



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**VARIABILIDADE SAZONAL E ESPACIAL DA QUALIDADE DA
ÁGUA EM DOIS LAGOS AMAZÔNICOS: ÁGUA PRETA E
BOLONHA, BELÉM, PARÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada por:

CRYSSIA DA COSTA ROMÃO

Orientador: Pro. Dr. Marcelo Rollnic

Belém – Pará

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**VARIABILIDADE SAZONAL E ESPACIAL DA QUALIDADE DA
ÁGUA EM DOIS LAGOS AMAZÔNICOS: ÁGUA PRETA E
BOLONHA, BELÉM, PARÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada por:

CRYSSIA DA COSTA ROMÃO

Orientador: Pro. Dr. Marcelo Rollnic

Belém – Pará

2025

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com
ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará**

Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

R756v Romão, Cryssia da Costa.
Variabilidade sazonal e espacial da qualidade de água em dois lagos
amazônicos : Água Preta e Bolonha, Belém, Pará, Brasil / Cryssia da Costa
Romão . — 2025.

xv, 101 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Rollnic
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de
Geociências, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Belém, 2025.

1. Ecologia de lagos. 2. Hidroquímica. 3. Nutrientes. 4. Utinga. I.
Título.

CDD 574.526322



Universidade Federal do Pará

Instituto de Geociências

Programa de Pós-graduação em Oceanografia

VARIABILIDADE SAZONAL E ESPACIAL DA QUALIDADE DA ÁGUA EM DOIS LAGOS AMAZÔNICOS: ÁGUA PRETA E BOLONHA, BELÉM, PARÁ, BRASIL

Dissertação apresentada por

CRYSSIA DA COSTA ROMÃO

Como requisito parcial à obtenção de Grau de Mestre em Ciências na Área de SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS e Linha de Pesquisa Processos em Sistemas Costeiros e Oceânicos

Data de Aprovação: 04/04/2025

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br MARCELO ROLLNIC
Data: 24/06/2025 13:07:03-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Marcelo Rollnic
(Orientador - UFPA)

Documento assinado digitalmente
gov.br VINICIUS TAVARES KUTTER
Data: 24/06/2025 12:44:31-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Vinicius Tavares Kutter
(Membro - UFPA)

Documento assinado digitalmente
gov.br SILVIA KEIKO KAWAKAMI
Data: 23/06/2025 13:31:21-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Silvia Keiko Kawakami
(Membro - UFPA)

Documento assinado digitalmente
gov.br ANA PAULA LINHARES PEREIRA
Data: 23/06/2025 17:09:20-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Ana Paula Linhares Pereira
(Membro – UFPA)

À minha família, amigos e principalmente à minha
filha Isadora, que seguiu me dando forças até aqui.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer imensamente aos meus familiares que sempre acreditaram e me apoiaram em todas as decisões da minha vida, especialmente minha mãe, meu pai e minha irmã.

Agradeço ao professor e orientador Marcelo Rollnic que me encorajou desde o início e não mediu esforços para que este trabalho fosse concretizado. Obrigada pelo apoio e confiança, professor.

Ao Rafael Aquino, responsável do laboratório de hidroquímica, e no meu coração meu co-orientador, por toda transferência de conhecimento, paciência, conselhos, boas risadas e pela amizade construída no decorrer do mestrado.

Agradeço também a todos da equipe de laboratório e de campo no apoio às coletas e análises dos dados, principalmente ao Rodrigo, Bruna, Marília, Danrley, Marco, John, Deise. Vocês tornaram tudo mais leve e divertido.

À Universidade Federal do Pará (UFPA), ao Programa de Pós Graduação em Oceanografia (PPGOC) e ao Laboratório de Pesquisa em Monitoramento Ambiental e Marinho (LAPMAR) pela estrutura oferecida para o desenvolvimento da pesquisa e pelo aprendizado transmitido através dos professores do programa.

Muito obrigada, a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para que mais esse sonho e estágio da vida acadêmica fosse realizado, do jeito que Deus planejou.

Gratidão!

“Sempre é tempo. Se não é de colheita, é de plantio.” ✨☺

- Liana Ferraz

RESUMO

Localizados no Parque Estadual do Utinga (PEUt), os lagos Bolonha e Água Preta são os principais corpos hídricos que abastecem a Região Metropolitana de Belém (RMB) com água potável pela Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), sendo responsável por 75% do abastecimento desta população. Estudar e conhecer a hidroquímica desses lagos é de fundamental importância, pois as condições ambientais e os serviços ecossistêmicos estão diretamente relacionados com a qualidade da água nos lagos. As fontes de entrada, como o aporte do rio Guamá por bombeamento, lançamento de efluentes *in natura*, escoamento continental oriundo da precipitação pluviométrica, demandam um esforço amostral aprimorado ao longo do sistema. Portanto, este trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da água dos lagos Bolonha e Água Preta para identificar fontes de contaminação e seus efeitos sobre o ecossistema e a saúde pública. Para o entendimento e identificação dos processos físico-químicos e suas interações com as atividades antrópicas, hidrodinâmica e o clima, foram realizadas medições mensais, durante 12 meses (setembro de 2023 a agosto de 2024) em 20 pontos no lago Água Preta e em 4 pontos no lago Bolonha. Foram coletadas amostras em 2 profundidades (superfície e fundo) para obtenção dos valores de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), turbidez e sólidos totais dissolvidos (STD) com o auxílio de uma sonda multiparâmetros, da marca HORIBA. Alíquotas foram separadas para determinação em laboratório dos seguintes parâmetros: amônio, nitrito, nitrato, fosfato, nitrogênio e fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, clorofila-a e alcalinidade total. Os dados mensurados foram analisados estatisticamente entre pontos e estações sazonais, e calculados os Índices de Estado Trófico (IET) e de Qualidade de Água (IQA).

Palavras-chave: ecologia de lagos; hidroquímica; nutrientes; Utinga.

ABSTRACT

Located in the Utinga State Park (PEUt), the Bolonha and Água Preta lakes are the main bodies of water that supply the Metropolitan Region of Belém (RMB) with drinking water through the Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), which is responsible for 75% of the supply to this population. Studying and understanding the hydrochemistry of these lakes is of fundamental importance, as environmental conditions and ecosystem services are directly related to the quality of the water in the lakes. The sources of input, such as pumping from the Guamá River, in natura effluent discharges and continental runoff from rainfall, require an enhanced sampling effort throughout the system. Therefore, the aim of this study was to analyze the water quality of the Bolonha and Água Preta lakes in order to identify sources of contamination and their effects on the ecosystem and public health. In order to understand and identify the physical-chemical processes and their interactions with anthropogenic activities, hydrodynamics and climate, monthly measurements were taken over 12 months at 20 points in Água Preta Lake and 4 points in Bolonha Lake. Samples were taken at 2 depths (surface and bottom) to obtain water temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen (DO), turbidity and total dissolved solids (TDS) using a HORIBA multi-parameter probe. Aliquots were separated for laboratory determination of the following parameters: ammonium, nitrite, nitrate, phosphate, nitrogen and total phosphorus, biochemical oxygen demand, thermotolerant coliforms, chlorophyll-a and total alkalinity. The measured data was statistically analyzed between points and seasonal stations, and the Trophic State Index (TSI) and Water Quality Index (WQI) were calculated.

Keywords: lake ecology; hydrochemistry; lakes; nutrients, Utinga.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Sistema de captação e distribuição de rio Guamá. Fonte: Adaptada-Google Earth (2024).	6
Figura 2 - Macrófitas retiradas do lago Bolonha e sendo descartadas às margens da conexão entre os lagos.	7
Figura 3 - Adensamento de populações de macrófitas aquáticas no lago Água Preta.	8
Figura 4 - Lago Bolonha totalmente coberto devido a suspensão da retirada por macrófitas.	10
As Figura 5 - Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem nos lagos Água Preta e Bolonha. a: localização dentro do Brasil, b: localização dos lagos na RMB e c: localização dos lagos no Parque Estadual do Utinga.	11
Figura 6 - Macrófitas aquáticas proliferadas em cerca de metade do Lago Bolonha.	12
Figura 7 - Localização da área de estudo nos lagos Água Preta e Bolonha na cidade de Belém. Os pontos vermelhos indicam as estações de amostragem no estudo de 2023-2024. Os pontos B01 a B05 não foram coletados, devido à presença de macrófitas.	21
Figura 8 - Distribuição temporal da precipitação (mm) para os períodos de 2023-2024 (período de estudo) e 1994-2024 (período histórico). Dados obtidos da estação do INMET próxima à região de estudo. Os períodos climáticos foram incluídos para fins explicativos nos resultados e na discussão posterior. Set-out-nov (primavera), Dez-jan-fev (seco), Mar-abr-maio (outono), Jun-jul-ago (chuvoso).	24
Figura 9 - Distribuição temporal e espacial da temperatura da água (°C) (a) e da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) (b) nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta) e o quartil 1, quartil 3, mínimo, máximo e outlier (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.	26

- Figura 10 - Distribuição temporal e espacial da turbidez (NTU) **(a)** e do STD **(b)** nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3 e o mínimo, máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis..... 28
- Figura 11 - Distribuição temporal e espacial do pH **(a)** e do OD **(b)** nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis..... 30
- Figura 12 - Distribuição temporal e espacial de PID **(a)** e NID **(b)** nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3 e o mínimo, máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis. 32
- Figura 13 - Distribuição temporal e espacial de AT **(a)** e CO₂ dissolvido **(b)** nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3 e o mínimo, máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis..... 34
- Figura 14 - Distribuição temporal e espacial de DBO **(a)** e coliformes fecais **(b)** em Água Preta e Bolonha lagos em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1 e o quartil 3, mínimo, máximo e outliers (círculos brancos) A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas 36
- Figura 15 - Parâmetros de superfície e de fundo nos lagos Água Preta e Bolonha. *** indica diferenças significantes entre a superfície e o fundo (teste de Mann-Whitney; $p < 0,05$; $\alpha = 0,05$). ns: indica que não é estatisticamente significativo. Painel esquerdo para o Lago Água Preta. Painel à direita para o Lago Bolonha..... 45
- Figura 16 - Distribuição de espécies de carbono (HCO₃⁻ e CO₂ dissolvido) na faixa de pH 4-12 para os lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Pontos azuis indicam HCO₃⁻ e pontos vermelhos indicam CO₂..... 53

- Figura 17 - PCA dos principais parâmetros associados à qualidade da água (Temp= temperatura da água; pH; OD = oxigênio dissolvido; DBO; Clo-a= clorofila a; CF= coliformes fecais; N-Tot= N total; P-Tot= P total; CO₂ = CO₂ dissolvido). PCA no lago Água Preta com parâmetros e estações (a); PCA no lago Bolonha com parâmetros e estações (b); PCA no lago Água Preta com parâmetros e meses (c); PCA no lago Bolonha com parâmetros e meses (d). As cargas fatoriais estão detalhadas nas tabelas 1S, 2S, 3S e 4S na seção material suplementar.....55
- Figura 18 - Índices mensais de IET e IQA para os lagos Água Preta e Bolonha para o período de 2023 a 2024. As barras indicam as categorias dos índices calculados (a); análise estatística para os índices climáticos períodos associados aos índices estimados (b).....57
- Figura 19 - Distribuição temporal e espacial de NO₃⁻ nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.59
- Figura 20 - Distribuição temporal e espacial de NO₂⁻ nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.61
- Figura 21 - Distribuição temporal e espacial de NH₄⁺ nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.63
- Figura 22 - Distribuição temporal e espacial do N total nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.65
- Figura 23 - Distribuição temporal e espacial do P total nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.66

