



Universidade Federal do Sul da Bahia - UFSB
Programa de Pós-Graduação em Ciências e Sustentabilidade - PPGCS

SANDRA OLIVEIRA SANTANA

**AVALIAÇÃO DA BIOGEOQUÍMICA FLUVIAL EM UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA: ESTUDO DE CASO
DO RIO CUMURUXATIBA, PRADO-BA**

TEIXEIRA DE FREITAS - BA

2025

SANDRA OLIVEIRA SANTANA

**AVALIAÇÃO DA BIOGEOQUÍMICA FLUVIAL EM UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA: ESTUDO DE CASO
DO RIO CUMURUXATIBA, PRADO-BA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Sustentabilidade da Universidade Federal do Sul da Bahia, como parte das exigências para obtenção do título de mestre em Ciências e Sustentabilidade.

Orientadora: Profa. Dra. Joanna Maria da Cunha de Oliveira Santos Neves

TEIXEIRA DE FREITAS - BA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade Federal do Sul da Bahia
Sistema de Bibliotecas

S232a Santana, Sandra Oliveira.
 Avaliação da biogeoquímica fluvial em uma microbacia hidrográfica:
 estudo de caso do Rio Cumuruxatiba, Prado-BA / Sandra Oliveira
 Santana. Teixeira de Freitas, 2025.
 93 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Sul da Bahia,
Campus Paulo Freire, Centro de Formação em Desenvolvimento
Territorial, Programa de Pós-Graduação em Ciências e
Sustentabilidade, 2025.

Orientadora: Prof. Dra. Joanna Maria da Cunha de Oliveira Santos
Neves.

1. Biogeoquímica fluvial. 2. Impactos ambientais. 3. Rio Cumuruxatiba
(Prado, BA). I. Título. II. Neves, Joanna Maria da Cunha de Oliveira
Santos.

CDD – 577.64

Bibliotecária: Amanda Luiza de S. Mattioli Aquino - CRB 5/1956

SANDRA OLIVEIRA SANTANA

**AVALIAÇÃO DA BIOGEOQUÍMICA FLUVIAL EM UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA: ESTUDO DE CASO
DO RIO CUMURUXATIBA, PRADO-BA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Sustentabilidade da Universidade Federal do Sul da Bahia, como parte das exigências para obtenção do título de mestre(a) em Ciências e Sustentabilidade.

Orientadora: Profa. Dra. Joanna Maria da Cunha de Oliveira Santos Neves

Este trabalho foi submetido à avaliação e julgado aprovado em: 27/08/2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **MARCOS EDUARDO CORDEIRO BERNARDES**
Data: 29/10/2025 11:19:25-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes
UFSB/PPGCTA

Documento assinado digitalmente
 **DEBORA SCHMITT KAVALEK**
Data: 29/10/2025 13:23:17-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Débora Schmitt Kavalek
UFSB/PPGCS

Documento assinado digitalmente
 **LEILA OLIVEIRA SANTOS**
Data: 29/10/2025 11:28:07-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Leila Oliveira Santos
UFSB/CJA

Documento assinado digitalmente
 **JOANNA MARIA DA CUNHA DE OLIVEIRA SANTO**
Data: 30/10/2025 08:32:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

ORIENTADORA
Dra. Joanna Maria da Cunha
de Oliveira Santos Neves
UFSB/PPGCS

TEIXEIRA DE FREITAS – BA

2025

Aos meus pais, Rosidete e Vivaldo (*in memoriam*), cuja base de amor e valores tornou possível cada passo da minha jornada. Aos meus filhos e ao meu esposo, pela paciência, apoio e compreensão ao longo de todo esse processo. E aos amigos que, com palavras e gestos, me encorajaram a seguir em frente, mesmo nos momentos mais desafiadores.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, meu sustento e minha força em todos os momentos dessa jornada.

Aos meus filhos, Isaac e Sofia, que com amor e paciência suportaram minha ausência e tantas vezes perguntaram: “mamãe, quando vai acabar?”, obrigada por me esperarem com tanto carinho. Ao meu esposo, Luciano, pela compreensão, apoio e por caminhar ao meu lado. À minha mãe, minha maior incentivadora, que por inúmeras vezes repetiu com firmeza e afeto: “Agora você vai até o fim”. Suas palavras me impulsionaram nos dias em que pensei em desistir. Gratidão eterna!

Aos colegas e amigos conquistados nessa caminhada, em especial à Fátima, com quem compartilhei lágrimas, dúvidas, risos e força, e ao colega Eliardo, sempre disposto a apoiar. Agradeço à Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB) pelo ensino público e de qualidade, aos seus funcionários pela colaboração em especial aos motoristas da UFSB, Gilvan e Jurailson, pela parceria durante as atividades de campo e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Sustentabilidade, por todo o aprendizado proporcionado.

À Embasa (Empresa Baiana de Águas e Saneamento), em nome do gestor do Laboratório Regional de Controle de Qualidade de Água e Esgoto, Geandson Coelho, e do gerente da Unidade Regional de Itamaraju, Damiraldo Silva, pela realização das análises e pela compreensão em flexibilizar minha rotina de trabalho, tornando possível conciliar minhas atividades profissionais com a realização do mestrado. Vocês fazem parte dessa conquista!

Ao colega Eliomar Amorim, pela generosidade em dedicar seu tempo e compartilhar seus conhecimentos, contribuindo de forma significativa para o desenvolvimento deste trabalho.

À Universidade Federal Fluminense (UFF), em especial, ao Departamento de Geoquímica, pela realização das análises de cromatografia iônica, minha gratidão.

Aos alunos da graduação, Gean, Geovana, Maikele e Eli, que auxiliaram na pesquisa com comprometimento e dedicação: o apoio de vocês foi fundamental e extremamente valioso.

À comunidade de Cumuruxatiba, em especial, ao cacique da Aldeia Pequi, pela acolhida e autorização para o acesso ao ponto de coleta. Agradeço também ao morador da comunidade, Adriano, pelo apoio nas conduções e no acesso aos locais de amostragem. A colaboração de vocês foi essencial para a realização desta pesquisa. Muito obrigada!

E, por fim, mas com especial destaque, minha sincera e profunda gratidão à minha orientadora, Joanna Neves, pela dedicação, paciência e persistência ao longo de toda a jornada. Cresci imensamente com sua orientação, e você foi essencial nesse processo. A todos que, de alguma forma, contribuíram para que esta caminhada fosse possível, o meu mais sincero agradecimento!

“Do rio que tudo arrasta se diz que é violento, mas
ninguém diz violentas as margens que o comprimem”
(Bertholt Brecht)

SANTANA, Sandra Oliveira. **Avaliação da biogeoquímica fluvial em uma microbacia hidrográfica**: estudo de caso do rio Cumuruxatiba, Prado-BA. Orientadora: Joanna Maria da Cunha de Oliveira Santos Neves. 2025. Dissertação (Mestrado em Ciências e Sustentabilidade) - Universidade Federal do Sul da Bahia, Teixeira de Freitas, 2025.

RESUMO

A dinâmica de uso da terra, marcada pela substituição de áreas de floresta por atividades como pecuária, agricultura e construção de represas, tem contribuído para a redução do fluxo hídrico, o aumento da temperatura local e a alteração de nascentes e cabeceiras de rios, podendo levar ao assoreamento dos cursos d'água. Nesse contexto, compreender os ciclos biogeoquímicos é essencial para avaliar os impactos dessas intervenções, especialmente das barragens, que modificam o transporte de nutrientes e sedimentos, afetando a qualidade da água e a biodiversidade. Este estudo teve como objetivo caracterizar a biogeoquímica fluvial do rio Cumuruxatiba, localizado no extremo sul da Bahia. A área de estudo está situada entre duas Unidades de Conservação (UCs) da Mata Atlântica: o Parque Nacional do Descobrimento e a Reserva Extrativista do Corumbau. Foram analisadas a composição química das águas superficiais e os efeitos de uma represa e da presença de macrófitas aquáticas sobre os processos biogeoquímicos. As coletas foram realizadas entre abril e dezembro de 2024 e em fevereiro de 2025, em três pontos: P1 (zona rural), P2 e P3 (áreas urbanas). No campo, foram medidos parâmetros físico-químicos (pH, temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido), e, no laboratório foram analisados sólidos suspensos totais (SST), clorofila *a*, *Escherichia coli* e concentrações de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} . Os dados foram submetidos a análises estatísticas multivariadas. A Análise de Componente Principal (PCA) revelou que os principais fatores que influenciam a hidroquímica da microbacia estão relacionados à mineralização, à carga orgânica e à presença de fontes difusas de poluição, como a agricultura e a expansão urbana. A análise de agrupamento (cluster) diferenciou o ponto P1 dos demais, indicando melhores condições de qualidade da água nesse trecho. A aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA) classificou o ponto P1 como de qualidade “boa”, enquanto os pontos P2 e P3 foram classificados como “regulares”, com tendência de degradação. Os resultados indicam que a presença da represa compromete os processos naturais de autodepuração e favorece o acúmulo de matéria orgânica, evidenciado pela redução nos níveis de oxigênio dissolvido e pelo aumento nas concentrações de *E.coli*, SST e nitrogênio amoniacal. As macrófitas aquáticas também desempenharam papel relevante na dinâmica biogeoquímica, atuando simultaneamente como biofiltros e como

agentes potencializadores da eutrofização. O monitoramento realizado forneceu dados inéditos sobre a biogeoquímica fluvial do rio Cumuruxatiba, contribuindo para o diagnóstico ambiental da região e subsidiando futuras ações de conservação e gestão dos recursos hídricos locais.

Palavras-chave: biogeoquímica fluvial; qualidade da água; uso da terra; represas e impactos ambientais; macrófitas aquáticas.

SANTANA, Sandra Oliveira. **Assessment of Fluvial Biogeochemistry in a Micro-Watershed**: Case Study of the Cumuruxatiba River, Prado-BA. Advisor: Joanna Maria da Cunha de Oliveira Santos Neves. 2025. Dissertation (Master's in Science & Sustainability) - Universidade Federal do Sul da Bahia, Teixeira de Freitas, 2025.

ABSTRACT

Land use dynamics, marked by the replacement of forest areas by activities such as livestock farming, agriculture, and dam construction, have contributed to reduced water flow, increased local temperatures, and altered river sources and headwaters, potentially leading to the silting of watercourses. In this context, understanding biogeochemical cycles is essential to assess the impacts of these interventions, especially dams, which modify the transport of nutrients and sediments, affecting water quality and biodiversity. This study aimed to characterize the fluvial biogeochemistry of the Cumuruxatiba River, located in the extreme south of Bahia. The study area is located between two Atlantic Forest Conservation Units (CUs): Descobrimento National Park and the Corumbau Extractive Reserve. The chemical composition of surface waters and the effects of a dam and the presence of aquatic macrophytes on biogeochemical processes were analyzed. Collections were carried out between April and December 2024 and in February 2025, at three points: P1 (rural area), P2 and P3 (urban areas). In the field, physical and chemical parameters (pH, temperature, electrical conductivity, and dissolved oxygen) were measured, and in the laboratory, total suspended solids (TSS), chlorophyll a, *Escherichia coli*, and concentrations of NH_4^+ , NO_3^- , and PO_4^{3-} were analyzed. The data were subjected to multivariate statistical analysis. Principal Component Analysis (PCA) revealed that the main factors influencing the watershed's hydrochemistry are related to mineralization, organic load, and the presence of diffuse sources of pollution, such as agriculture and urban expansion. Cluster analysis distinguished point P1 from the others, indicating better water quality conditions in this section. Application of the Water Quality Index (WQI) classified point P1 as of "good" quality, while points P2 and P3 were classified as "fair," with a tendency toward degradation. The results indicate that the presence of the dam compromises natural self-purification processes and favors the accumulation of organic matter, evidenced by reduced dissolved oxygen levels and increased concentrations of *E. coli*, TSS, and ammonia nitrogen. Aquatic macrophytes also played a significant role in the biogeochemical dynamics, simultaneously acting as biofilters and as agents that enhance eutrophication. The monitoring provided unprecedented data on the fluvial biogeochemistry of the Cumuruxatiba River, contributing to the environmental diagnosis of the region and informing future conservation and management actions for local water resources.

Keywords: fluvial biogeochemistry; dam; environmental assessment; water quality; land use; dams and environmental impacts; aquatic macrophytes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de uma bacia hidrográfica e seus principais componentes. Como parte integrante deste sistema, estão as áreas de vegetação nativa, aglomerações urbanas, áreas industriais e de produção agrícola.....	22
Figura 2 - Microbacia do rio Cumuruxatiba	26
Figura 3 - Banco de macrófitas aquáticas no rio Cumuruxatiba: a) trecho a montante do ponto de coleta da represa; (b) vista aérea da mesma área, evidenciando a vegetação marginal, bancos de macrófitas e sua proximidade com áreas urbanas	29
Figura 4 - Vista aérea parcial do distrito de Cumuruxatiba, com destaque para a represa no rio Cumuruxatiba.....	32
Figura 5 - Comparativo da área da represa entre a década de 1980 e o ano de 2023. Observa-se a expansão urbana, a supressão da vegetação nativa. A imagem da década de 1980 foi cedida por um morador local; a fotografia de 2023 refere-se ao período pós-revitalização que incorporou infraestrutura voltada ao lazer e à recreação.....	33
Figura 6 - Média total de precipitação mensal no ano de 2024 Estação:2 92550101A – Prado (Ribeira).....	34
Figura 7 - Mapa de uso e ocupação do solo (2022), com destaque para a área do rio Cumuruxatiba e os pontos de amostragem deste estudo	35
Figura 8 - Localização da área de estudo e dos três pontos de coleta no rio Cumuruxatiba: P1 - Aldeia Pequí, P2 - condomínio e P3 – represa	36
Figura 9 - a) Ponto 1 - campanha de junho/2024, coleta utilizando garrafa de <i>Van Dorn</i> ; b) Ponto 2 - campanha de abril/2024, coleta utilizando coletor com braço retrátil; c) Ponto 3 - campanha de abril/2024, coleta utilizando garrafa de <i>Van Dorn</i>	37
Figura 10 - Gráfico comparativo do potencial hidrogeniônico (pH) nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	44
Figura 11 - Gráfico do tipo <i>boxplot</i> dos valores de pH dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco-outliers), n = 18.....	44
Figura 12 - Comparativo temperatura nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	45

Figura 13 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de temperatura (°C) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco-outliers), n=18.....	46
Figura 14 - Comparativo oxigênio dissolvido (OD) nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	48
Figura 15 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de oxigênio dissolvido (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.....	48
Figura 16 - Comparativo condutividade nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	50
Figura 17 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de condutividade (µS/cm) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.....	50
Figura 18 - Comparativo Sólidos Suspensos Totais nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	52
Figura 19 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de Sólidos Suspensos Totais (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.....	52
Figura 20 - Comparativo Nitrogênio Amoniacal nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	54
Figura 21 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de nitrogênio amoniacal (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.....	54
Figura 22 - Comparativo nitrato nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	55
Figura 23 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de nitrato (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco-outliers), n = 18.....	56

Figura 24 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de nitrogênio total (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- <i>outliers</i>), n = 18.....	57
Figura 25 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de fósforo total (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco - <i>outliers</i>), n = 18.....	58
Figura 26 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de clorofila <i>a</i> (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco - <i>outliers</i>), n = 18.....	60
Figura 27 - Comparativo <i>Escherichia coli</i> nas campanhas de abril a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.....	61
Figura 28 - Tipo <i>boxplot</i> dos valores de <i>Escherichia coli</i> (NMP/mL) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco - <i>outliers</i>), n = 18.....	62
Figura 29 - Mapa de calor da correlação de <i>Spearman</i> entre parâmetros hidroquímicos. As cores variam do azul (correlação negativa) ao vermelho (correlação positiva), conforme a escala à direita. As células coloridas indicam o grau de associação entre dois parâmetros, onde: valores próximos de +1 (vermelho intenso) indicam forte correlação positiva; valores próximos de -1 (azul intenso) indicam forte correlação negativa; valores próximos de 0 (branco) indicam ausência de correlação.....	64
Figura 30 - PCA que apresenta a distribuição das amostras nos dois primeiros componentes principais e como as variáveis influenciam a variação	67
Figura 31 - Dendrograma obtido através das variáveis hidroquímicas avaliadas nos três pontos de monitoramento, sendo esses P1- Aldeia Pequi, P2 - condomínio e P3 – represa	68
Figura 32 - Macrófitas aquáticas registradas durante as campanhas de amostragem. a), b), c) e d) correspondem a exemplares coletados a montante do ponto da represa; e) exemplar coletado as margens do ponto 2 (condomínio)	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Informações gerais sobre os córregos e a vegetação da microbacia de Cumuruxatiba.....	25
Tabela 2 - Caracterização e coordenadas dos pontos de coleta ao longo do rio Cumuruxatiba.....	36
Tabela 3 - Parâmetros analisados em laboratório pela Embasa e métodos de ensaio.....	38
Tabela 4 - Média, desvio padrão, valores máximo e mínimo dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água analisados.....	42
Tabela 5 - Apresentação dos fatores da Análise de Componentes Principais (ACP) e suas respectivas correlações positivas e negativas	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade Elétrica
EMBASA	Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A
PCA	Análise de Componente Principal
PPGCS	Programa de Pós-Graduação em Ciências e Sustentabilidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
OD	Oxigênio Dissolvido
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
NH_4	Amônio
PO_4^{-3}	Fosfato
SiO_2	Sílica
mL	Mililitro
mg	Miligrama
L	Litro
μS	Microsiemens
cm	Centímetro
mV	Milivolts

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo geral	21
2.2 Objetivos específicos	21
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
3.1 Bacias hidrográficas	22
3.2 Microbacia de Cumuruxatiba	24
3.3 Biogeoquímica fluvial.....	27
3.4 O papel dos reservatórios em cursos fluviais e o contexto histórico do rio Cumuruxatiba	30
4 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Rio Cumuruxatiba e a delimitação da área de estudo.....	34
4.2 Procedimentos de amostragem e experimentais	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1 Avaliação da influência da represa na qualidade da água do rio Cumuruxatiba	70
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
7 REFERÊNCIAS	75
APÊNDICES	90

1 INTRODUÇÃO

Na natureza, a ocorrência da água em seus estados sólido, líquido e gasoso circula continuamente por meio de processos complexos que envolvem as esferas atmosféricas, terrestre e subsuperficial. Essas interações moldam a distribuição e a qualidade de água nos ecossistemas, afetando diretamente na qualidade e disponibilidade de seus usos múltiplos. As variáveis que integram o ciclo hidrológico diferem em termos de composição química e bioquímica, variabilidade espacial e temporal, sendo influenciadas por características físico-químicas, pela composição biogeoquímica, pela resiliência aos distúrbios, e pela vulnerabilidade às pressões antrópicas e climáticas (Vörösmarty *et al.*, 2000; Meybeck, 2003; Pei *et al.*, 2024). Nesse contexto, considera-se a possibilidade de que, em microbacias costeiras como a do rio Cumuruxatiba, os processos biogeoquímicos que regulam a qualidade da água estejam associados à presença de uma represa em seu curso, à ocorrência de macrófitas aquáticas e às alterações no uso do solo, fatores que podem influenciar a retenção de nutrientes e a variabilidade hidroquímica. As alterações induzidas pelas ações antrópicas – como, por exemplo, a urbanização desordenada, a expansão agrícola e a construção de barragens têm promovido mudanças significativas nos ciclos naturais da água e contribuído para a degradação dos ecossistemas aquáticos, culminando em eventos de escassez hídrica (Berner e Berner, 2012; Lima *et al.*, 2023).

As bacias hidrográficas, reconhecidas como unidades funcionais de planejamento e manejo ambiental, desempenham papel essencial na conservação da integridade ecológica dos sistemas fluviais (Allan, 2004). Alterações no uso e cobertura do solo, como o desmatamento e o avanço da agropecuária sobre áreas de vegetação nativa, influenciam diretamente o balanço de nutrientes e sedimentos, comprometendo a qualidade da água e a biodiversidade aquática (Krusche *et al.*, 2005; Griffiths e Mulholland, 2021). Nesse contexto, o estudo da biogeoquímica fluvial permite identificar processos de mobilização, transformação e acúmulo de elementos químicos e nutrientes, sendo fundamental para avaliar os impactos ambientais decorrentes de diferentes formas de uso da terra (Christophersen *et al.*, 1994; Krusche *et al.*, 2005; Figueiredo *et al.*, 2014).

A biogeoquímica fluvial, por sua vez, distingue-se da hidrogeoquímica por contemplar os aspectos dinâmicos e integrados dos ciclos de elementos na interface entre solo, água, biota e atmosfera, sendo sensível à influência de fatores bióticos, abióticos e antrópicos (Pei-Yuan *et al.*, 2024). A hidrogeoquímica concentra-se nas interações entre a água e os materiais

geológicos, especialmente no que tange à composição iônica da água e seus controles geoquímicos (Piper, 1994; Gibbs, 1970).

Apesar dos avanços conceituais e metodológicos nesse campo, ainda há lacunas expressivas em estudos de microbacias situadas no extremo sul da Bahia, especialmente no que se refere ao monitoramento sistemático de variáveis físico-químicas e biogeoquímicas em regiões de significativa importância ecológica, como aquelas inseridas no corredor central da Mata Atlântica. A microbacia do rio Cumuruxatiba, objeto deste estudo, representa um exemplo emblemático dessa ausência de dados, agravada pela escassez de informações em bases públicas e pela dificuldade de acesso a registros oriundos de fontes privadas ou institucionais.

Criado em 1896, o distrito de Cumuruxatiba é, historicamente, habitado por povos indígenas, sobretudo os Pataxós (IBGE, 2012). O nome original da vila, Curribichatibá, tem origem na língua tupi, em que tibá significa “abundância” ou “cheio”. A combinação de termos resultou em Cumuruxatiba, expressão utilizada pelos povos originários para indicar que a maré estava cheia, condição desfavorável à coleta de mariscos nos recifes durante a vazante (Veronez, 2006). Segundo Corá (2006), as atividades econômicas inicialmente predominantes no distrito de Cumuruxatiba eram a extração de areia monazítica, exploração madeireira e pesca, as quais não exploravam o potencial turístico da região. No entanto, essa configuração passou por modificações a partir da concessão de terrenos para a construção de casas de veraneio e pousadas, alterando significativamente a estrutura socioeconômica local. O distrito apresenta relevante potencial turístico devido às suas praias de águas calmas, paisagens naturais e às características geológicas de suas areias, ricas em minerais de interesse econômico, como monazita, magnetita e ilmenita. Cumuruxatiba abriga uma das maiores reservas de areia monazítica do país, estimada em 4.500 toneladas (Vasconcelos, 2010). Os rios do Extremo Sul da Bahia estão inseridos na Região Hidrográfica do Atlântico Leste. A vegetação natural predominante é a floresta ombrófila densa, com presença de ecossistemas associados, restingas e campos inundáveis (Rizzini, 1979; Coimbra-Filho e Câmara, 1996). No entanto, essa cobertura tem sido amplamente substituída por mata secundária, pastagens e plantações de eucalipto nas últimas décadas (Vinhas Medeiros *et al.*, 2021).

Situado entre o Parque Nacional do Descobrimento (PND) e a Reserva Extrativista do Corumbau, o rio Cumuruxatiba atravessa áreas submetidas a intensas pressões ambientais, como desmatamento, expansão urbana e uso agropecuário. A represa instalada em seu curso baixo e a presença de macrófitas aquáticas contribuem para alterar os processos naturais de autodepuração e a dinâmica de nutrientes, afetando a qualidade da água e o funcionamento do ecossistema fluvial. Além disso, esse rio possui importância sociocultural e econômica para

comunidades locais, incluindo os povos indígenas Pataxó, que utilizam suas águas para consumo, práticas culturais e atividades de subsistência.

Nesse contexto, a presente pesquisa tem como objetivo caracterizar a biogeoquímica fluvial do rio Cumuruxatiba, por meio da análise da composição química da água em diferentes pontos do seu curso, considerando a influência da represa, das macrófitas e do uso do solo em seu entorno. A utilização de ferramentas estatísticas multivariadas, como a Análise de Componentes Principais (PCA) e a Análise de Agrupamento Hierárquico, permite compreender os principais fatores que controlam a variabilidade hidroquímica e os padrões espaciais de qualidade da água (Jolliffe, 2002; Jackson, 2003; Lima *et al.*, 2023).

Ao gerar dados inéditos sobre a qualidade das águas e os processos biogeoquímicos atuantes na microbacia, este estudo busca subsidiar ações de conservação ambiental e gestão participativa dos recursos hídricos, contribuindo para a sustentabilidade socioambiental da região e para o fortalecimento de políticas públicas voltadas à proteção das bacias hidrográficas da Mata Atlântica.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Caracterizar as condições ambientais do rio Cumuruxatiba a partir de estudos da biogeoquímica de suas águas fluviais, para identificar e hierarquizar os principais processos que controlam a dinâmica biogeoquímica em escala sazonal-anual, fornecendo base de dados científicos e subsídios técnicos que contribuam para a gestão sustentável dos recursos hídricos e a preservação dos ecossistemas do extremo sul da Bahia.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar a composição físico-química das águas fluviais em diferentes pontos ao longo do rio Cumuruxatiba, com o propósito de identificar e diferenciar as principais fontes naturais e antrópicas de elementos químicos presentes no sistema;
- Analisar os impactos da presença da represa sobre os processos biogeoquímicos do rio Cumuruxatiba, considerando alterações no fluxo de nutrientes, sedimentos e variáveis hidroquímicas;
- Determinar as variáveis ambientais e antrópicas mais influentes na qualidade das águas, por meio de análises estatísticas multivariadas, para compreender os fatores que controlam a dinâmica hidroquímica da microbacia;
- Avaliar o papel das macrófitas aquáticas nos processos biogeoquímicos do rio Cumuruxatiba, investigando a sua atuação como filtros naturais e/ou como potenciais vetores de eutrofização.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Bacias hidrográficas

As bacias hidrográficas representam uma unidade territorial e funcional de grande importância para o estudo dos recursos hídricos, sendo definidas como áreas de captação de precipitação, onde as águas convergem para um ponto comum, geralmente um rio principal ou o oceano. Segundo Piroli (2022), essas áreas são delimitadas pelas condições topográficas e geomorfológicas, que orientam o fluxo da água. O manejo adequado dessas bacias é crucial não apenas para garantir a disponibilidade hídrica, mas também para a conservação da biodiversidade e a mitigação de impactos ambientais decorrentes das atividades humanas (Figura 1).

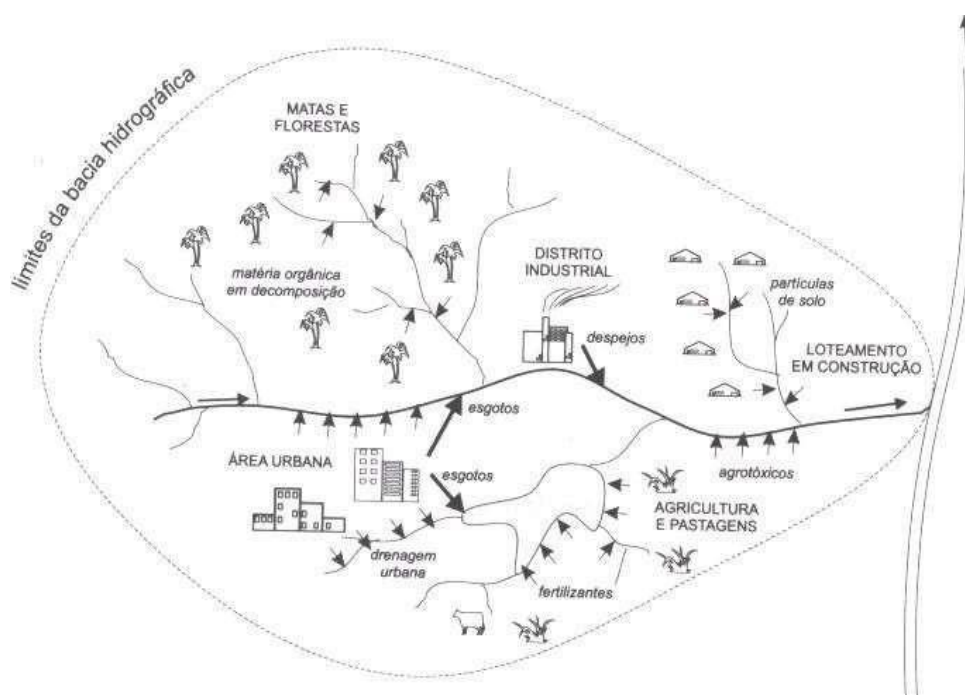


Figura 1 - Representação de uma bacia hidrográfica e seus principais componentes. Como parte integrante deste sistema, estão as áreas de vegetação nativa, aglomerações urbanas, áreas industriais e de produção agrícola.

