2024 (outono, inverno, primavera e verão), por meio de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, além da aplicação do coeficiente de correlação de Pearson. Foram analisadas temperatura, pH, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos dissolvidos totais (SDT), coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*. Observou-se influência sazonal sobre temperatura e variações relevantes de pH, turbidez e DBO, com destaque para o ponto P5, que apresentou os maiores valores de turbidez e contaminação microbiológica em diferentes campanhas. Na análise de correlação, verificou-se associação positiva entre SDT e pH ($r = 0,761$), bem como correlações positivas entre turbidez e coliformes totais ($r = 0,552$) e entre turbidez e *E. coli* ($r = 0,626$), sugerindo coexistência entre material em suspensão e contaminação microbiológica. Os resultados indicam maior vulnerabilidade das nascentes expostas a usos agropecuários e reforçam a utilidade da correlação de Pearson como ferramenta complementar para interpretação integrada da qualidade hídrica e priorização de áreas para monitoramento e intervenção.

Palavras chaves: água bruta, contaminação microbiológica, parâmetros limnológicos, ação antrópica.

Assessment of Physicochemical and Microbiological Parameters of Water from Springs and Artesian Wells in Quatiguá, Paraná, Brazil

ABSTRACT

Water quality is a critical aspect for public health and environmental conservation, especially in rural areas where springs and artesian wells are sources of supply. This study assessed water quality at five sampling sites in the municipality of Quatiguá, Paraná, Brazil (three piped springs and two artesian wells), during four seasonal campaigns in 2024 (autumn, winter, spring, and summer), based on physicochemical and microbiological parameters, as well as the application of Pearson's correlation coefficient. Temperature, pH, turbidity, biochemical oxygen demand (BOD), total dissolved solids (TDS), total coliforms, thermotolerant coliforms, and *Escherichia coli* were analyzed. Seasonal influence on temperature and relevant variations in pH, turbidity, and BOD were observed, with emphasis on site P5, which presented the highest turbidity and microbiological contamination across different campaigns. Correlation analysis indicated a positive association between TDS and pH ($r = 0.761$), as well as positive correlations between turbidity and total coliforms ($r = 0.552$) and between turbidity and *E. coli* ($r = 0.626$), suggesting coexistence of suspended material and microbiological contamination. The results indicate greater vulnerability of springs exposed to agricultural land uses and highlight the usefulness of Pearson's correlation as a complementary tool for integrated interpretation of water quality and prioritization of areas for monitoring and intervention.

Keywords: raw water, microbiological contamination, limnological parameters, anthropogenic action.

Campos, A. C. L. P. de, Olivetti, G. da S., Batista, E. C. de A., Conceição, E. de O. da, & Mantovano, T. (2026). Análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas de nascentes e poços artesianos de Quatiguá (Paraná).

Revista Brasileira de Meio Ambiente, v.14, n.2, p.264-280.



Análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las aguas de manantiales y pozos artesianos de Quatiguá (Paraná, Brasil)

RESUMEN

La calidad del agua es un aspecto crítico para la salud pública y la conservación ambiental, especialmente en áreas rurales donde los manantiales y los pozos artesianos son fuentes de abastecimiento. Este estudio evaluó la calidad del agua en cinco puntos de muestreo en el municipio de Quatiguá-PR (tres manantiales canalizados y dos pozos artesianos), en cuatro campañas estacionales de 2024 (otoño, invierno, primavera y verano), mediante parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, además de la aplicación del coeficiente de correlación de Pearson. Se analizaron temperatura, pH, turbidez, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos disueltos totales (SDT), coliformes totales, coliformes termotolerantes y *Escherichia coli*. Se observó influencia estacional sobre la temperatura y variaciones relevantes de pH, turbidez y DBO, con destaque para el punto P5, que presentó los mayores valores de turbidez y contaminación microbiológica en diferentes campañas. En el análisis de correlación, se verificó una asociación positiva entre SDT y pH ($r = 0,761$), así como correlaciones positivas entre turbidez y coliformes totales ($r = 0,552$) y entre turbidez y *E. coli* ($r = 0,626$), lo que sugiere coexistencia entre material en suspensión y contaminación microbiológica. Los resultados indican mayor vulnerabilidad de los manantiales expuestos a usos agropecuarios y refuerzan la utilidad de la correlación de Pearson como herramienta complementaria para la interpretación integrada de la calidad hídrica y la priorización de áreas para el monitoreo y la intervención.

Palabras clave: agua bruta, contaminación microbiológica, parámetros limnológicos, acción antrópica.

1. Introdução

A qualidade da água de nascentes e poços artesianos é um tema central para a saúde pública e para a gestão ambiental, especialmente em áreas rurais onde essas fontes são utilizadas para abastecimento humano e atividades produtivas. Nesses contextos, a vulnerabilidade à contaminação físico-química e microbiológica tende a aumentar quando há proteção insuficiente das captações, uso agropecuário no entorno, ausência de saneamento e influência de escoamento superficial. Esse quadro reforça a necessidade de monitoramento local contínuo e interpretação integrada dos parâmetros de qualidade da água (ANA, 2019; ANA, 2024).

No Brasil, a regulação da qualidade da água envolve referenciais complementares. A Portaria GM/MS nº 888/2021 estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano (Brasil, 2021) e o padrão de potabilidade, enquanto a Resolução CONAMA nº 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais, seu enquadramento e padrões de qualidade e de lançamento de efluentes (Brasil, 2005). Esses instrumentos são fundamentais para a interpretação de conformidade dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em estudos ambientais e sanitários.

Além do marco regulatório, o cenário brasileiro demanda atenção pela pressão crescente sobre os recursos hídricos. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) divulgou estimativas indicando aumento de 24% no uso da água no Brasil até 2030, com expansão das demandas em diferentes setores, o que reforça a importância de dados locais e atualizados para subsidiar planejamento, gestão e segurança hídrica (ANA, 2019).

O consumo de água contaminada é uma das principais causas de doenças infecciosas, como hepatites virais, giardíase e infecções bacterianas causadas por *Salmonella sp.* e *Escherichia coli* (Alves et al., 2019; Bárta et al., 2021). As doenças de veiculação hídrica são, em sua maioria, associadas a microrganismos presentes no trato digestivo humano e animal, sendo a via fecal-oral sua principal forma de transmissão (Holcomb; Stewart, 2020). Esses riscos são ainda mais críticos em comunidades rurais, onde a dependência de nascentes hídricas é elevada e a infraestrutura de saneamento básico é frequentemente precária, favorecendo a disseminação de patógenos (Ferreira et al., 2023).

Do ponto de vista analítico, a avaliação da qualidade da água tem avançado com o uso combinado de parâmetros físico-químicos e microbiológicos e de técnicas estatísticas multivariadas e exploratórias, incluindo matrizes de correlação e mapas de calor, que ajudam a identificar associações entre variáveis, padrões sazonais e possíveis fontes de influência antrópica. Embora tais técnicas não estabeleçam causalidade, elas ampliam a

capacidade interpretativa dos dados e auxiliam na priorização de pontos críticos para monitoramento e intervenção (Yang et al., 2021; Zhou et al., 2025).