- Figura 24 - Distribuição temporal e espacial da clorofila **a** nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis 68
- Figura 25- Dendrograma de agrupamento hierárquico para a temperatura da água no Lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos..... 69
- Figura 26 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para turbidez no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos..... 69
- Figura 27 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para pH no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos. 70
- Figura 28 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para OD no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos. 70
- Figura 29 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para P total no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos. 71
- Figura 30 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para N total no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos..... 71
- Figura 31 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para TA no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos. 72
- Figura 32 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para DBO no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos. 72
- Figura 33 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para coliformes fecais no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos..... 73
- Figura 34 - Distribuição de espécies de carbono (HCO_3^- e CO_2 dissolvido) ao longo dos períodos climáticos nos lagos Água Preta e Bolonha durante 2023-2024. 73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação do estado trófico de reservatórios e lagos (Índice de Estado trófico – IET).....	17
Tabela 2 - Estatísticas temporais nos lagos Água Preta e Bolonha. KW: teste de Kruskal-Wallis; $p < 0,05$ indica diferenças significativas para $\alpha = 0,05$	39
Tabela 3 - Estatísticas espaciais no lago Água Preta. Clusters associados à análise aglomerativa hierárquica. Média±DP indica o valor médio e o desvio padrão. G1-4 indicam os grupos.....	43
Tabela 4 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Água Preta (Biplot com estações). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.	74
Tabela 5 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Bolonha (Biplot com estações). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.	74
Tabela 6 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Água Preta (Biplot com meses). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.	75
Tabela 7 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Bolonha (Biplot com meses). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.....	75

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	vii
LISTA DE TABELAS	xi
1 INTRODUÇÃO	2
2 OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 HIPÓTESES	4
4 MATERIAL E MÉTODOS	5
4.1 ÁREA DE ESTUDO	5
4.1.1 Clima.....	6
4.1.2 Cobertura vegetal	7
4.1.3 Geologia.....	8
4.2 AMOSTRAGEM	9
4.3 MÉTODOS ANALÍTICOS	12
4.3.1 Amônio (NH ₄ ⁺)	12

4.3.2 Nitrato (NO_3^-)	13
4.3.3 Nitrito (NO_2^-)	13
4.3.4 Fosfato (PO_4^{3-}) ou fósforo inorgânico dissolvido (PID).....	13
4.3.6 Determinação de Nitrogênio e Fósforo total.....	14
4.3.7 Coliformes termotolerantes.....	15
4.3.8 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5).....	15
4.3.9 Alcalinidade Total.....	15
4.3.10 Determinação de CO_2 dissolvido e HCO_3^-	15
4.3.11 Índice IQA	16
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	18
6 CONCLUSÃO	79
REFERÊNCIAS	80

1 INTRODUÇÃO

A água é vista como um recurso fundamental para a existência, o meio ambiente e o progresso social e econômico. No entanto, trata-se de um recurso limitado que deve ser protegido e conservado (Ferreira & Cunha 2005). Os ambientes aquáticos no geral podem ser utilizados pela sociedade de diversas maneiras, seja para recreação, transporte, geração de energia, irrigação, abastecimento de água potável, entre outros (Baron *et al.* 2002). A utilização racional dos recursos hídricos é imprescindível para uma gestão eficiente e recuperação de ambientes aquáticos degradados.

Lagos são tidos como ambientes lênticos, com duração efêmera quando comparados à escala de tempo geológica, de dezenas a centenas de milhões de anos. Os lagos são suscetíveis a diversos impactos, pois a taxa de troca de água é baixa, o que lhe confere um potencial maior de acumulação de toxinas no sedimento e há uma dependência da quantidade e qualidade das entradas de água dos rios, riachos e precipitação pluviométrica (Pereira 2011).

Inúmeros são os problemas relativos à qualidade de água dos corpos hídricos utilizados pela sociedade como, por exemplo, o descarte inadequado de resíduos sólidos, domésticos ou industriais; práticas agrícolas e de criação de animais e o despejo de efluentes não tratados (*in natura*). Estas ações antropogênicas somadas a processos naturais que ocorrem em uma bacia, acarretam impactos que podem ser sentidos a curto e a longo prazo. A crescente ocupação desordenada que ocorre nas cidades agrava ainda mais a problemática da contaminação hídrica, uma vez que junto com o crescimento populacional, se tem como produto também a contaminação do lençol freático, que são elos para enfermidades e riscos à saúde (Vasconcelos & Souza 2011).

Em várias metrópoles do Brasil, a ocupação urbana desordenada sempre foi presente e na Região Metropolitana de Belém (RMB) não é diferente. O crescimento populacional desordenado além de agravar questões socioculturais e econômicas como, por exemplo, o aumento da marginalização da população local e a incidência de crimes, traz consigo implicações socioambientais. Quando estas pressões socioambientais e socioespaciais ocorrem próximo a corpos hídricos que abastecem uma cidade, políticas públicas ambientais devem ser providenciadas.

Este cenário pode ser observado no bairro Curió-Utinga, em Belém-PA, onde parte do bairro do Curió-Utinga foi ocupado de forma indevida, que resultou no aterramento de várzeas e na criação de lotes sem nenhum planejamento, teve como produto a ocupação irregular da planície de inundação.

Assim, os igarapés se tornaram gradativamente canais de lançamentos de esgotos (Santos; Costa; Oliveira 2020). Com a crescente pressão antrópica ocorrida se fez necessária a criação de uma Área de Proteção Ambiental (APA), implantada em maio de 1993, com o intuito de proteger os mananciais de abastecimento de água da RMB, os quais estão localizados no Parque Estadual do Utinga (PEUt) (Ribeiro 2015).

Os lagos Bolonha e Água Preta representam os principais focos de degradação no PEUt, resultado da ausência de fiscalização e da conservação destes recursos hídricos, além da crescente pressão antrópica (Menezes 2013). De acordo com (Arcova *et al.* 1998), a qualidade da água em um manancial está relacionada por processos, que integram um equilíbrio delicado. As alterações físicas, biológicas, químicas ou climáticas, como vento, precipitação e a incidência de radiação solar, impactam a estratificação da coluna d'água e segundo Tundisi & Tundisi (2008), o estudo dos processos de estratificação e desestratificação térmica em reservatórios é essencial, uma vez que tais processos influenciam nas alterações físicas e químicas da água, como a distribuição de gases dissolvidos, nutrientes e organismos do plâncton na coluna d'água.

No Brasil o monitoramento da qualidade das águas é determinado pela portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021 e pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) Resolução nº 357 de 2005 que estabelece a classificação e o enquadramento dos corpos de água conforme os seus usos. Os corpos hídricos são divididos em classes sendo definidos padrões para cada uma delas que determinam os limites mínimos ou máximos das concentrações das variáveis de qualidade de água. Portanto, estudar e conhecer a hidroquímica destes lagos é de fundamental importância, pois as condições ambientais, os serviços ecossistêmicos, e a saúde pública da população, estão diretamente relacionados com a qualidade da água nos lagos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- O objetivo deste estudo é analisar a qualidade da água dos lagos Bolonha e Água Preta a fim de identificar fontes de contaminação que podem ter efeitos sobre o ecossistema e a saúde pública.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Verificar os parâmetros de qualidade de água em comparação com a resolução CONAMA 357/2005, e a partir dos Índices de Qualidade de Água (IQA) e Estado Trófico (IET);
- Avaliar a variabilidade sazonal dos parâmetros nos lagos Bolonha e Água Preta;
- Avaliar a variabilidade espacial dos parâmetros em cada lago, Bolonha e Água Preta;
- Investigar a variabilidade dos parâmetros entre os lagos Bolonha e Água Preta

3 HIPÓTESES

Para este trabalho, foram levantadas algumas hipóteses. A primeira hipótese é de que próximo aos pontos de despejos de efluentes os parâmetros possuem valores acima do Valor Máximo Permitido (VPM) segundo a Resolução CONAMA 357/2005. O despejo irregular de esgoto não tratado acarreta o aumento da disponibilidade de nutrientes e contaminantes dissolvidos na água, principalmente nitrogênio e fósforo, dando suporte para a proliferação de macrófitas e a eutrofização nos lagos.

A segunda hipótese é que durante o período chuvoso a contaminação é maior devido a intensificação do processo de lixiviação, removendo nutrientes do solo e depositando-os nas águas dos lagos.

A terceira hipótese consiste na qualidade da água no lago Água Preta ser melhor em comparação ao lago Bolonha. A hipótese se dá pelo fato de que o lago Água Preta possui uma área maior, e conseqüentemente um maior volume de água, fazendo com que tenha mais capacidade de diluição de componentes químicos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo deste trabalho está inserida na bacia de Murucutu, onde está situado o PEUt. Os lagos Bolonha e Água Preta são os principais lagos que abastecem a região metropolitana de Belém com água potável, pelos serviços da Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), sendo responsável por 75% do abastecimento desta população (Cosanpa 1983).

O lago Água Preta possui uma área de aproximadamente 6.331.182 m² pertencentes à COSANPA e em terras da EMBRAPA (Censa & Cosanpa 1983). Possui uma profundidade máxima de aproximadamente 8,5 m e consegue armazenar em torno de 10.550.000 m³ de água (Sodré 2007). O lago Bolonha possui uma área dentro do Utinga de aproximadamente 1.664.130 m², o qual acumula 512.540 m³ de lâmina d'água em uma profundidade máxima de 7,64 m (Cosanpa 1983). Ambos os lagos são margeados por vegetação típica amazônica que auxilia na proteção destes mananciais (Ribeiro 1992).

O rio Guamá é um rio de fundamental importância para abastecimento de água de Belém (Matta, 2004). Sua importância se encontra no fato de que a Cosanpa (2000) construiu em seu leito uma adutora duplicada, direcionando a água para os reservatórios Água Preta e Bolonha (Bahia 2003). Após a captação de água do rio Guamá, o lago Água Preta se interliga com o lago Bolonha através de canais de ligação, que por sua vez está interligado com a Estação de Tratamento de Água (ETA) da COSANPA (Figura 1)



Figura 1 - Sistema de captação e distribuição de rio Guamá. Fonte: Adaptada-Google Earth (2024).

4.1.1 Clima

O clima da RMB corresponde ao tipo equatorial úmido, classificado de acordo com Koppen (1931) na categoria Afi. Apresenta umidade relativa do ar elevada, com média anual de 90% e temperatura com média anual em torno de 26°C. Os meses de junho a novembro são tidos como período seco (ou menos chuvoso), com menor precipitação pluviométrica e os meses de dezembro a maio são tidos como período chuvoso, com maior nebulosidade e precipitação pluviométrica, o que contribui para o menor aquecimento da superfície (Xavier 2018). Temos ainda o período de transição seco-chuvoso (dezembro a fevereiro) e o período de transição chuvoso-seco (junho a agosto).

O período chuvoso na Amazônia é comandado pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), com intensas precipitações e ventos fracos resultantes da convergência dos ventos alísios de nordeste e sudeste (Vianello & Alves 1991). Belém apresenta uma média anual de 3.001 mm de chuva, com variações de 300 a 450 mm durante os meses do período chuvoso, considerada uma das regiões mais chuvosas da Amazônia (Sodré & Rodrigues 2013).

4.1.2 Cobertura vegetal

Segundo Ferreira *et al.* (2022), no PEUt a vegetação é constituída em grande parte por vida arbórea, seguida de vegetação arbustiva, epifítica, herbácea e liana. Nos lagos Bolonha e Água Preta, existe uma vasta diversidade de macrófitas aquáticas, de forma de vida herbácea, flutuantes e fixas ao substrato. No ano de 2013 ocorreu uma grande limpeza de macrófitas nos lagos Bolonha e Água Preta, com retirada de aproximadamente 70% do total das macrófitas e segundo a Cosanpa (2013) foram retiradas 371.000 m² e 1.200 m² de vegetação aquática dos lagos Bolonha e Água Preta, respectivamente.