Fonte: Sperling (2005).

De acordo com Santos (2004), a bacia hidrográfica tem sido amplamente utilizada como unidade fundamental para análises ambientais, especialmente por permitir a possibilidade de integração de componentes pertencentes a ela, a saber: geologia, geomorfologia, cobertura vegetal, uso do solo, clima e corpos d'água e, dessa forma, permitindo uma compreensão sistêmica da paisagem.

Gomes (2021) argumenta que o conceito de bacia hidrográfica tem sido continuamente revisado e adaptado ao longo do tempo, devido às demandas técnicas e científicas associadas à gestão territorial e ambiental. De acordo com o autor, as subcategorias hierárquicas, tais como sub-bacia e microbacia, não possuem definições padronizadas quanto às suas características qualitativas e quantitativas. Do ponto de vista qualitativo, os conceitos são unidimensionais e compartilham atributos semelhantes entre si e com outras categorias de hierarquia; considerando o aspecto quantitativo, persiste a ausência de consenso quanto à extensão territorial que cada unidade deve abranger.

As microbacias hidrográficas são comumente compreendidas como sistemas naturais abertos, caracterizados por fluxos contínuos de matéria e energia, com ambiente circundante. Segundo Walling (1980), a quantidade e a qualidade do deflúvio gerado em uma microbacia resultam da interação de diversos fatores intrínsecos, como a cobertura vegetal, uso do solo e práticas de manejo adotadas na paisagem. Nessa perspectiva, Likens (1977) enfatiza que o estudo de microbacias constitui uma abordagem essencial para a compreensão de processos naturais como a ciclagem de nutrientes, o comportamento hidrológico e o intemperismo químico das rochas, e outras dinâmicas ambientais que operam em escala de bacia hidrográfica.

No que diz respeito à hierarquia entre bacia, sub-bacia e microbacia, Gomes (2021) argumenta que essas categorias seguem uma lógica espacial, embora ainda não haja consenso na literatura científica sobre suas definições exatas. Esse posicionamento é corroborado por Mosca (2003), afirmando que, embora os termos obedeçam a uma certa escala espacial, suas delimitações permanecem imprecisas no meio acadêmico. Porto (2002) complementa essa discussão, afirmando que a escolha da escala de análise deve ser orientada pela problemática a ser investigada. Assim, pode-se optar por delimitar desde toda a bacia hidrográfica até porções menores, como sub-bacias ou microbacias, de acordo com os objetivos do estudo. Nessa lógica, o “tamanho ideal” da unidade de análise é aquele que incorpora toda a problemática de interesse.

No contexto da gestão dos recursos hídricos, diversos autores destacam a importância de abordagens integradas e sustentáveis. Gleick (1998) propõe que essa gestão deve se fundamentar em três pilares: equidade social, eficiência econômica e sustentabilidade ecológica. Postel e Richter (2003) reforçam essa ideia ao afirmarem que a sustentabilidade hídrica depende do respeito aos limites ecológicos, garantindo a manutenção das funções dos ecossistemas naturais.

Molle (2008) aponta que a Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) promove a coordenação entre diferentes setores e usuários de água, considerando tanto os aspectos

quantitativos quanto qualitativos. A participação dos atores locais no processo de decisão e a adoção de práticas sustentáveis são fundamentais para minimizar os impactos das atividades humanas sobre os ecossistemas aquáticos. Falkenmark e Rockström (2004) complementam ao afirmar que a gestão sustentável requer a combinação de medidas de adaptação e de mitigação, envolvendo tanto inovações tecnológicas quanto práticas tradicionais de uso sustentável.

Por fim, é fundamental reconhecer que os desafios associados à gestão sustentável dos recursos hídricos são de natureza complexa e multidimensional. Barbier (2011) destaca que atividades como a expansão urbana, a agricultura intensiva e o turismo exercem pressões crescentes sobre os sistemas hídricos, alterando a sua dinâmica e comprometendo a sua integridade ecológica. Essas pressões não apenas intensificam a competição pelo uso da água entre diferentes setores, mas também contribuem para a degradação ambiental, frequentemente culminando em conflitos socioambientais relacionados à disponibilidade, qualidade e acesso equitativo aos recursos hídricos.

3.2 Microbacia de Cumuruxatiba

A microbacia de Cumuruxatiba com uma extensão de 403,67 km², situada na área de influência das bacias dos rios Cahy e Jucuruçu, no Extremo Sul da Bahia (Figura 2). De Norte a Sul, estão presentes os seguintes riachos costeiros: ribeirão Lagoa, córrego Buri, córrego Costeiro Norte, rio Imbassuaba, rios do Peixe Grande e do Peixe Pequeno, córregos da Bralanda e da Barrinha, Rio Cumuruxatiba, Dois Irmãos, do Ouro, da Areia Preta, rio Japara Mirim, rio Japara Grande, córrego Costeiro Sul, córrego das Ostras, córrego da Paixão, córrego das Amendoeiras, córrego do Farol e córrego da Lagoa Grande, representados na Tabela 1 (Sarmiento-Soares *et al.*, 2009).

Localizada em uma região caracterizada por tabuleiros costeiros de relevo plano e rios de desnível suave, essa microbacia é sensível às mudanças ambientais e às atividades humanas (Sarmiento-Soares *et al.*, 2009). A urbanização crescente e a exploração turística desordenada têm gerado impactos significativos sobre os recursos hídricos locais, especialmente com a destruição das matas ciliares e a contaminação das águas por esgoto não tratado (Pinto *et al.*, 2004; Medri *et al.*, 2004).

Sarmiento-Soares *et al.* (2009) ressaltam a importância da microbacia do rio Cumuruxatiba como abrigo para uma grande variedade de peixes de pequeno porte, sendo reconhecida por sua relevância para a sobrevivência dessas espécies. A fauna local é considerada peculiar, com casos de endemismo regional, relacionado a preservação das

espécies com a conservação dos diversos ambientes que compõem a microbacia. A vegetação marginal predominante é a mussununga, manguezal, mata ciliar e capoeira (Tabela 1).

Tabela 1 - Informação geral sobre os córregos e a vegetação da microbacia de Cumuruxatiba

Nº	Córregos	Extensão dos rios (km ²)	Área das bacias (km ²)	Altitude da nascente (m)	Vegetação marginal predominante
1	Ribeirão Lagoa	2,57	2,75	28	Mussununga /manguezal
2	Buri	5,49	8,68	30	Mussununga
3	Costeiro Norte	2,13	2,44	25	Manguezal
4	Imbassuaba	21,36	54,75	83	Mata ciliar
5	Peixe Grande	12,54	30,16	68	Mata ciliar
6	Peixe Pequeno	3,87	4,96	26	Mussununga
7	Bralanda	1,49	0,83	28	Mussununga/capoeira
8	Barrinha	3,62	3,30	34	Capoeira/ mussununga
9	Cumuruxatiba	6,20	7,77	38	Capoeira/ mussununga
10	Dois Irmãos	5,83	4,53	38	Capoeira
11	Do Ouro	7,65	6,90	41	Capoeira
12	Areia Preta	7,43	8,96	62	Mussununga
13	Japara Mirim	19,05	56,44	84	Mata ciliar
14	Japara Grande	22,19	153,73	103	Mata ciliar
15	Costeiro Sul	3,87	3,41	37	Manguezal
16	Das Ostras	4,71	7,92	42	Manguezal
17	Da Paixão	10,85	23,83	52	Mussununga
18	Amendoeiras	7,47	13,95	41	Mussununga
19	Do Farol	3,08	3,69	35	Mussununga
20	Da Lagoa Grande	5,58	4,68	33	Capoeira
Total		156,96	403,67		

Fonte: Adaptada de Sarmento-Soares e Martins-Pinheiro (2010).

O impacto da ocupação desordenada é evidente na região, onde a expansão de empreendimentos imobiliários tem contribuído para a degradação de áreas de importância ecológica, como os manguezais. Essas áreas, que atuam como zonas de transição entre os ambientes terrestre e aquático, são fundamentais para a regulação do fluxo de nutrientes e para a proteção contra inundações, mas estão cada vez mais ameaçadas pela pressão antrópica (MMA, 2014).

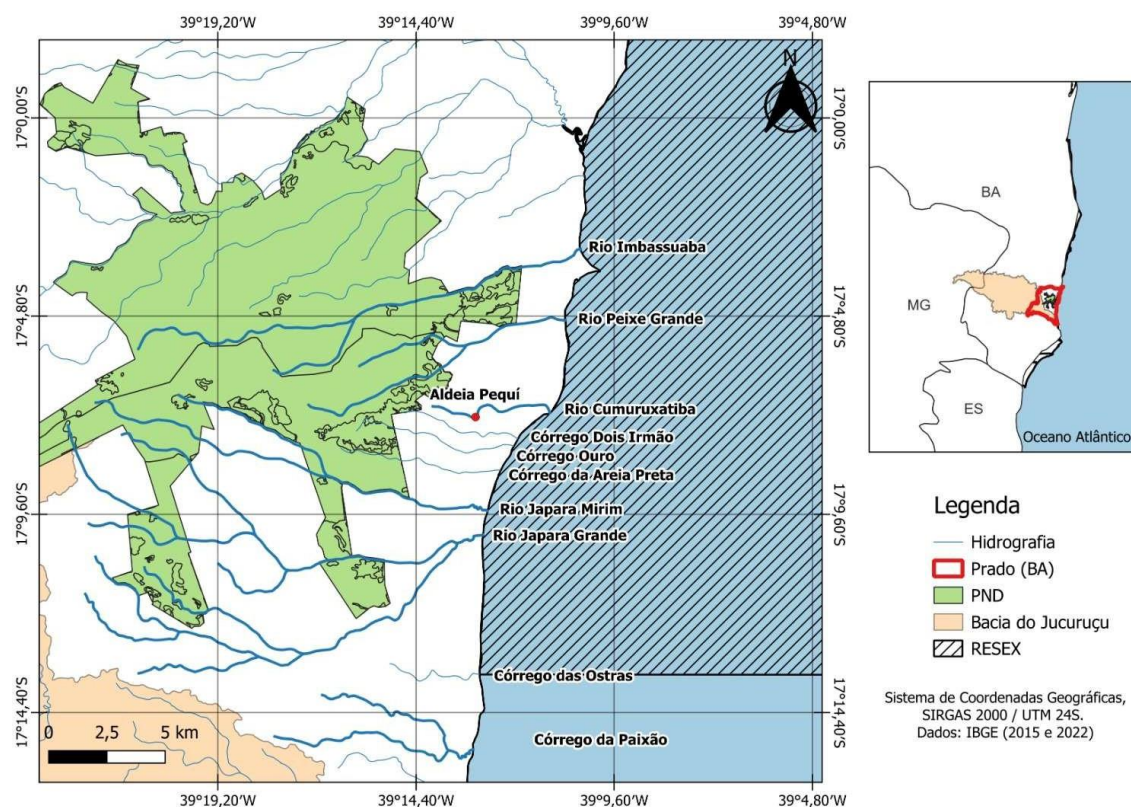


Figura 2 - Microbacia do rio Cumuruxatiba

Fonte: Adaptado Sarmiento-Soares e Martins-Pinheiro (2010).

A supressão da vegetação nativa, principalmente em áreas de proteção permanente, tem levado a uma maior erosão do solo e à diminuição da capacidade de autolimpeza dos rios, resultando em um acúmulo de sedimentos e poluentes nos corpos d'água (Mello *et al.*, 2021).

A interação histórica dos povos indígenas, em particular dos Pataxós, com a microbacia do rio Cumuruxatiba ressalta a importância sociocultural das águas dessa região. Para os Pataxós, as águas têm um valor que transcende o mero uso econômico, sendo vistas como um componente espiritual e cultural essencial para sua identidade e sobrevivência. O manejo sustentável que esses povos praticam ao longo de séculos demonstra um modelo de gestão baseado na harmonia com a natureza, usando os recursos hídricos de maneira equilibrada para a subsistência, atividades rituais e comunitárias (Brodowicz, 2025).

Essa perspectiva holística dos recursos naturais tem muito a contribuir para a gestão adequada das bacias hidrográficas. A inclusão das populações indígenas nos processos de tomada de decisão sobre o uso dos recursos hídricos tem sido defendida por diversos estudiosos como uma forma eficaz de garantir a sustentabilidade (Ricardo, 2004). Estudos etnográficos indicam que as práticas tradicionais de manejo podem oferecer soluções valiosas para a

recuperação de áreas degradadas e a conservação de ecossistemas sensíveis, especialmente em regiões onde a pressão da urbanização é intensa (Diegues, 2000; Hanazaki *et al.*, 2012).

Outro problema crítico enfrentado na região é a falta de saneamento básico adequado. O saneamento básico brasileiro ainda se encontra muito longe de atingir a universalização desejada para se proporcionar vida digna e desenvolvimento sustentável a essas populações. Segundo dados do Censo Demográfico de 2022, 62,5% da população do Brasil moravam em domicílios conectados à rede de coleta de esgoto, um aumento em relação a 2000 (44,4 %) e 2010 (52,8 %). Considerando quem vivia em domicílios com esgotamento por rede coletora ou fossa séptica, o percentual chegou a 75,7 % em 2022 (ante 59,2 % em 2000 e 64,5 % em 2010). A modalidade “fossa séptica ou fossa-filtro ligada à rede” manteve-se em 4,2 % em 2022. Por outro lado, ainda permanecem cerca de 24,3 % da população ($\approx$ 49 milhões de pessoas) ainda usavam recursos precários de esgotamento sanitário (IBGE, 2023). A ausência de tratamento de esgoto é um dos principais fatores que contribuem para a degradação da qualidade da água, sendo responsável pela contaminação de fontes de água doce e pela proliferação de doenças de veiculação hídrica (Moura *et al.*, 2018).

Segundo Mello (2021), a degradação dos corpos d'água e a perda de biodiversidade reduzem a atratividade turística, ao mesmo tempo em que aumentam os custos de tratamento de água e as despesas com saúde pública. Em regiões litorâneas como Cumuruxatiba, onde o turismo é uma atividade econômica importante, a poluição hídrica não só compromete a saúde das populações e a vida aquática, como também afeta negativamente a economia regional.

De acordo com Leal (1988), para enfrentar esses desafios, é necessário adotar uma abordagem integrada e participativa na gestão dos recursos hídricos. O envolvimento das comunidades locais, incluindo os Pataxós, é essencial para o sucesso das políticas de preservação e de recuperação ambiental. A efetivação de sistemas de saneamento básico, aliados à recuperação das matas ciliares e à regulamentação rigorosa do uso do solo, são medidas fundamentais para proteger os recursos hídricos da região (Diegues, 2000; MMA, 2014).

3.3 Biogeoquímica fluvial

Os ciclos biogeoquímicos referem-se aos processos de circulação e transformação da matéria nos ecossistemas, resultantes de interações entre componentes abióticos e bióticos do cenário ambiental. Esses processos envolvem diversas reações físicas e químicas, tais como mineralização, imobilização, oxirredução, fotoxidação, solubilização, precipitação e

volatilização (Hansell; Carlson, 2002; Bianchi, 2007). O estudo desses ciclos está se tornando cada vez mais relevante, por exemplo, para a avaliação do impacto ambiental que materiais potencialmente perigosos podem exercer no ecossistema e nos organismos que dependem, de forma direta ou indireta, desse ambiente para garantir a sua sobrevivência (Rosa *et al.*, 2003). No contexto das bacias hidrográficas, a biogeoquímica fluvial exerce papel central na regulação dos ciclos de nutrientes e na manutenção da qualidade da água. Por constituírem unidades naturais de planejamento e monitoramento ambiental, as bacias hidrográficas são espaços estratégicos para a compreensão dos efeitos das atividades antrópicas sobre os processos ecológicos. Nesse sentido, compreender a dinâmica biogeoquímica em ambientes fluviais é fundamental para o desenvolvimento de práticas sustentáveis de gestão dos recursos hídricos (Vendramini, 2009).

No Brasil, a biogeoquímica fluvial é amplamente influenciada por fatores como a cobertura vegetal e o uso do solo. Martins (1988) e Tundisi (2008) destacam que a composição química das águas fluviais reflete não apenas a geologia da região, mas também as práticas agrícolas e a expansão urbana. A poluição por nutrientes, como nitrogênio e fósforo, resulta frequentemente em eutrofização, onde a descarga de águas contaminadas para o oceano pode afetar ecossistemas sensíveis.

Estudos recentes mostram que o aumento do fluxo de nitrogênio reativo continua a ser um dos principais desafios para a sustentabilidade das bacias hidrográficas (MEA, 2005; Vitousek *et al.*, 1997). O nitrogênio está presente na atmosfera com 78,08% em volume (Nuvolari *et al.* 2003; Braga *et al.*, 2003), já nas águas naturais esses compostos provêm da decomposição de animais e de plantas, além da contribuição de fezes e urina.

Elementos naturais na paisagem, como bancos de macrófitas, áreas alagáveis marginais e matas ciliares, atuam como barreiras biogeoquímicas, influenciando o transporte de nutrientes como nitrogênio e fósforo por meio do acúmulo na biomassa e processos de adsorção e desnitrificação (Jones; Holmes, 1996; Vought *et al.*, 1994). A Figura 3 apresenta perspectivas complementares de um trecho do rio Cumuruxatiba: na imagem (a), observa-se a vegetação marginal e os bancos de macrófitas a partir de uma vista térrea, localizada a montante da represa; na imagem (b), uma visão aérea do mesmo local destaca a extensão da área alagável e a presença de vegetação aquática, evidenciando a interface entre o ambiente natural e a ocupação urbana. Ambas as imagens ilustram a relevância desses ambientes como barreiras naturais no contexto da dinâmica biogeoquímica fluvial.



Figura 3 - Banco de macrófitas aquáticas no rio Cumuruxatiba: a) trecho a montante do ponto de coleta da represa; (b) vista aérea da mesma área, evidenciando a vegetação marginal, bancos de macrófitas e sua proximidade com áreas urbanas

Fonte: Acervo do autor.

As macrófitas aquáticas são reconhecidas por sua capacidade de retenção física de materiais particulados e sedimentos, sejam inorgânicos ou não (Pedralli; Texeira, 2003). A absorção de fósforo por macrófitas ocorre na maior parte dos casos de forma diferencial, sendo o fósforo preferencialmente absorvido em relação a outros nutrientes (Miao; Sklar, 1998). Este processo torna-se ainda mais pronunciado em ecossistemas que sofrem grandes aportes de fósforo, como, por exemplo, em áreas influenciadas por efluentes domésticos. Nesse caso, macrófitas emersas podem ter uma absorção ainda maior de fósforo quando comparados a ecossistemas naturais (Miao *et al.*, 2000).

Além disso, a vegetação ripária influencia fisicamente o fluxo de água, promovendo deposição de partículas em suspensão e o consequente acúmulo de poluentes metálicos, os quais geralmente se associam ao material particulado (Foster; Charlesworth, 1996). A perda de vegetação ripária e o uso inadequado do solo aumentam a vulnerabilidade dos corpos d'água à contaminação por escoamento superficial, elevando as cargas de nutrientes e sedimentos transportadas para os cursos d'água. A ausência de políticas de manejo sustentável da terra e de ações efetivas de controle do desmatamento contribuem para a deterioração da qualidade da água nas bacias hidrográficas (Tundisi, 2014).

Outro aspecto importante a ser considerado é o impacto das mudanças climáticas sobre a biogeoquímica fluvial. Mudanças nos padrões de precipitação e aumento da temperatura global afetam diretamente os processos biogeoquímicos, alterando os fluxos de nutrientes e a composição química das águas fluviais (Costa, 2024). A intensificação de eventos climáticos extremos, como secas e inundações, também contribui para a degradação da qualidade da água, exacerbando a poluição por nutrientes e sedimentos. Para Day *et al.* (2008), é imprescindível que as relações entre mudanças climáticas e ambientes fluviais sejam melhor compreendidas e

assim levadas em consideração para que se busquem alternativas de mitigação e adaptação, incluindo principalmente medidas que reduzam as cargas antrópicas de nutrientes.

Jones e Holmes (1996) apontam que a análise de parâmetros como nutrientes, pH, oxigênio dissolvido e turbidez permite a identificação de padrões biogeoquímicos que variam ao longo de uma bacia hidrográfica. Esses indicadores podem ser usados para segmentar uma bacia de drenagem em diferentes domínios, permitindo uma melhor compreensão das fontes de poluição e das barreiras naturais que mitigam os impactos antrópicos.

Além disso, os processos biogeoquímicos em rios são fundamentais para a saúde dos ecossistemas aquáticos, influenciando diretamente a biodiversidade e a produtividade dos sistemas. Allan e Castillo (2007) destacam que a ciclagem de nutrientes nos sistemas fluviais é complexa e depende de uma série de fatores, incluindo a interação entre o substrato do rio, a vegetação ripária e a atividade biológica nas margens e no leito do rio. Essa interação é fundamental para a regulação da qualidade da água e para a manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos rios.

Portanto, a biogeoquímica fluvial deve ser entendida como um processo dinâmico, em constante interação com o ambiente circundante e influenciado por múltiplos fatores. Estudos contínuos e uma gestão adequada dos recursos naturais são essenciais para garantir a saúde dos ecossistemas fluviais e a sustentabilidade das bacias hidrográficas.

Apesar do exposto, um outro fator crítico é a insuficiência de financiamento para pesquisas dedicadas à avaliação da qualidade da água em corpos hídricos e a escassez de dados e informações disponíveis nos portais de órgãos ambientais e a falta de acesso a dados provenientes de fontes privadas na internet. Como consequência, muitas áreas de grande relevância ambiental permanecem submonitoradas ou sequer são avaliadas de forma consistente, resultando em lacunas no conhecimento sobre o estado de conservação de diversos corpos hídricos no país (Rocha, 2020).

3.4 O papel dos reservatórios em cursos fluviais e o contexto histórico do rio Cumuruxatiba

Os reservatórios construídos ao longo de cursos fluviais desempenham papel estratégico no manejo dos recursos hídricos, sendo projetados com múltiplas finalidades, como geração de energia, controle de cheias, irrigação e abastecimento público. Contudo, seus efeitos ultrapassam os benefícios sociais e econômicos inicialmente previstos, resultando em alterações significativas na dinâmica natural dos rios. Essas estruturas modificam o regime hidrológico, a

qualidade ambiental das bacias hidrográficas e, especialmente, os processos biogeoquímicos, ao alterar os fluxos de sedimentos, nutrientes e metais, com repercussões diretas sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Tundisi, 2008; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2010).

Um dos impactos mais relevantes está relacionado à retenção de sedimentos e nutrientes, que, em condições naturais, seriam transportados para ambientes estuarinos e costeiros. Esse impacto é particularmente com relevância em regiões costeiras tropicais, onde os manguezais desempenham um papel ecológico fundamental na proteção costeira e como berçários de espécies aquáticas (Sanchez, 2008).

Além disso, processos como a estratificação térmica em grandes reservatórios criam camadas de água com diferentes características químicas e biológicas. Em regiões mais profundas, com baixa troca de oxigênio, ocorre a retenção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, favorecendo o processo de eutrofização que leva à proliferação excessiva de algas e cianobactérias que, ao se decompor, consomem o oxigênio disponível na água, além de deteriorar sua qualidade para o consumo e afeta diretamente a fauna aquática (Wetzel, 2001).

Elementos, como metais pesados, também podem se acumular em camadas mais profundas dos reservatórios, sendo liberados periodicamente com o aumento da turbulência ou mudanças sazonais, contaminando o sistema fluvial abaixo da barragem (Meybeck, 2003).

Essas consequências gerais observadas em diversos sistemas fluviais ajudam a compreender os impactos decorrentes da construção da represa na foz do rio Cumuruxatiba (Figura 4). Originalmente erguida como parte da infraestrutura de apoio à exploração da areia monazítica, atividade intensificada nas décadas de 1960 e 1970, mas com registros desde 1886 na região, a represa tinha como principal função fornecer água para o processo de lavagem e separação dos minerais pesados (Moraes; Seer, 2018). O encerramento gradual da mineração levou ao abandono de sua função industrial, transformando o reservatório em espaço de uso múltiplo, tanto pela comunidade local quanto por turistas, sobretudo para atividades recreativas (Figura 5).

Essa mudança de função, entretanto, não eliminou os impactos ambientais decorrentes de sua presença. Assim como em outros reservatórios brasileiros, a represa do Cumuruxatiba atua como barreira à continuidade dos fluxos de água e sedimentos, interferindo diretamente na dinâmica sedimentar e na qualidade da água (Jones; Holmes, 1996). Estudos em diferentes contextos nacionais corroboram esse efeito de retenção: na bacia do rio Uatumã (AM), controlada pela UHE Balbina, foi registrada uma redução média de 35 % na carga de sedimento suspenso a jusante, correspondendo a 690 toneladas por ano (Marinho; Silva, 2025). Em bacias

semiáridas cearenses, reservatórios de pequeno porte podem reter até 58 % do sedimento que chegaria ao reservatório seguinte, como observado no açude Pereira de Miranda (Lira, 2012).



Figura 4 - Vista aérea parcial do distrito de Cumuruxatiba, com destaque para a represa no rio Cumuruxatiba, à direita e abaixo, observa-se a praia em condições de maré baixa.
Fonte: Hespanha (2012).

No contexto dos impactos sedimentares, a retenção de nutrientes pela represa contribuiu para a degradação da qualidade da água no rio Cumuruxatiba. A eutrofização, exacerbada pela entrada de nutrientes provenientes pela falta de controle do uso do solo, promoveu a proliferação de algas e outros organismos que impactaram a biodiversidade local e a sustentabilidade do rio e suas áreas de entorno. O aumento da presença humana na área, especialmente para atividades recreativas no entorno da represa, também agrava os desafios de gestão ambiental. O crescimento populacional desordenado, ausência de um sistema adequado de saneamento e o acúmulo de resíduos sólidos nas margens do reservatório intensificam os impactos ambientais ao longo do tempo, comprometendo a integridade ecológica do sistema (Barbosa *et al.*, 2020).

Na Figura 5, é possível observar a expansão urbana no entorno da represa, a supressão vegetal nativa e o uso para fins recreativos, conforme registros fotográficos na década de 1980. Destaca-se, a revitalização realizada no ano de 2023, quando a área foi modernizada, passando a contar com bancos, parquinhos infantis, academia ao ar livre, três quiosques, iluminação em led, gramado, um deck e uma passarela no meio da represa e calçamento intertravado.

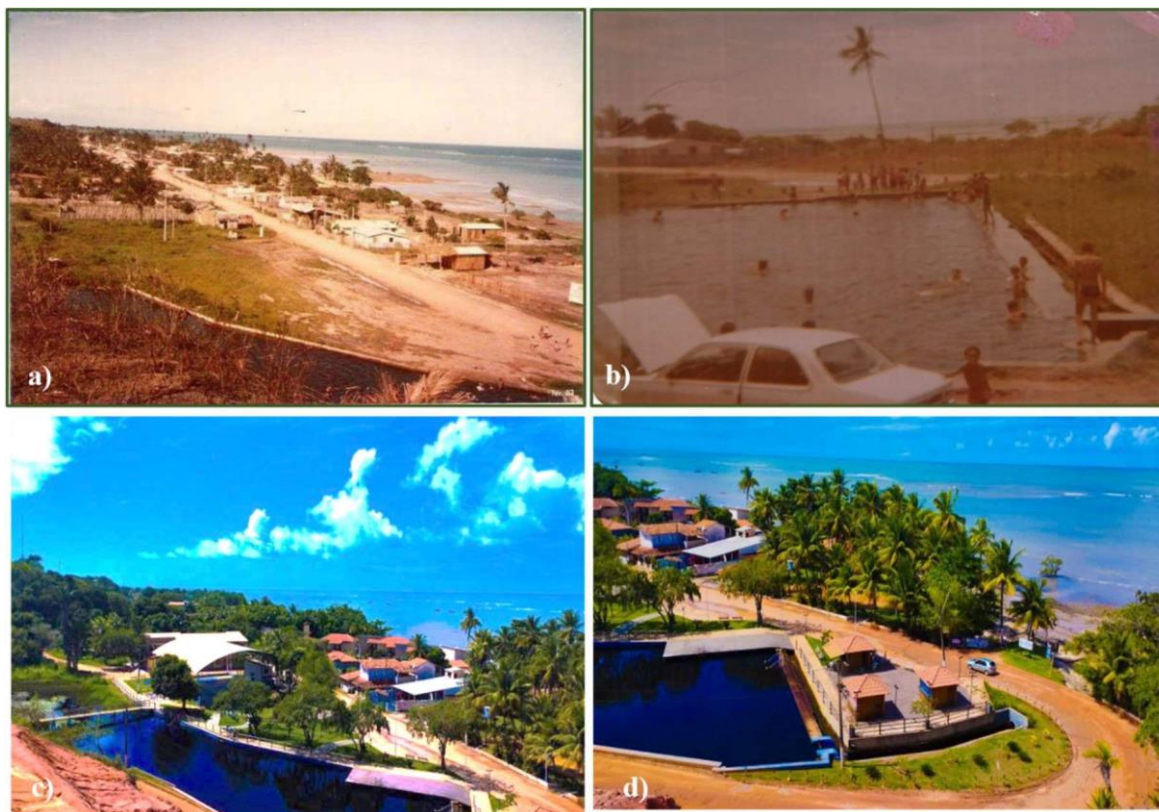


Figura 5 - Comparativo da área da represa entre a década de 1980 e o ano de 2023. Observa-se a expansão urbana, a supressão da vegetação nativa. A imagem da década de 1980 foi cedida por um morador local; a fotografia de 2023 refere-se ao período pós-revitalização que incorporou infraestrutura voltada ao lazer e à recreação

Fonte: Acervo da autora.