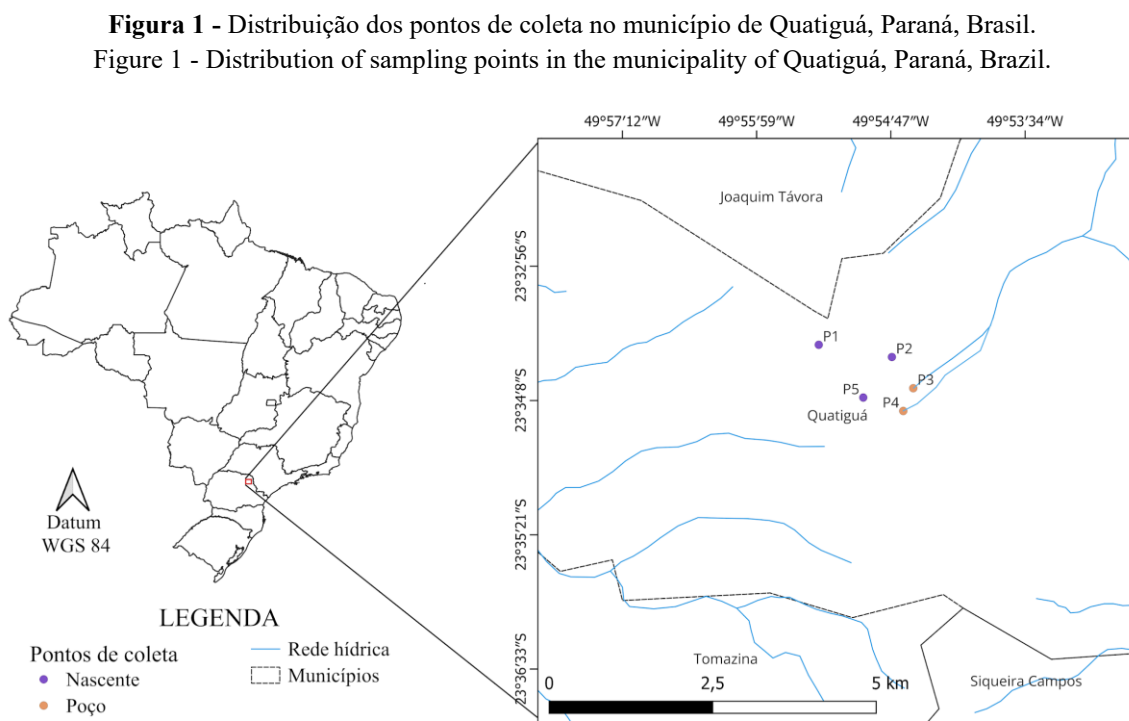
No contexto local, o município de Quatiguá (região Norte Pioneiro do Paraná), inserido na bacia do Rio das Cinzas, apresenta características hidrogeológicas relevantes, incluindo sua relação com o Alto Estrutural de Quatiguá, que pode influenciar a circulação de águas subterrâneas e as características dos aquíferos locais (IAT, 2020; Rostirolla et al., 2000). Essas condições, associadas ao uso do solo, à dependência de fontes hídricas locais e à importância das nascentes como principal fonte de água para atividades domésticas e econômicas, reforçam a necessidade de estudos aplicados sobre a qualidade da água no município. Além disso, a degradação ambiental, expressa no desmatamento da vegetação nativa, em práticas agrícolas inadequadas e no descarte irregular de resíduos, compromete a qualidade dessas águas e eleva o risco de contaminação química e microbiológica (Fortes; Guedes, 2022).

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade físico-química e microbiológica da água em nascentes e poços artesianos no município de Quatiguá-PR, ao longo de diferentes estações do ano.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

As nascentes e poços artesianos analisados neste estudo estão localizados em Quatiguá, no Norte Pioneiro do Paraná, dentro da Bacia do Rio das Cinzas (IAT, 2020) (Figura 1).



O município abriga o Alto Estrutural de Quatiguá, uma feição geológica da Bacia do Paraná, e foi influenciado, dentre outros eventos, pelo magmatismo da Formação Serra Geral, no Mesozoico, com intrusão de diques e soleiras de diabásio, contribuindo para a compartimentação do relevo e a reativação de falhas preexistentes; tais características podem impactar a compartimentação hidrogeológica regional, influenciando a circulação da água subterrânea e a qualidade dos aquíferos locais (Rostirolla *et al.*, 2000). Do ponto de vista

territorial, Quatiguá possui área de 112,689 km² (IBGE, 2024) e está integralmente inserido no bioma Mata Atlântica, com predomínio de classes de uso e cobertura da terra associadas à pastagem, ao mosaico de agricultura e pastagem e a remanescentes de formação florestal (Infosanbas, 2026; Projeto Mapbiomas, 2026). Esse padrão de uso e ocupação do solo é relevante para a interpretação da qualidade da água, pois pode favorecer escoamento superficial, aporte de sedimentos e contaminação difusa em nascentes e poços artesianos.

A distribuição espacial dos cinco pontos de coleta no município de Quatiguá-PR, contempla três nascentes canalizadas (P1, P2 e P5) e dois poços artesianos (P3 e P4) (Figura 1). O mapa foi elaborado no QGIS, utilizando o sistema de referência WGS84, com limites administrativos (estado e município) obtidos do IBGE e a rede hidrográfica proveniente do IAT (2024). Observa-se a localização dos pontos em áreas com diferentes características de entorno, incluindo proximidade com área de campo, lago municipal e área de pastagem, o que permite comparar fontes com distintos potenciais de influência antrópica. A espacialização foi empregada como suporte interpretativo para os resultados físico-químicos e microbiológicos, considerando o contexto territorial e o uso do solo no entorno das captações.

A Tabela 1 descreve as coordenadas geográficas e as características de cada ponto de coleta, evidenciando diferenças estruturais entre as fontes e a relevância dessas particularidades para a análise comparativa da qualidade da água.

Tabela 1 – Localidades e descrição dos pontos de coleta.
Table 1 - Locations and description of sampling points.

PONTOS DE COLETA	LOCAL (LATITUDE, LONGITUDE)	DESCRIÇÃO DO LOCAL
Ponto 1	-23.56058, -49.92382	Nascente canalizada próxima à área de campo. É conhecida como Bica de Quatiguá.
Ponto 2	-23.56241, -49.91286	Nascente canalizada próxima ao Lago Municipal
Ponto 3	-23.56708, -49.90966	Poço artesiano
Ponto 4	-23.57049, -49.91116	Poço artesiano
Ponto 5	-23.56848, -49.91715	Nascente canalizada próxima a área de pastagem.

As informações apresentadas na Tabela 1 demonstram que os pontos amostrais diferem não apenas quanto ao tipo de captação, mas também em relação ao contexto ambiental de inserção, permitindo avaliar a influência de diferentes condições de uso do solo e de exposição antrópica sobre os parâmetros de qualidade da água.

2.2 Análises físicas e químicas

Com o uso de uma sonda multiparâmetro Horiba (modelo U-52G), foram avaliados in loco os parâmetros físico-químicos da água: temperatura (°C), potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO, mg/L), turbidez (NTU) e sólidos dissolvidos totais (SDT, g/L) (Daneluz; Tessaro, 2015). Em cada campanha, foram realizadas três leituras (triplicata), como procedimento de controle para maior confiabilidade dos resultados.