Durante a execução do trabalho foi observado em campo que ocorreu a retirada de macrófitas no lago Bolonha, as quais foram depositadas às margens dos lagos (Figura 2). Ainda, no PEUt, existem pequenas manchas de vegetação não arbóreas, classificadas como campinaranas, que ocorrem em solo arenoso, oligotrófico e ácidos, onde a vegetação é baixa e espaçada (Veloso *et al.* 1991).



Figura 2 - Macrófitas retiradas do lago Bolonha e sendo descartadas às margens da conexão entre os lagos.

Estudos demonstram que o PEUt, mesmo com a presença da densa cobertura vegetal, vem sofrendo com a perda da vegetação com o passar dos anos. Gutierrez *et al.* (2017) avaliaram que de 1984 a 2015 ocorreu uma redução na cobertura vegetal equivalente a 2,24 km², correspondente a 4,8% da área de vegetação primária. Santos *et al.* (2015) evidenciam que a Área de Proteção Ambiental da RMB, que por lei deveria ser ocupada por vegetação nativa, está sendo ocupada por ocupações urbanas, deixando assim de realizar as suas funções ambientais para a manutenção do equilíbrio ambiental.

Porém, um estudo realizado por Barros (2025), observou por meio de sensoriamento remoto que a área de floresta do PEUt está passando por um processo de recuperação nas antigas áreas de pastagem, devido ao aumento das limitações da APA que restringe o avanço urbano e minimiza

possíveis impactos causados pelo avanço demográfico. Barros (2025) afirma que os assentamentos urbanos na parte norte e noroeste da bacia hidrográfica dos lagos Bolonha e Água Preta são visíveis, o que pode gerar um grande impacto direto nos lagos. Neste mesmo estudo de Barros (2025), também foi observado que o aumento do processo de eutrofização gerado pela pressão antrópica ocasionou um aumento significativo no adensamento de macrófitas aquáticas, diminuindo o espelho d'água dos lagos (Figura 3).



Figura 3 - Adensamento de populações de macrófitas aquáticas no lago Água Preta.

4.1.3 Geologia

O solo no PEUt é caracterizado com os tipos Latossolo Amarelo Distrófico de textura média; Plintossolo Pétrico concrecionário; Plintossolo Háptico de textura média e Gleissolo de textura argilosa a muito argilosa (Pará 2013). A geologia da região possui características das formações de Pirabas, construída por rochas sedimentares e carbonáticas, e várias camadas de argilas, argilitos, areias e arenitos (Fenzl *et. al.* 2018).

A topografia do parque é plana a suave ondulada, constituída por tabuleiros, terraços e várzeas. Segundo Fenzl *et. al.* (2018) esta formação geológica propicia a caracterização do aquífero utilizado, devido aos depósitos de Barreiras e Pós-Barreiras ocorrerem em rasas profundidades e aflorar com sedimentos arenosos. A fácil acessibilidade desses aquíferos permite que estas formações sejam

bastante exploradas e, por consequência, mais vulneráveis à contaminação, principalmente por fossas domiciliares.

Os sedimentos do Grupo Pós-Barreiras depositados do Mioceno ao Pleistoceno são caracterizados por sedimentos arenosos e areno-argilosos, observados em pequenas áreas entre os lagos Bolonha e Água Preta. Os lagos em questão estão inclusos na unidade geomorfológica como Planalto Rebaixada da Amazônia, com terrenos altimetricamente empobrecidos, favorecendo o carreamento de sedimentos devido a composição argilo-arenosa da formação Barreiras, o qual pode ser potencializado pela remoção da cobertura vegetal juntamente com o aumento do escoamento superficial (Araujo Jr. 2015).

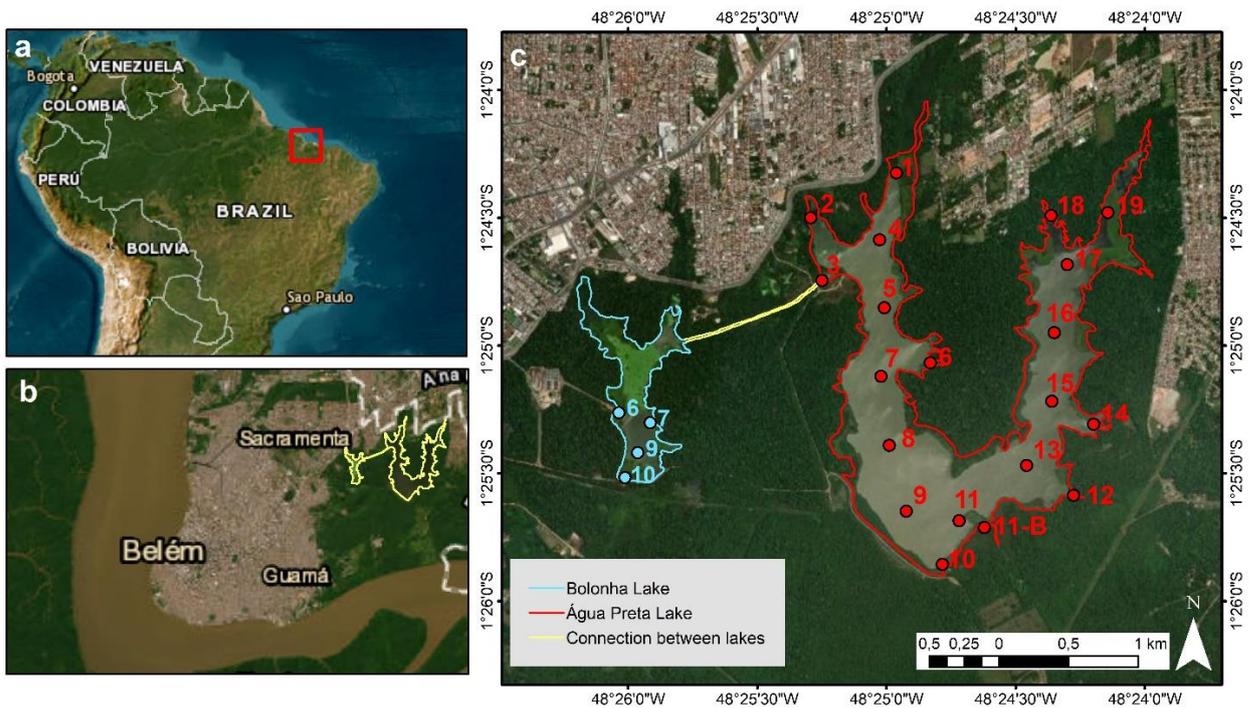
4.2 AMOSTRAGEM

As fontes de entrada de água, como aporte do rio Guamá por bombeamento, lançamento de efluentes *in natura* e o escoamento continental oriundo da precipitação demandam um esforço amostral aprimorado ao longo do sistema. Para o entendimento e identificação dos processos físico-químicos e suas interações com as atividades antrópicas, hidrodinâmica e o clima, foram realizadas coletas mensais ao longo de 1 ano, a partir do mês de setembro/2023 até agosto/2024. Os lagos Água Preta e Bolonha possuem a presença de macrófitas aquáticas, principalmente da espécie *Pontederia crassipes* que têm sido removidas mecanicamente por uma empresa terceirizada, contratada pela COSANPA. No lago Bolonha a suspensão temporária da remoção das macrófitas resultou na proliferação em todo o espelho d'água do lago, o que impossibilitou a realização das coletas nos meses de janeiro e fevereiro/2024 (Figura 4).



Figura 4 - Lago Bolonha totalmente coberto devido a suspensão da retirada por macrófitas.

Como estratégia de amostragem foram coletadas amostras de água em 20 pontos no lago Água Preta e em 4 pontos no lago Bolonha (Figura 5). As coletadas foram realizadas em 2 profundidades (superfície e fundo) com auxílio de uma garrafa de Van Dorn e, posteriormente, acondicionadas em garrafas de PTFE, mantidas sob refrigeração até o Laboratório de Pesquisa em Monitoramento Ambiental Marinho da Universidade Federal do Pará (LAPMAR/UFGPA). Os parâmetros físico-químicos foram medidos *in situ*, a saber: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), turbidez e sólidos totais dissolvidos (STD) com o uso de uma sonda multiparâmetros HORIBA, modelo U-52G.



As Figura 5 - Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem nos lagos Água Preta e Bolonha. a: localização dentro do Brasil, b: localização dos lagos na RMB e c: localização dos lagos no Parque Estadual do Utinga.

amostras foram separadas em duas alíquotas sendo uma alíquota filtrada em membranas de fibra de vidro com porosidade de $0,45 \mu\text{m}$ e destinada a determinação dos seguintes parâmetros: amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}), e a membrana com o material retido foi utilizada para a obtenção de clorofila-a. Enquanto a outra alíquota não filtrada foi empregada para a determinação dos seguintes parâmetros: nitrogênio (N) e fósforo (P) total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), coliformes termotolerantes (*E. coli*) e alcalinidade total (AT).

É importante salientar, que inicialmente estava planejado coletar em 10 pontos no lago Bolonha, mas a presença das macrófitas não permitiu a amostragem em todos os pontos, já que durante todo o período amostral cerca de metade do lago esteve ocupado pelas macrófitas supracitadas.



Figura 6 - Macrófitas aquáticas proliferadas em cerca de metade do Lago Bolonha.

4.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

As análises foram realizadas no LAPMAR/UFPA, sendo que todos os procedimentos analíticos foram efetuados em réplicas (triplicata), confecções de brancos e curvas analíticas. Todos os materiais como a vidraria e os materiais plásticos empregados nas análises foram previamente limpos com solução de HCl a 10% v/v para eliminação de interferente.

Para a determinação do amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fosfato (PO_4^{3-}) e clorofila-a, foi empregada a espectrofotometria na faixa do UV-visível seguindo as metodologias descritas por APHA (2017) e Arar (1997).

A somatória das concentrações obtidas de NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^- foi empregada e considerada como nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), e o PO_4^{3-} foi considerado como fósforo inorgânico dissolvido (PID).

4.3.1 Amônio (NH_4^+)

O princípio do método para a determinação do amônio (NH_4^+) consiste na reação do íon de interesse com o cloro presente no ácido dicloroisocianúrico (Trione), em meio alcalino, e forma a monocloramina (NH_2Cl), onde com a presença de fenol, o cloro em excesso e um catalisador, o nitroprussiato de sódio, produz o azul de indofenol. Para as análises, foram adicionadas em provetas 7 mL de amostras e adicionados 1 mL de solução fenol-nitroprussiato, 0,5 mL de solução de citrato de sódio e 1 mL de solução trione. Após a adição dos reagentes, as amostras foram guardadas por no mínimo 6 horas e no máximo 30 horas em temperatura ambiente e protegidas da luz. Foi utilizado o comprimento de onda de 630 nm para a leitura de absorbância.

4.3.2 Nitrato (NO_3^-)

O método de determinação do nitrato é baseado na redução quantitativa dos íons nitrato a partir de dosagens dos íons nitrito. Para as análises, foram utilizados reagentes Nitriver 6 e Nitriver 3 Powder de HACH. O princípio do método utiliza o cádmio para reduzir o nitrato para nitrito. Em seguida, em meio ácido, é produzido um sal através da reação do nitrito com o ácido sulfanílico que se acopla com o ácido cromotrópico para formar um composto de coloração rosa.