Diante desse quadro, torna-se evidente a necessidade de uma gestão sustentável da represa, alinhada às práticas de recuperação de ecossistemas degradados e de manejo integrado dos recursos hídricos. Entre as principais medidas destacam-se: a restauração de matas ciliares, a implementação de sistemas de saneamento, o monitoramento contínuo da qualidade da água e a adoção de estratégias de controle do uso e ocupação do solo. Além disso, o envolvimento da comunidade ribeirinha em práticas de conscientização e manejo sustentável constitui elemento essencial para a preservação dos ecossistemas aquáticos e para a sustentabilidade a longo prazo (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2006; Rocha *et al.*, 2012).

Por fim, a implementação de políticas públicas específicas para a recuperação ambiental de bacias represadas é imprescindível. Tais medidas, além de mitigar impactos como a eutrofização e a perda de biodiversidade, contribuem para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e para a proteção dos ambientes costeiros associados ao rio Cumuruxatiba, que apresentam relevância ecológica e socioeconômica estratégica.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Rio Cumuruxatiba e a delimitação da área de estudo

A área de estudo está situada no distrito de Cumuruxatiba, localizado ao Norte do município-sede, Prado, ambos inseridos na região Extremo Sul do Estado da Bahia. O distrito possui uma área territorial de 774,02 km² e uma população de 9.278 habitantes (IBGE, 2022). A área delimitada para o estudo encontra-se na região denominada Costa das Baleias. Durante os períodos de alta temporada (verão), a população local tende a aumentar consideravelmente em razão da procura por atividades de lazer nas praias (Corá, 2006).

O rio Cumuruxatiba possui 6,2 Km de extensão, atravessa uma região de Mata Atlântica e está localizado entre duas unidades de conservação: o Parque Nacional do Descobrimento (PND) e a Reserva Extrativista do Corumbau (Resex), Figura 2. O curso d'água é impactado por processos de expansão urbana e agrícola, sendo utilizado para múltiplos fins, incluindo o uso recreativo da represa.

Em termos gerais, as maiores vazões ocorrem nos meses de abril, junho e novembro. A Figura 6 apresenta os dados de média mensal de precipitação no ano de 2024 na estação 292550101A, Prado - Ribeira (Seia, 2024). O clima predominante na região é o tropical úmido ou superúmido, com temperatura média superior a 18°C no mês mais quente, os meses de janeiro e fevereiro são considerados os mais quentes do ano e registra-se temperatura de 24 a 25°C (Mello, 1973).

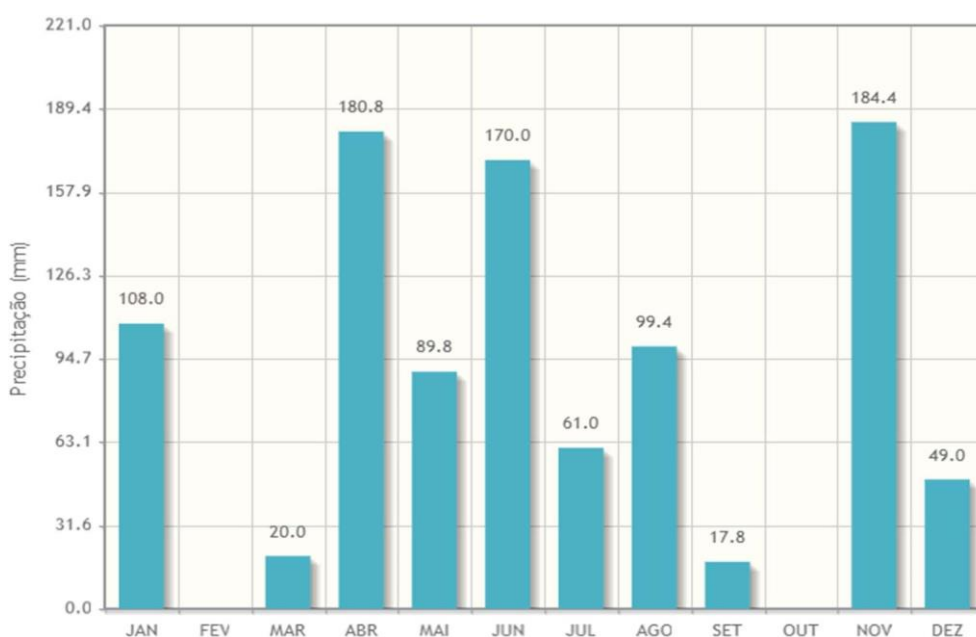


Figura 6 - Média mensal de precipitação no ano de 2024 Estação: 2.92550101A - Prado (Ribeira)
Fonte: Seia (2024).

Os tipos de uso e ocupação da terra ao longo da microbacia hidrográfica do rio Cumuruxatiba podem ser observados na Figura 7, que apresenta a distribuição espacial das principais categorias de cobertura do solo, como áreas urbanas, pastagens, plantios de eucalipto e diferentes estágios de regeneração florestal. A figura também indica os três pontos de amostragem selecionados para este estudo: P1 (Aldeia Pequii), P2 (Condomínio) e P3 (Represa).

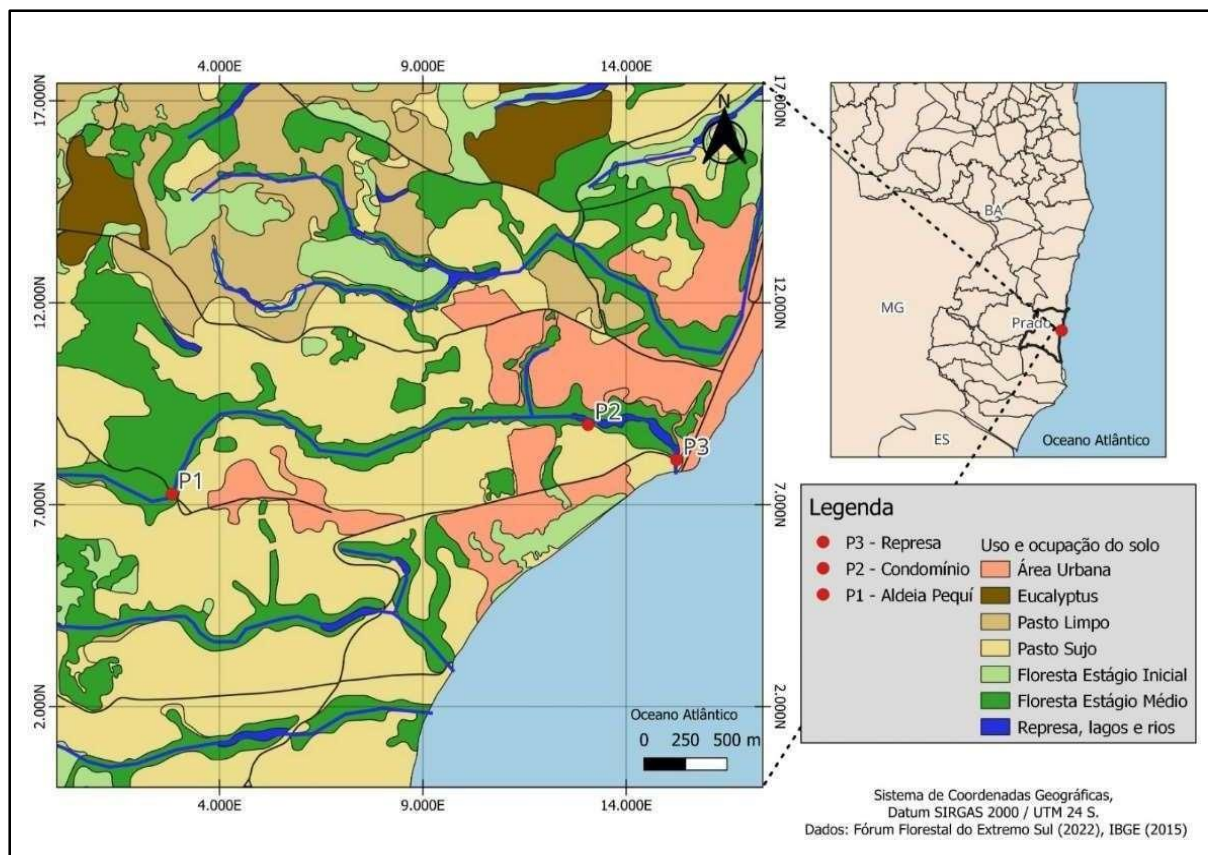


Figura 7 - Mapa de uso e ocupação do solo (2022), com destaque para a área do rio Cumuruxatiba e os pontos de amostragem deste estudo.

Fonte: Adaptada do Fórum Florestal do Extremo Sul (2022) e IBGE (2015).

A seleção dos pontos de amostragem foi baseada, de maneira que fosse possível realizar a caracterização química das águas fluviais, bem como identificar a influência da represa (P3) sobre a composição química ao longo do rio Cumuruxatiba. A seleção dos pontos de amostragem seguiu um critério de distribuição longitudinal, buscando contemplar desde áreas de cabeceira (área mais preservada) até a represa, localizada próximo à foz do rio (trecho com maior influência antrópica). As informações gerais sobre os pontos de coleta, incluindo suas coordenadas geográficas, estão apresentadas na Tabela 2 e a localização dos pontos de coleta está representada na Figura 8.

Tabela 2 - Caracterização e coordenadas dos pontos de coleta ao longo do rio Cumuruxatiba

Pontos	Localização	Coordenadas	Descrição
P1	Aldeia Pequi	S17°07'14.6" W039°12'57.6"	Localizada nas proximidades da cabeceira do rio Cumuruxatiba, no território da Aldeia Pequi.
P2	Condomínio	S17°07'01.0" W039°11'32.8"	Localizado aproximadamente 2,1km a jusante do ponto 1, o acesso se faz por uma propriedade particular (condomínio) na área urbana. Apresenta vazão reduzida com presença de macrófitas nas margens e uma pequena extensão de mata ciliar remanescente.
P3	Represa	S17°07'07.9" W039°11'14.8"	Localizada a aproximadamente 600 metros a jusante do ponto 2 e a 2,70km do ponto 1, o local apresenta residências em seu entorno e possui uma estrutura de <i>deck</i> , quiosques com área de lazer. Devido à construção da barragem, não há ocorrência de intrusão salina. A zona de mistura ocorre a jusante da barragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

O primeiro ponto (P1) foi posicionado em uma área próxima à nascente do rio, localizada na área rural nos limites da **aldeia Pequi**. Embora o acesso direto às nascentes não tenha sido viável devido à presença de propriedades privadas e à ausência de vias de acesso, esse ponto foi escolhido por sua proximidade à zona de cabeceira e por apresentar baixa interferência antrópica visível.

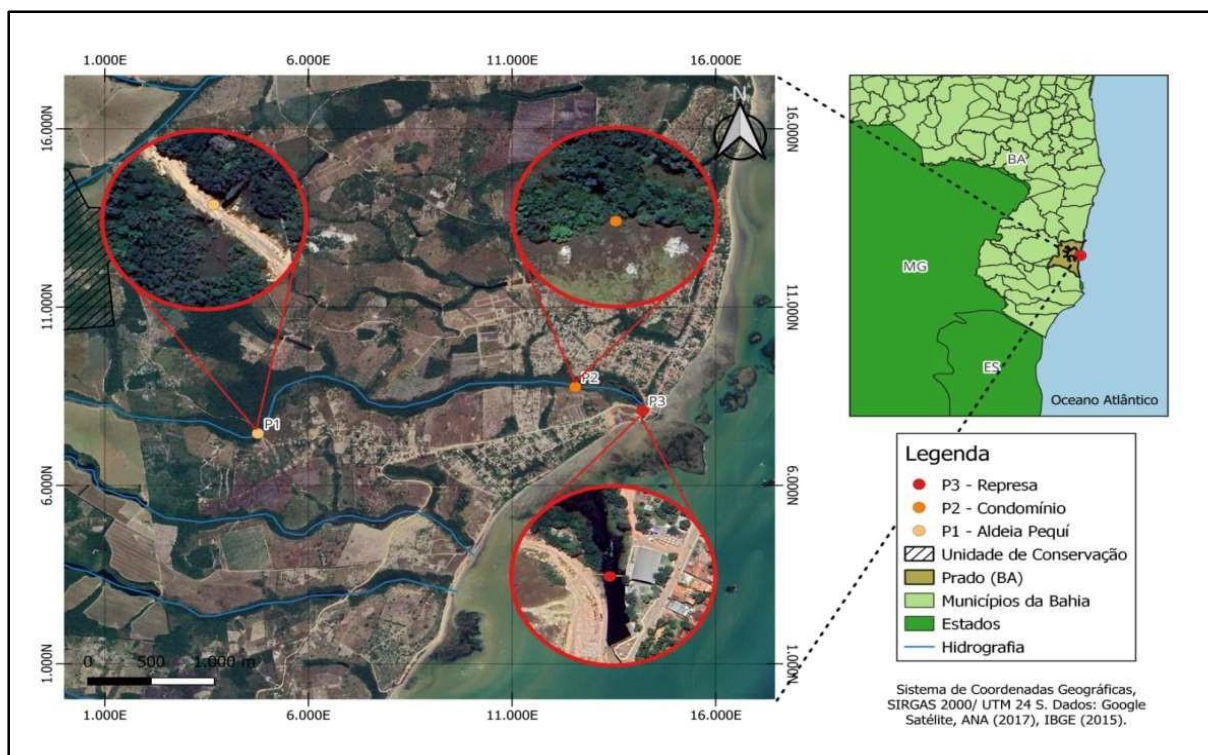


Figura 8 - Localização da área de estudo e dos três pontos de coleta no rio Cumuruxatiba: P1 - Aldeia Pequi, P2 - condomínio e P3 – represa.

Fonte: Google satélite, Ana (2017) e IBGE (2015).

No tocante ao segundo ponto (P2) está localizado na área urbana da vila de Cumuruxatiba, onde o acesso ao leito do rio foi dificultado não apenas por cercas e ocupações particulares, mas também pela presença de trechos de mata fechada. A amostragem foi realizada em uma área dentro de um **condomínio**, mediante autorização.

Por fim, o terceiro ponto (P3) corresponde a uma **represa** (próximo à foz do rio Cumuruxatiba) de uso recreativo, também situada em área urbana. Este ponto foi selecionado por estar inserido em um ambiente com evidente influência humana. A escolha deste ponto justifica-se pela relevância estratégica para avaliar o efeito da represa sobre a qualidade da água, uma vez que houve uma mudança drástica na fisionomia do rio com a construção do reservatório tendo possibilidade de ocorrências de alterações significativas na qualidade da água devido ao seu uso.

4.2 Procedimentos de amostragem e experimentais

A seleção dos pontos de amostragem, bem como a escolha das técnicas de coleta e preservação das amostras, é primordial para garantir a confiabilidade e a representatividade dos dados obtidos. Foram realizadas seis campanhas de amostragem ao longo dos anos de 2024 e 2025. Embora a sazonalidade na região não seja fortemente marcada, optou-se por realizar as coletas entre abril de 2024 e fevereiro de 2025, considerando que variações sazonais podem influenciar as concentrações das variáveis físico-químicas nos corpos hídricos (Silva *et al.*, 2008). As coletas seguiram as orientações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Cetesb, 2023). Nos pontos mais rasos (P2), utilizou-se coletor com braço retrátil, enquanto nos pontos mais profundos (P1 e P3) empregou-se a garrafa de Van Dorn, sempre na porção central do canal fluvial (Figura 9).



Figura 9 - a) Ponto 1 - campanha de junho/2024, coleta utilizando garrafa de Van Dorn; b) Ponto 2 - campanha de abril/2024, coleta utilizando coletor com braço retrátil; c) Ponto 3 - campanha de abril/2024, coleta utilizando garrafa de Van Dorn. **Fonte:** Acervo da autora.

Em campo, foram medidos pH, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido (OD) com sonda multiparâmetro modelo HL9829 (Hanna Instruments), previamente calibrada no laboratório da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB).

Foi realizada uma parceria com o laboratório de controle de qualidade da Embasa (Empresa Baiana de Águas e Saneamento) que realizou as análises referentes aos parâmetros: N, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , sólidos totais dissolvidos, sólidos suspensos, clorofila *a* e *Escherichia Coli* (Tabela 3).

Tabela 3 - Parâmetros analisados em laboratório pela Embasa e métodos de ensaio

Parâmetros	Unidade de medida	Método de ensaio
Condutividade elétrica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Condutométrico
Clorofila <i>a</i>	$\mu\text{g}/\text{L}$	Espectrofotométrico
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	Substrato cromogênico
Fósforo total	mg/L P	Espectrofotométrico
Nitrato	mg/L N	Espectrofotométrico
Nitrogênio total	mg/L N	Espectrofotométrico
Nitrogênio amoniacal	mg/L N	Espectrofotométrico
Sólidos totais dissolvidos	mg/L	Espectrofotométrico
Sólidos suspensos totais	mg/L	Gravimétrico

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

As concentrações iônicas presentes nas amostras foram determinadas no Laboratório de Biogeoquímica da Universidade Federal Fluminense (UFF).

Para as análises laboratoriais, os amostradores foram previamente ambientados com a própria água a ser coletada, transferindo-se o conteúdo para frascos de vidro âmbar de 1 L, destinados às determinações de N, NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , sólidos totais dissolvidos, sólidos suspensos e clorofila *a*. Os frascos foram higienizados em laboratório com solução de Detertec 2% (v/v), solução de HCl 2% (v/v) e enxaguados com água destilada. Durante a coleta, utilizou-se álcool 70% para assepsia das mãos, assegurando manipulação estéril. As amostras foram mantidas em caixa refrigerada até o envio ao Laboratório de Controle de Qualidade da Embasa, as análises seguiram protocolos normativos internacionalmente reconhecidos (*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA, 2017).

Os parâmetros selecionados e suas metodologias foram escolhidos por serem amplamente aplicados em estudos de qualidade da água e biogeoquímica fluvial, permitindo a avaliação integrada de aspectos físico-químicos, microbiológicos e ecológicos.

Os **Sólidos Suspensos Totais** (SST) foram determinados pelo método gravimétrico, conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW 2540 D; APHA, 2017). As amostras (200 mL), previamente homogeneizadas, foram filtradas em cadinhos com filtros de fibra de vidro sob sistema de vácuo. Após sucessivas lavagens com água deionizada, os filtros foram secos em estufa (103–105 °C), resfriados em dessecador e pesados para obtenção da massa final.

As análises de **Sólidos Totais Dissolvidos** (STD) utilizou-se a técnica condutométrica, empregando o condutivímetro modelo ORION1156.9.2, e a condutividade elétrica (CE) utilizou-se método eletrométrico, fazendo-se uso de medidor de condutividade de bancada, condutivímetro, da marca THERMO ORION115, modelo115A, seguindo os métodos 2.540 C e 2.510 B do SMEWW (APHA, 2017).

Para análise de **Fósforo** foi utilizado o método colorimétrico Merck nº 114.543 (Spectroquant Phosphate Cell Test) - a metodologia para a análise de fósforo, com base no método colorimétrico Merck nº 114.543 (Spectroquant Phosphate Cell Test), envolve duas etapas principais: (1) conversão de todas as formas de fósforo em ortofosfato dissolvido e (2) determinação colorimétrica desse ortofosfato. O procedimento é realizado por meio da digestão das amostras para análise de fósforo total e subsequente medição por espectrofotometria. Os resultados foram expressos em mg L⁻¹ de PO₄-P. Metodologia baseada em Merck (2021).

As concentrações de **Nitrato** foram determinadas pelo método fotométrico Merck 1.14556.0001 (método nº 72 – resorcinol), no qual a reação colorimétrica ocorre após preparo da amostra com reagente NO₃-1K e repouso por 30 minutos. A leitura dos resultados foi feita através do espectrofotômetro, com os resultados sendo exibidos diretamente. O método segue as orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Seção 4500A) e do método Merck nº 72 (resorcinol), com a execução da análise feita utilizando o kit Merck 1.14556.0001 e leituras realizadas no espectrofotômetro Prove100 (APHA, 2017).

A análise de **Nitrogênio Amoniacal** foi determinada pelo método eletrométrico, utilizando eletrodo íon seletivo de amônia (ISE). O procedimento consistiu na conversão de NH₄⁺ em NH₃(aq) pela elevação do pH (≥11), as medições potenciométricas foram realizadas com um medidor de pH equipado com uma escala expandida de milivolts (mV). O método segue as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (4500-NH₃ D; APHA, 2017).

O **Nitrogênio Total** foi quantificado pelo método fotométrico, baseado na digestão oxidativa dos compostos nitrogenados seguida da reação do nitrato com 2,6-dimetilfenol (DMP), formando 4-nitro-2,6-dimetilfenol. As leituras foram realizadas no espectrofotômetro

Prove100, com uso do kit Merck 1.00613.0001. A metodologia segue o *Standard Methods* (Seção 4500-N; APHA, 2017) e o método Merck nº 153/108 (Koroleff).

A análise microbiológica foi realizada para *Escherichia coli*, por meio da técnica de substrato enzimático cromogênico (Collilert) associado ao sistema Quanti-Tray/2000. Após diluição da amostra (10^{-1}) e adição do substrato, as cartelas foram incubadas por 24 h a $35 \pm 0,5$ °C. As cavidades fluorescentes sob luz UV indicaram a presença de *E. coli*, com resultados expressos em NMP (Número Mais Provável). Metodologia conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23ª edição, capítulo 9223 (APHA, 2017), visando avaliar a contaminação fecal.

A concentração de clorofila *a*, indicador da biomassa fitoplanctônica, foi determinada pelo método espectrofotométrico, após filtração da amostra em filtros com carbonato de magnésio (MgCO_3) e extração do pigmento com acetona 90%. O extrato foi centrifugado (3.000 rpm, 20 min) e a leitura realizada em espectrofotômetro digital (Nova, modelo 1.800UV), com largura de banda espectral ≤ 2 μm , resolução de 1 nm e sensibilidade com absorvância $\leq 0,001$. Metodologia conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, método 10.200 H (APHA, 2017).

A escolha desses parâmetros e métodos se justifica por sua ampla utilização em estudos de qualidade da água e biogeoquímica fluvial, permitindo avaliar tanto aspectos físico-químicos quanto microbiológicos e ecológicos, em conformidade com protocolos reconhecidos internacionalmente.

Os dados coletados foram analisados estatisticamente por meio de estatística descritiva, obtendo-se valores de média, desvio-padrão, mediana, máximos e mínimos, com o auxílio do software Microsoft Excel 2007. Para se avaliar a influência de fatores ambientais sobre as variáveis hidroquímicas, foi aplicada a correlação de *Spearman*.

Com o objetivo de compreender os principais fatores controladores da hidroquímica na área de estudo, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). Além disso, para possibilitar a identificação hierárquica desses fatores ao longo do curso do rio, foi empregada a Análise de Agrupamento Hierárquico (*Hierarchical Cluster Analysis* - HCA), utilizando a técnica de ligação completa (complete linkage method ou farthest neighbor). Essa análise considerou as variáveis hidroquímicas medidas em cada ponto de amostragem ao longo do estudo, sendo processada no software NCSS 2024 Data Analysis. Os resultados foram representados graficamente na forma de um dendrograma.

Para investigar a relação entre a hidrogeoquímica fluvial e o uso e cobertura da terra, foi realizada uma análise de agrupamento entre os pontos de amostragem com base nas médias das concentrações dos parâmetros analisados.

Por fim, visando o diagnóstico ambiental da microbacia, foi realizada a classificação da qualidade da água em cada ponto de amostragem, por meio do cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA). Para isso, os dados foram normalizados conforme as curvas do IQA da Cetesb (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Aplicaram-se os pesos padrão de importância de cada variável, e os cálculos do IQA foram realizados no *software Qualigraf*.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 4 apresenta a estatística descritiva (média, desvio padrão, valores máximos e mínimos) das variáveis físico-químicas medidas no decorrer da pesquisa. Esses dados fornecem uma visão geral das características da qualidade da água em termos de parâmetros como pH, condutividade elétrica (COND), temperatura (TEMP), oxigênio dissolvido (OD), sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais dissolvidos (STD), nitrogênio amoniacal (N amoniacal), nitrato, nitrogênio total (N total), fósforo total (P total), clorofila *a* e presença de *Escherichia coli* (*E. coli*). A análise desses parâmetros é essencial para compreender as condições hidrogeoquímicas e sua variação espacial nos diferentes pontos de coleta.

Tabela 4 - Média, desvio padrão, valores máximo e mínimo dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água analisados

Pontos de amostragens	pH	COND (µS/cm)	TEMP (°C)	OD (mg/L)	SST (mg/L)	STD (mg/L)	NH ₃ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	N total (mg/L)	P total (mg/L)	Chl <i>a</i> (µg/L)	<i>E.coli</i> (NMP/100 mL)
Média	5,27	68,80	23,00	7,06	13,17	42,57	0,04	0,43	10,00	0,05	10,68	7,80
Mediana	5,27	67,70	23,19	6,40	13,00	43,34	0,01	0,40	10,00	0,05	10,68	7,80
P1 DP	0,42	6,10	1,26	1,55	1,13	1,79	0,04	0,08	0,00	0,00	0,00	9,62
Máximo	5,81	79,40	24,80	9,08	14,50	43,70	0,11	0,60	10,00	0,05	10,68	14,60
Mínimo	4,79	62,80	21,21	5,62	12,00	39,05	0,01	0,40	10,00	0,05	10,68	1,00
Média	5,23	77,75	24,00	5,28	15,58	46,64	0,03	0,40	10,00	0,0	10,68	27,45
Mediana	5,22	72,10	23,89	5,25	14,75	45,61	0,01	0,40	10,00	0,05	10,68	27,45
P2 DP	0,38	22,15	1,33	1,02	3,09	5,95	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	31,47
Máximo	5,81	120,0	25,62	6,77	20,00	54,90	0,07	0,40	10,00	0,05	10,68	49,70
Mínimo	4,67	54,50	22,00	4,00	12,00	40,60	0,01	0,40	10,00	0,05	10,68	5,20
Média	5,66	77,03	26,06	4,65	13,75	44,62	0,03	0,40	10,00	0,05	10,68	20,45
Mediana	5,53	75,45	26,09	4,82	13,00	45,37	0,01	0,40	10,00	0,05	10,68	20,45
P3 DP	0,37	13,37	1,79	0,99	1,81	3,62	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	6,29
Máximo	6,34	101,20	27,96	6,03	16,50	47,94	0,06	0,40	10,00	0,05	10,68	24,90
Mínimo	5,35	62,70	23,83	3,50	12,00	39,75	0,01	0,40	10,00	0,05	10,68	16,00

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Nota: as análises não foram feitas em replicatas. DP = Desvio padrão / COND = Condutividade / TEMP = Temperatura da água / OD = Oxigênio dissolvido / SST = Sólidos Suspensos Totais/ STD = Sólidos Totais Dissolvidos / NH₃ = Nitrogênio Amoniacal / NO₃ = Nitrato / N total = Nitrogênio total/ P total = Fósforo total/ Chl *a* = Clorofila *a*.

Os parâmetros físico-químicos e biológicos avaliados para os pontos de coleta nas campanhas realizadas serão apresentadas nos gráficos a seguir (Figuras 10 a 28).

O pH constitui uma das variáveis fundamentais utilizadas para o enquadramento dos corpos hídricos de água doce nas Classes 1, 2, 3 e 4, conforme estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005, os valores admissíveis de pH devem variar entre 6,0 e 9,0.

Durante as campanhas de monitoramento realizadas, os valores de pH variaram entre 6,34 (P3, no mês de abril de 2024) e 4,67 (P2, em dezembro de 2024), conforme Figura 10. A Figura 11 *boxplot* apresenta a variação dos valores de pH entre os três pontos de amostragem. Dentre eles, o ponto P3 apresentou a média mais elevada (5,66), seguido pelos pontos P1 (5,27) e P2 (5,22). Embora as médias obtidas nos pontos P1 e P2 sejam próximas, é possível que uma combinação de fatores naturais (solos derivados de rochas ácidas, matéria orgânica em decomposição e regime de chuvas) esteja contribuindo para a manutenção dos valores ácidos observados, os quais podem afetar diretamente a biodiversidade aquática (Wetzel, 2001).