2.3 Análises microbiológicas

Amostras de água foram coletadas em frascos estéreis de 100 mL para análise microbiológica de coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, sendo os ensaios realizados no Laboratório

de Microbiologia da Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP), Campus Jacarezinho. A quantificação dos coliformes foi conduzida pela técnica dos Tubos Múltiplos, com expressão dos resultados em Número Mais Provável (NMP/100 mL), utilizando Fluorocult LMX Broth modificado (Merck KGaA, Darmstadt, Alemanha), conforme descrito na literatura (Merck, 2005; Chantarasiri *et al.*, 2015; Queiroz *et al.*, 2026).

Para cada amostra, foram preparadas três séries de cinco tubos (triplicata) contendo tubos de Durham invertidos, inoculados com alíquotas de 1 mL, 0,1 mL e 0,01 mL, seguidas de incubação em estufa bacteriológica a 37 °C por 48 h. Após esse período, os tubos foram avaliados quanto à produção de gás, turvação do meio, fluorescência azul-clara e reação de indol após adição de 0,3 mL do reagente de Kovacs. Tubos com turvação e gás, mas sem fluorescência e indol, foram interpretados como positivos para coliformes totais; já tubos com gás, turvação, fluorescência azul-clara e teste do indol positivo foram considerados positivos para coliformes termotolerantes.

Após a confirmação, realizou-se semeadura em placas de ágar eosina azul de metileno (EMB, Merck) para investigação de *E. coli*, mediante repique com alça estéril a partir dos tubos positivos e posterior inspeção do crescimento bacteriano característico (Queiroz *et al.*, 2026). Os resultados foram comparados com os padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 e pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2021; Brasil, 2005).

2.4 Análises estatísticas

A análise dos dados foi conduzida predominantemente por meio de estatística descritiva, considerando-se, para as variáveis físico-químicas e microbiológicas, os valores mínimo, máximo, média aritmética e desvio-padrão.

Para investigar associações lineares entre os parâmetros analisados, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson (r), calculado segundo a Equação 1:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$$

em que x_i e y_i representam os valores observados de duas variáveis, \bar{x} e \bar{y} suas respectivas médias, e n o número de observações. Os coeficientes variaram de -1 a +1, sendo valores próximos de +1 indicativos de associação linear positiva, próximos de -1 indicativos de associação linear negativa e valores próximos de 0 indicativos de fraca ou ausência de associação linear.

As análises foram realizadas no Microsoft Excel 365 para organização da matriz de dados e cálculo inicial dos coeficientes, com posterior geração da matriz de correlação e do mapa de calor em Python (versão 3.11), utilizando a função heatmap da biblioteca seaborn. O procedimento adotado foi: (i) organização da base de dados em planilha (.xlsx), com linhas correspondentes às observações (pontos x campanhas) e colunas correspondentes às variáveis; (ii) importação da planilha para o Python; (iii) cálculo da matriz de correlação de Pearson; (iv) geração do mapa de calor com anotação dos coeficientes e escala de cores centrada em zero; e (v) exportação da figura.

3. Resultados e Discussão

Os resultados obtidos nas análises físico-químicas da água estão demonstrados na Tabela 2.

Tabela 2 – Análise físico-química dos cinco pontos coletados durante as estações do ano.
 Table 2 – Physicochemical analysis of the five sampling points during the seasons of the year.

Coletas	Pontos	Temperatura (°C)	pH	Turbidez (NTU)	DBO (mg/L)	STD (g/L)
Outono (abril/ 2024)	P1	27,21	6,80	0,16	11,12	82
	P2	26,79	5,75	0,70	9,37	66
	P3	27,07	7,64	0,00	5,83	282
	P4	27,40	7,14	0,45	6,73	151
	P5	27,41	6,20	8,11	6,34	109
Inverno (julho/2024)	P1	19,46	7,24	0,10	7,18	89
	P2	19,34	7,61	0,12	3,42	109
	P3	19,25	5,54	0,45	4,54	43
	P4	19,00	6,91	1,90	3,03	134
	P5	19,38	6,12	58,90	2,83	116
Primavera (outubro/2024)	P1	25,32	5,70	1,02	4,60	106
	P2	25,13	5,44	0,00	0,00	43
	P3	25,07	7,66	0,12	0,00	284
	P4	25,28	5,85	0,00	0,00	142
	P5	25,14	6,06	67,60	0,00	104
Verão (dezembro/2024)	P1	29,26	5,76	0,76	7,43	110
	P2	28,58	5,46	0,13	7,44	48
	P3	28,71	7,24	0,27	0,00	258
	P4	28,65	6,32	2,81	0,85	177
	P5	28,65	7,61	200,00	0,00	147
Média		25,10	6,40	17,20	4,09	126,70
± Desvio Padrão		3,60	0,78	45,94	3,45	72,76
Anexo XX da Consolidação Nº 5, Ministério da Saúde (2017) alterada pela Portaria GM/MS No, 888 (2021)		NR *	6,0 a 9,5 ⁽¹⁾	≤5	NR *	≤500
Resolução CONAMA nº 357/2005 Classe 1		≤ 40 °C	6,0 a 9,0	≤40	≤5	≤500
Resolução CONAMA nº 357/2005 Classe 2		≤ 40 °C	6,0 a 9,0	≤100	≤5	≤500

* NR = não regulamentado; (1) = valor recomendado.

A temperatura da água nos pontos coletados variou entre 19,00°C no inverno (P4) e 29,26°C no verão (P1). Esses valores estão dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que permite até 40°C. Essa variação reflete a influência sazonal esperada, com temperaturas mais altas no verão e mais baixas no inverno. No entanto, o Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (Simepar, 2024) previu um inverno atípico, caracterizado por pouca chuva, altas temperaturas e rápidas ondas de ar frio,

devido ao fenômeno climático La Niña. Além disso, a temperatura da água está diretamente associada à solubilidade de gases, como o oxigênio, e à atividade microbiológica, podendo impactar significativamente na qualidade da água (Soares; Ferreira, 2017).

Os valores de pH variaram de 5,44 (primavera, P2) a 7,66 (primavera, P3). Apesar da maioria dos pontos atenderem à faixa recomendada de 6,0 a 9,5 pela Portaria GM/MS nº 888/2021, alguns valores ficaram abaixo do limite inferior, indicando acidez acentuada. Esse comportamento foi observado principalmente no ponto P2 em todas as estações.

Um pH ácido, com valores abaixo de 6, pode resultar de diversos processos naturais. Entre eles, destacam-se a decomposição da matéria orgânica, as chuvas ácidas e o escoamento de águas em solos ricos em minerais sulfatados. Além disso, a reativação de falhas geológicas pode facilitar a circulação de águas subterrâneas, promovendo a lixiviação de minerais e alterando a composição química da água (Rostrolla et al., 2000). Ainda, atividades humanas também podem contribuir para a acidificação da água, como deposição de resíduos industriais, agrícolas ou domésticos que podem liberar ácidos orgânicos ou inorgânicos, o uso de fertilizantes e agroquímicos nitrogenados e a redução da cobertura vegetal pode aumentar a lixiviação de ácidos naturais para os corpos d'água (Soares; Ferreira, 2017).