Em provetas de 25 mL, foram adicionadas 15 mL de amostras para realizar as análises. Posteriormente, foi adicionado o Nitriver 6 agitando por 3 minutos. Esperou-se 2 minutos para a adição de Nitriver 3 com agitações por 30 segundos, e foi aguardado 15 min para que ocorresse a reação completa. O comprimento de onda utilizado para as leituras foi de 507 nm.

4.3.3 Nitrito (NO_2^-)

Em meio ácido, o nitrito contido nas amostras reage com a sulfanilamida formando o íon diazótico. O íon diazótico reage com o N-(1-naftil)-etilenodiamina dicloridrato (NED) e produz um composto rosa avermelhado. Para as análises, em provetas foram adicionadas 25 mL de amostras, seguido da adição de 0,5 mL de solução de sulfanilamida e ácido clorídrico, aguardou-se 2 a 8 minutos para ser adicionado 0,5 mL de solução de NED. Para a realização da absorbância foi utilizado o comprimento de onda de 543 nm, entre o mínimo de 10 minutos e máximo 2 horas após a adição dos reagentes.

4.3.4 Fosfato (PO_4^{3-}) ou fósforo inorgânico dissolvido (PID)

Para a determinação do fosfato ou PID, o método consistiu na obtenção das formas de íons ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_3^- e H_2PO_4^-), que em meio ácido reage com o molibdato de amônio e formando o fosfomolibdato, que por sua vez reduzido pelo ácido ascórbico produz o fosfomolibdênio, de coloração azul. Em uma proveta foi medido 35 mL das amostras, 1 mL da mistura de reagentes (molibdato de amônio, ácido sulfúrico e tartarato de antimônio e potássio), 1 mL de ácido ascórbico, realizando agitações a cada adição. Para a leitura de absorbância foi aguardado entre 5 a 30 min, e foi utilizado o comprimento de onda de 880 nm.

4.3.5 Clorofila-a

As membranas de fibras de vidro com o material coletado foram desembrulhadas e adicionadas em frascos tampados de polipropileno (Tipo Falcon) de 15 mL contendo 10 mL de acetona a 90% (v/v)

para a determinação da clorofila-a. A extração foi otimizada com o auxílio de um banho de ultrassom por 15 minutos e foi completada por 24 horas sob refrigeração. Posteriormente, o extrato foi centrifugado a 3000 RPM por 10 minutos e uma alíquota de sobrenadante foi retirada para realização da leitura de absorvância, utilizando-se os comprimentos de onda de 630, 647, 664, e 750 nm.

As concentrações foram obtidas a partir das equações tricromáticas de Jeffrey & Humphrey:

$$C_{E,a} C_{E,a} = 11,85 (\text{Abs } 664 - \text{Abs } 750) - 1,54 (\text{Abs } 647 - \text{Abs } 750) - 0,08 (\text{Abs } 630 - \text{Abs } 750).$$

onde:

$C_{E,a}$ $C_{E,a}$ □ concentração de clorofila-a na solução analisada (mg/L).

Para calcular a concentração na amostra foi utilizada a equação abaixo:

$$Ca = \frac{C_{E,a} \times VE}{VA \times CB}$$

Onde:

$C_{E,a}$ □ concentração de clorofila-a no extrato (mg/L);

VE □ volume do extrato (L);

VA □ volume da amostra filtrada (L);

CB □ comprimento da cubeta utilizada para leitura no espectrofotômetro.

4.3.6 Determinação de Nitrogênio e Fósforo total

Os nutrientes nitrogênio e fósforo total são obtidos pela análise de alíquotas de amostras brutas. A metodologia descrita por Valderrama (1981) consiste na digestão da amostra com persulfato de potássio, sem a necessidade de utilizar ácidos fortes ou metais tóxicos. A digestão com o persulfato de potássio ocorre em meio alcalino para os componentes de nitrogênio e em meio ácido para o fósforo. Essas condições são obtidas a partir da presença de hidróxido de sódio e ácido bórico, onde o pH no início da reação é de 9,7 (alcalino) e finaliza entre 5 e 6 (ácido).

Para a realização da digestão das amostras foram medidos 40 mL de amostra e, posteriormente, adicionados 5 mL do reagente oxidante (persulfato de potássio + ácido bórico + hidróxido de sódio) e autoclavadas à 120°C por cerca de 50 minutos. Após esse procedimento o nitrogênio total é convertido

em nitrato e o fósforo total em fosfato, para a quantificação foram empregadas as metodologias descritas anteriormente para esses compostos.

4.3.7 Coliformes termotolerantes

Para determinação dos coliformes termotolerantes foi empregada a metodologia descrita por APHA (2005), a qual consistiu na filtração das amostras (cerca de 200 mL) e as membranas foram incubadas para formação das colônias, a uma temperatura de aproximadamente 45°C, após a incubação as foram contadas e analisadas para quantificação das colônias.

4.3.8 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

O método utilizado para determinação de DBO₅ consiste na incubação das amostras, previamente determinadas as concentrações de oxigênio dissolvido, diluídas por 5 dias a 20°C e protegidas da luz. Após esse período, foram determinadas as concentrações de oxigênio dissolvido pelo método titulométrico de Winkler. A DBO₅ foi determinada de acordo com o método descrito por APHA (2017).

4.3.9 Alcalinidade Total

Para a determinação da alcalinidade total foi empregada a metodologia descrita pela APHA (2017). O método consiste na titulação das amostras com uma solução padronizada de HCl 0,1 N ou H₂SO₄ 0,02 N. Foram medidos 100 ml de amostra em um erlenmeyer e adicionado 3 gotas de fenolftaleína, caso a amostra apresentasse coloração rosa, foi titulada com a solução ácida padronizada (HCl 0,1 N ou H₂SO₄ 0,02 N) até a cor desaparecer e anotou-se o volume gasto (V1). Posteriormente, foram adicionadas 3 gotas de alaranjado de metila e agitado, novamente foi titulada com a solução ácida até que apresentasse uma coloração próximo a salmão e anotou-se o volume gasto (V2).

4.3.10 Determinação de CO₂ dissolvido e HCO₃⁻

O CO_{2(aq)} (CO₂-dissolvido), o KCO₂ (coeficiente de solubilidade do CO₂) e o bicarbonato (HCO₃⁻) foram estimados usando o software CO₂sys (Lewis & Wallace, 1998), usando medições de pH e AT, com a dissociação constantes fornecidas por Cai e Wang (1998) para águas doces. Os valores de pH <5,3 foram obtidos a partir dessa estimativa de acordo com a recomendação de Raymond et al. (2012). Valores baixos de pH podem propagar um erro significativo na estimativa dos parâmetros do sistema de carbonato.

4.3.11 Índice IQA

O índice de qualidade da água (IQA) foi estimado a partir dos cálculos descritos pela CETESB (2017), baseado em Carlson (1977), o qual incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade da água, sendo o principal fator determinante a utilização para o abastecimento público. O IQA é calculado pelo produto ponderado das qualidades da água correspondentes para as variáveis que compõem o índice: coliformes termotolerantes, pH, DBO₅, N-total, P-total, temperatura da água, turbidez, TDS e OD. A fórmula usada foi:

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi}$$

onde,

IQA: Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", como uma função de sua concentração ou medição e,

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído de acordo com sua importância para a conformação geral da qualidade, onde:

n: número de variáveis incluídas no cálculo do IQA.

Com base nesse cálculo, a qualidade da água bruta pode ser determinada, o que é indicado pelo IQA, que varia em uma escala de 0 a 100, conforme mostrado nas categorias abaixo:

- ✓ Excelente: $79 < IQA \leq 100$
- ✓ Bom: $51 < IQA \leq 79$
- ✓ Regular: $36 < IQA \leq 51$
- ✓ Ruim: $19 < IQA \leq 36$
- ✓ Péssima: $IQA \leq 19$

O Índice de Estado Trófico (IET) tem como objetivo classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, em outras palavras, ele avalia a qualidade da água em termos de enriquecimento de nutrientes e seu efeito na água, crescimento de algas e cianobactérias. Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, uma vez que esse nutriente atua como o agente causador do processo.

A avaliação correspondente à clorofila-a (IET(CL)), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo d'água ao agente causador, indicando adequadamente o nível de

crescimento de algas que ocorrem em suas águas.

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2))$$

onde:

PT: concentração total de fósforo medida na superfície da água, em $\mu\text{g l}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila-a medida na superfície da água, em $\mu\text{g l}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

O resultado dos valores mensais apresentados nas tabelas IET será a média aritmética simples, arredondada para a primeira casa decimal dos índices de P-total e clorofila-a,

de acordo com a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET(PT)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de estado trófico estão definidos na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação do estado trófico de reservatórios e lagos (Índice de Estado trófico – IET).

Categoria (Estado trófico)	Ponderação	P total (mg m⁻³)	Clorofila-a (mg m⁻³)
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	$\text{P} \leq 8$	$\text{CL} \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	$8 < \text{P} \leq 19$	$1,17 < \text{CL} \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	$19 < \text{P} \leq 52$	$3,24 < \text{CL} \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	$52 < \text{P} \leq 120$	$11,03 < \text{CL} \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	$120 < \text{P} \leq 233$	$30,55 < \text{CL} \leq 69,05$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	$233 < \text{P}$	$69,05 < \text{CL}$

Fonte: Cetesb (2017).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados e discussões desta dissertação de mestrado será apresentado em formato de artigo, o qual foi submetido a revista *Environmental Monitoring and Assessment*, com o título *Seasonal and spatial variability of water quality in two Amazonian urban lakes: Água Preta and Bolonha, Belém, Pará, Brasil*.

Título: Variabilidade sazonal e espacial da qualidade da água em dois lagos urbanos amazônicos: Água Preta e Bolonha, Belém, Pará, Brasil.

Autores: Cryssia Romão¹; Carlos Noriega²; Rafael Aquino¹; Bruna dos Santos Moraes¹; Rodrigo Brito¹; Moacyr Araujo^{2,3}; Carmen Medeiros²; Marcelo Rollnic¹.

Endereços: ¹ Laboratório de Pesquisa e Monitoramento Ambiental Marinho (LAPMAR), Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa N° 1, Belém 66075-900, PA, Brasil; ² Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, Av. Arquitetura s/n, 50740-550, Recife, Brasil. Arquitetura s/n, 50740-550, Recife, Brasil; ⁽³⁾ Rede Brasileira de Pesquisas sobre Mudanças Climáticas Globais (Rede CLIMA), Av. dos Astronautas, 1758, 01227-010 São José dos Campos, SP, Brasil.

***Autor** correspondente: cnoriega.ufpe@gmail.com

Resumo

Este estudo analisou a qualidade da água dos lagos Água Preta e Bolonha, identificando poluição antropogênica significativa. Altos níveis de fósforo total ($0,24 \pm 0,02$ mg/L⁻¹) e coliformes fecais (2124 ± 589 NMP/100 mL) indicam contaminação por esgoto não tratado. Além disso, a água apresentou um pH médio de $5,8 \pm 0,5$, refletindo condições ligeiramente ácidas que podem afetar a biodiversidade aquática e a solubilidade dos nutrientes. As concentrações de CO₂ dissolvido também foram altas, particularmente em Bolonha ($337,1$ μmol.L⁻¹) e Água Preta ($205,04$ μmol.L⁻¹), sugerindo atividade respiratória significativa e degradação de matéria orgânica. As variações sazonais influenciam a dinâmica da qualidade da água, com o período chuvoso apresentando uma deterioração significativa no índice de qualidade da água (IQA) e no índice de estado trófico (IET). As maiores concentrações de poluentes foram observadas perto de áreas urbanas, reforçando o impacto direto da urbanização descontrolada. O estudo ressalta a necessidade urgente de intervenção, incluindo melhor saneamento, regulamentação do uso da terra e restauração da zona

ribeirinha. O monitoramento contínuo e a implementação de políticas públicas eficazes são essenciais para preservar esses lagos, garantindo a qualidade da água para milhões de habitantes.