No ponto P1, localizado em área mais preservada, a acidificação da água pode ser explicada pela elevada cobertura vegetal, já que a decomposição da matéria orgânica contribui para a liberação de ácidos húmicos e fúlvicos, resultando em uma diminuição do pH (Esteves, 2011). Bueno (2005) e Souza (2006) verificaram em áreas de vegetação nativa, respectivamente, valores de pH que variaram entre 5,7-6,3 e 4,8-5,3. Esses valores foram relacionados pelos autores com a presença de matéria orgânica, a qual proporcionou condições mais ácidas ao ambiente aquático. Por outro lado, no P2, situado em área urbana adjacente a um condomínio, a acidificação da água pode estar associada ao escoamento superficial urbano, que carrega elevada carga de matéria orgânica. Esse processo favorece a produção de dióxido de carbono e a formação de ácido carbônico em meio aquoso, reduzindo o pH da água (Marotta, Santos, Enrich- Prast, 2008).

Durante a primeira campanha, realizada em abril de 2024, todos os pontos apresentaram valores de pH superiores aos registrados nas campanhas subsequentes, com exceção do P1 na campanha de outubro. Essa elevação observada na primeira campanha pode estar associada ao maior volume fluvial observado nesse período (abril/2024), em comparação aos meses seguintes. Estudos realizados por Buzelli e Cunha-Santino (2013) no reservatório de Barra Bonita-SP relacionou períodos de estiagem com períodos de chuvas, observando que, durante o período chuvoso, o aumento da fotossíntese pode elevar os valores de pH, uma vez que a remoção de CO₂ da água torna o meio mais alcalino (Wetzel, 2001).

O P3 (represa), na primeira campanha, apresentou resultado que se encontra dentro da faixa estabelecida, tanto para os padrões da Resolução Conama 357/2005 quanto para os critérios de proteção de vida aquática, os demais resultados mantendo-se fora com valores abaixo do padrão Conama. O P3 caracterizado pela ausência de cobertura vegetal apresentou valores de pH ligeiramente mais elevados. Embora a ausência de vegetação contribua para o aumento da temperatura superficial e a perda de proteção do solo, a presença de um banco de macrófitas a montante pode influenciar positivamente o pH local. As macrófitas, ao realizarem

fotossíntese, consomem íons hidrogênio, promovendo o aumento da alcalinidade da água (Wetzel, 2001; Thomas; Bini, 2003). Essa atividade fotossintética contribui para a oxigenação do ambiente e a remoção de CO_2 dissolvido, o que desloca o equilíbrio ácido-base para valores mais alcalinos.

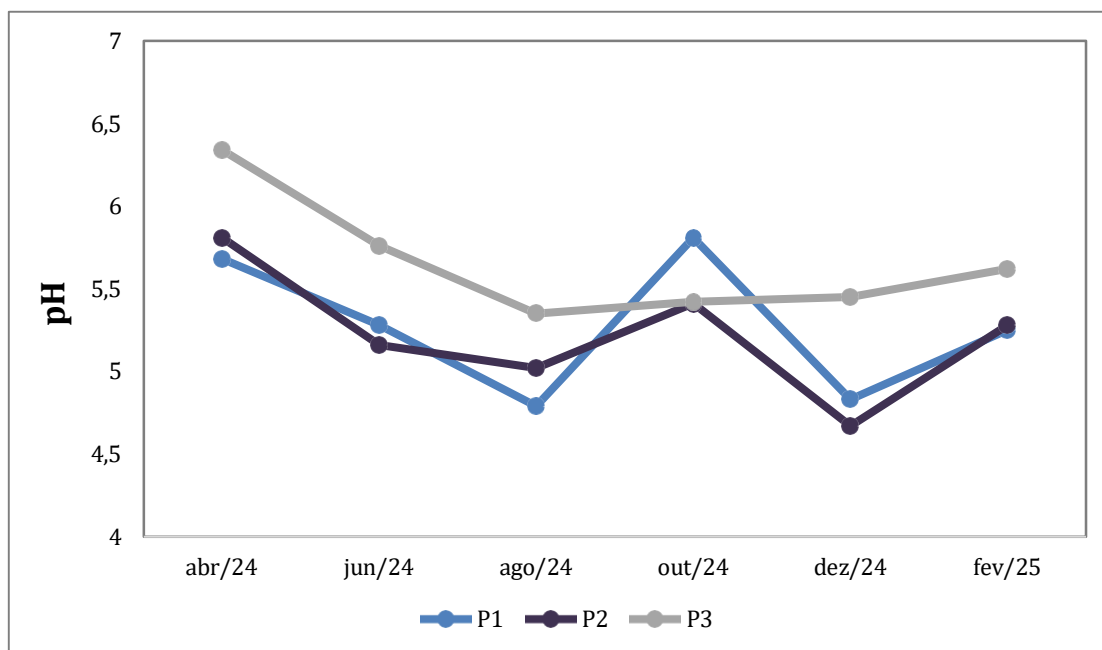


Figura 10 - Comparativo dos resultados do potencial hidrogeniônico (pH) nas campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

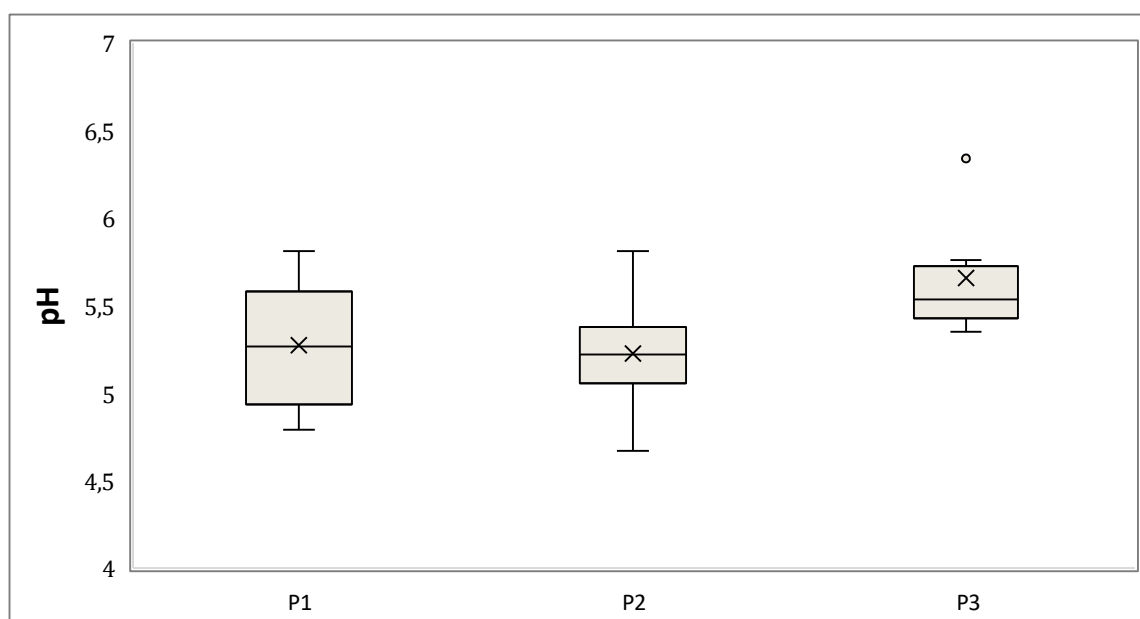


Figura 11 - Gráfico do tipo *boxplot* dos valores de pH dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

As variações de pH observadas ao longo do estudo influenciam diretamente a composição da fauna e da flora aquáticas, uma vez que ambientes mais próximos da neutralidade tendem a ser ecologicamente mais estáveis e favoráveis à diversidade biológica (Cetesb, 2009). De modo geral, os resultados obtidos apontam para a predominância de pH ácido nos pontos de amostragem. As águas fluviais dos pontos de amostragem são caracterizadas com uma tonalidade marrom amarelada, característica de ambientes com alto conteúdo orgânico. Essa característica também foi descrita por Sarmento-Soares e Martins-Pinheiro (2010), em estudos realizados na microbacia do rio Cumuruxatiba, onde as águas, frequentemente escuras e de escoamento lento, apresentam acidez acentuada devido à alta concentração de matéria orgânica em decomposição. Ainda segundo Neto (2009), essas águas são geralmente pobres em carbonatos e apresentam baixa capacidade de tamponamento, o que pode intensificar a acidez natural dos corpos hídricos.

A temperatura média da água variou entre 23,24°C a 26,06°C durante as campanhas (Figura 12). A maior temperatura ocorreu no P3 e a menor temperatura no ponto próximo a nascente (P1) com respectivos valores 27,96°C e 21,21°C (Figura 13). Nos cursos d'água, ocorrem variações de temperatura, que são sazonais e seguem a mudança do clima durante o ano, e a temperatura média foi de 24,4°C. Essa variação foi constatada também no estudo de Muniz *et al.* (2013), o que justifica a mudança de temperatura nos meses de agosto/2024 para os meses de outubro, dezembro/2024 e fevereiro/2025, portanto, é importante destacar que a sazonalidade é evidente nos dados de temperatura (Branco, 1986).

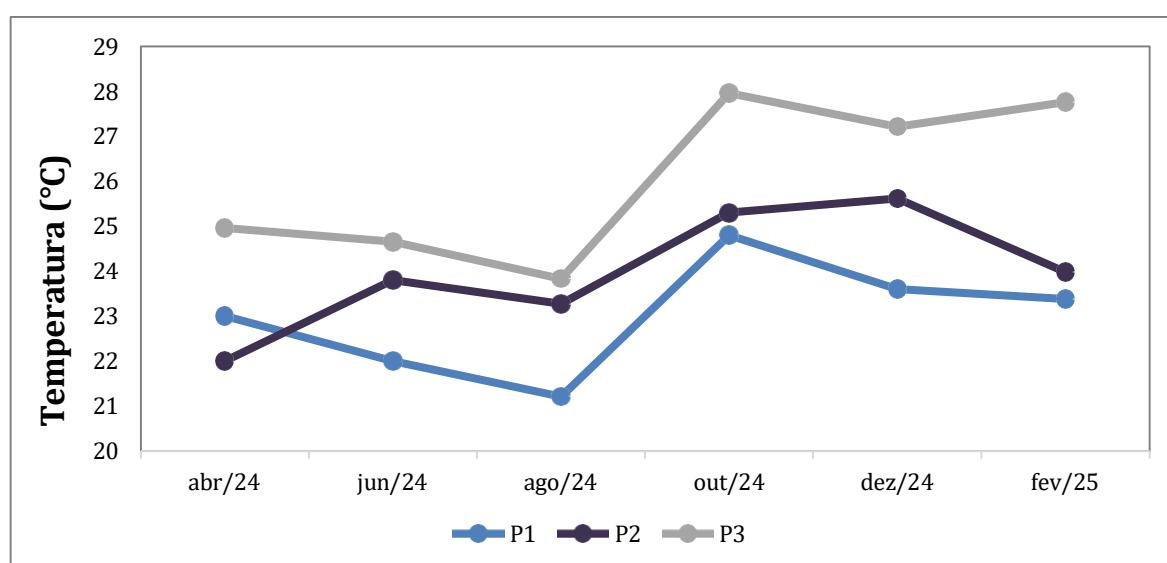


Figura 12 - Comparativo dos resultados de temperatura nas campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

No P3, foram observados os maiores valores da temperatura da água, ponto situado na represa, área que possui alguns fatores que, possivelmente, contribuem para a elevação da temperatura da água, um desses fatores é a ausência da cobertura vegetal em suas margens. De acordo com Santos *et al.* (2017), a localização desse ponto propicia a elevação da incidência de raios solares no corpo hídrico e provoca um desajuste na temperatura da água. Johnson e Jones (2000) citam alguns estudos em microbacias experimentais no Leste dos Estados Unidos, onde a remoção da copa de floresta adjacente aos cursos d'água aumentou a incidência de radiação solar na superfície da água e, conseqüentemente, houve aumento de temperatura.

Em comparação aos demais pontos de coleta, o P1, localizado próximo à nascente, apresentou os menores valores de temperatura, o que pode ser justificado pela presença de mata ciliar. Essa vegetação atua como barreira natural à radiação solar, reduzindo a incidência direta de luz sobre o corpo hídrico e contribuindo para a manutenção de temperaturas mais amenas. Rodrigues e Leitão Filho (2000) destacam a importância da vegetação ripária na regulação térmica dos cursos d'água por meio do sombreamento proporcionado pela cobertura vegetal.

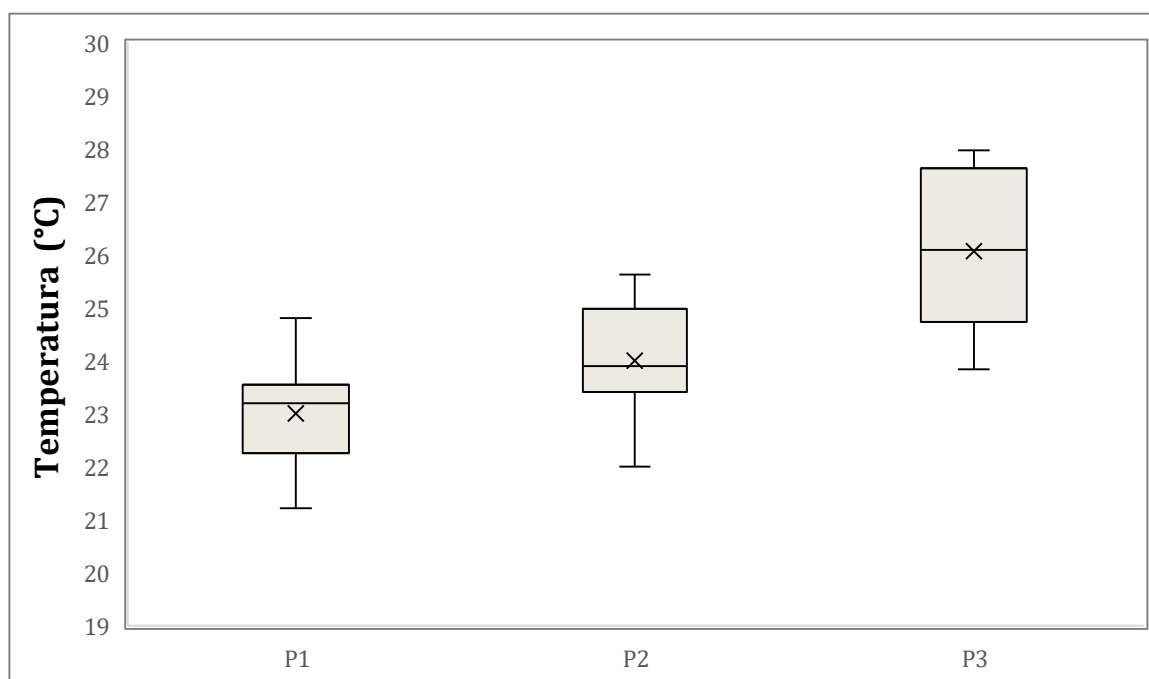


Figura 13 - Tipo *boxplot* dos valores de temperatura (°C) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n=18.

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Segundo estudo realizado por Branco (1986), a faixa de temperatura usual nas águas superficiais é de 4 a 30°C, caso ocorra aumento dessa temperatura, o que foi evidenciado nos meses de outubro/2024, dezembro/2024 e fevereiro/2025, aconteceu na campanha de outubro

e novembro em todos os pontos de amostragem, alguns efeitos podem ser causados, sendo eles: redução da solubilidade dos gases na água, entre eles o oxigênio, o CO₂ e a amônia; aumento da velocidade das reações bioquímicas, aeróbias e anaeróbias, de degradação da matéria orgânica, aumento da taxa de crescimento dos organismos aquáticos (Branco, 1986).

O Gráfico da Figura 14 apresenta a variação dos valores de oxigênio dissolvido (OD) nos pontos de amostragem ao longo do rio Cumuruxatiba. Observa-se que os menores valores de OD foram registrados nos P2 (condomínio) e P3 (represa), com concentrações de 4,0 mg/L e 3,5 mg/L, respectivamente. Esses valores estão abaixo do mínimo registrado no P1 (Aldeia Pequi - área próxima à nascente), que apresentou 5,62 mg/L.

O P2 (condomínio), influenciado por áreas de pastagens e adensamento populacional, apresentou média de OD igual a 5,28 mg/L. O P3 (represa), também influenciado por adensamento populacional e ausência de cobertura vegetal significativa, apresentou média de 4,65 mg/L. De acordo com os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº357/2005, esse valor enquadra-se nos limites para águas de Classe 3 ($OD \geq 4$ mg/L), indicando condições de qualidade regular. Por sua vez, o P1, localizado próximo à nascente e em área com remanescentes florestais, apresentou a maior média de OD, com valor de 7,06 mg/L, compatível com águas de Classe 1 ($OD \geq 6,0$ mg/L), o que reflete menor interferência antrópica e melhor oxigenação (Figura 15).

Estudos realizados por Barroso (2011) na bacia do rio Guamá demonstraram uma correlação significativa entre o uso do solo e os níveis de oxigênio dissolvido, com destaque para uma correlação negativa com áreas de pastagem ($r_s = -0,885$; $\rho = 0,000$), solo exposto ($r_s = -0,533$; $\rho = 0,000$) e várzeas ($r_s = -0,505$; $\rho = 0,000$). Por outro lado, observou-se correlação positiva com áreas florestadas ($r_s = 0,724$; $\rho = 0,000$). Os resultados obtidos neste estudo são consistentes com os achados de Barroso, uma vez que o trecho do rio Cumuruxatiba correspondente ao P1, caracterizado por presença de vegetação nativa, apresentou os maiores valores de OD. Em contraste, os P2 e P3, localizados em áreas com maior impacto antrópico e menor cobertura vegetal, apresentaram valores reduzidos.

Além do uso e cobertura do solo, outros fatores podem contribuir para a redução dos níveis de oxigênio dissolvido na água, como a elevação da temperatura, dado que existe uma relação inversa entre temperatura e solubilidade do oxigênio (quanto maior a temperatura, menor a concentração de OD). Essa relação pode ser observada nos dados deste estudo: no P3, durante o mês de outubro de 2024, registrou-se uma temperatura de 27,96°C e OD de 3,92 mg/L, enquanto no P1, em agosto de 2024, a temperatura foi de 21,21°C, com OD de 8,33 mg/L. Além disso, processos biológicos, como a respiração de organismos aquáticos, e reações

químicas, como a oxidação de contaminantes, também podem reduzir os níveis de OD, como discutido por Esteves (1998).

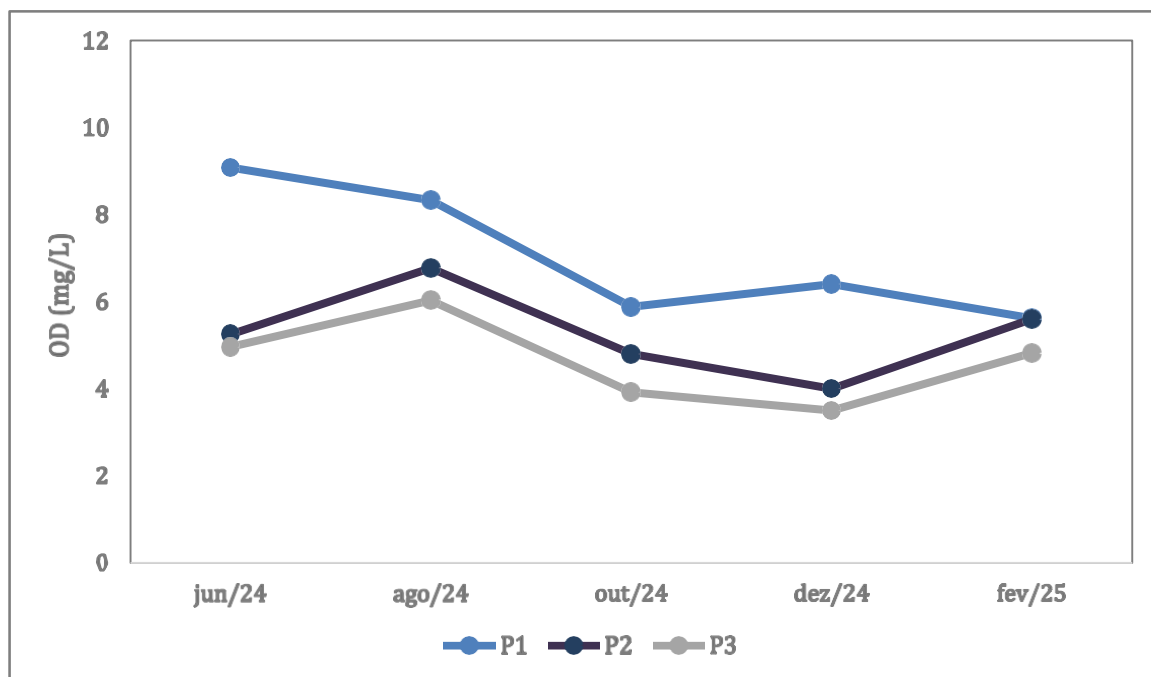


Figura 14 - Comparativo dos resultados de oxigênio dissolvido (OD) nas campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

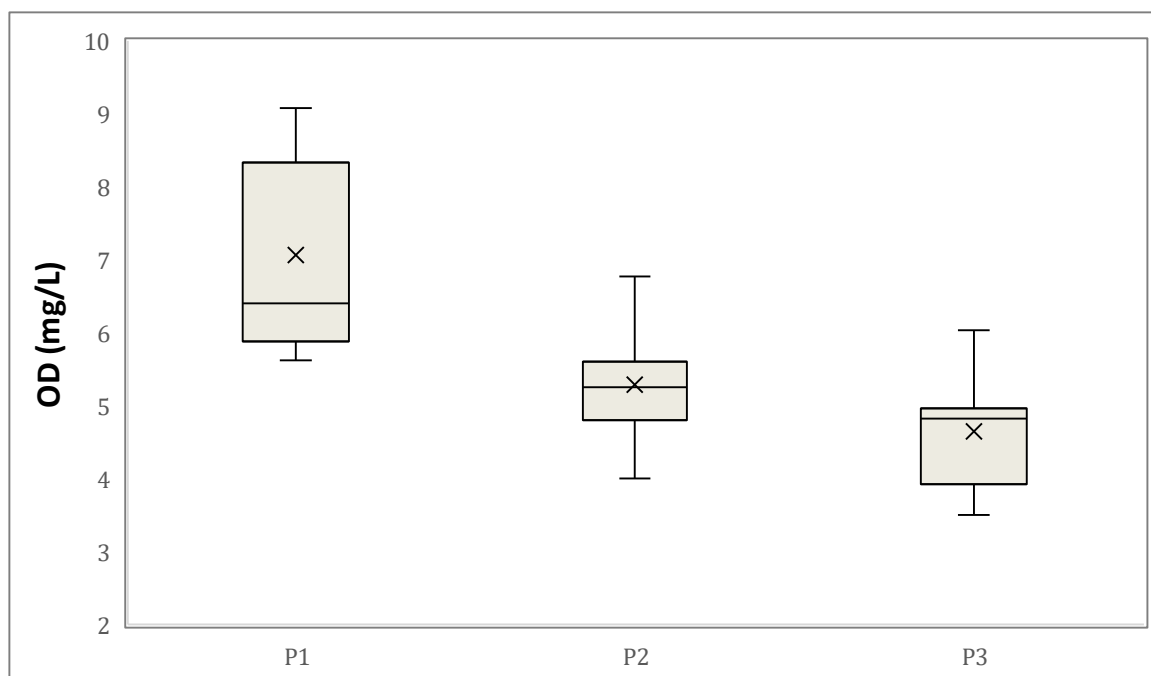


Figura 15 - Tipo *boxplot* dos valores de oxigênio dissolvido (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Conforme demonstrado na Figura 17, os maiores valores médios de condutividade elétrica (CE) foram observados no Ponto do Condomínio (77,75 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e no Ponto da Represa (77,03 $\mu\text{S}/\text{cm}$). No caso específico do ponto da represa, apesar da proximidade com a foz, em condições naturais seria esperada uma elevação da condutividade elétrica em função da influência da intrusão salina. No entanto, a presença do reservatório próximo à foz atua como uma barreira física, impedindo o avanço das águas salobras e mantendo valores característicos de água doce.

O menor valor médio foi registrado no Ponto da Aldeia Pequii - próximo à nascente (P1), com 68,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Destaca-se que, durante a primeira campanha de amostragem (abril/2024), os valores de condutividade elétrica (CE) nos P2 e P3 atingiram, respectivamente, 120,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 101,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De acordo com a Cetesb (2009), concentrações superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ podem indicar impacto antrópico no ambiente, além de sugerirem características corrosivas da água. Esse aumento nos valores pode estar associado ao fato de que, no mês de abril, foi observada maior vazão hídrica, favorecendo a entrada de nutrientes oriundos do solo. Essa dinâmica é especialmente relevante nos P2 e P3, onde há menor cobertura vegetal e maior adensamento populacional. Nessas condições, os nutrientes presentes tanto na forma dissolvida quanto particulada tendem a ser transportados por meio do escoamento superficial. Ademais, não se descarta a possibilidade de lançamentos pontuais de esgoto doméstico nesses trechos.

Nas campanhas subsequentes, realizadas entre junho/2024 a fevereiro/2025, os valores de CE apresentaram redução e mantiveram-se relativamente estáveis ao longo do período, permanecendo abaixo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em todos os pontos de amostragem, conforme ilustrado na Figura 16. De acordo com Von Sperling (2007), águas naturais geralmente apresentam valores de CE na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que corrobora com os resultados observados na maior parte das amostragens deste estudo.

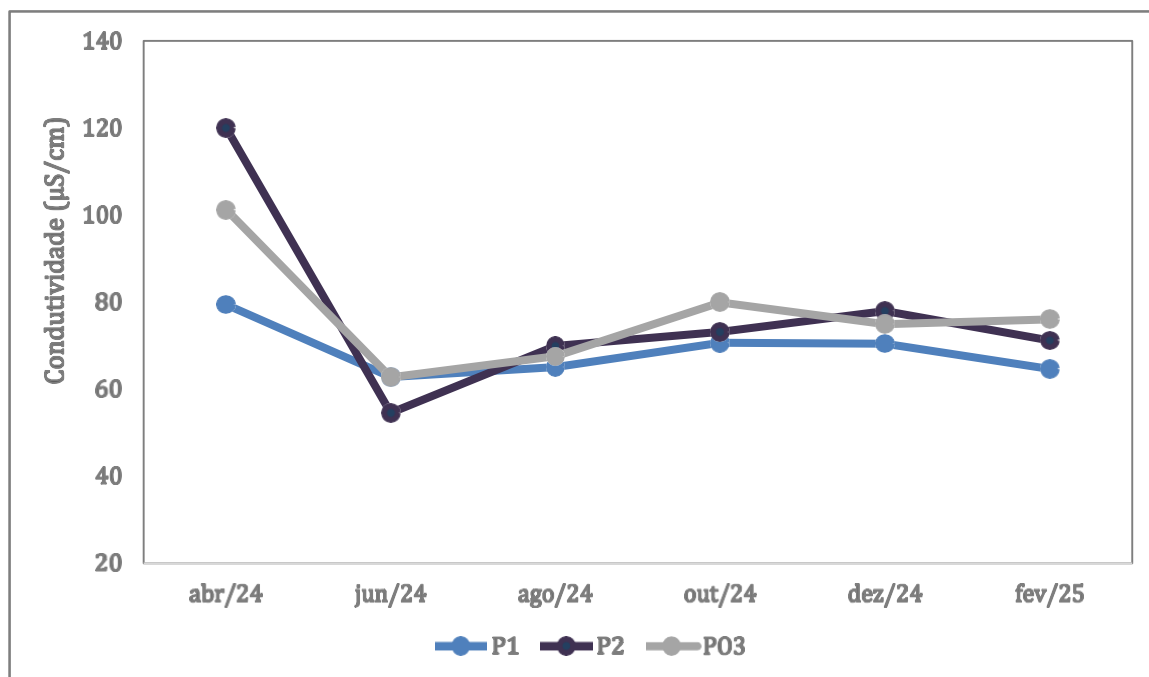


Figura 16 - Comparativo dos resultados de condutividade elétrica (CE) entre as campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

A CE está diretamente relacionada à concentração de íons dissolvidos na água: quanto maior a concentração de íons, maior a condutividade elétrica (Buzelli e Cunha-Santino, 2013).