A turbidez apresentou valores muito elevados em alguns pontos, como 200,00 NTU no verão (P5) e 67,60 NTU na primavera (P5), ultrapassando os limites de 5 NTU, estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, e os limites de 100 NTU para a classe 2 e 40 NTU para a classe 1, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005. Esse excesso de turbidez pode interferir diretamente na penetração da luz e afetar os processos biológicos aquáticos (Soares; Ferreira, 2017). Ainda, valores elevados de turbidez da água é um obstáculo considerável para o abastecimento público, uma vez que dificulta os processos de tratamento, exigindo maior aplicação de produtos químicos como coagulantes e floculantes, além de aumentar os custos operacionais das estações de tratamento (CETESB, 2008). Além disso, a turbidez pode favorecer a sobrevivência de microrganismos patogênicos, aumentando, desse modo, os riscos à saúde da população (WHO, 2017).

O ponto P5 apresentou turbidez elevada em todas as coletas, sugerindo possível contaminação por sólidos suspensos ou sedimentos (Schimitz, 2017). Isso pode ser justificado pelo fato desse ponto ser o único rodeado por pastagem cujos animais têm acesso à fonte de água. A movimentação dos animais nas margens e dentro dos cursos d'água provoca a suspensão de sedimentos, elevando os níveis de turbidez (Schimitz, 2017). Além disso, o pisoteio do gado contribui para a erosão das margens, intensificando o carreamento de partículas para o meio aquático (Miller et al., 2010). Essas alterações comprometem a qualidade da água, afetando seu uso para consumo humano e outras atividades.

Malagi et al. (2019) ao realizar a análise físico-química da água do rio de Cascavel, Paraná chegaram a conclusões semelhantes sobre a influência das estações nos índices físico-químicos, principalmente temperatura, turbidez e concentração de oxigênio. No trabalho realizado por Carvalho et al. (2015) também foi observado que a presença de atividade humana e agrícola influencia as condições físico-químicas da água, como elevação dos valores para turbidez.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) variou de 0,00 mg/L (primavera e verão, P2, P3, P4 e P5) a 11,12 mg/L (outono, P1). Valores acima do limite de 5 mg/L (classe 1 e 2, Resolução CONAMA nº 357/2005) foram observados em diversos pontos e estações, indicando possível poluição orgânica. No outono, os valores de DBO variaram de 5,83 a 11,12 mg/L no Ponto 1, enquanto na primavera, os valores ficaram abaixo de 1 mg/L em vários pontos. Essa redução de DBO pode estar associada ao aumento de matéria orgânica e à menor renovação das águas, que favorecem a atividade microbiana e o consumo de oxigênio (Soares; Ferreira, 2017). Nesse ponto, a canalização pode ter alterado a dinâmica natural da água, reduzindo sua renovação e oxigenação. Esse ambiente favorece o acúmulo de matéria orgânica oriunda da vegetação, do solo e de possíveis atividades agropecuárias próximas, visto que o ponto está próximo a uma área de campo.

Os valores de sólidos totais dissolvidos variaram de 43 g/L (inverno e primavera, P2) a 284 g/L (primavera, P3), ficando dentro do limite de ≤ 500 g/L estabelecido para águas de classe 1 e 2 (Resolução CONAMA nº 357/2005). O ponto P3 apresentou valores elevados. Os sólidos totais dissolvidos representam

a soma de todos os cátions, ânions e sais dissolvidos na água, se tornando um ótimo parâmetro para aferir da qualidade da água (Esteves, 2011). O despejo de esgoto doméstico não tratado pode contribuir para o aumento da concentração de sólidos totais dissolvidos, assim como o lançamento de resíduos sólidos próximo ao ambiente (Alberto; Ribeiro Filho, 2012). A elevação na concentração de sólidos totais pode resultar em diferentes tipos de prejuízos aos corpos aquáticos, como a retenção de bactérias, resíduos orgânicos no fundo (Quinelato et al., 2020) ou alta mineralização ou presença de sais dissolvidos (Soares; Ferreira, 2017).

Resultados semelhantes têm sido relatados em estudos conduzidos em diferentes ambientes aquáticos brasileiros, nos quais a variação dos sólidos totais dissolvidos foi associada às condições de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas. De modo geral, a concentração de solutos dissolvidos em sistemas aquáticos reflete a interação entre processos naturais da bacia, como geologia, intemperismo das rochas e dinâmica hidrológica, e fatores antrópicos, incluindo urbanização, atividades agropecuárias e aporte de efluentes domésticos e industriais (Wetzel, 2001; Allan e Castillo, 2007; Esteves, 2011). Nesse contexto, Araújo e Oliveira (2013) observaram que variações nos sólidos dissolvidos em um riacho urbano estavam relacionadas ao aumento do escoamento superficial e ao aporte de efluentes domésticos, processos que favorecem o transporte de sais e outros compostos dissolvidos para os corpos hídricos. Da mesma forma, Pinto *et al.* (2009) verificaram que a dinâmica desse parâmetro no ribeirão Lavrinha (MG) foi influenciada tanto pela geologia local quanto pelas atividades agropecuárias presentes na bacia de drenagem, evidenciando o papel combinado de processos naturais e antrópicos na composição química da água. Estudos conduzidos em diferentes regiões do país também apontam que a intensificação do uso do solo e alterações na cobertura vegetal podem aumentar a mobilização de partículas finas e íons dissolvidos, contribuindo para elevações nos valores de STD em rios e nascentes (Meybeck *et al.* 1996; Tundisi e Tundisi, 2008).

O impacto das estações é evidente e pode estar relacionado a mudanças no regime hídrico e nas atividades humanas, como uso de água para irrigação ou aumento da carga de esgoto. Na Tabela 3 pode-se observar os resultados obtidos nas análises microbiológicas de coliformes totais, coliformes termotolerantes e de *E. coli*.

Tabela 3 – Análise microbiológica de NMP (Número mais provável) de coliformes totais e termotolerantes dos pontos coletados nas estações do ano.

Table 3 – Microbiological analysis of MPN (Most Probable Number) of total and thermotolerant coliforms from the sampling points during the seasons of the year.

Coletas	Pontos	Coliformes totais (NMP/ 100mL)	Coliformes termotolerantes (NMP/ 100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/ 100 mL)
Outono	P1	≥ 16000	700	≤18
	P2	≤18	≤18	≤18
	P3	45	≤18	≤18
	P4	1100	230	61
	P5	≥16000	5400	120
Inverno	P1	130	≤18	≤18
	P2	≤18	≤18	≤18
	P3	≤18	≤18	≤18
	P4	≥16000	68	≤18
	P5	16000	400	390
Primavera	P1	≤18	≤18	≤18
	P2	≤18	≤18	≤18

	P3	≤18	≤18	≤18
	P4	≤18	≤18	≤18
	P5	≥16000	45	45
	P1	3500	140	≤18
	P2	≤18	≤18	≤18
Verão	P3	≤18	≤18	≤18
	P4	110	20	≤18
	P5	≥16000	220	220
Anexo XX da Consolidação N° 5, Ministério da Saúde (2017) alterada pela Portaria GM/MS No, 888 (2021)				
		NR*	NR*	Ausente
Resolução CONAMA n° 357/2005 Classe 1				
		NR*	≤200	NR*
Resolução CONAMA n° 357/2005 Classe 2				
		NR*	≤1000	NR*

* NR = não regulamentado.