Palavras-chave: qualidade da água, eutrofização, índice IET, índice IQA, lagos tropicais.

5.1 INTRODUÇÃO

Os lagos Bolonha e Água Preta, localizados na Região Metropolitana de Belém (RMB), constituem as principais fontes de abastecimento público de água na área, atendendo a aproximadamente 75% da população (Sodré, 2007; Bahia, 2011). Formados na década de 1930 por meio de represamento, esses corpos d'água são alimentados pela drenagem natural e pelo bombeamento de água do rio Guamá, integrando um sistema crítico para o abastecimento de água da capital paraense e dos municípios adjacentes (Araujo et al., 2015). No entanto, sua importância contrasta com os riscos ambientais que enfrentam, particularmente devido à pressão antropogênica resultante da urbanização descontrolada, do lançamento de efluentes domésticos e industriais e da ocupação irregular do solo em seu entorno (Sodré, 2007; Bahia, 2011; Silva et al., 2022).

A expansão urbana acelerada na RMB, marcada pela proliferação de bairros periféricos e favelas, contribuiu para a contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (Rosa et al., 2013; Macedo et al., 2024). A impermeabilização do solo e o escoamento superficial transporta materiais orgânicos, excesso de nutrientes (como nitrogênio e fósforo), metais pesados e resíduos sólidos para os lagos, intensificando os processos de eutrofização e a degradação da qualidade da água (Macedo et al., 2024; Brito, 2020). Além disso, a falta de saneamento adequado e o desmatamento das áreas ribeirinhas aumentam a vulnerabilidade desses ecossistemas (Brito, 2020; Botelho, 2013).

Estudos anteriores destacam a necessidade de monitoramento contínuo de variáveis físico-químicas (pH, turbidez, oxigênio dissolvido) e biológicas para avaliar os impactos antropogênicos (Brito, 2020; Araujo et al., 2015). A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece diretrizes para a classificação dos corpos d'água; no entanto, a dinâmica urbana desafia a aplicação efetiva desses regulamentos (Correio et al., 2016). Apesar dos esforços de conservação no Parque Estadual do Utinga (PEUt), uma área protegida que abriga os lagos, a gestão enfrenta obstáculos devido à pressão demográfica e à falta de controle territorial (Bahia, 2011; Macedo et al., 2024).

Este estudo tem como objetivo analisar a qualidade da água dos lagos Bolonha e Água Preta por meio da avaliação de parâmetros como condutividade elétrica, turbidez e concentrações de

poluentes para identificar fontes de contaminação e seus efeitos no ecossistema e na saúde pública. Os resultados buscam subsidiar políticas públicas voltadas para a conservação desses mananciais, que são essenciais para o equilíbrio ecológico e o abastecimento de água de milhões de habitantes da Amazônia Oriental.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

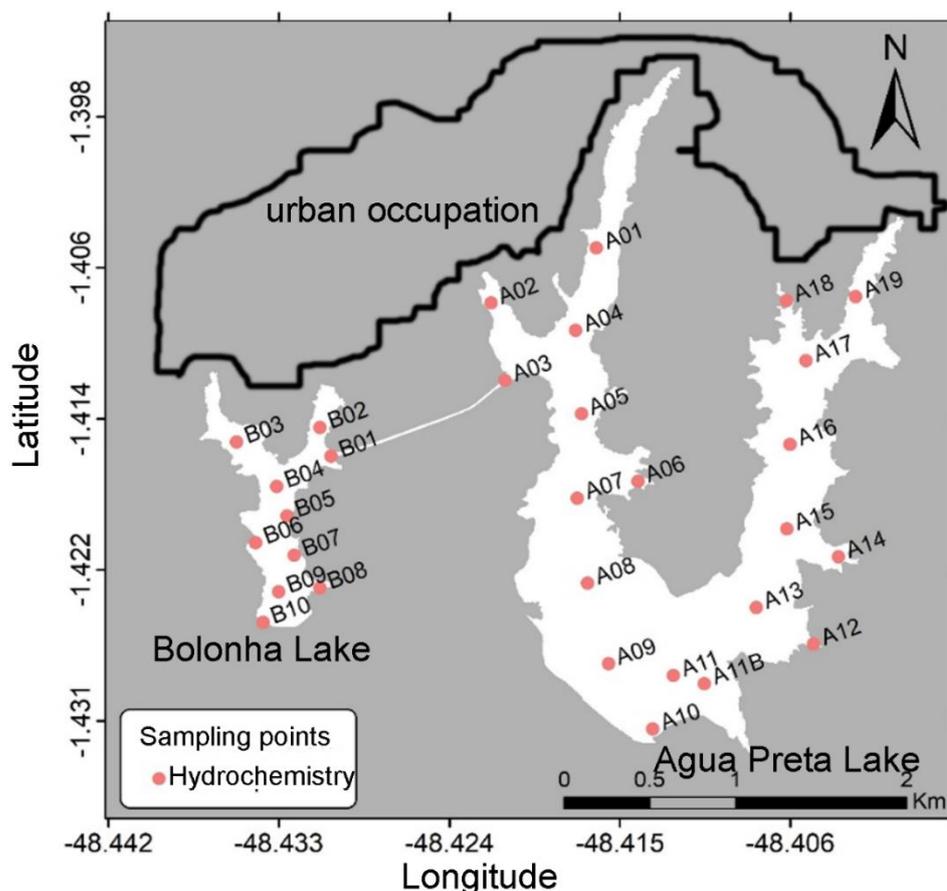
Os lagos Bolonha (577.000 m²) e Água Preta (3.116.000 m²) correspondem à bacia hidrográfica do Utinga na cidade de Belém, no Brasil (Sodré, 2007). Esses dois lagos são reservatórios de água para o abastecimento público da cidade de Belém (~2 milhões de pessoas) e de outros municípios adjacentes. O Rio Guamá, por meio de um canal adutor (~ 7 m³ s⁻¹; Silva et al. 2022), abastece a água desses reservatórios.

O rio Guamá é um típico rio amazônico, classificado como um rio de águas claras de acordo com Junk et al. (2011); suas águas têm pH quase neutro (6,0 - 8,5), concentrações relativamente altas de sólidos dissolvidos e águas turvas. Os solos dos lagos Água Preta e Bolonha são principalmente latossolos em 85% da região (Junk et al. 2011).

O clima na região é caracterizado como quente e úmido (Afi; classificação de Koppen), com alta pluviosidade (~2.800 mm por ano⁻¹), principalmente durante os meses de março e abril.

De setembro de 2023 a agosto de 2024, foram realizadas doze campanhas consecutivas, incluindo o período seco (setembro e novembro), o período de transição seco-chuvoso (dezembro e fevereiro), o período chuvoso (março a maio) e o período de transição chuvoso-seco (junho a agosto) nos lagos Água Preta e Bolonha.

Figura 7 - Localização da área de estudo nos lagos Água Preta e Bolonha na cidade de Belém. Os pontos vermelhos indicam as estações de amostragem no estudo de 2023-2024. Os pontos B01 a B05 não foram coletados, devido à presença de macrófitas.



5.2.2 Campanhas e metodologias de amostragem

Em cada campanha nos lagos (30 estações), foram obtidas amostras de água da superfície e do fundo em 60 pontos por meio de garrafas Niskin (2L). Os dados de temperatura, pH, OD, condutividade elétrica, turbidez e TDS foram coletados in situ usando uma sonda multiparâmetro HORIBA (Modelo U-5000G) com resolução de 0,01 °C (precisão $\pm 0,3$ °C), 0,01 unidades (precisão $\pm 0,1$), 0,01 mg l⁻¹ (precisão $\pm 0,2$ mg l⁻¹), 0,007 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (precisão $\pm 0,01$ $\mu\text{S cm}^{-1}$), 0,1 NTU (precisão ± 1 NTU) e $\pm 2,0$ g l⁻¹ (precisão $\pm 5,0$ g l⁻¹), respectivamente. Todas as amostras de água de superfície e de fundo (N=60 por parâmetro) foram transferidas para recipientes pré-enxaguados usando garrafas de 10 litros. Essas amostras foram então transferidas para outro conjunto (garrafas) pré-enxaguado com HCl 10% v/v. As amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro GF/F (47 mm de diâmetro) e imediatamente congeladas (-20 °C) até a análise laboratorial.

Os filtros contendo o material foram usados para determinar as concentrações de clorofila **a** (Chl-a) usando o método espectrofotométrico de Arar (1997). Os nutrientes inorgânicos dissolvidos, ou seja, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} (DIP) e SiO_2^- , foram analisados em triplicata de acordo com Grasshoff et al. (1983). A precisão foi de $\pm 0,16 \mu\text{g l}^{-1}$ para Chl-a, $\pm 0,21 \mu\text{mol l}^{-1}$ para NH_4^+ , $\pm 0,02 \mu\text{mol l}^{-1}$ para NO_3^- , $\pm 0,12 \mu\text{mol l}^{-1}$ para NO_2^- , $\pm 0,03 \mu\text{mol l}^{-1}$ para PO_4^{3-} e $\pm 0,20 \mu\text{mol l}^{-1}$ para SiO_2^- , enquanto a precisão foi de 8% para Chl-a, 6% para NH_4^+ , 2% para NO_3^- , 4% para NO_2^- e PO_4^{3-} e 5% para SiO_2^- . O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi quantificado como a soma de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$. Os nutrientes foram determinados usando o espectrofotômetro Quimis® modelo Q898DRM. Os limites mínimos de detecção (MDLs) foram: $0,05 \mu\text{mol l}^{-1}$ para NH_4^+ , $0,06 \mu\text{mol l}^{-1}$ para NO_3^- , $0,04 \mu\text{mol l}^{-1}$ para NO_2^- , $0,04 \mu\text{mol l}^{-1}$ para PO_4^{3-} e $0,7 \mu\text{mol l}^{-1}$ para SiO_2^- .

O N e o P totais foram determinados usando a metodologia de Valderrama (1981) com uma precisão de 2,1% para o N total e 1,3% para o P total. Os erros relativos dos métodos foram de 0,5% e 0,5% para o N total e o P total, respectivamente.

As unidades de alguns parâmetros foram convertidas em mg l^{-1} para fins de comparação com os limites da legislação ambiental.

Os coliformes fecais seguiram a metodologia do número mais provável (NMP) em 100 ml referenciada pela Método MPN da APHA 9:2015 e APHA/AWWA/WEF 9221:2012, para contagem de coliformes totais, coliformes termotolerantes e *E. Coli* em água e alimentos (APHA, 2005).

No laboratório, a alcalinidade total (AT) foi obtida utilizando o método descrito no manual de procedimentos analíticos do US Geological Survey para amostras de água "ANC - alcalinidade e capacidade de neutralização de ácido" utilizando o método descrito por APHA (1992). A precisão e a exatidão do AT foram $\pm 10 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e 5 %, respectivamente. As amostras para os outros parâmetros (demanda bioquímica de oxigênio – DBO_5 e AT) foram preservadas conforme descrito em APHA (1992) e transportadas para o Laboratório de Química Ambiental da Universidade Federal do Pará (LAPMAR). A DBO_5 foi determinada de acordo com o método descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992) em um período de 5 dias a 20°C . Os dados sobre precipitação pluviométrica foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a cidade de Belém.