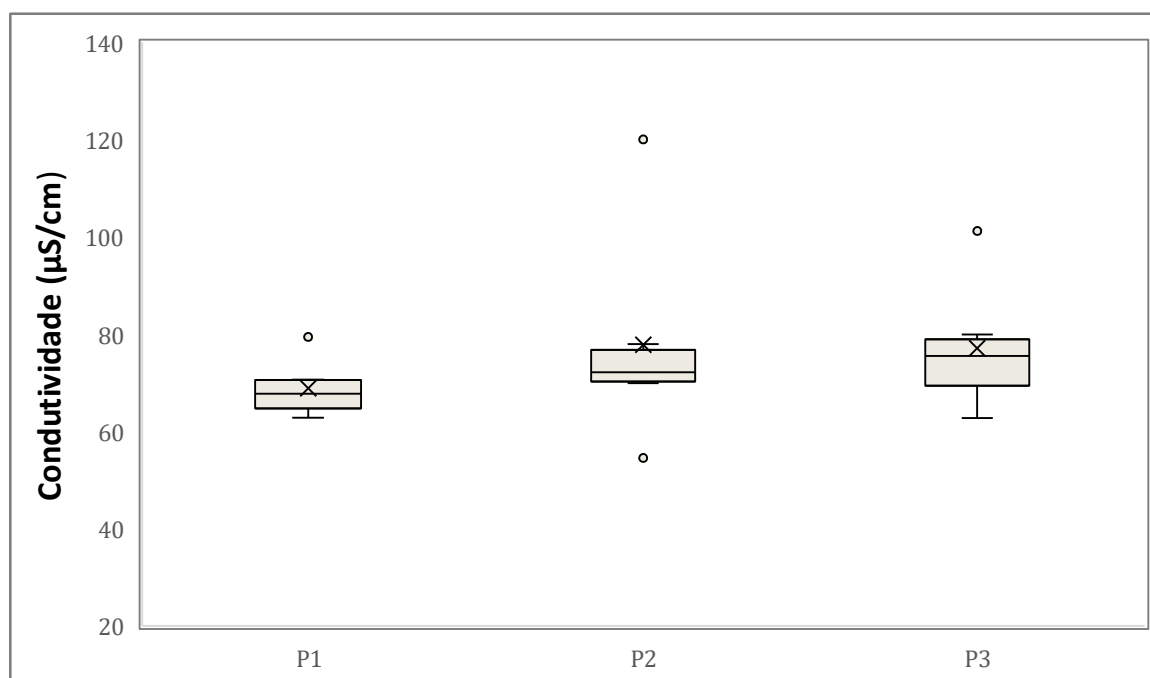


Figura 17 - Tipo boxplot dos valores de condutividade ($\mu\text{S/cm}$) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), $n = 18$.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

A análise de correlação entre os valores de STD (sólidos totais dissolvidos), e CE revelou uma correlação positiva moderada ($r = 0,65$) no rio Cumuruxatiba, consistente com o princípio de que a condutividade tende a aumentar com o acréscimo de íons dissolvidos na água. Essa variável também pode ser influenciada por fatores como temperatura, pluviosidade, pH e litologia.

Os resultados da análise da variação das médias de material particulado em suspensão indicaram valores de 13,17 mg/L no P1 (Aldeia Pequii - próximo à nascente) e 15,58 mg/L no P2 (condomínio), conforme apresentado na Figura 19. Durante o período de monitoramento, as concentrações de sólidos suspensos totais no P1 mantiveram-se relativamente estáveis e com valores mais baixos, variando entre 12,00 e 14,50 mg/L, evidenciando menor influência de processos de aporte ou ressuspensão de sedimentos.

Os maiores valores médios de SST no P2 foram registrados nos meses de maio e junho/2024, com 18,50 mg/L e 20,00 mg/L, respectivamente. No mês de abril/2024 o valor foi menor ao de P1 (13,00 mg/L), o que pode ser atribuído à maior vazão do corpo hídrico observada no período e à presença de macrófitas (gramíneas) nas margens do rio, que atuaram como barreiras físicas, favorecendo a sedimentação de partículas e reduzindo a turbidez. Nas campanhas seguintes, tanto a vazão quanto a cobertura por macrófitas diminuíram, assim, infere-se que essa mudança contribuiu para o aumento da concentração de sólidos em suspensão.

Os valores de SST em P2 pode ser explicado, principalmente, por ações antrópicas, como a ausência de mata ciliar e processos de assoreamento, que favorecem o carreamento de partículas para o leito do rio, aumentando a turbidez da água. Conforme observado por Almeida e Schwarzbald (2003), o comportamento dos sólidos totais está fortemente relacionado à turbidez, refletindo as condições locais e aumentando em áreas com maior influência antrópica. Mayerle *et al.* (2015) e Nascimento *et al.*, (2019) atribuem a acumulação de MPS a diversos fatores, tais como vazão, sedimentação, assoreamento, enchentes, além do acúmulo de nutrientes no rio durante seu percurso hidrográfico.

No P3 (represa), apesar da ausência de cobertura vegetal e exposição direta às intempéries, foram registrados valores de SST inferiores aos do P2, como mostrado na Figura 18.

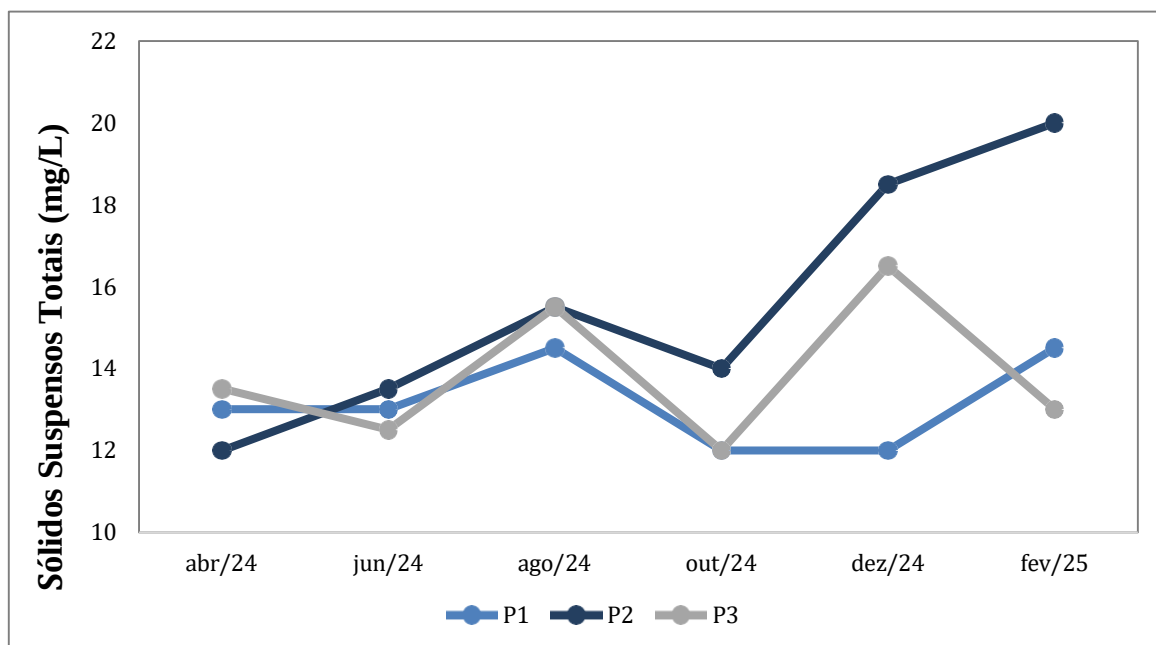


Figura 18 - Comparativo dos resultados de sólidos suspensos totais nas campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

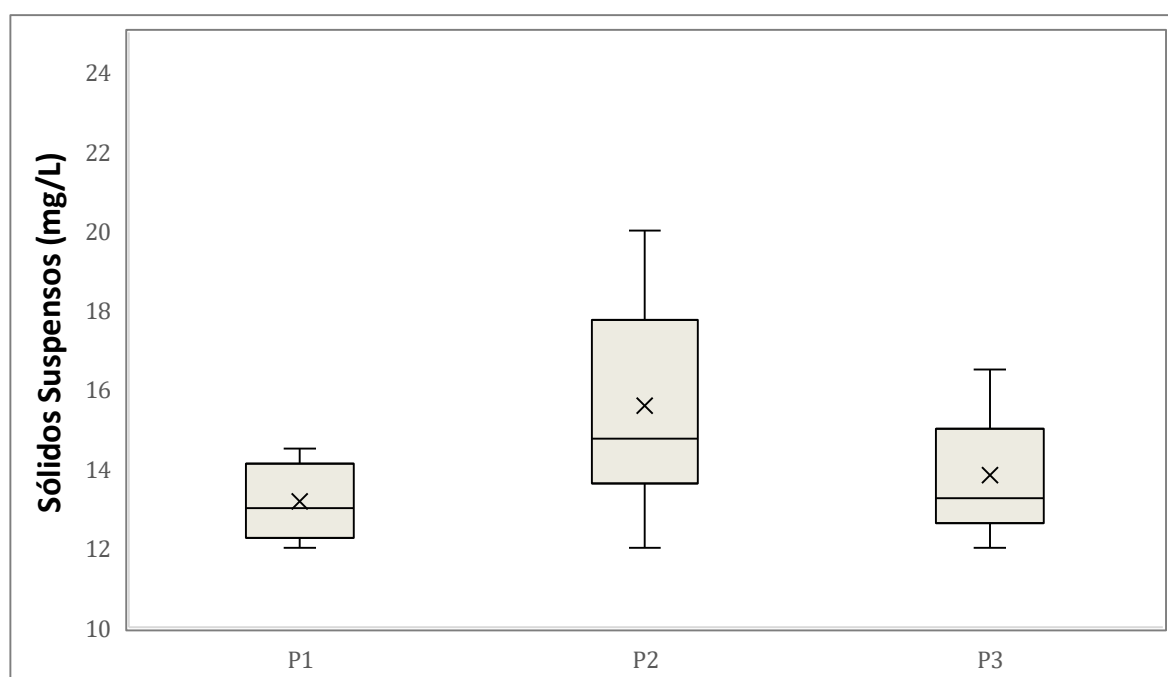


Figura 19 - Tipo *boxplot* dos valores de sólidos suspensos (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Este resultado pode estar relacionado à presença de um banco de macrófitas a montante, o qual contribui para a retenção de sedimentos e redução da turbidez. Portanto, assume-se a hipótese de que o banco de macrófitas esteja contribuindo para os resultados obtidos. Esses bancos de macrófitas aquáticas desempenham um papel crucial na modulação da qualidade da

água e nos processos biogeoquímicos em ambientes fluviais. Uma das funções ecossistêmicas mais relevantes dessas comunidades vegetais é a atenuação da turbidez da água, por meio da redução da concentração de sólidos suspensos (Esteves; Camargo, 1986; Wetzel, 1993).

Os resultados da análise de concentrações de nitrogênio amoniacal indicaram valores médios de 0,03 mg/L e 0,04 mg/L, conforme apresentado na Figura 21. Todos os pontos (P1, P2 e P3) apresentaram concentrações de nitrogênio amoniacal iguais ao limite de detecção do método (LDM), de 0,01 mg/L, em quatro das seis campanhas (jun/24, ago/24, out/24 e fev/25). Isso indica uma condição de baixa concentração de compostos nitrogenados amoniacais nessas épocas do ano, ou ainda uma limitação da sensibilidade analítica para detectar concentrações mínimas. Essa estabilidade em diversos períodos pode refletir características naturais da microbacia e a ausência de fontes significativas de contaminação contínua.

Concentrações acima do LDM foram registradas nas campanhas de abril/24 e dezembro/24, sendo que esta última apresentou os maiores valores em todos os pontos P1 (0,11 mg/L), P2 (0,07 mg/L) e P3 (0,06 mg/L), Figura 20. O P1, situado em área rural, apresentou a maior concentração registrada (0,11 mg/L em dezembro/24). Alguns autores relacionam o aumento de nitrogênio amoniacal à degradação da matéria orgânica. Processos de nitrificação e desnitrificação fazem parte da dinâmica natural do nitrogênio, estando associados à decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica de origem alóctone (Zoppa *et al.*, 2016). Segundo Nascimento (2024), em estudo realizado no canal estuarino no município de Raposa-MA, as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal foram associadas ao aumento do aporte de matéria orgânica. Podendo assim, sua origem ser natural (material orgânico e inorgânico de origem alóctone) ou artificial sendo proveniente principalmente de atividades agrícolas.

Os P2 e P3, que situam em áreas urbana, apresentaram concentrações mais moderadas, porém ainda acima do LDM no mesmo período, o que corrobora com a influência sazonal da precipitação sobre a carga de nutrientes na microbacia para a campanha no mês de dezembro/2024.

Os valores de nitrogênio amoniacal (NH_3) de acordo com a Resolução nº 357/05 do Conama devem manter-se em níveis inferiores a 3,7 (mg/L) quando o valor do pH encontrar-se igual ou inferior a 7,5, condição em que se encontravam as águas do rio Cumuruxatiba durante o período analisado. Dessa maneira, foi possível notar que todas as amostras obtiveram valores inferiores a quantidade máxima permitida pelo Conama.

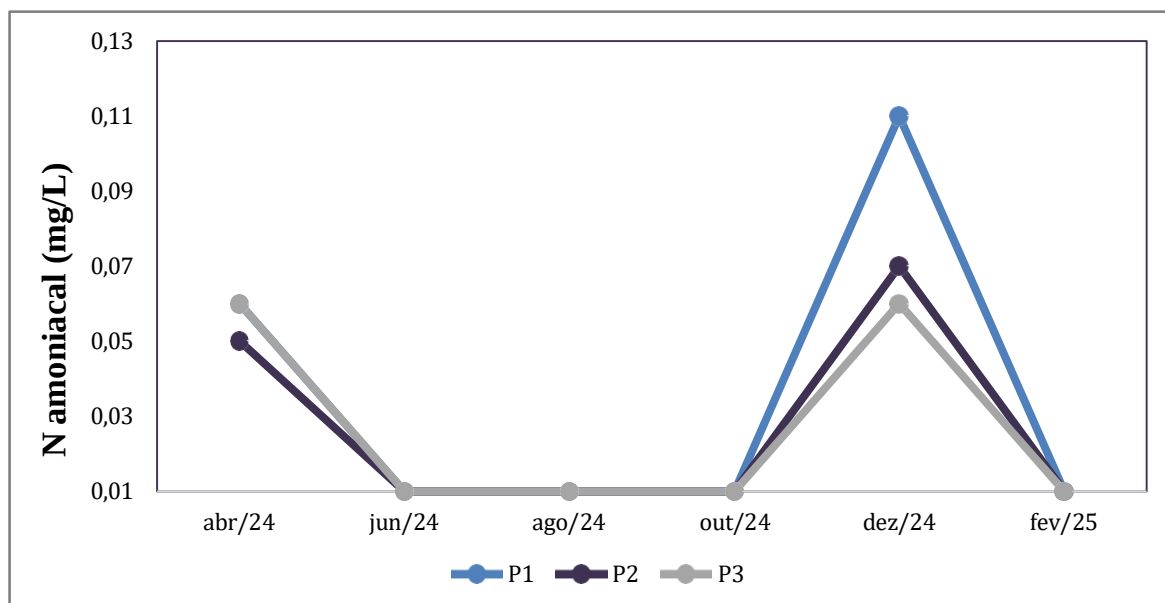


Figura 20 - Comparativo dos resultados de nitrogênio amoniacal nas campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

A amônia é um composto tóxico bastante restritivo à ictiofauna, sendo que muitas espécies de peixes não toleram concentrações superiores a 5 mg/L. Por isso, a concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais e é normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (Cetesb, 2022).

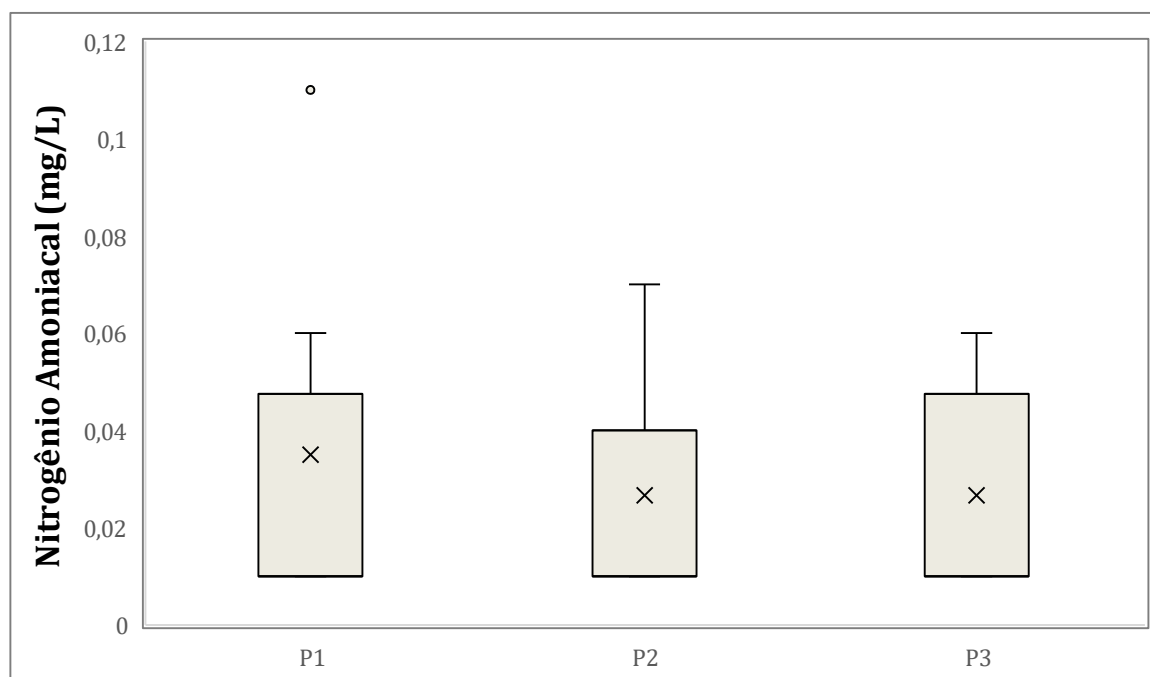


Figura 21 - Tipo boxplot dos valores de nitrogênio amoniacal (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Os valores de nitrato (Figura 22) permaneceram constantes nas seis campanhas de monitoramento, com concentração de 0,40 mg/L, o que corresponde ao Limite de Detecção do Método (LDM), indicando uma possível limitação analítica. A exceção (*outlier*) foi observada no P1, durante a campanha realizada em fevereiro/2025, quando a concentração atingiu 0,60 mg/L (Figura 23). De acordo com a Resolução Conama nº 357/2005, os corpos hídricos pertencentes às Classes 1, 2 e 3 devem apresentar concentrações de nitrato inferiores a 10,0 mg/L, sendo enquadrados como Classe 4 aqueles que excederem esse limite. Assim, os resultados obtidos para essa variável permitem enquadrar o corpo hídrico avaliado na Classe 1.

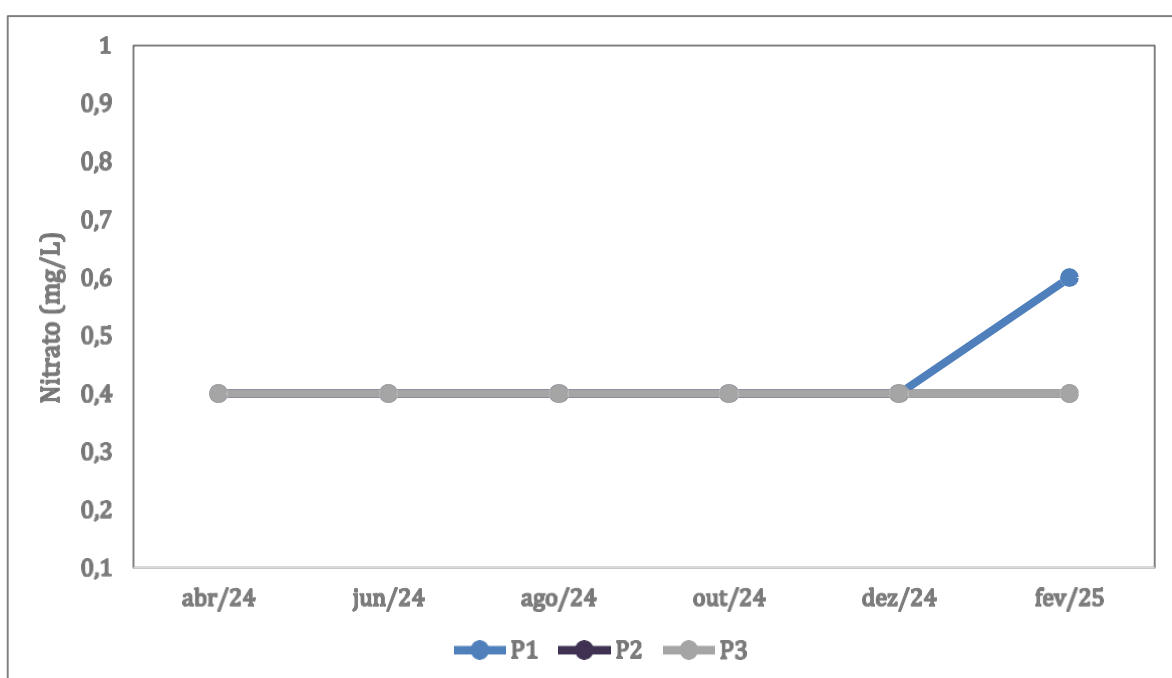


Figura 22 - Comparativo dos resultados de nitrato nas campanhas de abril de 2024 a fevereiro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Tundisi e Tundisi (2008) destacam que ambientes lóticos ou bem oxigenados apresentam maior atividade de bactérias nitrificantes, promovendo a conversão eficiente do nitrogênio amoniacal para nitrato. O valor ligeiramente superior observado em P1 pode ser interpretado como pontual e não recorrente ao longo das campanhas, possivelmente refletindo uma condição ambiental específica, associada a uma maior atividade microbiana e à ciclagem natural do nitrogênio. No entanto, considerando que a área apresenta características rurais, não se pode descartar a hipótese de aporte antrópico difuso, especialmente relacionado à atividade agrícola, o que reforça a necessidade de um monitoramento contínuo e de maior duração para a compreensão mais precisa da dinâmica do nitrato nesse ponto.

Para o parâmetro nitrogênio total obtivemos valores de 10,0 mg/L (Figura 24), para os respectivos pontos amostrais P1, P2 e P3 durante o mesmo período. Devido à limitação do método analítico (Limite de Detecção do Método – LDM) esses valores foram constantes durante as campanhas, não podendo ser verificadas as possíveis variações ao longo do curso do rio. Assim, os resultados obtidos refletem uma limitação metodológica do que uma condição real do sistema. Ainda que não seja possível confirmar concentrações elevadas, a presença de atividades agropecuárias e ocupação urbana na bacia sugere potenciais fontes difusas de nitrogênio, que, em concentrações elevadas, podem favorecer processos de eutrofização e acúmulo de nitrato na vegetação terrestre (Carvalho et al., 2000; Zabot, 2012).

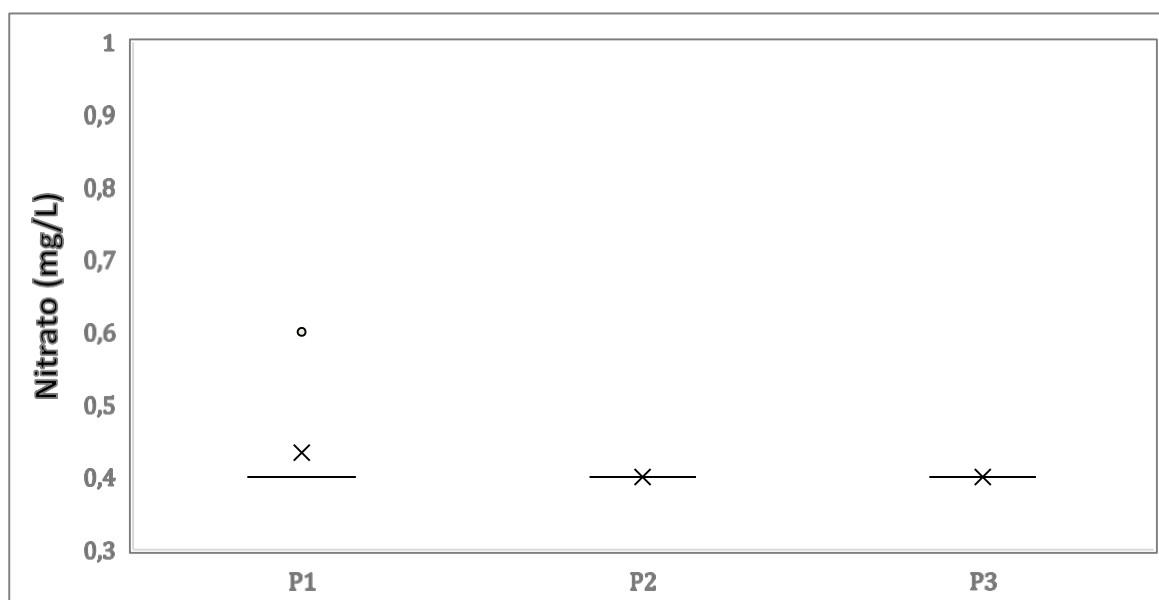


Figura 23 - Tipo *boxplot* dos valores de nitrato (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- outliers), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Para o nitrogênio total, não há na legislação um padrão previsto para essa variável. Caso o nitrogênio esteja pouco disponível na natureza pode limitar o crescimento e a produtividade biológica e, considerando grandes concentrações, pode levar a eutrofização das águas superficiais e a acumulação de quantidades tóxicas de nitrato na vegetação terrestre (Carvalho et al., 2000; Zabot, 2012).

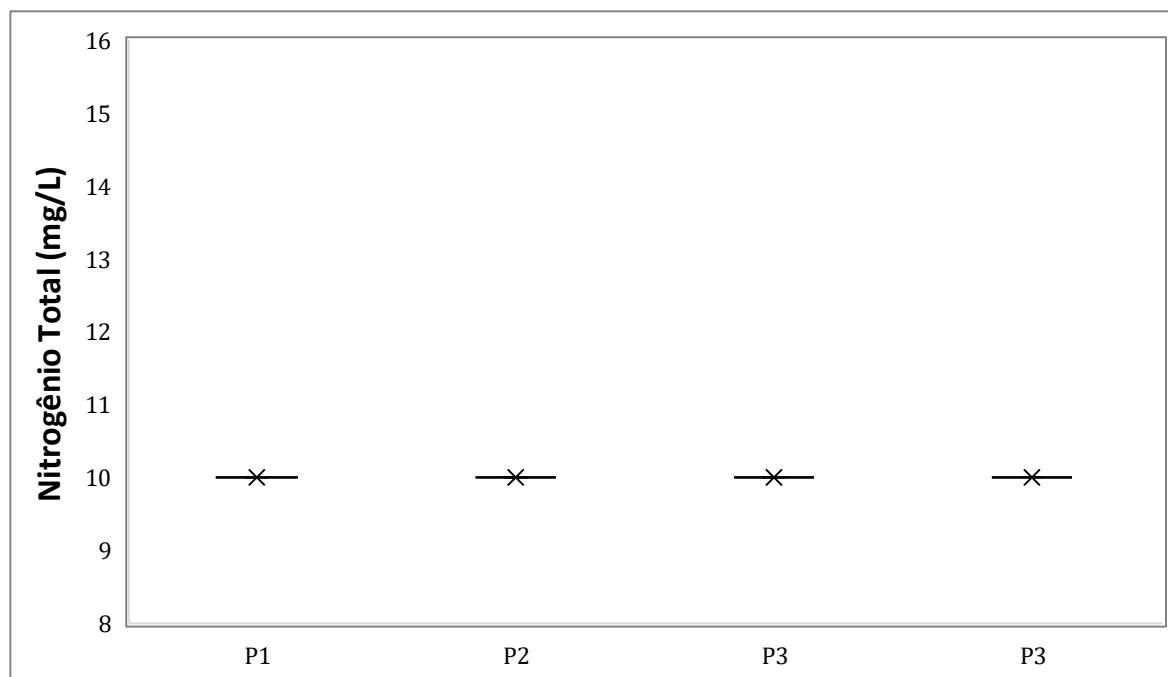


Figura 24 - Tipo *boxplot* dos valores de nitrogênio total (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco- *outliers*), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Quanto às concentrações de fósforo os valores encontrados de 0,05 mg/L para os pontos amostrais durante as seis campanhas não tiveram oscilações devido à limitação de detecção do método analítico (LDM). O valor máximo permitido pela Resolução do Conama 357/2005 para enquadramento de ambientes lóticos estabelece concentração máxima de 0,10 mg/L de fósforo total para rios de classe 1 e 2. Nos meses de abril, junho e agosto, as concentrações estiveram abaixo desse limite sem variação de resultados (Figura 25).