As análises microbiológicas das amostras de águas apresentaram variações nos níveis de coliformes totais, termotolerantes e *E. coli* entre os pontos e estações do ano, com destaque para níveis elevados de coliformes totais (≥ 16000 NMP/100 mL) em P1 (outono), P4 (inverno) e P5 (outono, primavera e verão), enquanto P2 e P3 apresentaram valores baixos ou ausentes ao longo do ano. Coliformes totais indicam a presença de microrganismos associados à decomposição de matéria orgânica e, em pontos como P5, os altos valores refletem o impacto de escoamento superficial ou lançamentos de efluentes sem tratamento.

Coliformes termotolerantes foram detectados em concentrações elevadas em P5 (5400 NMP/100 mL no outono), podendo relacionar a uma contaminação recente relacionada a esgoto doméstico ou fezes de animais, sendo sua redução no inverno atribuída a menor atividade microbiana. A confirmação de *E. coli* no ponto P5 no inverno (390 NMP/100 mL) e no P4 no outono (61 NMP/100 mL), indicam contaminação direta, configurando risco à saúde pública, especialmente para águas destinadas ao consumo humano ou recreação. A legislação brasileira (Brasil, 2005; Brasil, 2021) exige ausência de *E. coli* em água potável e estabelece limites para coliformes termotolerantes em águas de Classes 1 e 2, os quais foram ultrapassados em P1, no outono, e em P5 em várias estações, demonstrando a não conformidade desses pontos.

A maior proliferação de microrganismos nas estações quentes é favorecida por temperaturas elevadas e pelo aumento do transporte de poluentes, que, por sua vez, ampliam a disponibilidade de nutrientes no ambiente aquático. Essa carga adicional de nutrientes não apenas estimula o crescimento microbiano, mas também pode influenciar a abundância, composição, virulência e sobrevivência de agentes patogênicos já presentes nesses ecossistemas (Wilson et al., 1996; Smith; Schindler, 2009). Em contraste, a redução na atividade microbiológica observada nas estações frias está associada às condições menos favoráveis ao metabolismo e à reprodução desses organismos, resultando em uma menor proliferação de microrganismos durante esse período (Ibáñez; Garrido-Chamorro; Barreiro, 2023; Smith; Schindler, 2009). A contaminação persistente em P5 sugere uma fonte contínua de poluição, como lançamento de esgoto ou áreas com alta densidade de animais, enquanto P2 e P3 demonstram boa qualidade microbiológica. As águas contaminadas representam riscos à saúde pública e comprometem seu uso para consumo, recreação, irrigação e preservação

da biodiversidade (Ferreira et al; 2023; Póvoas et al., 2020). A persistência desses problemas reforça a necessidade de monitoramento contínuo, identificação das fontes de poluição e ações corretivas para garantir a qualidade da água e a proteção dos ecossistemas aquáticos.

Ainda, a presença de coliformes totais e termotolerantes variou consideravelmente entre os pontos e estações. Durante o outono, foram observados altos valores de coliformes totais e termotolerantes, principalmente no Ponto 5, com níveis de ≥ 16000 e 5400 NMP, respectivamente. No inverno, houve uma redução significativa de coliformes, com valores como ≤ 18 NMP em vários pontos. Na primavera, exceto pelo Ponto 5, onde os coliformes totais ainda atingiram níveis ≥ 16000 NMP, os outros pontos apresentaram valores baixos. Esses dados podem indicar que, embora alguns pontos apresentem condições adequadas para reduzir contaminações microbiológicas, outros permanecem com níveis críticos de poluição.

A presença elevada de coliformes totais e termotolerantes em alguns pontos sugere fontes pontuais de contaminação fecal, que podem ser associadas a despejos inadequados de esgoto, áreas de agricultura ou pecuária próximas (Schimitz, 2017). Estudos indicam que a presença de coliformes termotolerantes está diretamente associada a patógenos e representa um risco para a saúde pública e a vida aquática, especialmente em áreas onde os valores ultrapassam os limites recomendados para recreação e consumo humano (Leão et al. 2018; Holcomb; Stewart, 2020). A redução de coliformes nos meses de inverno e primavera pode ser atribuída a uma menor atividade microbiológica devido à temperatura (Araújo; Abreu, 2015).

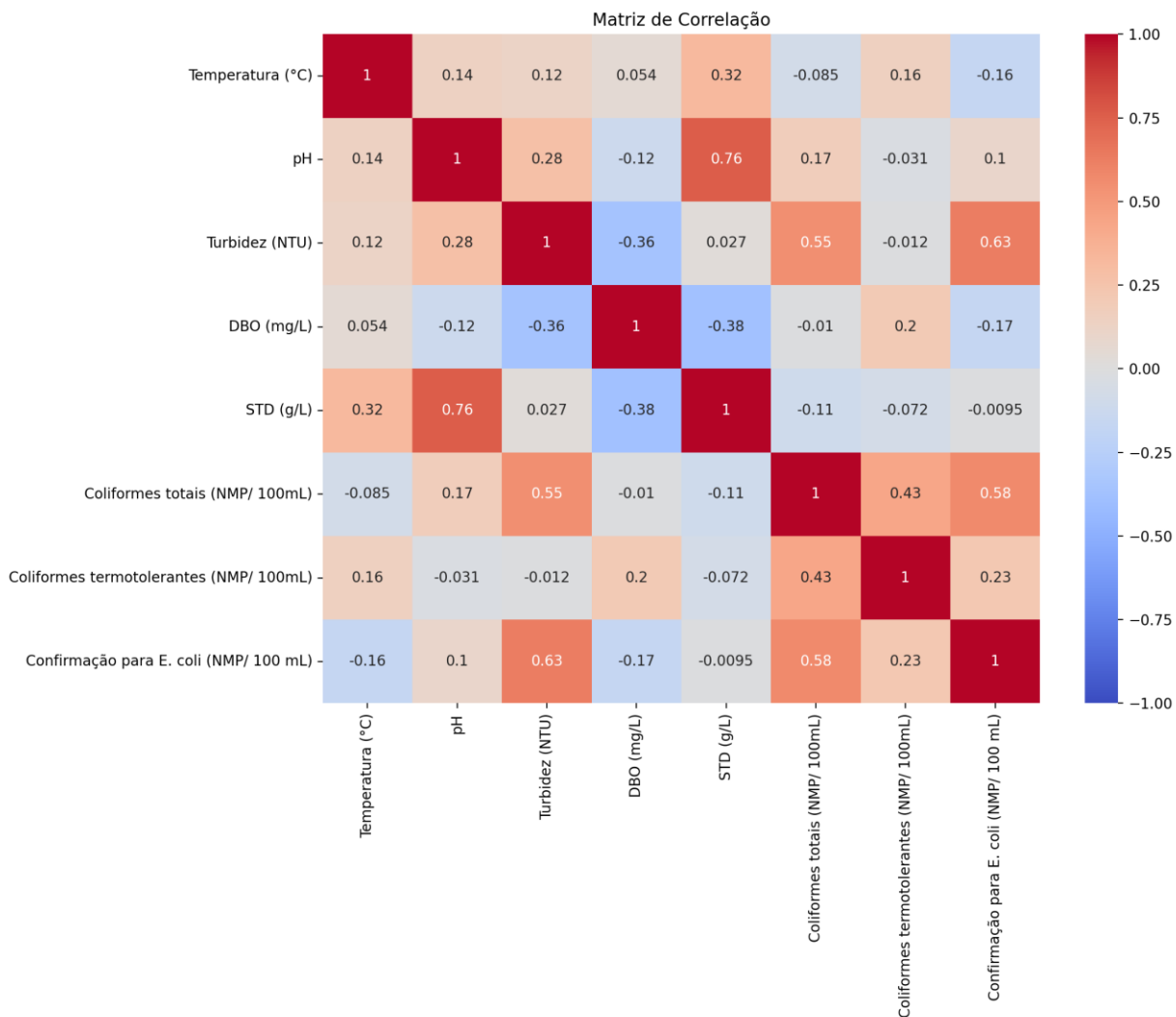
Bisognin et al. (2017) realizaram um estudo no município de Três Passos (RS) e concluíram que a presença de criação de animais próxima às nascentes pode influenciar a ocorrência de coliformes totais e termotolerantes. Os resultados obtidos nesta análise corroboram essa observação, os pontos 1 e 5 onde teve maior ocorrência desses grupos são regiões que possuem criação de bovinos em seu entorno e os pontos 2 e 3 com menor ocorrência são poços artesianos que não possuem nenhuma criação por perto.