As estimativas de $\text{CO}_{2\text{aq}}$ (CO_2 dissolvido), o KCO_2 (coeficiente de solubilidade do CO_2) e o bicarbonato (HCO_3^-) foram estimados com o software CO_2sys (Lewis & Wallace, 1998), usando medições de pH e TA.

Os índices de qualidade de água (IQA) e estado trófico (IET) foram determinados a partir das equações e classificação propostas pela CETESB (2017).

5.2.3 Análise estatística

Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente por meio de estatísticas descritivas: média, mediana, desvio padrão, valor mínimo, valor máximo, coeficiente de variação-CV, quartil 1, quartil 3 e outliers. O histograma também foi usado para observar a distribuição dos dados coletados.

Testes não paramétricos (Mann-Whitney, Kruskal-Wallis e teste de Dunn) foram usados para identificar diferenças entre 2 e > 2 séries de dados, respectivamente. Além disso, foi usado o teste de correlação de Pearson (identificação da correlação entre os parâmetros).

A metodologia para agrupamento hierárquico e criação de dendrogramas foi usada pelo método de Ward para agrupamento hierárquico, que minimiza a variação dentro dos grupos, agrupando as observações em grupos com base em sua similaridade.

A análise de componentes principais (PCA) foi usada para identificar padrões e correlações no conjunto de dados. A PCA é uma técnica estatística multivariada usada para reduzir a dimensionalidade dos conjuntos de dados hidroquímicos, identificando os principais componentes responsáveis pela variabilidade dos dados. Esse método ajuda a entender os processos e padrões hidroquímicos dominantes no conjunto de dados dos lagos Água Preta e Bolonha.

Todas as análises foram realizadas com o software gratuito Past® (Hammer et al. 2001) e mStatGraph versão 1.0 (Varona et al. 2021).

6 RESULTADOS

6.1 PRECIPITAÇÃO

A série de precipitação anual na região foi analisada comparando-se o período de estudo (2023-2024) com o período de série histórica anual (1994-2024) usando um teste estatístico não paramétrico (Figura 8). Como o valor de p (Mann-Whitney test; $U = 68,0$; $p\text{-valor} = 0,84$; $\alpha = 0,05$) é maior que 0,05, não há diferença estatística significativa entre o ano da amostra e as distribuições históricas. Isso sugere que os padrões de chuva na região são semelhantes aos padrões históricos.

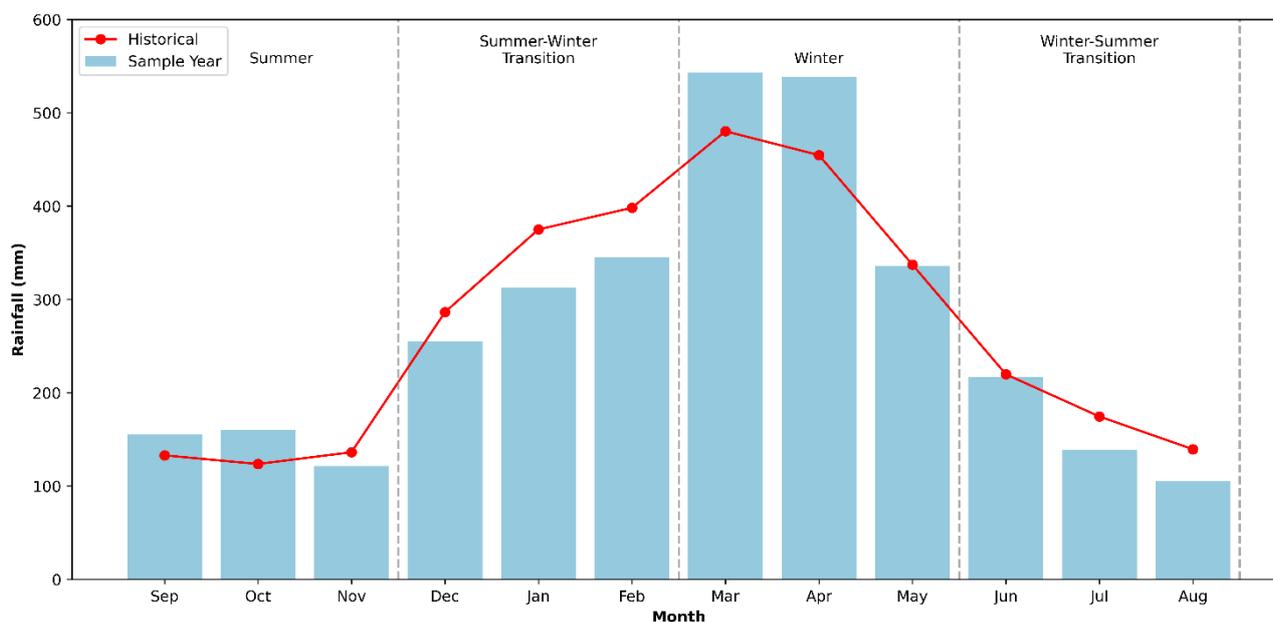


Figura 8 - Distribuição temporal da precipitação (mm) para os períodos de 2023-2024 (período de estudo) e 1994-2024 (período histórico). Dados obtidos da estação do INMET próxima à região de estudo. Os períodos climáticos foram incluídos para fins explicativos nos resultados e na discussão posterior. Set-out-nov (primavera), Dez-jan-fev (seco), Mar-abr-maio (outono), Jun-jul-ago (chuvoso).

6.2 TEMPERATURA E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A variação térmica da água apresentou uma faixa de 27,0 a 34,0 °C (média de= $30,6 \pm 0,7$ °C), com maiores valores nos meses correspondentes ao período seco (Figura 9a). Os boxplots mostraram temperaturas semelhantes entre os lagos, enquanto o histograma indicou uma distribuição aproximadamente normal para ambos os lagos com considerável sobreposição nas distribuições de temperatura da água. Os valores medianos de ambos os lagos apresentaram valores semelhantes (30,6°C), enquanto a amplitude térmica foi maior no Lago Água Preta (6°C) quando comparado ao Lago Bolonha (~4,2°C).

O teste de Mann-Whitney foi utilizado para comparar as distribuições de temperatura entre os dois lagos. O resultado não mostrou diferenças significativas entre o Água Preta e o Bolonha (teste de Mann-Whitney; $U= 15199$; $p:0,417$; $\alpha= 0.05$). Isso indica que não há evidências estatísticas suficientes para afirmar que há uma diferença significativa entre as temperaturas dos dois lagos. Esse resultado é consistente com a análise visual, que mostrou distribuições de temperatura muito semelhantes entre os lagos na Figura 9a. Durante este estudo, foram observados valores baixos de condutividade elétrica no lago Água Preta e no Bolonha (faixa: $20,0 - 264,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), indicando uma baixa concentração de sais dissolvidos (Figura 9b).

Valores semelhantes foram observados nas medianas (57 e $62 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) para os lagos Água Preta e Bolonha, respectivamente. A variação sazonal da condutividade foi, com valores mais altos em novembro (Nov) e dezembro (Dez) para ambos os lagos. O Lago Bolonha apresentou menor variabilidade em seus valores de condutividade em comparação com o Lago Água Preta, como pode ser visto pela menor amplitude dos boxplots (Figura 9b). Houve valores discrepantes, especialmente nos períodos seco. Os valores mais baixos foram observados em abril. O intervalo interquartil (IQR) observado foi maior no lago Bolonha (IQR: $Q1= 43,75$ e $Q3= 140,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

A análise do histograma mostrou que o Lago Água Preta tem uma distribuição assimétrica positiva (inclinada para a direita); enquanto o Bolonha registrou uma distribuição bimodal (Figura 9b). Uma frequência maior de valores entre $30-60 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ foi observada no Água Preta, enquanto o Bolonha apresentou uma frequência maior de valores entre $30-60 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pico entre $\sim 40-60 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. As diferenças entre as médias dos lagos estudados mostraram Bolonha com uma maior média geral ($92,86$ vs $78,92 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); enquanto o Água Preta apresentou maior variabilidade interna (maior número de outliers).

O Bolonha mostra uma distribuição bimodal, enquanto Água Preta tem uma distribuição assimétrica unimodal. O teste U de Mann-Whitney indica uma diferença estatisticamente significativa na condutividade entre os dois lagos ($p < 0,05$). No entanto, o tamanho do efeito é insignificante, sugerindo que embora a diferença seja estatisticamente significativa, ele pode não ser significativo na prática. O número de amostras nos lagos Água Preta: $476 >$ Bolonha: 68 , com estatística U: $13445,50$ e $p: 0,02$.

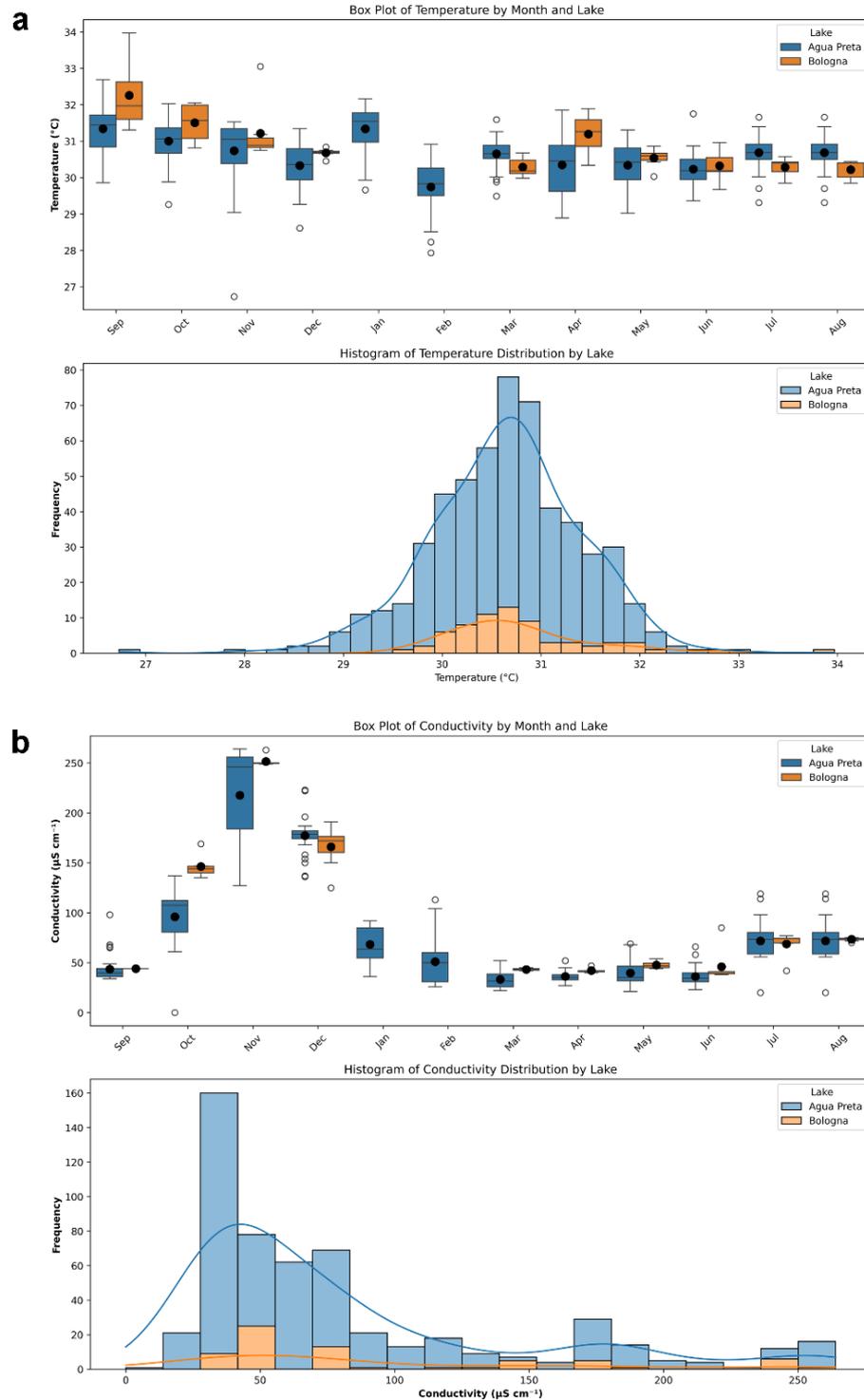


Figura 9 - Distribuição temporal e espacial da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (a) e da condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) (b) nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta) e o quartil 1, quartil 3, mínimo, máximo e outlier (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

6.3 TURBIDEZ E SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD)

O lago Água Preta tem uma turbidez média mais alta (37,1 NTU) do que o lago Bolonha (19,1 NTU). Ambos os lagos apresentam grande variabilidade nos valores de turbidez (Figura 10a). O lago Bolonha tem um desvio padrão mais alto (93,9 NTU) do que o Água Preta (61,2 NTU). O teste de Mann-Whitney indicou uma diferença significativa entre os lagos ($p < 0,05$); o tamanho do efeito é pequeno ($r = 0,118$), sugerindo que, embora estatisticamente significativo, a diferença entre os lagos foi modesta.