Estudos realizados por Haddad (2007) na bacia do rio São Miguel, em Minas Gerais, onde os usos do solo incluem campos de pastagem para pecuária, agricultura e ocupação urbana, registraram valores de fósforo total (PT) nas amostras das nascentes variando entre 0,02 mg/L e 0,08 mg/L. Esses valores são próximos ao Limite de Detecção do Método (LDM) encontrados nos pontos de coleta do rio Cumuruxatiba, indicando que a presença desse elemento nas águas pode estar relacionada à lixiviação de minerais primários, à dissolução de compostos do solo e à decomposição de matéria orgânica (Von Sperling, 2005).

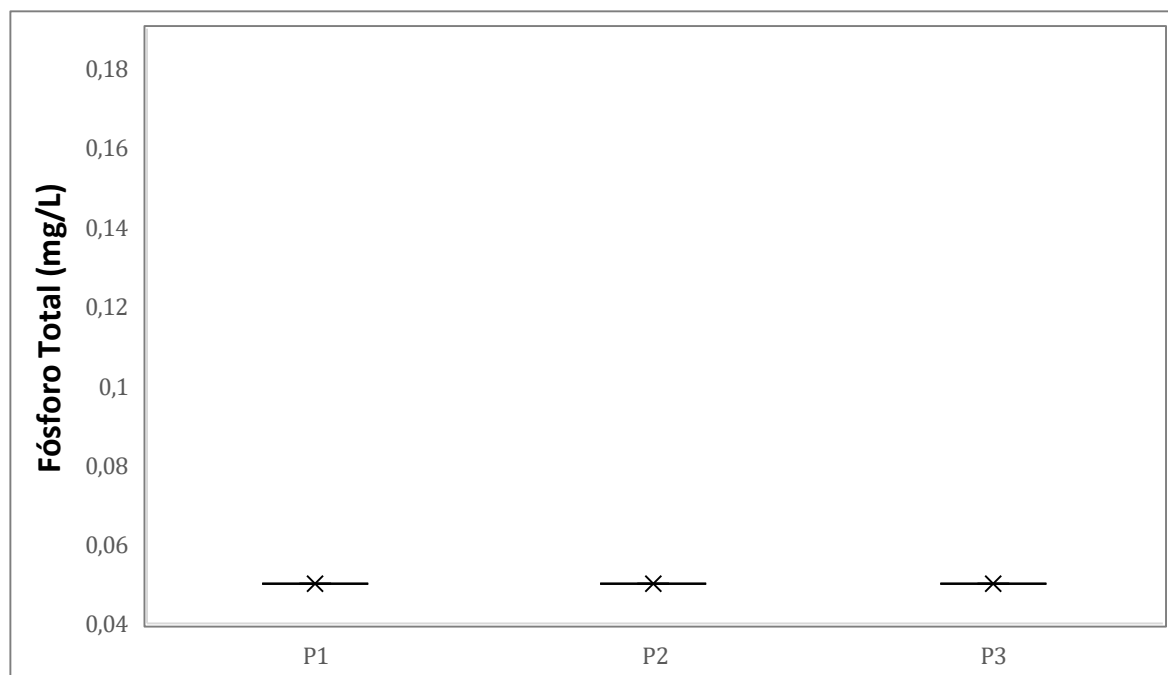


Figura 25 - Tipo *boxplot* dos valores de fósforo total (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco - *outliers*), n = 18.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Na maioria dos corpos hídricos, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade, sendo apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial desses ecossistemas, tendo origem de fontes naturais (presente na composição de rochas, carregado pelo escoamento superficial da água da chuva, material particulado presente na atmosfera e resultado de decomposição de organismos de origem alóctone) e artificiais como esgoto domésticos e industriais e fertilizantes agrícolas (Esteves, 1988). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2015) salientou que a limitação por nitrogênio e fósforo pode variar espacialmente e temporariamente, dentro da mesma bacia hidrográfica, por fatores como: geologia, solos, clima, fluxo d'água, biologia e atividades antrópicas.

As concentrações de clorofila *a* observadas nos pontos amostrados ao longo da microbacia do rio Cumuruxatiba (P1, P2 e P3) foram encontrados valores de 10,68 µg/L durante todo período das campanhas (Figura 26), sem evidência de variação significativa durante todas as campanhas. Essa ausência de variação está diretamente relacionada à limitação analítica da técnica empregada, que não permitiu detectar concentrações inferiores a esse valor.

Segundo a Resolução Conama nº 357/2005, para corpos hídricos classificados como Classe 1 em rios (água doce), o valor máximo recomendado para a concentração de clorofila *a* é de 30 µg/L. Esse limite visa prevenir o processo de eutrofização e preservar os usos preponderantes desses corpos hídricos, como abastecimento humano após tratamento

simplificado, recreação de contato primário e preservação da vida aquática. Considerando que todos os resultados desta pesquisa apresentaram valores inferiores a 10,68 µg/L, conclui-se que os pontos amostrados atendem com ampla margem os padrões estabelecidos pela referida norma, sinalizando condições de boa qualidade da água em relação à biomassa fitoplanctônica.

Quando comparados a estudos realizados em sistemas similares no Brasil, os resultados obtidos neste trabalho são compatíveis com ambientes classificados como oligotróficos ou ultra oligotróficos. Por exemplo, no córrego Macuco, no distrito de Ipoema-MG, foram registradas concentrações extremamente baixas, variando entre 0,01 e 0,02 µg/L, caracterizando um ambiente de baixa produtividade (Ferreira *et al.*, 2018). De maneira semelhante, Lima *et al.*, (2023) observaram valores entre 2,29 µg/L e 10,69 µg/L no rio Japara, Prado-BA, o que também indica baixa produtividade primária e elevada qualidade ambiental. De forma análoga, Maranhão *et al.*, (2017) relataram baixos níveis de clorofila *a* no ribeirão Samambaia-SP, associados a condições oligotróficas.

Embora a concentração de clorofila *a* seja um importante indicador do estado trófico, em ambientes lóticos, como rios, essa variável deve ser interpretada com cautela. Fatores como tempo de residência da água, turbidez, regime de fluxo e competição com macrófitas aquáticas podem limitar o desenvolvimento do fitoplâncton, mesmo na presença de nutrientes (Esteves, 2011). Assim, a baixa concentração de clorofila *a* no rio Cumuruxatiba pode refletir tanto a limitação de nutrientes quanto os efeitos da dinâmica hidrológica própria do sistema.

Dessa forma, os resultados obtidos ainda que limitados pelo método analítico revelam concentrações de clorofila *a* abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira e são consistentes com a classificação de um ambiente oligotrófico, com baixa produtividade primária. Recomenda-se, contudo, para estudos futuros, a adoção de métodos mais sensíveis, que possibilitem a detecção de valores ainda mais baixos, favorecendo análises temporais e espaciais mais robustas que permitam uma avaliação mais precisa de sistemas com baixa concentração de biomassa fitoplanctônica.

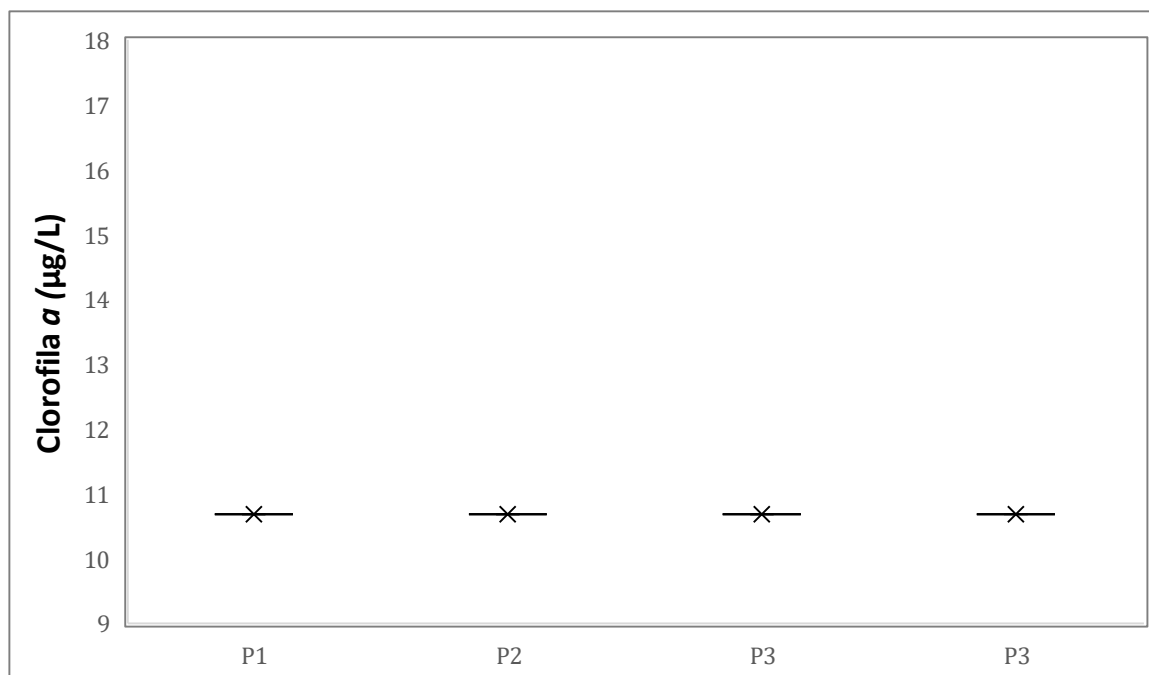


Figura 26 - Tipo boxplot dos valores de clorofila *a* (mg/L) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco - *outliers*), $n = 18$.

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

As concentrações de *Escherichia coli* (*E. coli*) nos três pontos de amostragem ao longo das campanhas realizadas em agosto/2024 e dezembro/2024 revelaram níveis baixos de contaminação fecal. No ponto 1 (Aldeia Pequie), os valores oscilaram entre 1,0 e 14,5 NMP/100 mL; no ponto 2 (condomínio), entre 5,2 e 49,7 NMP/100 mL; e no ponto 3 (represa), entre 16,0 e 24,9 NMP/100 mL (Figura 27). A maior média foi registrada no ponto 2 (27,45 NMP/100 mL), enquanto a menor média ocorreu no ponto 1 (7,80 NMP/100 mL), Figura 28.

Os valores encontrados se enquadram dentro dos padrões de qualidade definidos para corpos d'água de Classe 2, conforme a Tabela 1 da Resolução Conama 357/2005, que permite até 1.000 NMP/100 mL para coliformes termotolerantes. Essa classe é destinada a usos como abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, recreação de contato primário e preservação da biota aquática.

Segundo a Resolução Conama 274/2000 (Brasil, 2000), as águas consideradas próprias para balneabilidade humana são subdivididas em: excelente (máximo 200 *Escherichia coli* por 100 mL), muito boa (máximo de 400 *Escherichia coli*) e satisfatória (máximo de 800 *Escherichia coli*). Porém, se o valor obtido para essa variável for superior a 2.000 *E.coli*, as águas serão consideradas impróprias. Com base nesses critérios, o ponto da Represa, utilizado para fins recreativos, pode ser classificado como de excelente qualidade para balneabilidade frente ao limite estabelecido, durante as campanhas.

Do ponto de vista sanitário, a presença de *E.coli* é um indicador amplamente aceito de contaminação fecal recente, tanto de origem humana quanto animal de sangue quente, e sua detecção, mesmo em baixos níveis, deve ser considerada como um sinal de alerta (Hermes; Silva, 2004). No caso do rio Cumuruxatiba, a localização dos pontos permite inferir possíveis fontes específicas de contaminação. O ponto 1, situado em área rural próxima à nascente e sem ocupação urbana significativa, sugere contaminação difusa proveniente de fezes de animais silvestres e de criação. Já os pontos 2 e 3, localizados em áreas com ocupação humana mais densa, indicam possíveis fontes pontuais de esgotos domésticos não tratados. Estudo conduzido por Paganini *et al.* (2005) sobre a poluição por coliformes termotolerantes no rio Tietê, entre 1978 e 2002, identificaram que as regiões com maior densidade populacional apresentavam níveis mais elevados desses microrganismos, indicando fontes pontuais de esgotos domésticos não tratados, corroborando para associação entre áreas urbanas densamente povoadas e a presença significativa de coliformes termotolerantes nas águas fluviais.

Portanto, os resultados demonstram que, durante o período analisado, os pontos monitorados apresentaram níveis aceitáveis de qualidade microbiológica da água, tanto para fins de recreação quanto para os usos definidos para Classe 2, segundo a legislação vigente. Ainda assim, a presença de *E.coli*, mesmo em baixas concentrações, reforça a importância do monitoramento contínuo, especialmente em regiões com expansão urbana ou atividade agropecuária, a fim de evitar a degradação gradual da qualidade hídrica.

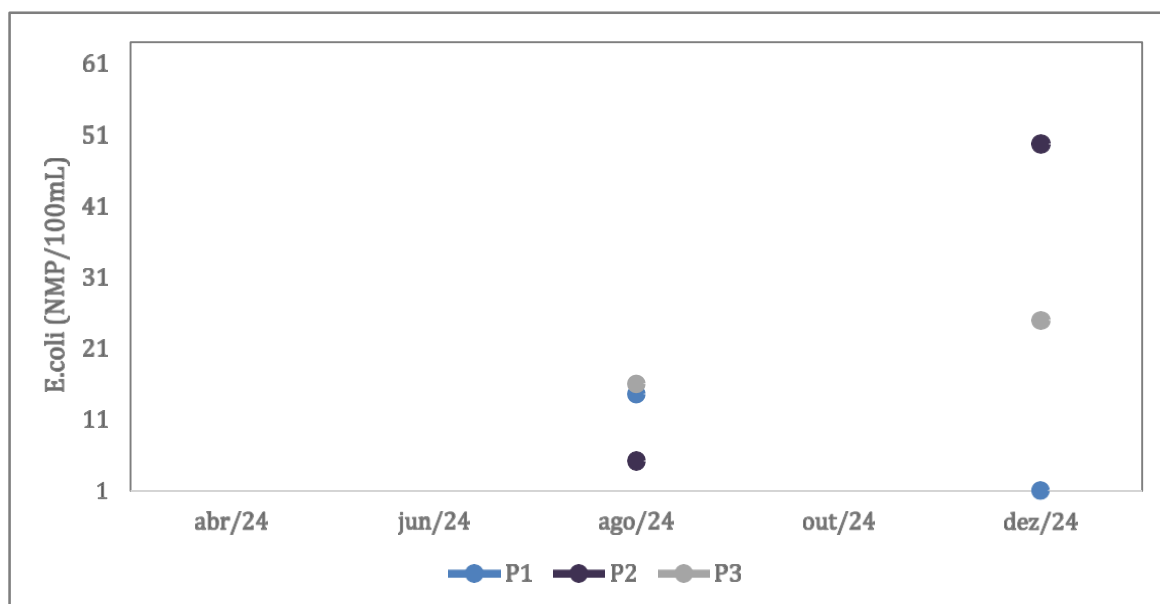


Figura 27 – Comparativo dos resultados de *Escherichia coli* nas campanhas de abril de 2024 a dezembro de 2025, entre os diferentes pontos de amostragem

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

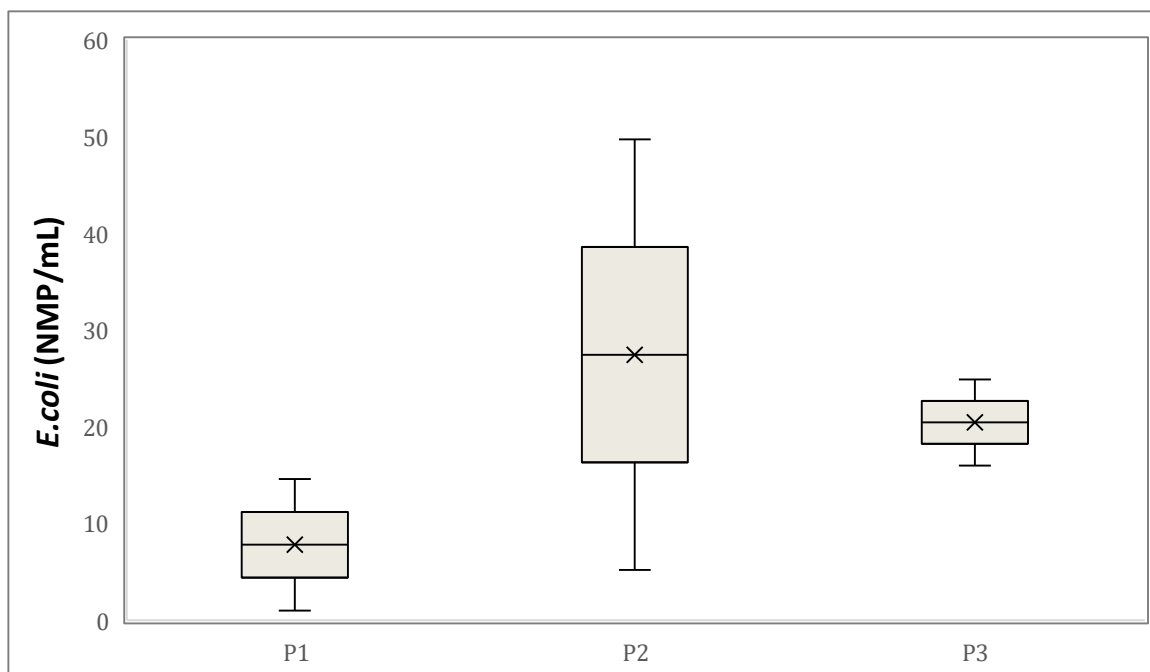


Figura 28 - Tipo *boxplot* dos valores de *Escherichia coli* (NMP/mL) dos pontos de amostragem, contendo mediana (linha que corta a caixa), da média (x), interquartis com intervalo de confiança de 95% (caixas em tom de cinza), máximos e mínimos (barras verticais), valores extremos (asterisco - *outliers*), n = 18

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Com o objetivo de se avaliar a influência de fatores ambientais sobre os parâmetros hidroquímicos ao longo dos pontos de amostragem, foi empregada a análise de correlação de *Spearman*. Essa abordagem estatística foi escolhida por ser não paramétrica, o que a torna mais apropriado, pois os dados ambientais e hidroquímicos não atenderam integralmente às suposições de normalidade exigidas pelos testes paramétricos (como o de Pearson), conforme verificado por testes de normalidade (*Shapiro-Wilk*). Além disso, as possíveis relações entre variáveis, como condutividade elétrica, nutrientes, temperatura da água, entre outros, não apresentaram necessariamente comportamento linear, o que reforça a adequação do uso da correlação de *Spearman*.

As correlações observadas entre os parâmetros hidrogeoquímicos nos pontos de amostragem demonstram interações significativas entre os processos físico-químicos e biológicos atuantes no sistema fluvial da microbacia do rio Cumuruxatiba.

A forte correlação positiva entre **condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (TDS)** ($r = 0,78$) observada nos pontos de estudo reforça a estreita relação entre esses parâmetros, uma vez que ambos refletem a presença de íons dissolvidos na água. Esse comportamento é consistente com os achados de Souza *et al.* (2018) que, ao investigarem bacias hidrográficas voltadas para captação de água no estado de Goiás, identificaram correlação significativa entre CE e TDS, que pode ser explicado pela decomposição da matéria orgânica

no meio aquático. No caso do rio Cumuruxatiba, a presença de sais minerais e o aumento da carga iônica também podem estar relacionados à decomposição de matéria orgânica e à contribuição de fontes externas, como escoamento superficial e ocupação desordenada nas margens, promovendo a elevação da condutividade elétrica e dos TDS. Segundo Esteves (2011), esse processo é comum em sistemas aquáticos sujeitos à influência antrópica, uma vez que a decomposição da matéria orgânica libera íons no meio, alterando significativamente suas características físico-químicas.

A correlação negativa entre **condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (OD)** ($r = -0,62$) sugere que ambientes com maior mineralização tendem a apresentar menor disponibilidade de oxigênio, possivelmente em decorrência da presença de substâncias orgânicas e dos processos de decomposição. Segundo Júlio *et al.* (1997), a incorporação de matéria orgânica afeta significativamente a qualidade física e química da água, contribuindo para a redução das concentrações de OD e favorecendo a produção de gases e na condutividade elétrica. Esse padrão indica que o aumento da carga iônica pode estar relacionado à degradação da matéria orgânica, que consome oxigênio durante sua decomposição, reduzindo os níveis de OD. Resultados semelhantes foram observados por Toledo e Nicolella (2022), ao investigar microbacias em Guaíra-SP, sob diferentes usos e ocupação do solo, também observou comportamento semelhante, onde a elevação da condutividade elétrica esteve associada à redução do oxigênio dissolvido.

Esses resultados evidenciam que o aumento da condutividade elétrica pode estar relacionado à liberação de íons resultantes da decomposição da matéria orgânica e do escoamento de fertilizantes, efluentes e outros resíduos, em especial em áreas antropizadas. No contexto do rio Cumuruxatiba, tais correlações apontam para a influência de processos naturais e antrópicos que afetam diretamente a dinâmica biogeoquímica do sistema, contribuindo para a mineralização da água e para a redução do oxigênio dissolvido.

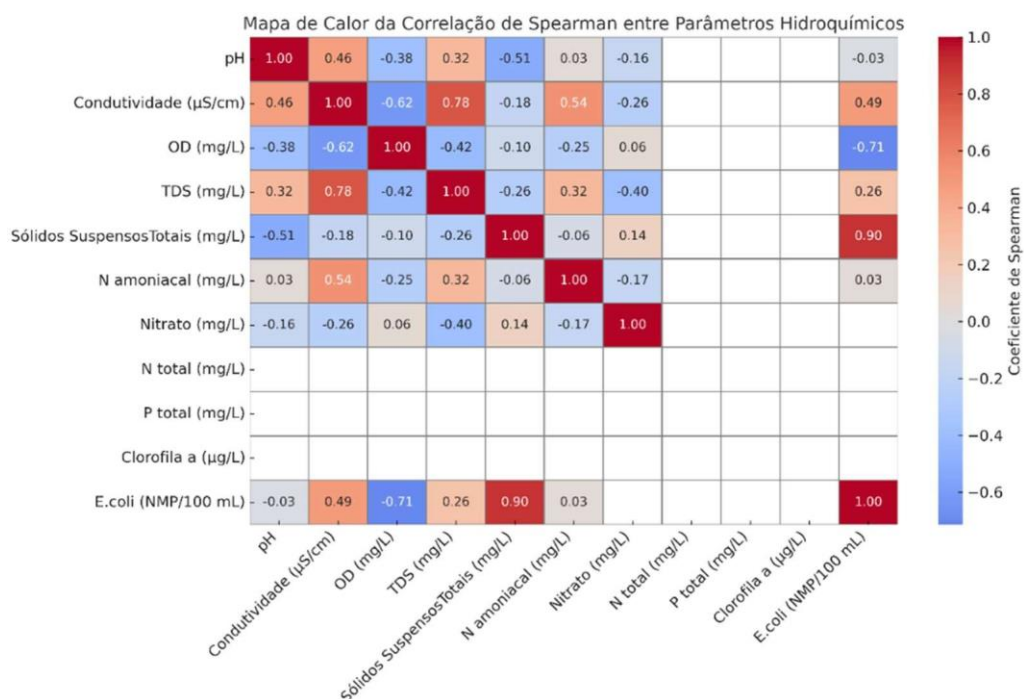


Figura 29 - Mapa de calor da correlação de *Spearman* entre parâmetros hidroquímicos. As cores variam do azul (correlação negativa) ao vermelho (correlação positiva), conforme a escala à direita. As células coloridas indicam o grau de associação entre dois parâmetros, onde: valores próximos de +1 (vermelho intenso) indicam forte correlação positiva; valores próximos de -1 (azul intenso) indicam forte correlação negativa; valores próximos de 0 (branco) indicam ausência de correlação

A forte correlação negativa entre **oxigênio dissolvido (OD)** e ***Escherichia coli*** ($r = -0,71$) observada no rio Cumuruxatiba indica que ambientes com maior presença de contaminação fecal tendem a apresentar menor disponibilidade de oxigênio. Esse padrão sugere a influência direta da carga orgânica de origem antrópica, especialmente em áreas sujeitas ao escoamento superficial com aporte de efluentes domésticos ou águas residuárias não tratadas. A degradação dessa matéria orgânica pela atividade microbiana consome oxigênio, reduzindo significativamente os níveis de OD no ambiente aquático (Cetesb, 2009). Resultados semelhantes foram descritos por Kuwano (2017), em estudo realizado em balneários localizados em áreas urbanas de Itacoatiara-AM, onde se verificou que o aumento na concentração de coliformes totais esteve associado à redução dos níveis de oxigênio dissolvido. O autor atribuiu essa relação à intensificação de processos biológicos aeróbios que consomem oxigênio, comprometendo a capacidade de autodepuração do sistema. No contexto do rio Cumuruxatiba, essa correlação pode refletir a influência de fontes difusas e pontuais de poluição, especialmente em trechos com maior vulnerabilidade ambiental, onde o aumento da concentração de coliformes pode estar relacionado ao escoamento superficial intensificado por eventos de precipitação intermitente.

Por fim, a elevada correlação positiva entre **sólidos suspensos totais (SST)** e ***Escherichia coli*** ($r = 0,89$) observada no rio Cumuruxatiba sugere que partículas em suspensão desempenham um papel relevante no transporte desses microrganismos no ambiente aquático. Esse padrão pode estar associado a eventos de escoamento superficial e à ressuspensão de sedimentos, especialmente em períodos de maior intensidade de chuvas, que favorecem a entrada de matéria orgânica e contaminantes de origem antrópica no sistema fluvial (Ferreira *et al.* 2018). Corroborando esse achado, Mendes *et al.* (2019) identificaram forte associação entre a concentração de sólidos suspensos e a presença de *E.coli* no estuário do Tejo, em Portugal, onde a presença de sólidos suspensos mostrou-se fortemente associado à carga microbiológica. De forma semelhante, Petersen e Hubbart (2020) demonstraram que as práticas de uso da terra influenciam diretamente as concentrações de *E.coli* associadas à matéria particulada em suspensão. No contexto do rio Cumuruxatiba, sugere-se que o aumento dos sólidos suspensos pode estar associado à ocorrência de fontes pontuais e difusas de poluição, refletindo trechos mais vulneráveis da bacia, tais relações reforçam a hipótese de que a dinâmica dos sedimentos em suspensão está intimamente ligada à carga biológica.

Para entender os principais fatores controladores da hidroquímica na área de estudo, os dados foram analisados estatisticamente através de uma análise fatorial com extração dos fatores por principais componentes utilizando o software Statística. A Figura 27 mostra a representação gráfica dos três fatores ao longo dos meses do estudo nos três pontos de amostragem.

Tabela 5 - Apresentação dos fatores da Análise de Componentes Principais (ACP) e suas respectivas correlações positivas e negativas

	F1	F2	F3
pH	0,3523	-0,5494	0,2802
Condutividade	0,5822	-0,06129	-0,6559
OD	-0,2625	-0,2648	-0,6559
TDS	0,5302	0,2404	-0,061
Sólidos suspensos totais	-0,1407	0,6776	0,1977
N amoniacal	0,3301	0,3099	-0,2298
Nitrato	-0,2404	-0,1053	0,6283

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

O Fator 1 explica 35,2% variabilidade dos dados, apresenta elevadas correlações com condutividade elétrica (0,5822), sólidos totais dissolvidos (0,5302), nitrogênio amoniacal (0,3301) e pH (0,3523). Esses parâmetros estão fortemente associados ao processo de mineralização da matéria orgânica no sistema fluvial, bem como à influência de atividades

antrópicas, principalmente ligadas ao escoamento superficial oriundo de áreas agrícolas, que transporta nutrientes e íons dissolvidos para o corpo hídrico (Haydar *et al.*, 2014).

A condutividade elétrica e o TDS são indicadores clássicos do grau de mineralização da água e, quando acompanhados de aumento no nitrogênio amoniacal, sugerem interferência de matéria orgânica nitrogenada de origem antrópica, muitas vezes associada à fertilização do solo ou ao lançamento de efluentes domésticos (Chapman, 1996). Assim, o F1 expressa um gradiente de enriquecimento iônico e orgânico, refletindo áreas com maior vulnerabilidade à entrada de poluentes dissolvidos, principalmente em períodos de precipitação mais intensa.

O fator 2 explica 20,6% das variações observadas nos dados, apresenta forte correlação positiva com sólidos suspensos totais (0,6776) e com nitrogênio amoniacal (0,3099), além de uma correlação negativa significativa com o pH (-0,5494). Este fator está relacionado à presença de partículas em suspensão, que atuam como veículos para microrganismos e contaminantes, especialmente durante eventos de escoamento superficial e ressuspensão de sedimentos (Ferreira *et al.*, 2018; Mendes *et al.*, 2019). Adicionalmente, a presença de carga orgânica particulada está associada à intensificação da atividade microbiológica, que promove a depleção do oxigênio dissolvido.