Outros trabalhos ainda, realizados com nascentes e poços artesianos no sudoeste do Paraná e na Paraíba também identificam a presença de coliformes totais e termotolerantes nas águas analisadas (Daneluz; Tessaro, 2015; Silva et al., 2021). No entanto, os poços artesianos neste estudo apresentaram menor variação em relação à qualidade da água, o que pode ser atribuído à profundidade de captação e à proteção natural do aquífero, que garantem uma água menos contaminada e com menor interferência humana, desde que bem manejada e vedada. Por outro lado, as nascentes, embora possam fornecer água de alta qualidade em áreas bem preservadas, são mais vulneráveis à contaminação superficial e à interferência de atividades humanas (Siqueira, 2022; Zerwes et al., 2015).

A matriz de correlação (Figura 2) demonstrou importantes relações entre os parâmetros de qualidade da água. A correlação positiva entre sólidos totais dissolvidos (STD) e pH ($r = 0,761$) sugere que o aumento da concentração de íons dissolvidos está associado a condições de maior alcalinidade da água. Esse comportamento pode estar relacionado à dissolução de minerais presentes no substrato geológico, especialmente carbonatos e silicatos que liberam íons como cálcio, magnésio e bicarbonato, contribuindo para a elevação da mineralização da água e do pH (Wetzel, 2001). Além dos processos naturais de interação água-rocha, o aumento simultâneo de STD e pH também pode refletir aportes de solutos provenientes do escoamento superficial e de atividades antrópicas, que intensificam a mobilização de sais e nutrientes nas bacias hidrográficas (Allan e Castillo, 2007; Esteves, 2011). Em áreas onde há alterações no uso do solo, como expansão urbana ou atividades agropecuárias, o escoamento superficial pode transportar íons dissolvidos, fertilizantes, matéria orgânica e partículas finas do solo para os corpos hídricos, contribuindo para o aumento da mineralização da água (Allan e Castillo, 2007). Esses processos tendem a modificar o equilíbrio químico do sistema aquático, podendo elevar tanto a concentração de sólidos dissolvidos quanto os valores de pH, especialmente em sistemas aquáticos influenciados pelo aporte de nutrientes e sais provenientes da bacia de drenagem (Wetzel, 2001; Esteves, 2011). Resultados semelhantes foram observados por Helena et al. (2000) e Shrestha e Kazama (2007), que associaram valores mais elevados de sólidos dissolvidos a processos de mineralização da água e a alterações no uso do solo. Em conjunto, esses resultados indicam que a correlação entre STD e pH reflete a influência combinada de processos naturais e pressões antrópicas na composição

química da água.

Figura 2 - Matriz de correlação entre os parâmetros hídricos analisados.
 Figure 2 - Correlation matrix between the analyzed water parameters.



No presente estudo, a turbidez apresentou correlação positiva moderada com coliformes totais ($r = 0,552$) e com *Escherichia coli* ($r = 0,626$). Essa relação é coerente com a dinâmica de transporte de microrganismos em ambientes aquáticos, uma vez que partículas em suspensão podem atuar como substrato para bactérias ou favorecer sua permanência na coluna d’água (Madigan et al. 2018). Além de fornecerem superfícies de adsorção, essas partículas podem proteger os microrganismos contra processos de sedimentação, radiação solar e outros fatores ambientais que reduzem sua sobrevivência na água, favorecendo sua persistência e transporte ao longo do sistema aquático (Malham et al., 2014). Em ambientes sujeitos à influência do escoamento superficial e ao aporte de matéria orgânica, a turbidez tende a associar-se ao transporte de sedimentos finos, detritos orgânicos e microrganismos oriundos do solo ou de fontes de contaminação fecal, funcionando, inclusive, como parâmetro de alerta precoce para deterioração da qualidade da água, conforme evidenciado por Fernández Ortega *et al.* (2023) e Costa e Koide (2021).

Nessas condições, a mobilização de partículas na bacia de drenagem pode intensificar a entrada de

microrganismos nos corpos hídricos, contribuindo para a elevação simultânea da turbidez e da concentração de bactérias indicadoras de contaminação fecal (WHO, 2017). Estudos que integraram parâmetros físico-químicos e microbiológicos têm identificado uma associação consistente entre a turbidez e indicadores bacterianos, sugerindo que águas com maior carga de partículas em suspensão apresentam maior probabilidade de contaminação microbiológica (Huey; Meyer, 2010; Money; Carter; Serre, 2009). Do ponto de vista mecânico, esse comportamento é explicado pela capacidade de microrganismos de origem fecal se adsorvem a partículas finas e sedimentos suspensos. Essa associação não apenas favorece o transporte de patógenos ao longo do sistema hídrico, especialmente em eventos de precipitação intensa e escoamento superficial, mas também confere proteção aos microrganismos contra estressores ambientais, como a radiação ultravioleta e a predação, aumentando sua persistência no meio (George et al., 2004; Money; Carter; Serre, 2009).

Neste estudo, a correlação positiva observada entre *E. coli* e coliformes totais ($r = 0,576$) apresenta magnitude moderada e é estatisticamente esperada, dado que a *E. coli* integra o grupo dos coliformes termotolerantes e é o indicador mais específico de contaminação fecal (Shrestha; Kazama, 2007). No entanto, ao confrontar esses resultados com a literatura, observa-se que a força dessa correlação pode oscilar significativamente dependendo da natureza do material em suspensão. Enquanto em bacias com forte influência de erosão de solos a correlação turbidez-bactérias é robusta, em sistemas onde a turbidez é predominantemente inorgânica ou mineral, essa associação pode ser mitigada (Bilotta; Brazier, 2008).