O boxplot mostrou a variação sazonal da turbidez em ambos os lagos com a presença de vários valores discrepantes, especialmente no Lago Bolonha. A distribuição foi positivamente assimétrica (inclinada para a direita) em ambos os lagos (Figura 10a). Os resultados obtidos para STD são mostrados na Figura 10b. A distribuição de STD mostrou o Lago Bolonha com uma mediana ligeiramente maior ($0,040 \text{ g.L}^{-1}$) em comparação com o Lago Água Preta ($0,037 \text{ g.L}^{-1}$). Ambos os lagos apresentam valores máximos ($0,17 \text{ g.L}^{-1}$), com o Lago Bolonha apresentando maior variabilidade nos valores de STD (desvio padrão de $0,05 \text{ g.L}^{-1}$ vs. $0,04 \text{ g.L}^{-1}$ para Água Preta).

A variação temporal do STD mostrou sazonalidade em ambos os lagos, com a presença de valores discrepantes em ambos os lagos. A distribuição foi ligeiramente assimétrica (inclinada para a direita) em ambos os lagos. A maioria dos valores de STD está concentrada na faixa inferior ($0,02$ - $0,06 \text{ g.L}^{-1}$), com um declínio gradual na frequência à medida que os valores aumentam. O teste de Mann-Whitney indicou uma diferença significativa entre os lagos ($p < 0,05$). O tamanho do efeito foi insignificante ($r = 0,091$), sugerindo que, embora estatisticamente significativa, a diferença prática entre os lagos é muito pequena. As estatísticas do teste de Mann-Whitney indicaram: U: 13602 e p: 0,03.

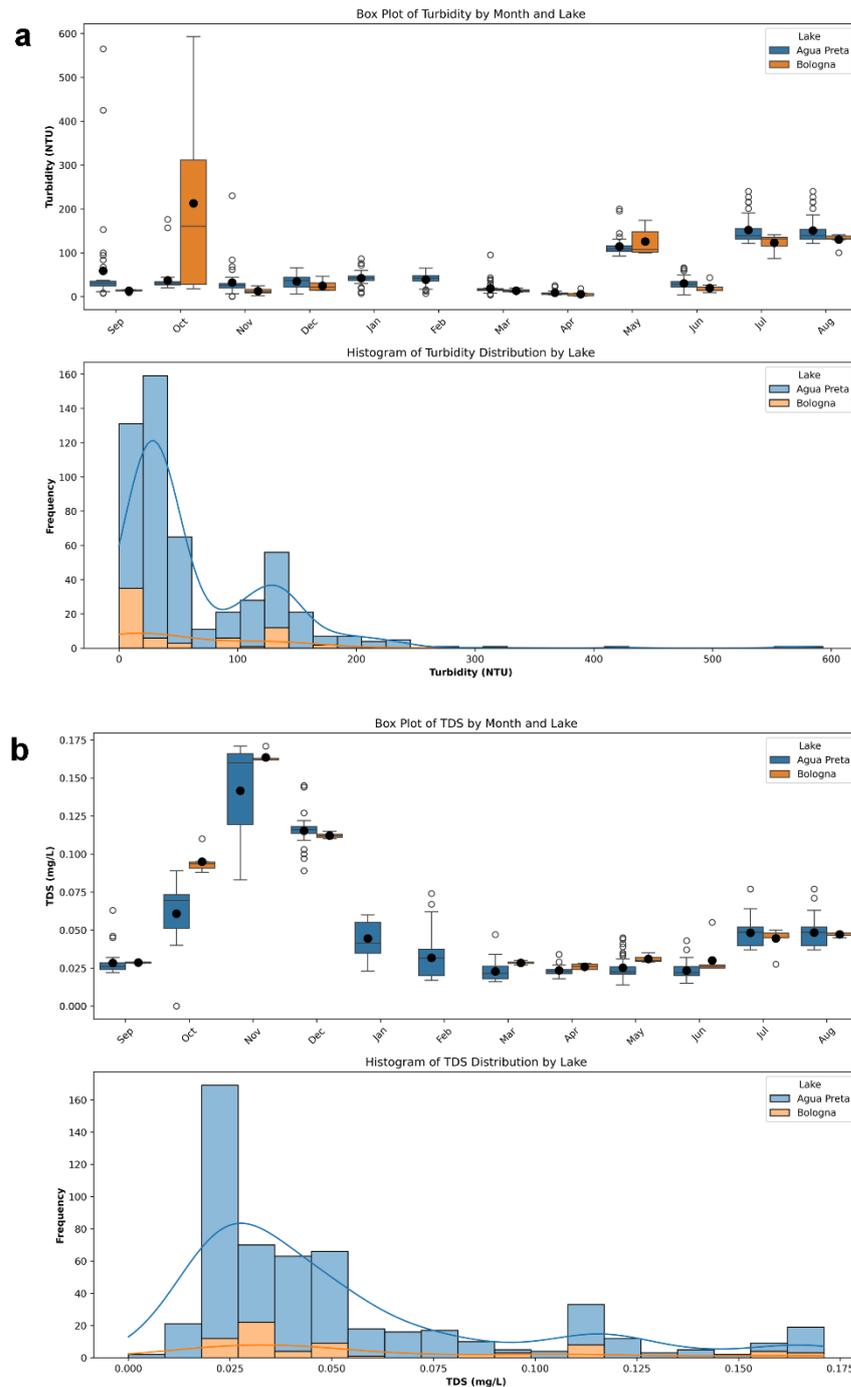


Figura 10 - Distribuição temporal e espacial da turbidez (NTU) (a) e do STD (b) nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3 e o mínimo, máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

6.4 PH E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

O pH variou na faixa de 4,0 a 8,0, com um pH médio de $5,8 \pm 0,5$ unidades no período do estudo (Figura 11a). De acordo com a legislação vigente, os valores de pH em água doce devem oscilar entre 6-9 (Conama 2005). A distribuição do pH mostrou o Lago Água Preta com uma

mediana de pH ligeiramente mais alta (5,7) em comparação com Lago Bolonha (5,6). O lago Água Preta apresentou maior variabilidade nos valores de pH (desvio padrão de 0,60 vs. 0,46 para Bolonha). O lago Água Preta também apresentou uma faixa mais ampla de valores (4,0-8,0) em comparação com o lago Bolonha (4,6-6,5).

O boxplot mostrou a variação sazonal do pH em ambos os lagos, com a presença de valores discrepantes principalmente no lago Água Preta. Ambos os lagos tendem a ter um pH ligeiramente ácido ($< 7,0$). O teste de Mann-Whitney indicou diferenças significativas entre os lagos (teste de Mann-Whitney; $U: 20750$); $p: 0,0001$; $\alpha < 0,05$). O tamanho do efeito foi pequeno ($r = 0,161$), sugerindo que a diferença prática entre os lagos, embora existam, não são muito pronunciados. O tamanho do efeito $r = 0,161$ sugere que apenas 2,6% ($r^2 = 0,161^2 = 0,026$) da variação do pH pode ser explicada pela diferença entre os lagos. Isso significa que embora detectável, a diferença real de pH entre os lagos é relativamente pequena em termos práticos.

A distribuição dos valores de oxigênio dissolvido-OD mostrou o lago Água Preta com uma mediana significativamente maior ($4,72 \text{ mg.L}^{-1}$) em comparação com o Lago Bolonha ($2,34 \text{ mg.L}^{-1}$). O Lago Bolonha apresentou maior variabilidade relativa, com valores mínimos próximos a 0 mg.L^{-1} (Figura 11b). Os valores atípicos estão presentes em ambos os lagos, indicando valores extremos de OD. O valor médio de OD para toda a série de dados foi de $4,1 \pm 2,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Esse valor é menor do que o valor de limite mínimo exigido pela legislação ambiental de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (CONAMA, 2005).

Ambos os lagos apresentaram variação sazonal nas concentrações de OD. Os valores mais altos tenderam a ocorrer nos meses mais frios (junho-agosto); enquanto valores mais baixos foram registrados nos meses mais quentes (dezembro-fevereiro). A análise do histograma mostrou uma distribuição bimodal no lago Água Preta, com um primeiro pico em torno de $3-4 \text{ mg.L}^{-1}$ e um segundo pico em torno de $5-6 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 11b). No Lago Bolonha, o histograma mostrou um pico positivo de distribuição assimétrica (enviesada para a direita), com uma concentração de valores mais baixos ($0-3 \text{ mg.L}^{-1}$) e uma menor frequência de valores altos. O teste de Mann-Whitney confirmou uma diferença estatisticamente significativa entre os valores de lagos ($U = 19501$; $p = 0,0000003$; $\alpha = 0,05$).