O Fator 3, que explica 15,2% da variação dos dados, apresenta alta correlação positiva com nitrato (0,6283) e negativa com OD (-0,6559) e condutividade (-0,6559). Este fator evidencia uma dimensão importante do aporte de nutrientes inorgânicos oxidados, especialmente o nitrato, que pode ter como principal origem os fertilizantes agrícolas aplicados nas proximidades da bacia, além de possíveis infiltrações de esgoto não tratado. Em sistemas fluviais tropicais, esse padrão é típico de áreas sob pressão antrópica intensa, com impacto direto da agricultura intensiva e da expansão urbana desordenada (Barbosa, 2015).

A análise conjunta dos três fatores sugerem que a hidroquímica no rio Cumuruxatiba é influenciada pelas interações entre processos naturais e impactos antrópicos. Entre os processos naturais, destaca-se a capacidade de autodepuração do ecossistema fluvial, favorecida pela presença de cobertura vegetal em alguns trechos do rio. Essa vegetação contribui para o aporte de material orgânico particulado, como folhas e galhos, o que pode influenciar na composição dos sólidos em suspensão e promover processos de nitrificação e desnitrificação no ambiente aquático (Esteves, 2011; Wetzel, 2001). Além disso, o escoamento superficial, intensificado durante o período mais chuvoso (abril/24, junho/24 e setembro/24), podendo estar associado ao aumento na carga de sólidos suspensos totais, matéria orgânica e nutrientes, especialmente os compostos nitrogenados, refletindo diretamente na qualidade da água (Tundisi; Tundisi, 2008).

Por outro lado, as pressões antrópicas observadas na microbacia do rio Cumuruxatiba também exercem influência significativa na dinâmica hidrogeoquímica. A expansão imobiliária desordenada, por meio da implantação de loteamentos sem planejamento urbano e carentes de infraestrutura sanitária adequada, contribui para o lançamento difuso de esgoto doméstico e para o aumento da carga orgânica nos corpos hídricos (Von Sperling, 2014). Além disso, o uso e ocupação do solo na região é caracterizado por áreas de pastos e agricultura, atividades que podem favorecer o carregamento de fertilizantes, sedimentos e contaminantes orgânicos para o sistema fluvial (ANA, 2013; Tucci, 2003).

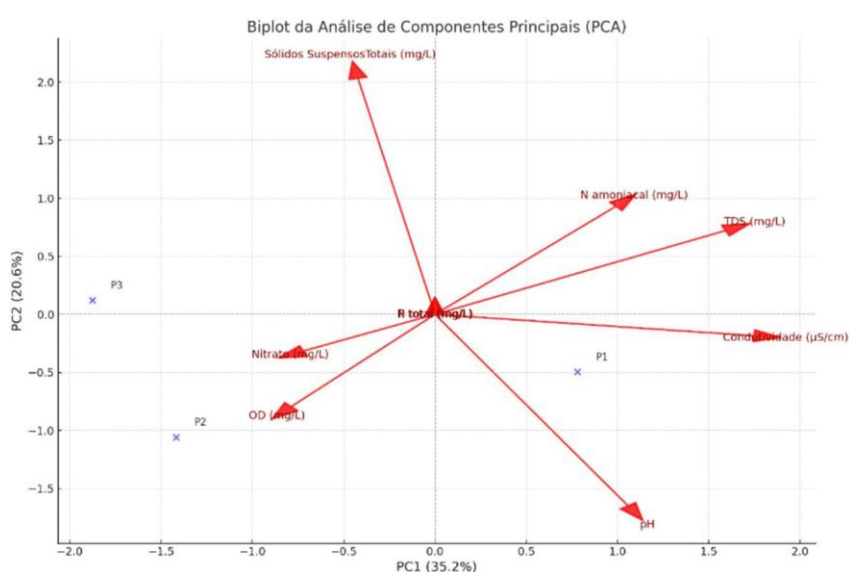


Figura 30 - PCA que apresenta a distribuição das amostras nos dois primeiros componentes principais e como as variáveis influenciam a variação

Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Nota: Os vetores vermelhos representam as variáveis ambientais, indicando a direção e intensidade da contribuição de cada uma para os eixos PC1 e PC2. A proximidade entre variáveis (como TDS e condutividade) sugere que estão correlacionadas e representam processos similares, enquanto variáveis perpendiculares (como OD) indicam correlação fraca ou negativa.

A análise hierárquica de agrupamentos (*cluster*) é um método de análise multivariada utilizado para dividir as amostras em classes ou grupos, por isso foi utilizada para auxiliar na identificação de grupos de pontos com similaridade hidroquímica deste estudo. As amostras são agrupadas por apresentar similaridades quanto as variáveis estudadas (Longhi, 1997; Ferreira *et al.*, 2020). Segundo Metz (2006), o dendrograma é a representação mais utilizada na análise de *cluster*, pois além da sequência de agrupamentos apresenta a similaridade com que os grupos são formados.

Na Figura 31, dendrograma, foram agrupados os pontos de amostragem em dois principais grupos com base na similaridade de suas características hidroquímicas. Observa-se

que os P2 e P3 formam um grupo mais próximo entre si, enquanto o P1 se destaca por uma menor similaridade entre os dois pontos, que por sua vez deve-se por estar próximo da cabeceira do rio em uma área mais preservada.

O P2 (condomínio) apresentou os maiores valores para condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, sólidos suspensos totais e concentração de *Escherichia coli*, evidenciando uma maior influência antrópica. Esse padrão está associado ao uso e ocupação do solo nas áreas a jusante, onde há presença de pastagens, agricultura e expansão urbana desordenada, conforme identificado em trabalhos similares (Tucci, 2003; ANA, 2013). A alta condutividade elétrica e STD são, frequentemente, associadas ao aporte de efluentes domésticos e agropecuários, e a elevada concentração de *E. coli* aponta para possível contaminação fecal, reforçando a presença de fontes difusas e pontuais de poluição (Von Sperling, 2014; Brasil, Conama 274/2000).

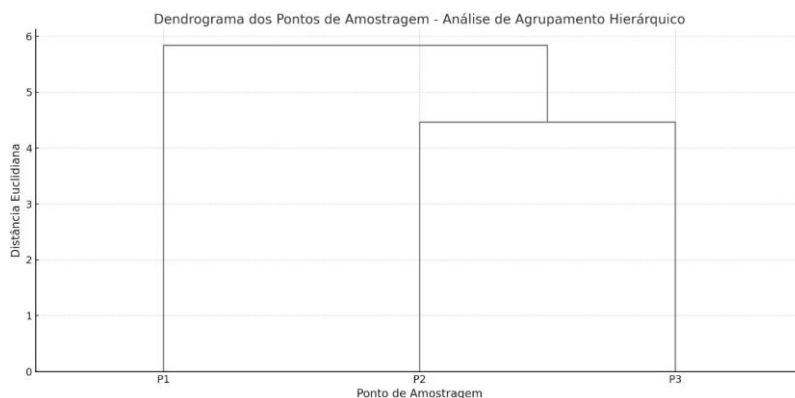


Figura 31 - Dendrograma obtido através das variáveis hidroquímicas avaliadas nos três pontos de monitoramento, sendo esses P1- Aldeia Pequi, P2 - condomínio e P3 - represa
Fonte: Elaborada pela autora (2025).

Já o P3 (represa) apresentou a maior média de temperatura e de SST, sugerindo um trecho com menor velocidade de fluxo e maior exposição à radiação solar, além de menor cobertura da vegetação ripária. Essas condições podem favorecer processos de sedimentação e transformação biogeoquímica, como a mineralização de matéria orgânica (Esteves, 2011; Tundisi; Tundisi, 2008).

O P1(aldeia Pequi), localizado a montante, destaca-se por apresentar os menores valores médios para diversos parâmetros (condutividade, STD e *E. coli*), indicando uma área com menor pressão antrópica e melhor qualidade da água. Esse padrão é compatível com trechos fluviais menos impactados, onde predomina a vegetação ciliar e há menor densidade de ocupação humana, permitindo maior capacidade de autodepuração e preservação das funções ecossistêmicas naturais (Allan; Castillo, 2007; Esteves, 2011).

Pode-se, ainda, identificar a existência de um gradiente de qualidade da água ao longo do curso fluvial, diretamente relacionado ao uso e ocupação do solo. Esse padrão é frequentemente descrito na literatura para microbacias hidrográficas tropicais sujeitas à urbanização parcial (Chapman, 1996). Portanto há uma distinção entre P1 e P2/P3 agrupados, justificando a necessidade de ações de gestão diferenciada por setor do rio Cumuruxatiba, priorizando o monitoramento intensivo e medidas de controle nas regiões a jusante, onde a pressão antrópica é mais evidente.

Para o diagnóstico ambiental da microbacia do rio Cumuruxatiba foi feita a classificação da qualidade da água com base nos Índices de Qualidade da Água (IQA) que se baseiam principalmente em fatores limnológicos e físico-químicos (Carvalho *et al.*, 2000), os dados foram normalizados com base nas curvas do IQA-Cetesb. Foram aplicados os pesos padrão de importância de cada variável e depois foi calculado o IQA por cada ponto no Qualigraf.

Os valores do Índice de Qualidade da Água (IQA) obtidos para os pontos amostrados no rio Cumuruxatiba variaram entre 62,4 e 71,6, indicando um gradiente de qualidade da água decrescente no sentido montante-jusante. O P1 apresentou IQA de 71,6, classificado como “boa qualidade”, enquanto os P2 (68,2) e P3 (62,4) foram classificados como de “qualidade regular”, sendo que o P3 se aproxima do limite inferior dessa faixa.

Esse padrão indica intensificação de pressões antrópicas ao longo do curso d'água, especialmente a partir da zona intermediária (P2) da microbacia. A piora na qualidade da água em direção à jusante é comum em microbacias com uso e ocupação do solo não controlados, sobretudo quando há presença de lançamentos difusos de efluentes domésticos e escoamento superficial urbano ou agropecuário (ANA, 2009; Araújo, 2017).

Estudos realizados em outras microbacias hidrográficas brasileiras corroboram esses achados. Por exemplo, Barbosa (2015) utilizou o IQA para classificar a qualidade da água de nascentes do Alto rio Araguaia e observaram variações que iam de “ruim” a “boa”, com piora no período chuvoso. Segundo autor, a interferência antrópica juntamente com a sazonalidade possibilitou correlação das variáveis analisadas. Na microbacia do córrego Rico-SP, foi observada redução do IQA em pontos com maior influência antrópica (Zanini, 2010). Resultados semelhantes com o P1 deste estudo também foram encontrados por Moraes (2010) na microbacia do rio Cabeça, apesar de classificada como “boa” a qualidade das águas dos rios amostrados, segundo o IQA, foi identificado risco de degradação da qualidade da água devido ao escoamento superficial agrícola e à poluição orgânica provenientes de vilas rurais e criação de animais.

A classificação “regular” observada em P2 e P3 pode estar associada principalmente ao aumento da carga orgânica e da contaminação microbiológica, aspectos já evidenciados nos resultados de *Escherichia coli*. A presença desses contaminantes compromete diretamente a qualidade sanitária da água e aponta para potenciais fontes de poluição fecal, como fossas sépticas inadequadas ou lançamento de esgoto *in natura*, situações recorrentes em comunidades sem infraestrutura de saneamento básico adequada (Funasa, 2013). No caso do rio Juá-PA, Batista (2022) observou que os valores de IQA foram predominantemente classificados como “regulares” e “ruins”, associados à ausência de saneamento básico, à ocupação periurbana e à sazonalidade.

Além disso, a diminuição do IQA em P3 área da represa, ainda dentro da faixa regular, mas tendendo à categoria inferior, reforça a hipótese de acúmulo de impactos devido a intervenções antrópicas como uso recreativo. Como destaca Von Sperling (2007), a capacidade autodepurativa dos corpos hídricos pode ser comprometida quando a carga de poluentes supera a capacidade natural do sistema de assimilá-los.

Essas evidências reforçam a hipótese de que os resultados encontrados na microbacia do rio Cumuruxatiba estão relacionados à pressão antrópica crescente em direção à jusante, com destaque para a contaminação microbiológica e a presença de matéria orgânica, aspectos que influenciam diretamente o IQA e colocam em risco os usos múltiplos da água, incluindo o abastecimento e a recreação.

Dessa forma, os resultados indicam que o P1 pode ser considerado como uma referência de melhor qualidade na microbacia, representando o trecho com menor interferência antrópica. Em contrapartida, os P2 e P3 devem ser prioritariamente monitorados, pois apresentam sinais de degradação ambiental que podem se agravar com o tempo. Tais evidências apontam para a necessidade de ações de gestão ambiental integrada, como a implementação de sistemas de tratamento de efluentes, o controle do uso do solo nas áreas de recarga e a proteção das matas ciliares, de forma a preservar a qualidade ambiental do rio Cumuruxatiba.

5.1 Avaliação da influência da represa na qualidade da água do rio Cumuruxatiba

As análises realizadas indicam que a presença da represa exerce influência significativa sobre a qualidade da água na microbacia do rio Cumuruxatiba. A análise de correlação de *Spearman* revelou interações entre variáveis como condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e a presença de *Escherichia coli*, sugerindo que esses parâmetros podem estar sendo afetados pela presença da barragem.

A análise de componentes principais (PCA) demonstrou que o fator 1 está relacionado à mineralização e à carga orgânica, indicando que tais características podem estar sendo alteradas pela presença da barragem, que atua como um ponto de retenção de sedimentos e nutrientes, favorecendo processos de eutrofização (Tundisi; Tundisi, 2008).

No que diz respeito à análise de *cluster*, essas evidências são reforçadas ao mostrar que o P1, situado a montante da represa, com melhores indicadores de qualidade da água, apresenta comportamento hidroquímico distinto dos pontos a jusante (P2 e P3). Os Índices de Qualidade da Água (IQA) calculados corroboram essa tendência: P1 foi classificado como “boa”, enquanto P2 e P3 foram classificados como “regulares”. Esse padrão é compatível com o que se observa em sistemas fluviais impactados por barragens, nos quais há degradação progressiva da qualidade da água (Tundisi *et al.*, 2010).

Diversos estudos têm empregado o IQA como ferramenta para avaliar o impacto de barragens na qualidade da água, evidenciando resultados semelhantes. Bucci (2014), ao analisar a represa Dr. João Penido-MG, identificou variações nos índices de qualidade da água associadas à presença da represa e ao uso e ocupação do solo. De forma semelhante, Guedes *et al.* (2024) avaliaram a barragem Mãe d’Água-RS e verificaram processos de degradação hídrica associados à retenção de sedimentos, lançamento de efluentes e eutrofização. Outros estudos também reforçam esses achados (Buzelli e Cunha-Santino, 2013; Ferreira, 2015).

Nos pontos a jusante, foram observadas alterações nos parâmetros de qualidade da água, como a redução do OD e aumento na temperatura sólidos totais dissolvidos. Tais alterações são características de trechos lentificados por barragens, onde há menor turbulência, acúmulo de matéria orgânica e risco elevado de eutrofização (Tundisi *et al.*, 2008).

Foi observada, a montante da represa, a presença de extensos bancos de macrófitas aquáticas, tanto emergentes (do gênero *Eleocharis*) quanto flutuantes fixadas (como *Nymphaea* e *Nymphoides*). Segundo Wetzel (1990), as macrófitas emergentes desempenham papel fundamental no ciclo de nutrientes em ecossistemas aquáticos rasos, contribuindo significativamente para a dinâmica da matéria orgânica e dos elementos químicos.



Figura 32 - Macrófitas aquáticas registradas durante as campanhas de amostragem. a), b), c) e d) correspondem a exemplares coletados a montante do ponto da represa; e) exemplar coletado na margem do ponto 2 (condomínio)
Fonte: Acervo da autora.

Diversos estudos apontam que as raízes das macrófitas absorvem nutrientes do sedimento e os redistribuem para a coluna d'água, elevando a disponibilidade de compostos como nitrogênio e fósforo para outras espécies, o que pode intensificar processos de eutrofização (Esteves, 2011). Embora macrófitas possam funcionar como biofiltros naturais, em certos contextos, seu crescimento excessivo em ambientes eutrofizados favorece o acúmulo de biomassa vegetal, cuja decomposição reduz o oxigênio dissolvido e aumenta compostos nitrogenados como amônio e nitrato (Esteves, 2011), agravando ainda mais o desequilíbrio trófico do sistema.

Nesse contexto, destaca-se o estudo conduzido por Diniz *et al.* (2005) no Açude Bodocongó, em Campina Grande-PB, que avaliou a eficiência de macrófitas aquáticas na redução de concentrações de nutrientes (compostos de nitrogênio e fósforo), matéria orgânica e indicadores microbiológicos de poluição fecal (coliformes termotolerantes e estreptococos fecais). Os resultados demonstraram a capacidade dessas plantas de atuar na melhoria da qualidade da água, embora em excesso, essas mesmas espécies podem contribuir para a degradação ambiental, sobretudo em ambientes represados.

Portanto, a combinação da influência da represa, com retenção de sedimentos, alteração do fluxo e acúmulo de matéria orgânica, com a presença de bancos de macrófitas aquáticas contribui para a degradação da qualidade da água nos trechos a jusante do rio Cumuruxatiba. Tais condições exigem estratégias de gestão integrada, que considerem o manejo da barragem,

o controle de vegetação aquática e o monitoramento contínuo da qualidade da água na microbacia.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo atendeu ao objetivo geral ao caracterizar a dinâmica biogeoquímica do rio Cumuruxatiba, identificando os principais processos controladores por meio da análise de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e estatísticas multivariadas. Os resultados evidenciam importantes variações espaciais e sazonais na composição da água, refletindo tanto a influência de fatores naturais quanto os impactos decorrentes de atividades antrópicas.

Os valores de pH variaram entre 4,67 e 6,34, indicando acidez acentuada associada à alta concentração de matéria orgânica em decomposição, especialmente no P1, a montante. Em contrapartida, os maiores valores registrados no P3 podem estar sendo positivamente influenciados pela presença de bancos de macrófitas aquáticas. A temperatura oscilou conforme a sazonalidade climática, com menores valores no inverno (agosto) e maiores na primavera (dezembro), comportamento esperado em regiões tropicais. A condutividade elétrica teve valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos P2 e P3 no mês de abril, ficando acima da faixa dos padrões estabelecidos para águas naturais segundo Von Sperling (2007), e manteve-se dentro dos limites nos demais períodos de amostragem. Os níveis de oxigênio dissolvido apresentaram oscilações significativas, com valores abaixo do mínimo estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005, exceto no P1, que se manteve dentro dos padrões, sugerindo maior capacidade de autodepuração. Foi também possível verificar variação sazonal das concentrações de alguns íons inorgânicos dissolvidos: aumento de nitrogênio amoniacal e nitrato, mas ambos valores abaixo dos limites legais.

A análise de componentes principais (PCA) permitiu identificar os principais fatores que influenciam a hidroquímica da microbacia, destacando a mineralização e a carga orgânica. Esses processos estão diretamente relacionados à decomposição de matéria orgânica e à influência de fontes difusas, como agricultura e expansão urbana. Já a análise de agrupamento (*cluster*) revelou distinções claras entre os pontos amostrados, com o P1 formando um grupo isolado, indicativo de melhor qualidade da água.

A aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA) reforçou essas evidências, classificando o P1 como “boa” e os P2 e P3 como “regulares”, com tendência de piora. Tais resultados sugerem que a represa interfere nos processos naturais de autodepuração e favorece

o acúmulo de matéria orgânica no ponto da represa. Essa interferência é evidenciada pela redução de OD, aumento das concentrações de *E. coli* e sólidos totais dissolvidos.

A presença de bancos densos de macrófitas aquáticas, principalmente espécies emergentes (*Eleocharis*) e flutuantes fixadas (*Nymphaea*, *Nymphoides*), observada a montante da represa, desempenha papel ambíguo no ambiente aquático. Embora possam atuar como biofiltros em condições equilibradas, o crescimento excessivo dessas plantas em ambientes eutrofizados pode contribuir para o agravamento da degradação da qualidade da água, promovendo a liberação de nutrientes durante a decomposição da biomassa vegetal e intensificando processos de eutrofização.

Dessa forma, os dados obtidos demonstram a necessidade de implementação de ações de gestão ambiental mais eficazes na microbacia do rio Cumuruxatiba. Recomenda-se o monitoramento contínuo da qualidade da água, o controle do uso e ocupação do solo e o manejo adequado da vegetação aquática. Além disso, é fundamental promover políticas públicas voltadas à proteção de nascentes e à ampliação do saneamento básico em áreas rurais, como forma de preservar os recursos hídricos e garantir a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos.

Este diagnóstico constitui uma base importante para futuras pesquisas na região e reforça a relevância do enfoque biogeoquímico como ferramenta de avaliação ambiental em microbacias hidrográficas de pequeno porte, especialmente aquelas sob influência de represamentos e múltiplas pressões antrópicas difusas.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Índice de qualidades das águas. Portal da qualidade das águas. Brasil, 2009. Disponível em: Acesso em: 26 jun. 2025.

ALLAN, J. D. **Stream ecology**: structure and function of running waters. ed. Dordrecht: Springer, 2004.

ALLAN, J. D; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 2. ed. Dordrecht: Springer, 2007.

ALMEIDA, M. A. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). RBRH - **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 81-97, jan./mar. 2003.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION; WWF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 2020 Quality Assurance/ Quality control: 2020 B. Quality Control Practices. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

APHA. Chapter 9223 - Enzyme substrate coliform test. In: APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association Water Environment Federation. Washington, DC. 2017.

ARAÚJO, P. L. de. **A relação entre o uso do solo e a qualidade da água em microbacias hidrográficas no reservatório Billings, na Grande São Paulo – SP**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC, Santo André, 2017.

BARBIER, E. B. *et al.* The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011.

BARBOSA, P. M. **Avaliação da qualidade das águas superficiais e metodologia para determinação de bacias críticas em áreas do cerrado: exemplo da região das nascentes do rio Araguaia, GO**. 2015. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

BARBOSA, A. C.; ROCHA, C. E. G. da; ESCAMES, E. **Operação Defesa das Águas: um desafio nas represas Billings e Guarapiranga**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020. Disponível em: <https://www.semil.sp.gov.br/educacaoambiental/2020/12/operacao-defesa-das-aguas-um-desafio-nas-represas-billings-e-guarapiranga/>. Acesso em: 24 jun. 2025.

BARRETO, L. A.; PINTO, A. C. F. “Mineração e Beneficiamento” In: **Projeto Cumuruxatiba**: relatório final. (Convênio CNEN-CPRM). Salvador: CPRM, 1972.

BARROSO, D. F. R. **Fluxos hidrogeoquímicos em águas fluviais de microbacias do nordeste paraense e a sua relação com o uso da terra**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2011.

BATISTA, L. F. Avaliação da qualidade da água na microbacia do rio Juá, Santarém, Pará, Brasil. **Revista Interdisciplinar Científica Aplicada**, v. 16, n. 2, 2022. Disponível em: <https://sustenere.inf.br/index.php/rica/article/view/6964>. Acesso em: 24 jun.2025.

BERNER, E. K.; BERNER, R. A. 2012. *Global Environment: Water, Air and Geochemical Cycles – Second Edition*. Princetown University Press. ISBN 140084276X, 9781400842766.

BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of Estuaries**. Oxford: Oxford University Press, 2007.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Índices de qualidade da água e de estado trófico na represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). *Ambiente & Água: An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Taubaté, v. 9, n. 1, p. 105-118, 2014.

BUENO, L. F.; GALBI ATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal-SP. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, set./dez. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama. **Resolução 274**. Brasília, 2000.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução Conama n 357, de 17/03/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Síntese Executiva. Brasília: MMA, 2006a.

_____. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual Prático de Análise de Água. 4. ed. Brasília, 2013. 150 p. Disponível em: <https://repositorio.funasa.gov.br/handle/123456789/507>. Acesso em: 28 jun. 2025.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: 2003.

BRIGANTE, J. *et al.* **Avaliação ambiental do rio Moji-Guaçu**: resultados de uma pesquisa com abordagem ecossistêmica. São Carlos, SP: Rima, 2002.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: Cetesb/ASCETESB, 1986.

BRODOWICZ, M. **O papel dos povos indígenas na preservação ambiental**. [S. l.]: Aithor, 2025. Disponível em: <https://aithor.com/essay-examples/o-papel-dos-povos-indigenas-na-preservacao-ambiental>. Acesso em: 27 jun. 2025.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. da. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARVALHO, N. L.; ZABOT, V. Nitrogênio: nutriente ou poluente? **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 6, n. 6, p. 960-974, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/223611704671>. Acesso em: 1 jun. 2025.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo, 2009. Acesso em: 2 jun 2025.

_____. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2022**. São Paulo, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 29 maio 2025.

_____. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. 2 ed. Brasília: CETESB; ANA, 2023.

_____. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Norma Técnica L5.306. **Determinação de clorofila *a* e feofitina *a***: método espectrofotométrico, 3. ed., 14p., fev. 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/L5306.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2020.

CHAPMAN, D; KIMSTACK, V. The selection of water quality variables In: CHAPMAN, D (Ed.). **Water quality assessment**. London: Chapman & Hall Ltd., 1992.

CHRISTOPHERSEN, N. *et al.* Hydrochemical Studies In: Moldan, B. and Cerny, J., **Biogeochemistry of Small Catchments: A Tool of or Environmental Research**, 1994.

CLIMATE-DATA.ORG. **Clima**: Cumuruxatiba. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/bahia/cumuruxatiba-315935/>. Acesso em: 20 mai. 2025.

COIMBRA-FILHO, A.; CÂMARA, I. G. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, 1996.

CORÁ, M. A. J. **Desenvolvimento local sustentável e turismo: o caso de Cumuruxatiba**. 2006. Dissertação (Mestrado em Administração) - Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 2006.

COSTA, V. R. da. **Eventos extremos de precipitação e o enriquecimento de nutrientes em uma baía costeira conservada: lições para o planejamento ambiental frente às mudanças globais**. 2024. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo, 2024.

DAY, J.; CHRISTIAN, R.; BOESCH, D.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; MORRIS, J.; TWILLEY, R.; NAYLOR, L.; SCHAFFNER, L.; STEVENSON, J. **Consequences of Climate Change on the Ecogeomorphology of Coastal Wetlands**. *Estuaries and Coasts*, 2008. 31. 477-491. 10.1007/s12237-008-9047-6.

DIEGUES, A. C. S. “Populações tradicionais” e a proteção dos recursos naturais em Unidades de Conservação. In: DIEGUES, A. C. (Org.). **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. 2. ed. São Paulo: Hucitec e NUPAUB, p. 273-290, 2000.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O. de; BARBOSA, J. E. de L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, v. 9, supl., p. 226–230, 2005.

GRIFFITHS, N.; MULHOLLAND, P. J. **Long-term hydrological, biogeochemical, and climatological data from Walker Branch Watershed**, East Tennessee, USA. *Hydrological Processes*, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.14110>.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol. Bras.**, v. 1, p. 273-298, 1986.

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

_____. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FALKENMARK, M.; ROCKSTRÖM, J. **Balancing Water for Humans and Nature: The New Approach in Ecohydrology**. Earthscan, 2004.

FERREIRA, E. M. *et al.* Monitoramento da qualidade da água em represa adjacente à área de preservação permanente revegetada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 6., 2015, Porto Alegre. **Anais [...]**. Porto Alegre: IBEAS, 2015.

FERREIRA, W. A. Avaliação da qualidade da água em microbacias hidrográficas de uma Unidade de Conservação do Nordeste do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 9, n. 3, p. 371-381, set. 2011.

FERREIRA, R. P. S. *et al.* Caracterização da qualidade da água dos afluentes do Córrego Macuco, distrito de Ipoema, Itabira (MG). **Research, Society and Development**, v. 7, n. 6, p. 01-25, 2018. DOI: <https://doi.org/10.17648/rsd-v7i6.234>.

FERREIRA, R. R. M.; PAIM, F. A. P.; RODRIGUES, V. G. S.; CASTRO, G. S. A. **Análise de cluster não supervisionado em R: agrupamento hierárquico**. Campinas, São Paulo: Embrapa, 2020.

FIGUEIREDO, J. A.; NORIEGA, C. D.; OLIVEIRA, E. M. C.; NETO, R. R.; BARROSO, G. F.; FILHO, M.A. Avaliação biogeoquímica de águas fluviais com ênfase no comportamento dos compostos de nitrogênio e fósforo total para diagnoses provenientes do sistema aquático Bacia do Rio Doce, no Espírito Santo. **Geochimica Brasiliensis**, [s. l], v. 28, n. 2, p. 215-226, jan. 2014.