De forma geral, a convergência dos dados aqui apresentados com padrões globais reforça a utilidade da turbidez e dos sólidos dissolvidos como parâmetros sentinela para processos de transporte de carga orgânica e contaminantes (Fernández Ortega et al., 2023; Huey; Meyer, 2010). Embora a análise de correlação não estabeleça causalidade direta, sua aplicação como técnica de interpretação integrada permite identificar padrões de associação em grandes conjuntos de dados, sendo uma ferramenta essencial para o monitoramento em áreas sob pressão antrópica, onde o aporte fecal é intermitente e associado a eventos hidrológicos (Shrestha; Kazama, 2007).

4. Conclusão

Os resultados deste estudo indicam que a qualidade da água das nascentes e poços artesianos avaliados em Quatiguá-PR varia ao longo das estações e apresenta diferenças entre os tipos de fonte, com maior vulnerabilidade observada nas nascentes expostas a uso agropecuário, especialmente no ponto P5. Entre os parâmetros físico-químicos, a temperatura variou de 19,00 a 29,26°C, o pH de 5,44 a 7,66, a turbidez de 0,00 a 200,00 NTU e a DBO de 0,00 a 11,12 mg/L, sendo observadas alterações relevantes principalmente em pH, turbidez e DBO, com valores que ultrapassaram os limites legais em alguns pontos. Além disso, foi registrada ocorrência de contaminação microbiológica em determinadas amostras, indicando não conformidade em relação aos referenciais legais aplicáveis.

Os sólidos totais dissolvidos variaram entre 43 e 284 mg/L, permanecendo dentro do limite estabelecido pela legislação. Nas análises microbiológicas, foram registrados valores de ≥ 16000 NMP/100 mL de coliformes totais, 5400 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes e até 390 NMP/100 mL de *E. coli*, indicando contaminação fecal em determinados pontos. A aplicação do coeficiente de correlação de Pearson mostrou-se útil como ferramenta complementar para a interpretação integrada dos dados, evidenciando associações positivas entre turbidez e indicadores microbiológicos, além da relação entre STD e pH. Embora essas associações não estabeleçam causalidade, contribuem para identificar padrões e auxiliar na compreensão de possíveis processos ambientais e fontes potenciais de contaminação.

Considerando o número de pontos e campanhas amostrais, os achados devem ser interpretados como um diagnóstico inicial e sazonalmente orientado da área investigada. Recomenda-se a ampliação do monitoramento com maior frequência de coleta, inclusão de variáveis ambientais (precipitação e uso/ocupação do solo), e aprofundamento analítico para subsidiar ações de proteção de nascentes, manejo do entorno e vigilância da qualidade da água na região. Diante disso, torna-se evidente a necessidade de estudos que

promovam um monitoramento contínuo das fontes hídricas da região, abrangendo um maior número de nascentes e poços artesianos para obter um panorama completo da qualidade da água na cidade e na região. Além disso, a implementação de ações corretivas e preventivas, aliadas a um planejamento sustentável, é fundamental para garantir a preservação dos recursos hídricos, protegendo tanto a saúde pública quanto o meio ambiente.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem ao Grupo de Estudos em Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (GEPRHEA) da Universidade Estadual do Norte do Paraná, pelo apoio técnico e logístico.

6. Referências

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). (2019). **Estudo da ANA aponta perspectiva de aumento do uso de água no Brasil até 2030**. Brasília. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/estudo-da-ana-aponta-perspectiva-de-aumento-do-uso-de-agua-no-brasil-ate-2030>. Acesso em: 20/12/2023.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). (2020). **Usos da água**. Brasília. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/usos-da-agua>. Acesso em: 20/12/2023.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). (2024). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe anual 2024**. Brasília: ANA, s/p. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Acervo/Detalhe/106160. Acesso em: 25/02/2026.

Alberto, A.; Ribeiro Filho, B. G. (2012). Influência do despejo de esgoto doméstico nas características limnológicas do rio Camandocaia, bacia hidrográfica do rio Piracicaba, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 34(2), 173-179.

Allan, J. D.; Castillo, M. M. (2007). **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. Springer.

Alves, B. L. A.; Da Silva Nascimento, V. G.; Júnior, A. P. (2019). Qualidade e uso da água de um igarapé, uma nascente e um reservatório na zona rural do município de Nova Timboteua-PA (Brasil). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, 7(1), s/p.

Araújo, M. C. D.; Oliveira, M. B. M. D. (2013). Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, 8, 247-257. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1192>

Araújo, P. P.; Abreu, F. A. M. (2015). Variação sazonal de coliformes em poços de águas rasas: estudo de caso em área urbana, no Pará. **Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**, s/p.

Bárta, R. L.; et al. (2021). Qualidade da água para consumo humano no Brasil: revisão integrativa da literatura. **Vigilância Sanitária em Debate: Sociedade, Ciência & Tecnologia**, 9(4), 74-85.

Bilotta, G. S.; Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research**, 42(12), 2849-2861.

Bisognin, R. P.; et al. (2017). 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. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 6(2), 44-55.

BRASIL. (2005). **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes.** Diário Oficial da União. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?id=450&option=com_sisconama&task=arquivo.download. Acesso em: 25/02/2026.

BRASIL. (2021). **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, que altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5/2017 e estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Diário Oficial da União. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 25/02/2026.

Carvalho, K. Q.; et al. (2015). Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 75(4), 96-106.

Chantarasiri, A.; Boontanom, P.; Preechayan, S.; Panthong, A.; Chuenarom, V. (2015). Comparative evaluation of LMX culture medium and modified LMX culture medium for detecting *Escherichia coli* in water. **Bulletin of Health, Science and Technology**, v. 13 (2), 1-7.

Cordeiro, W. S. (2008). **Alternativas de Tratamento de Água para comunidades Rurais.** Dissertação de mestrado, Mestrado em Engenharia Ambiental, CEFET/Campos, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.

Costa, M. E.; Koide, S. (2021). Polutogramas dos sólidos e Turbidez no Córrego Vicente Pires – Distrito Federal. **Diversitas Journal**, 6(2), 2109–2127. <https://doi.org/10.17648/diversitas-journal-v6i2-1677>.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2008). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007.** São Paulo: CETESB. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/eaebad5f-0194-4603-9710-eb6136985657>. Acesso em: 26/02/2026.

Daneluz, D.; Tessaro, D. (2015). Padrão físico-químico e microbiológico da água de nascentes e poços rasos de propriedades rurais da região sudoeste do Paraná. **Arquivos do Instituto Biológico**, 82, 1-5.

Esteves, F. A. (2011). **Fundamentos de Limnologia** (3a ed.). Rio de Janeiro: Interciência, s/p.

Fernández Ortega, J.; et al. (2023). Turbidez y distribución del tamaño de partículas en el agua subterránea como parámetros de alerta temprana frente a la contaminación fecal en un manantial kárstico. **Geogaceta**, 74, 63–66. <https://doi.org/10.55407/geogaceta98625>.

Ferreira, A. L. V.; et al. (2023). Avaliação da qualidade da água de nascentes utilizada por comunidades rurais da bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu – MG no preparo de alimentos. **Ciência e tecnologia de alimentos: Pesquisas e avanços**, s/p. <https://doi.org/10.53934/9786585062060-32>

Fortes, C. S.; Guedes, M. R. A. (2022). Análise microbiológica da água de nascentes no município de Pirai/RJ. **Episteme Transversalis**, 13(1), s/p.

Freitas, C. M.; Ximenes, E. F. (2012). Enchentes e saúde pública: uma questão na literatura científica recente das causas, consequências e respostas para prevenção e mitigação. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17, 1601-1616.