FOSTER, I. D. L.; CHARLESWORTH, S. M. **Heavy Metals in the Hydrological Cycle: Trends and explanations**. *Hydrological Process*, 10: 227-261 20 GRAN, G. Determination of equivalent point in potentiometric titration, 1996.

FÓRUM FLORESTAL DO EXTREMO SUL DA BAHIA. Relatório XVII Encontro Nacional – 2022. Extremo Sul da Bahia: Diálogo Florestal, 2022.

GIBBS, R. J. Mechanisms controlling world water chemistry. **Science** 1970, 170, 1088–1090.

GLEICK, P. H. Water in Crisis: Paths to Sustainable Water Use. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 571-579, 1998.

GOMES, R. C.; BIANCHI, C.; OLIVEIRA, V. P. V. Análise da multidimensionalidade dos conceitos de bacia hidrográfica. **GEOgraphia**, Niterói, v. 23, n. 51, p. 1-17, jan.-mar., 2021 ISSN 15177793.

GONÇALVES, A. de A.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A. de; ARAGÃO, R. de; MOTA, P. V. M. da. Concentrações de nitrato e nitrogênio total no rio Siriri em Sergipe em período seco: resultados preliminares. In: ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS DE SERGIPE, Sergipe, 2016.

GUEDES, M. T. J. C.; PESSOTA, M. R. M.; RIBEIRO, C.; MONI, B. B. B.; ALBORNOZ, L. L.; ZARÓ, M.; SILVA, M. C. A. Avaliação da evolução temporal da qualidade da água da Barragem Mãe d'Água. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação (RBCTI)**, Uberaba, v. 9, n. 3, p. 1-14, 2024.

HADDAD, E. A. **Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do Alto São Francisco, Minas Gerais**. 2007. 156 f. Dissertação (Mestrado em Geografia - Área de Concentração: Análise Ambiental) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007

HANAZAKI, N. *et al.* Etnobotânica nos Areais da Ribanceira de Imbituba: compreendendo a biodiversidade vegetal manejada para subsidiar a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 4, p. 441-451, 2012.

HANSELL, D. A.; CARLSON, C. A. (Orgs.). **Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter**. San Diego: Academic Press, 2002.

HAYDAR, C. M.; NEHME, N.; AWAD, S.; KOUBAISSY, B.; FAKIH, M.; YAACOUB, A.; TOUFAILY, J.; VILLERAS, F.; HAMIEH, T. **Qualidade da água da bacia do alto rio Litani, Líbano**. Physcs Proc. 2014;55:279–284. doi: 10.1016/j.phpro.2014.07.040.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. **Avaliação da Qualidade das águas**: manual prático. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Brasileiro de 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/202#resultado>. Acesso em: 15 de nov. de 2022.

_____. Sistema de Recuperação Automática (SIDRA) (2022). Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Tabela 9923 - População residente, por situação do domicílio - Distrito. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/9923>. Acesso em 11 de julho de 2025.

_____. Mudanças na cobertura e uso da terra: 2000-2010-2012. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94237.pdf>. Acesso em: 28 jun. 2024.

_____. Censo Demográfico 2022: população e domicílios – primeiros resultados. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv102011.pdf>. Acesso em: 28 jun. 2025.

_____. **Produção da Extração Vegetal e Silvicultura 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.

JACKSON, J. E. A User's Guide to Principal Components. **Hoboken**: John Wiley & Sons, 2003.

IPCC, 2014: Sumário para os tomadores de decisão do Quinto relatório de avaliação (2014). Traduzido por Iniciativa Verde, São Paulo, 2015. Disponível em: http://www.iniciativaverde.org.br/lib/php/download.php?cfg=1&arq=produtos/37_2015_05_04_relatorio_ipcc_portugues.pdf&mde=ProdItem&cod=37. Acesso em: 25 ago. 2015.

JOLLIFFE, I. T. **Interpreting Principal components**: Examples. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2002.

JÚLIO JR, H. F.; BONECKER, C. C.; AGOSTINHO, A. A. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997.

JONES, J. B.; HOLMES, R. M. Surface – subsurface interactions in stream ecosystems. **Tree**, v. 11, n. 6, p. 239-242, 1996.

JOHNSON, S. L.; JONES, J. A. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 57, supl. 2, p. 30-39, 2000.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; NETO, S. G.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHEY, J. E. Efeitos das Mudanças do Uso Da Terra na Biogeoquímicas dos Corpos D'água da Bacia do Rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, Paraná, v. 35, n. 2, p. 197- 205, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200009>.

KUWANO, R. **Avaliação da qualidade da água em ambientes aquáticos da região Amazônica**. 2017. 100fl. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2017. Disponível em: <http://tede.ufam.edu.br/handle/tede/6238>. Acesso em: 2 jun. 2025.

LEAL, M. S. **Gestão ambiental dos recursos hídricos**: princípios e aplicações. Rio de Janeiro: CPRM, 1998.

LIKENS, G. E. **Biogeochemistry of a forested watershed**. New York: Spring – Verlag. USA, 1977.

LIMA, N. S.; FUKUDA, J. C.; NEVES, F.M.; NEVES, J. M. C. O. S. Estudo da Biogeoquímica Fluvial nos Domínio do Parque Nacional do Descobrimento, Extremo Sul da Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Bahia, v. 16, n. 03, p. 1552 – 1564, 2023.

LIMA, N. S. de. **Biogeoquímica e caracterização de fontes de elementos químicos para águas fluviais**: uma análise no Parque Nacional do Descobrimento. 2024. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Sustentabilidade) – Universidade Federal do Sul da Bahia, Teixeira de Freitas, 2024.

LIRA, D. L. C. **Assoreamento em densas redes de reservatórios: o caso da bacia hidrográfica da barragem Pereira de Miranda, CE.** 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

LONGHI, S. J. **Agrupamento e análise fitossociológica de comunidades florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Passo Fundo-RS.** 1977. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), 215p. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1997.

MARINHO, R. R.; SILVA, D. S. O regime hidrossedimentar do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina (Amazonas). **Revista Contexto Geográfico**, Maceió, AL, v. 10, n. 23, p. 305-310, jul. 2025. Disponível em: <https://seer.ufal.br/index.php/contextogeografico/article/download/17286/12778>. Acesso em: 26 jun. 2025.

MARANHO, L. A. *et al.* Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 195-201, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017130372>. Acesso em: 26 jun. 2025.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 67-79, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2008000100006>. Acesso em: 26 jun. 2025.

MARTINS, O. Solute concentrations in the lower niger river and the solute rock contribution. **Hydrol. Proc.**, v. 2, p. 19-29, 1988.

MATSUMURA-TUNDISI, T. *et al.* Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: TUNDISI, J. G.; REBOUÇAS, A.; BRAGA, B. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**, 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006.

MAYERLE, R. *et al.* A case study of sediment transport in the Paranaguá Estuarine Complex. **Ocean Engineering**, n. 106, p. 161-174, 2015.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, 2005.

MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Orgs.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: Eduel, 2002.

MELLO, C. R., *et al.* Função das matas ciliares na preservação de bacias hidrográficas: uma revisão crítica. **Revista Brasileira de Hidrologia**, 2021.

MELLO, M. O. A. Ecologia da Bahia e o reflorestamento. In: SIMPÓSIO FLORESTAL DA BAHIA, 1., Salvador. **Anais [...]**. Salvador: Secretaria da Agricultura, 1973.

MENDES, S.; MESQUITA, E.; RODRIGUES, M.; MENALA, J. Influência dos sedimentos em suspensão no transporte e sobrevivência de *E. coli* no estuário do Tejo. **Revista Águas e Resíduos**, [S. l.], 2019. DOI: 10.22181/iaer.2019.0504. Acesso em: 2 jun. 2025.

MERCK. **Spectroquant Phosphate Cell Test for the determination of orthophosphate and total phosphorus** - Method 11.4543. Supelco, 2021.

METZ, J. **Interpretação de clusters gerados por algoritmos de clustering hierárquico**. 2006. 152f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Computação e Matemática Computacional) – Instituto de Ciências matemáticas e de computação - ICMC-USP, São Carlos, 2006.

MEYBECK, M. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 358, n. 1440, p.1935-1955, 2003.

MIAO, S. L.; NEWMAN, S.; SKLAR, F. H. Effects of Habitat Nutrients and Seed Sources on Growth and Expansion of *Typha Domingensis*. **Aquatic Botany**, n. 68, p. 297-311, 2000.

MIAO, S. L.; SKLAR, F. H. Biomass and Nutrient Allocation of Sawgrass and Cattail Along a Nutrient Gradient in the Florida Everglades. **Wetlands Ecology and Management**, n. 5, p. 245-263, 1998.

MMA/ICMBIO. **Plano de Manejo Parque Nacional do Descobrimento**. Brasília: Moderna, 2014. v. 2. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-demanejo/parna_descobrimento_pm_v1.pdf. Acesso em: 10 fev 2025.

MOLLE, F. Nirvana concepts, narratives and policy models: Insights from the water sector. **Water Alternatives**, v. 1, n. 1, p. 131-156, 2008.

MORAIS, E. B. **Avaliação da qualidade da água da microbacia do rio Cabeça (bacia do rio Corumbataí-SP)**. 2010. 109f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), Rio Claro, 2010.

MORAES, L. C. de; SEER, H. J. **Terras Raras**. Belo Horizonte: Grupo de Prospecção Mineral da Codemge, Codemge; UFMG; CPMTc; FUNDEP; Governo de Minas Gerais, 2018. Disponível em: <https://www.codemge.com.br/wp-content/uploads/2018/10/TerrasRaras.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2025.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantas**. 2003. 88f. Dissertação (Mestrado em recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MOURA, L.; LANDAU, E. C.; FERREIRA, A. de M. **Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado no Brasil**. “Variação geográfica do saneamento básico no Brasil. Cap8, 2010. Disponível em:

<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1063689/1/GeoSaneamentoCap08.pdf>. Acesso em: 28 jun. 2025.

MUNIZ, D. H. F. *et al.* Caracterização da qualidade da água superficial de três corpos hídricos rurais do distrito federal. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais [...]**. Rio Grande do Sul, p. 1-8, 2013.

NASCIMENTO, A. M. A.; PEREIRA, E. V. S.; MEDEIROS, P. R. P. Análise do material particulado em suspensão no Rio Paraíba do Meio durante dois anos hidrológicos. In XII ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS EM SERGIPE. Aracaju, 2019.

NASCIMENTO, J. E. F. do. **Estudo da distribuição e variação das formas nitrogenadas dissolvidas em sistemas estuarinos brasileiros sob diferentes regimes de maré**. 2024. 91f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

NETO, A. C. **pH de solos ácidos**, 2009. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/676469379/PH-de-Solos-Acidos>. Acesso em: 1 jun. 2025.

PAGANINI, W. S.; SANTOS, C. R.; BOCCHIGLIERI, M. M.; MENDES, P. B. M. T. A poluição por coliformes termotolerantes (fecais) entre 1978 e 2002 no Rio Tietê: da nascente até as proximidades do reservatório de Barra Bonita. In CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005.

PEI-YUAN, C.; PANG, C.-C.; SUNG, G.-Y. Developing an integrated model relating substrate water content to indoor temperature reduction for irrigation-decision support of a green roof. *Heliyon*, v. 10, e23963, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e23963>.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: Henry, R. (org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003.

PETERSEN, F.; HUBBART, J. Quantificação das concentrações de *Escherichia coli* e material particulado em suspensão em uma bacia hidrográfica dos Apalaches com uso misto do solo. **Água**, v. 12, n. 2, p. 532, 2020.

PINTO, L. V. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, Minas Gerais, **Ed Scientia Forestalis**, n. 65, p. 197-206, 2004.

PIPER, A.M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. Eos Trans. **Am. Geophys. Union** 1944, 25, 914–928.

PIROLI, E. L. Bacias hidrográficas: definições e representação. In **Água e bacias hidrográficas: planejamento, gestão e manejo para enfrentamento das crises hídricas** [online]. São Paulo: Editora Unesp, 2022, ISBN: 978-65-5714-298-1. Disponível em: <https://doi.org/10.7476/9786557142981.0004>. Acesso em: 1 jun. 2025.

PORTO, Monica Ferreira do Amaral. **Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro**. 2002. 131 f. Tese (Livre Docência) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

POSTEL, S. L.; RICHTER, B. D. **Rivers for Life: Managing Water for People and Nature**. Washington, DC: Island Press, 2003.

PRADO-BA. Prefeitura. Disponível em: <http://www.prado.ba.gov.br/historia>. Acesso em: 8 jul. 2024.

RICARDO, F. (Org.). **Terras indígenas & unidades de conservação da natureza: o desafio das sobreposições**. São Paulo: Instituto Socioambiental (ISA), 2004.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos**. São Paulo: Hucitec; Edusp, 1979. Volume 2.

ROCHA, E. S. **Qualidade da água do rio Itanhém entre os municípios de Medeiros Neto e Teixeira de Freitas, Bahia**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal do Sul da Bahia e Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, Porto Seguro, 2020.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000.

ROSA, R. S.; MESSIAS, R. A.; AMBROZINI, B. **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável**. Instituto de química de São Carlos (USP), 2003.

SANCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: Conceitos e Métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SANTOS, P. dos; MARTINS, J.; CALLISTO, J.; MACEDO, R. Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, [S. l.], v. 6, n. 2, 2017. DOI: 10.5281/zenodo.3955122. Disponível em: <https://revistas.ufvjm.edu.br/revista-espinhaco/article/view/105>. Acesso em: 10 jul. 2025.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental**: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. **A Microbacia de Cumuruxatiba-BA**. SBI - Sociedade Brasileira de Ictiologia, Rio de Janeiro, n. 99, 2010.

SARMENTO-SOARES, L. M.; MAZZONI, R.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. A fauna de peixes nas bacias litorâneas da Costa do Descobrimento, Extremo Sul da Bahia, Brasil. *Sitientibus, Série Ciências Biológicas*, v. 9, n. 2/3, p. 139-157, 2009.

SILVA, J. A. *et al.* Regressão e validação do modelo de correlação entre CE e STD: uma abordagem para o aquífero Cabeças na região sudeste da Bacia Sedimentar do Parnaíba. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 1, p. 45-54, 2015.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. Amazonas, **Acta Amazônica**, v. 38, n. 04, p. 733-742, 2008.

SMWW - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23. ed., 2017. Método 10200 H.

_____ - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23. ed., 2017. Método 2540D.

_____ - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23. ed., 2017. Método 2540C.

_____ - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23. ed., 2017. Método 2510B.

_____ - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23. ed., 2017. Método 4500A.

_____ - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23. ed., 2017. Método 9223.

SOUZA, C. A. *et al.* **Correlação entre variáveis abióticas e biótica em água de abastecimento público em Goiás**. Tratamento de Água, 11 jun. 2018. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/abastecimento-publico-goias/>. Acesso em: 5 jun. 2025.

SOUZA, R. A. S. **Avaliação das frações de fosfato como indicadores de eutrofização de águas superficiais**. 2006. 123f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2006.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, 2005. v.1.

TOLEDO, L. G. de; NICOLELLA, G. **Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2022.

THOMAS S. M.; BINI, L. M. **Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil**. In Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas (SM Thomas, LM Bini, eds.). Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

TUCCI, C. E. M. **Águas Urbanas: Gestão e Planejamento**. Editora ABRH, 2007.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (Org.). **Inundações urbanas na América do Sul**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003, cap.2, p.11-44.

TUNDISI, J. G. Governança da água. Revista UFMG, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 222-235, jul./dez. 2013.

_____. A gestão integrada dos recursos hídricos no Brasil: problemas, avanços e perspectivas. In: TUNDISI, J. G. (Coord.). **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014. p. 25-32.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Carlos, SP: Oficinas de Texto, 2008.

_____. **Recursos hídricos no século 21**. Oficina de Textos, 2010. UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Preventing eutrophication: scientific support for dual nutrient criteria**. Washington, DC: U.S. EPA, Office of Water, 2015. (EPA 820-F-15-001). Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/documents/nandpfactsheet.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2025.

VASCONCELOS, D. C. **Estudo da Radiotividade natural em areias de praias do extremo sul da Bahia utilizando métodos de análise nucleares**. 2010. 124f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Nuclear) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Nuclear, Belo Horizonte, 2010.

VENDRAMINI, D. **Aspectos hidroquímicos de uma bacia reflorestada com Eucalyptus grandis no município de Angatuba – São Paulo**. 2009. 195f. Dissertação (Mestrado em

Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

VERONEZ, H. T. P. **As escolas indígenas das aldeias de Curumuxatiba (BA) e a reconstrução da identidade cultural pataxó**. 2006. 176f. Dissertação (Mestrado). Programa Interdisciplinar em Educação, Administração e Comunicação, Universidade São Marcos. São Paulo, 2006.

VINHAS MEDEIROS, J. L.; MOREAU, A. M. S. dos S.; MOREAU, M. S. A cultura do eucalipto na região do extremo sul do estado da Bahia: Análises do uso da terra e socioeconômica. **Boletim Campineiro de Geografia**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 117-135, 2021. DOI: 10.54446/bcg.v11i1.507. Disponível em: <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-campineiro/article/view/2805>. Acesso em: 28 jun. 2025.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, n. 277, p. 494-499, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

_____. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007. Volume 7.

_____. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4th Edition, Editora UFMG, 2014. Volume 1.

VÖRÖSMARTY, C. J. *et al.* Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. **Science**, v. 289, p. 284-288, jul. 2000.

_____. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, n. 7315, p. 555-561, 2010.

VOUGHT, L. B.; DAHL, J.; PEDERSEN, C. L.; LACOURSIÈRE, J. O. Nutrient retention in riparian ecotones. **Ambio**, v. 23, n. 6, p. 342-348, 1994.

ZANINI, H. L. H. T. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 4, p. 732-741, jul. 2010.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29-42, jan./mar. 2016.

WALLING, D. E.; PEART, M. R. Some quality considerations in the study of human influence on sediment yields. In: **The Influence of Man on the Hydrological Regime**, Helsinki, 1980. IAHS Publ. 130, 1980. p. 285-292.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Land-Water Interfaces: Metabolic and Limnological Regulators. Verh. Internat. Verein Limnol, 24, 1990, p. 6-24.

_____. Microcommunities and microgradients: Linking nutrient regeneration, microbial mutualism and high sustained aquatic primary production. **Aqua. Ecol.**, n. 27, p. 3-9, 1993.

_____. **Limnology**: lake and river ecosystems. gulf professional publishing, Londres, 1006p, 2001.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Procedimentos laboratoriais detalhados

As análises de **Sólidos suspensos** - a análise foi iniciada com a pesagem dos cadinhos contendo os filtros de fibra de vidro previamente preparados. Em seguida, foi aplicado o sistema de vácuo ao equipamento de filtração. A amostra (volume da amostra utilizado foi de 200 mL), mantida sob agitação magnética, teve uma alíquota retirada com micropipeta, posicionando a ponta entre a parede do recipiente e o vórtice formado para garantir uma homogeneização adequada. Essa alíquota foi adicionada cuidadosamente ao centro do filtro no cadinho. O volume exato da amostra foi registrado. Após a adição da amostra, o filtro foi lavado com três porções sucessivas de no mínimo 10 mL de água deionizada, utilizando uma proveta. O procedimento garantiu que todos os resíduos de sólidos fossem removidos da superfície do filtro. Após a filtração, o cadinho foi removido do sistema e levado à estufa de secagem, mantida entre 103-105°C, por um período mínimo de 1 hora, para remover a umidade restante. Após o tempo de secagem, o cadinho foi transferido para um dessecador contendo sílica gel, onde foi resfriado até atingir a temperatura ambiente. Por fim, o cadinho foi retirado do dessecador e pesado novamente para obter o valor da massa final ($m_c + a$), expressa em gramas. O método utilizado segue as orientações descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, procedimento 2.540 D (APHA, 2017).

Para a análise dos **Sólidos Totais Dissolvidos** (STD), utilizou-se a técnica condutométrica, empregando o condutivímetro modelo ORION1156.9.2. O eletrodo foi imerso na amostra, aguardando o tempo necessário para estabilização da leitura, momento em que o visor exibiu a mensagem *Ready*. O valor de condutividade registrado foi transferido para uma planilha específica, onde foi realizada a conversão dos dados para sólidos totais dissolvidos. Esse procedimento segue as orientações gerais do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, método 2.540 C (APHA, 2017).

Para determinar a **Condutividade Elétrica (CE)** das amostras de água, utilizou-se método eletrométrico, fazendo-se uso de medidor de condutividade de banca, Condutivímetro, da marca THERMO ORION115, modelo 115A, que se baseia na intensidade da corrente elétrica que circula entre os eletrodos, localizados na célula de medição, que são imersos na amostra que se deseja medir, o método de referência 2.510 B do *Standard Methods-SMEWW* (APHA, 2017).

Para análise de **Fósforo**, foi utilizado o Método Colorimétrico Merck nº 114.543 (*Spectroquant Phosphate Cell Test*) envolve duas etapas principais: (1) conversão de todas as formas de fósforo em ortofosfato dissolvido e (2) determinação colorimétrica desse ortofosfato. O procedimento é realizado por meio da digestão das amostras para análise de fósforo total e subsequente medição por espectrofotometria. Etapas do processo: 1) Preparo das amostras: foram adicionados 5 mL da amostra à cubeta de reação. Em seguida, foi adicionado o reagente P-1K, e a cubeta foi aquecida a 120°C por 30 minutos em um bloco digestor. Após o aquecimento, a cubeta foi resfriada até a temperatura ambiente; 2) medida de fósforo total e ortofosfato dissolvido: após o resfriamento, a cubeta foi agitada e foram adicionadas cinco gotas do reagente P-2K, seguidas por uma porção do reagente P-3K. Após a dissolução completa dos reagentes, a amostra repousou por cinco minutos, permitindo o desenvolvimento de uma coloração azul, indicativa da presença de fósforo; 3) leitura dos resultados: a cubeta foi lavada com água deionizada, e uma solução de referência foi utilizada para calibrar o espectrofotômetro. Em seguida, a cubeta foi inserida no equipamento, e o resultado foi obtido em mg L^{-1} de PO_4P (fosfato de fósforo). Esse método permite a determinação de fósforo total e ortofosfato em concentrações específicas, com a reação colorimétrica baseada no desenvolvimento de uma coloração azul, conforme descrito no método colorimétrico MERCK - *Spectroquant Phosphate Cell Test*, Método 11454 (Merck, 2021).

A análise de **Nitrato** foi realizada pelo método fotométrico descrito: foi pipetado um volume de 2 mL da amostra para uma célula de reação. Em seguida, adicionado o reagente $\text{NO}_3\text{-1K}$ usando a tampa azul de dosagem. A célula foi imediatamente fechada e agitada vigorosamente por cinco segundos para garantir a dissolução dos sólidos. Após a agitação, a célula permaneceu em repouso por 30 minutos para que a reação ocorresse adequadamente. A leitura dos resultados foi feita através do espectrofotômetro, com os resultados sendo exibidos diretamente. O método segue as orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Seção 4500A) e do método Merck nº 72 (resorcinol), com a execução da análise feita utilizando o kit Merck 1.14556.0001 e leituras realizadas no espectrofotômetro Prove100 (APHA, 2017).

O Método Eletrométrico (Eletrodo de Íon Seletivo de Amônia) foi utilizado para a análise de **Nitrogênio Amoniacal** – as concentrações de nitrogênio amoniacal foram determinadas por meio do método e foram determinada por meio do método eletrométrico, utilizando um eletrodo íon seletivo de amônia. Esse eletrodo possui uma membrana hidrofóbica permeável a gás de politetrafluoretileno (PTFE), que separa a solução da amostra de uma solução interna de cloreto de amônio (NH_4Cl). A amônia dissolvida na amostra $[\text{NH}_3(\text{aq})]$ e

NH_4^+] é convertida em $\text{NH}_3(\text{aq})$ com a elevação do pH para ≥ 11 , adicionando-se uma base forte. As medições potenciométricas são realizadas com um medidor de pH equipado com uma escala expandida de milivolts (mV) ou um medidor de íons específico. Para a análise, foram adicionados 25 mL da amostra a um béquer, junto a uma barra magnética para agitação. O eletrodo íon seletivo foi inserido na amostra, garantindo que não houvesse bolhas de ar ao redor da membrana. Em seguida, foi adicionado o conteúdo de um sachê do regulador de força iônica (*Ammonia ISA Powder Pillow*). Após o tempo de estabilização, conforme indicado pela tela do equipamento, foi realizada a medição do resultado. O método segue as orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 4.500-NH₃D* (APHA, 2017).

Para análise de **Nitrogênio Total** utilizou-se o método fotométrico. O método transforma compostos orgânicos e inorgânicos de nitrogênio em nitrato, de acordo com o método de Koroleff, que utiliza um agente oxidante em um termorreator. Em uma solução acidificada com ácido sulfúrico e fosfórico, o nitrato reage com 2,6-dimetilfenol (DMP), formando 4-nitro-2,6-dimetilfenol, que é determinado fotometricamente. Etapas do processo:

- 1 - Digestão da amostra: foram utilizados 10 mL da amostra pré-tratada em um tubo de 16 mm. A essa amostra foi adicionada uma medida do reagente N-1K, até o nível 1, e seis gotas do reagente N-2K, com o frasco na posição vertical durante a adição. A mistura foi aquecida a 120°C em um termorreator pré-aquecido por 1 hora. Após o aquecimento, a amostra foi agitada por 10 minutos. É comum ocorrer turbidez ou precipitação na solução de digestão;
- 2 - Leitura dos resultados: a leitura foi realizada no espectrofotômetro Prove-100. O kit Merck 1.00613.0001 foi utilizado para a digestão da amostra. O método segue as orientações do *Standard Methods* - Seção 4.500-N, e do método Merck nº 153/108 (Método de Koroleff - Prove 100) (APHA, 2017).

Para análise **microbiológica de *Escherichia coli*** - foram realizadas utilizando a técnica de substrato enzimático cromogênico (Collilert), um método quantitativo com o sistema Quanti-Tray/2000. A amostra foi diluída em uma proporção de 10^{-1} , utilizando água de osmose. Em seguida, foi adicionado o substrato enzimático Collilert à amostra, que foi homogeneizada adequadamente. Após a homogeneização, a amostra foi transferida para a cartela Quanti-Tray/2000, que foi selada utilizando o selador apropriado e incubada em estufa por 24 horas a $35^\circ\text{C} \pm 0,5^\circ\text{C}$. A leitura dos resultados foi feita com base na mudança de cor das cavidades da cartela: cavidades amarelas indicaram um resultado positivo para coliformes totais, enquanto cavidades amarelas e fluorescentes sob luz UV de 6W(365-366nm) indicaram a presença de coliformes totais e *E. coli*. O resultado foi expresso em NMP (Número Mais Provável),

utilizando a tabela de referência do método. Seguindo orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23th Edition - Chapter 9223 (APHA, 2017).

As concentrações de **clorofila a** foram determinadas a partir da homogeneização da amostra, e posteriormente uma alíquota foi retirada com o auxílio de uma micropipeta ou proveta. Em seguida, foram adicionados 2 mL de carbonato de magnésio (MgCO_3) à amostra antes de iniciar o processo de filtração. Esta foi realizada em volumes sucessivos, repetindo o processo até que o filtro atingisse sua capacidade máxima. Foi aplicado um vácuo de 50 kPa (25 mm Hg) até que restasse aproximadamente 0,5 cm de amostra no filtro. Em seguida, o vácuo foi reduzido para 12 kPa (2 a 3 mm Hg) para remover o restante da água da amostra. Após a filtração, o filtro foi removido cuidadosamente do sistema com o auxílio de uma pinça e colocado em um recipiente de extração opaco ou embrulhado em papel alumínio. Extração do Pigmento: para a extração do pigmento, foram adicionados 3 mL de acetona 90% ao recipiente contendo o filtro. O filtro foi cuidadosamente triturado com um macerador ou homogeneizador de tecidos a 500 rpm por 1 minuto, facilitando a extração do pigmento. A amostra foi transferida para um tubo de centrífuga com tampa. O homogeneizador foi lavado com um pequeno volume de acetona, e os resíduos foram adicionados ao tubo de centrífuga. O volume total do tubo foi ajustado para 10 mL com acetona 90%. Os tubos foram colocados em suporte apropriado e mantidos sob refrigeração a 4°C durante o período de extração. Posteriormente, os tubos foram centrifugados a 3.000 rpm por 20 minutos para obtenção do extrato clarificado. A leitura espectrofotométrica foi realizada imediatamente após a centrifugação. Para determinação da clorofila a concentração de clorofila *a* segue o método espectrofotométrico (largura de banda espectral $\leq 2\mu\text{m}$, resolução 1nm e sensibilidade com absorvância $\leq 0,001$) segue orientações *Standard Methods* - método 10.200H. Equipamento EQ0464 Espectrofotômetro digital Marca: Nova Modelo: 1.800UV (APHA, 2017).