George, I.; Anzil, A.; Servais, P. (2004). Quantification of fecal coliform inputs to aquatic systems through soil leaching. **Water Research**, v. 38, n. 3, p. 611-618.

Helena, B.; Pardo, R.; Vega, M.; Barrado, E.; Fernandez, J. M.; Fernandez, L. (2000). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. **Water research**, 34(3), 807-816.

Holcomb, D. A.; Stewart, J. R. (2020). Microbial indicators of fecal pollution: recent progress and challenges in assessing water quality. **Current Environmental Health Reports**, 7, 311-324.

Huey, G. M.; Meyer, M. L. (2010). Turbidity as an indicator of water quality in diverse watersheds of the Upper Pecos River Basin. **Water**, 2(2), 273-284.

IAT — Instituto Água e Terra. (2020). **Bacias dos Rios das Cinzas, Itararé, Paranapanema 1 e Paranapanema 2**. Curitiba. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/cinzas.pdf. Acesso em: 25/03/2025.

IAT — Instituto Água e Terra. (2024). **Mapas e Dados Espaciais**. Curitiba. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Mapas-e-Dados-Espaciais>. Acesso em: 26/02/2026.

Ibáñez, A.; Garrido-Chamorro, S.; Barreiro, C. (2023). Microrganismos e mudanças climáticas: um efeito não tão invisível. **Microbiol. Res.**, 14(3), 918-947. <https://doi.org/10.3390/microbiolres14030064>

IBGE — Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2024). **Malhas Municipais — município_2024 (downloads/geoftp)**. Rio de Janeiro. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2024/Brasil/. Acesso em: 26/02/2026.

INFOSANBAS. (2026). **Quatiguá - PR**. Disponível em: <https://infosanbas.org.br/municipio/quatigua-pr/>. Acesso em: 25/02/2026.

Leão, R. C.; et al. (2018). Ocorrência de enteroparasitos e coliformes termotolerantes nas mãos de manipuladores de alimentos de um hospital de ensino. **Cadernos Saúde Coletiva**, 26(2), 211-215.

Malagi, I.; et al. (2019). Qualidade físico-química e perfis de resistência de *Escherichia coli* em águas superficiais urbanas. **Brazilian Journal of Biology**, 80, 661-668.

Malham, S. K.; Rajko-Nenow, P.; Howlett, E.; Tuson, K. E.; Perkins, T. L.; Pallett, D. W.; McDonald, J. E. (2014). The interaction of human microbial pathogens, particulate material and nutrients in estuarine environments and their impacts on recreational and shellfish waters. **Environmental Science: Processes & Impacts**, 16(9), 2145-2155.

Madigan, M. T.; Bender, K. S.; Buckley, D. H.; Sattley, W. M.; Stahl, D. A. (2018). **Brock Biology of Microorganisms**. 15th ed. Pearson.

Merck, 2005. **Microbiology Manual**. 12. ed. Darmstadt, Merck KGaA, 300 p.

Miller, J. J.; et al. (2010). Influence of streambank fencing with a cattle crossing on riparian health and water quality of the Lower Little Bow River in Southern Alberta, Canada. **Agricultural Water Management**, 97(2), 247-258.

Money, E. S.; Carter, G. P.; Serre, M. L. (2009). Modern space/time geostatistics using river distances: data integration of turbidity and Escherichia coli measurements to assess fecal contamination along the Raritan River in New Jersey. **Environmental Science & Technology**, 43(10), 3736-3742.

Pinto, D. B. F.; et al. (2009). Qualidade da água do ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande-MG, Brasil. **Ciência da Agrotecnologia**, 33, 1145-1152. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542009000400028>

Póvoas, L. V.; et al. (2020). Avaliação físico-química e microbiológica da qualidade da água do rio Cachoeira, Bahia, BR. **Brazilian Journal of Development**, 6(8), 61258-61269.

Queiroz, L. D.; et al. (2026). Anthropogenic impacts on water quality in southern Brazil: a multidimensional analysis of tributaries and the Chavantes reservoir. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, 61, e2586. <https://doi.org/10.5327/Z2176-94782586>

Quinelato, R. V.; et al. (2020). Análise espaço temporal da qualidade da água dos rios Peruípe, Itanhém e Jucuruçu, Bahia. **Scientia Plena**, 16(7), s/p. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2020.071701>

Rostirolla, S. P.; et al. (2000). Reativação de paleolineamentos durante a evolução da Bacia do Paraná: o exemplo do alto estrutural de Quatiguá. **Revista Brasileira de Geociências**, 30(4), 639-648.

Schimitz, L. A. (2017). Proteção de fontes de água em unidades de produção e vida familiares (UPVFs) no sudoeste do Paraná: uma análise das ações desenvolvidas pela ACESI/STR, GETERR/UNIOESTE e EMATER-PR. **Dissertação de mestrado**, Mestrado em Geografia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Francisco Beltrão, PR, Brasil.

Shrestha, S.; Kazama, F. (2007). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental modelling & software**, 22(4), 464-475.

Silva, A. B.; Brito, J. M. de; Silva Filho, E. D. da. (2021). Monitoramento bacteriológico da água de um poço artesiano localizado na zona urbana da cidade de Remígio-PB. **Águas Subterrâneas – Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas**, s/p.

Simepar. (2024). **Boletim Climático - Inverno 2024**. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável – SEDEST. Disponível em: https://www.simepar.br/simepar/timeline/boletim_climatologico. Acesso em: 20/12/2023.

Siqueira, C. G. de; et al. (2022). Águas Subterrâneas – Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas. **Águas Subterrâneas**, s/p.

Smith, V. H.; Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology & Evolution**, 24(4), 201-207.

Soares, E. M.; Ferreira, R. L. (2017). Avaliação da qualidade da água e a importância do saneamento básico

no Brasil. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, 13(6), s/p.

Sperling, M. V. (2005). *Introdução à Qualidade das Águas e Tratamento de Esgotos* (3a ed.). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, s/p.

Wetzel, R. G. (2001). **Limnology: Lake and River Ecosystems**. Academic Press.

Wilson, W. H.; et al. (1996). O efeito do estado do fosfato na cinética da infecção por cianófitos na cianobactéria oceânica *Synechococcus* sp. WH7803. **Journal of Phycology**, 32, 506-516.

World Health Organization (WHO). (2017). **Guidelines for drinking-water quality** (4a ed.). Geneva: WHO, s/p.

Yang, S.; Liang, M.; Qin, Z.; Qian, Y.; Li, M.; Cao, Y. (2021). A novel assessment considering spatial and temporal variations of water quality to identify pollution sources in urban rivers. **Scientific Reports**, 11, 8714, s/p. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87671-4>

Zerwes, C. M.; et al. (2015). Analysis of water quality of the Imigrante Municipality in the Taquari Valley/RS. **Ciência e Natura**, 37(4), 651-663.

Zhou, J.; Wei, K.; Huang, J.; Yang, L.; Shi, J. (2025). Research on Water Quality Prediction Model Based on Spatiotemporal Weighted Fusion and Hierarchical Cross-Attention Mechanisms. **Water**, 17(9), 1244, s/p. <https://doi.org/10.3390/w17091244>