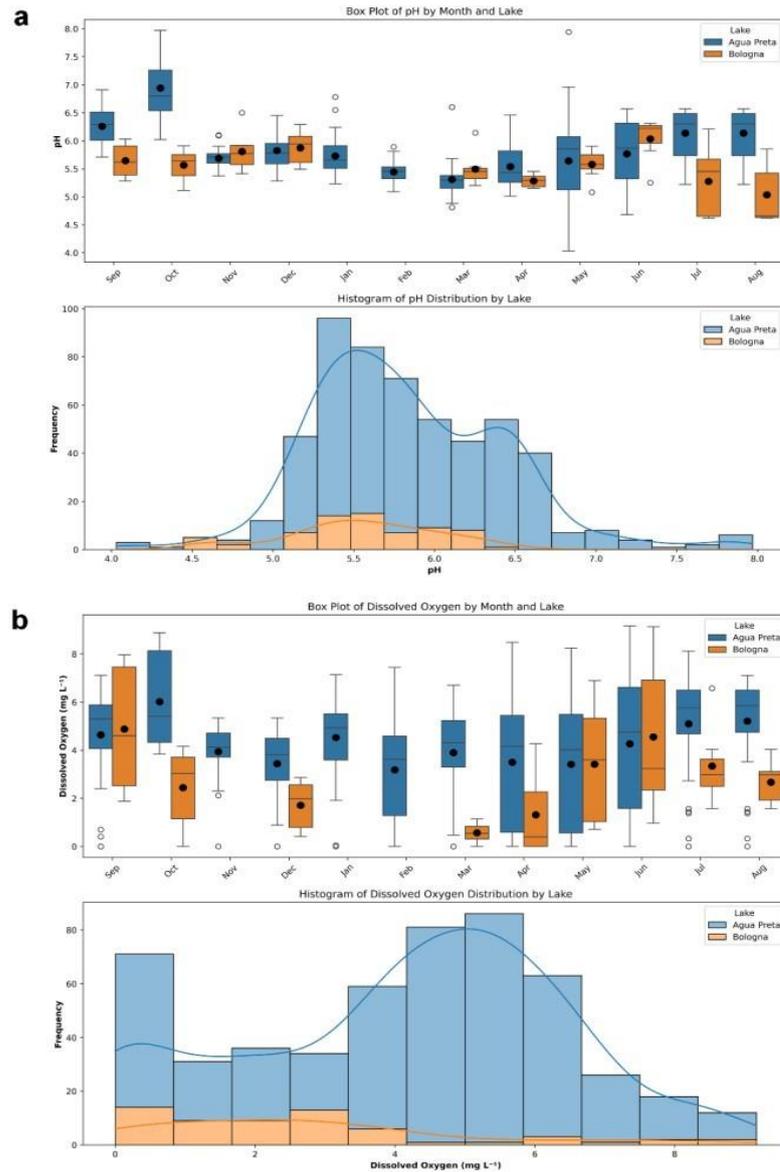


Figura 11 - Distribuição temporal e espacial do pH (a) e do OD (b) nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

6.5 FÓSFORO INORGÂNICO DISSOLVIDO (PID) E NITROGÊNIO INORGÂNICO DISSOLVIDO (NID)

A análise de boxplot do PID mostrou um padrão sazonal com valores mais altos em ambos os lagos durante os meses de dezembro e outubro, e valores mais baixos em junho e maio. O Lago Bolonha apresentou com o menor número de valores discrepantes (Figura 12a). O valor médio de PID para todos os dados coletados foi de $0,007 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$. O lago Água Preta apresentou maior variabilidade

mensal, com a mediana mais baixa em junho ($0,0009 \text{ mg.L}^{-1}$) e a mediana mais alta em dezembro ($0,0150 \text{ mg.L}^{-1}$); enquanto o Lago Bolonha apresentou um padrão sazonal semelhante, com a menor mediana em maio ($0,0006 \text{ mg.L}^{-1}$) e a mais alta em dezembro ($0,0195 \text{ mg.L}^{-1}$).

A análise do histograma mostrou uma distribuição assimétrica positiva das concentrações de PID, com a maior concentração de valores entre $0,002$ - $0,008 \text{ mg.L}^{-1}$. O Lago Bolonha apresentou uma distribuição mais uniforme, com concentrações entre $0,002$ - $0,015 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 12a). Ambos os lagos apresentam um padrão sazonal claro, com concentrações mais altas de outubro a dezembro e mais baixas desde maio a junho (Figura 12a). A análise não paramétrica de Mann-Whitney não mostrou diferenças significativas entre os lagos para PID ($p=0,34$; $\alpha= 0,05$); portanto, podemos considerar que os lagos têm concentrações de PID estatisticamente semelhantes.

A análise do NID nos boxplots mostrou que o lago Água Preta tem maior variabilidade nos valores de NID ao longo dos meses (Figura 12b). Picos observados em abril e maio, com valores medianos superiores a $4,00 \text{ mg.L}^{-1}$. Menores concentrações de NID em agosto e julho, com medianas abaixo de $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$; enquanto o Lago Bolonha apresentou níveis geralmente mais altos de níveis de NID em comparação com o Água Preta, com uma mediana de $3,44 \text{ mg.L}^{-1}$. Picos em março e maio, com medianas superior a 7 mg.L^{-1} e níveis mais baixos de NID em agosto, com uma mediana abaixo de 1 mg.L^{-1} . A análise do histograma NID mostrou que a distribuição do Água Preta é positivamente inclinada, com a maioria das concentrações entre $0,50$ e $4,00 \text{ mg.L}^{-1}$.

Alguns valores extremos (outliers) atingiram até $11,30 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 12b). O lago Bolonha apresentou uma distribuição mais ampla, com um número significativo de valores entre $2,00$ e $6,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e maior frequência de valores extremos em comparação com o Água Preta, com um máximo de $10,80 \text{ mg.L}^{-1}$. O NID médio: $2,87 \pm 2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ no Lago Água Preta e o NID médio: $3,44 \pm 3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no lago Bolonha. Os resultados do teste U de Mann-Whitney indicam que não há diferença estatisticamente significativa nos níveis de NID entre os dois lagos ($p > 0,05$), apesar de pequenas diferenças nas medianas. Isso sugere que as variações observadas no NID não são fortes o suficiente para serem considerados estatisticamente significativos.

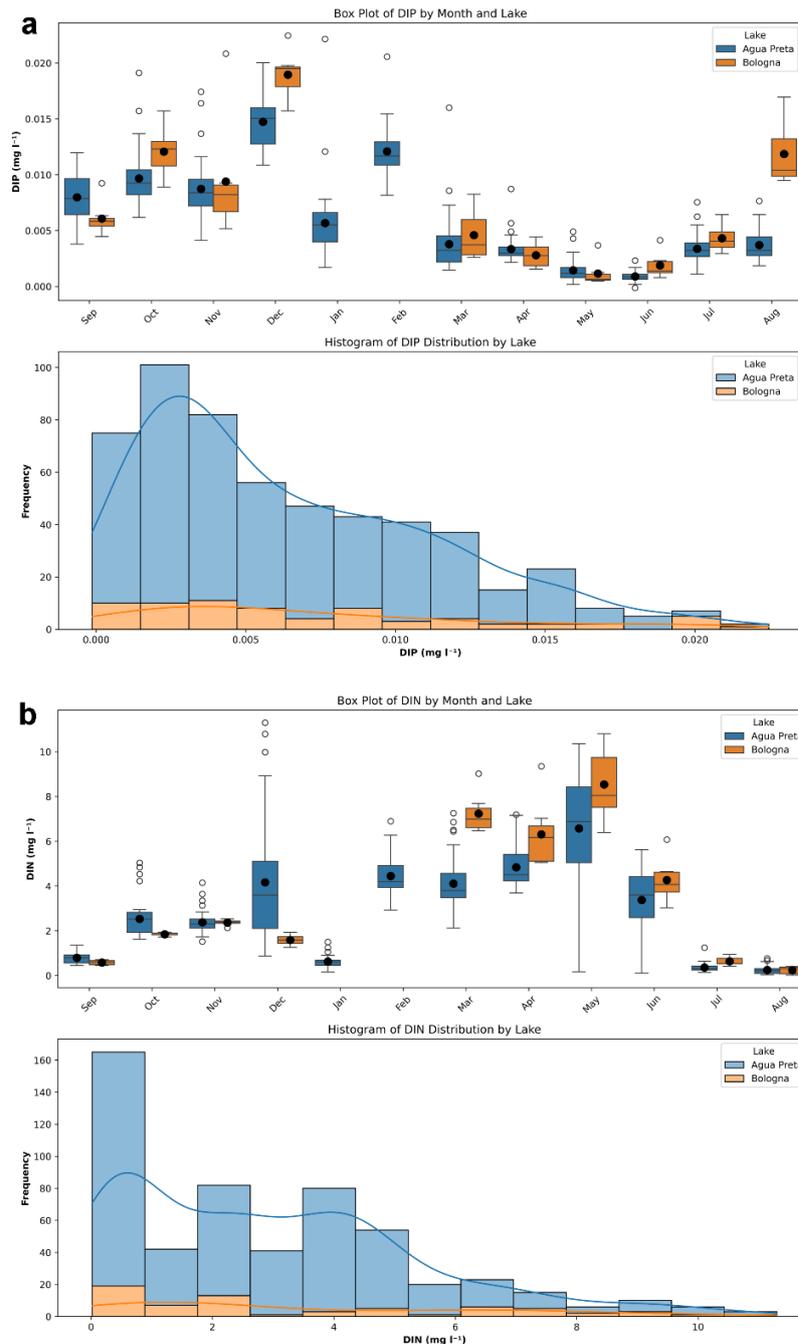


Figura 12 - Distribuição temporal e espacial de PID (a) e NID (b) nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3 e o mínimo, máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

6.6 ALCALINIDADE TOTAL (AT) E CO₂ DISSOLVIDO

O boxplot para AT mostrou no lago Água Preta uma concentração mediana: 44,2 $\mu\text{moles l}^{-1}$, com intervalo interquartil (IQR): 31,2 - 62,4 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e vários valores extremos (outliers) chegando a $\sim 163,92 \mu\text{mol.L}^{-1}$. A distribuição mostra uma dispersão, indicando alta variabilidade nas concentrações de AT (Figura 13a). No lago Bolonha, o AT apresentou uma concentração mediana de 26,0 $\mu\text{mol.L}^{-1}$,

com interquartil (IQR): 15,6-46,8 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e menos outliers em comparação com a Água Preta, com um máximo de $\sim 80,66 \mu\text{mol.L}^{-1}$. A distribuição é mais estreita, sugerindo menor variabilidade nas concentrações de alcalinidade total.

O Água Preta apresentou concentrações medianas e máximas de AT mais altas do que o Bolonha. A variabilidade nas concentrações de AT é significativamente maior no Água Preta, durante o período de transição entre o final do chuvoso-seco e o início do chuvoso-seco, conforme demonstrado pelo IQR mais amplo e pelos outliers mais extremos (Figura 13a). A interpretação do histograma mostrou no lago Água Preta uma distribuição fortemente inclinada para a direita, com pico primário em torno de 5-10 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e cauda longa que se estende até 163,92 $\mu\text{mol.L}^{-1}$.

O lago Bolonha apresentou distribuição assimétrica à direita, com pico principal em torno de 80,6 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. A AT no lago Bolonha apresentou distribuição mais compacta e valores máximos em torno de 81 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Figura 13a). O teste U de Mann-Whitney indica uma diferença estatisticamente significativa na AT entre os dois lagos (U estatística= 18382,5; p-valor= 0,00000125; $\alpha= 0,05$).

A análise de boxplot do CO_2 dissolvido mostrou no lago Água Preta uma mediana: 205,04 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e IQR (25-75%): 55,08 - 559,09 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Figura 13b). O CO_2 dissolvido mostra uma forte variação sazonal com concentrações mais altas nos meses de transição entre chuvoso-seco (junho e agosto) e concentrações mais baixas nos meses de transição chuvoso-seco (dezembro-fevereiro). O lago Bolonha apresentou uma mediana = 337,1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e IQR (25-75%): 119,45 - 674,03 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. O Bolonha apresentou um padrão sazonal menos pronunciado, com concentrações geralmente mais altas ao longo do ano.

A análise do histograma no Água Preta mostrou uma distribuição distorcida à direita com um pico primário em torno de 200 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ e uma cauda longa que se estende até $\sim 3.700 \mu\text{mol.L}^{-1}$. A maior frequência de concentrações mais baixas também foi observado (Figura 13b). O lago Bolonha apresentou uma distribuição fortemente inclinada para a direita com vários picos, sugerindo uma distribuição multimodal, valores medianos mais altos em geral e maior dispersão das concentrações.

O Bolonha apresenta consistentemente concentrações de CO_2 mais altas do que o Água Preta e ambos os lagos exibem concentrações sazonais de CO_2 mas mais pronunciados no Água Preta. Além disso, o Água Preta apresenta maior variabilidade nos padrões, enquanto o Bolonha tem uma distribuição mais uniforme ao longo das estações. O teste U de Mann-Whitney indica uma diferença estatisticamente significativa nas concentrações de CO_2 dissolvido entre os dois lagos (estatística U= 10193,0; valor de p= 0,008; $\alpha= 0,05$).

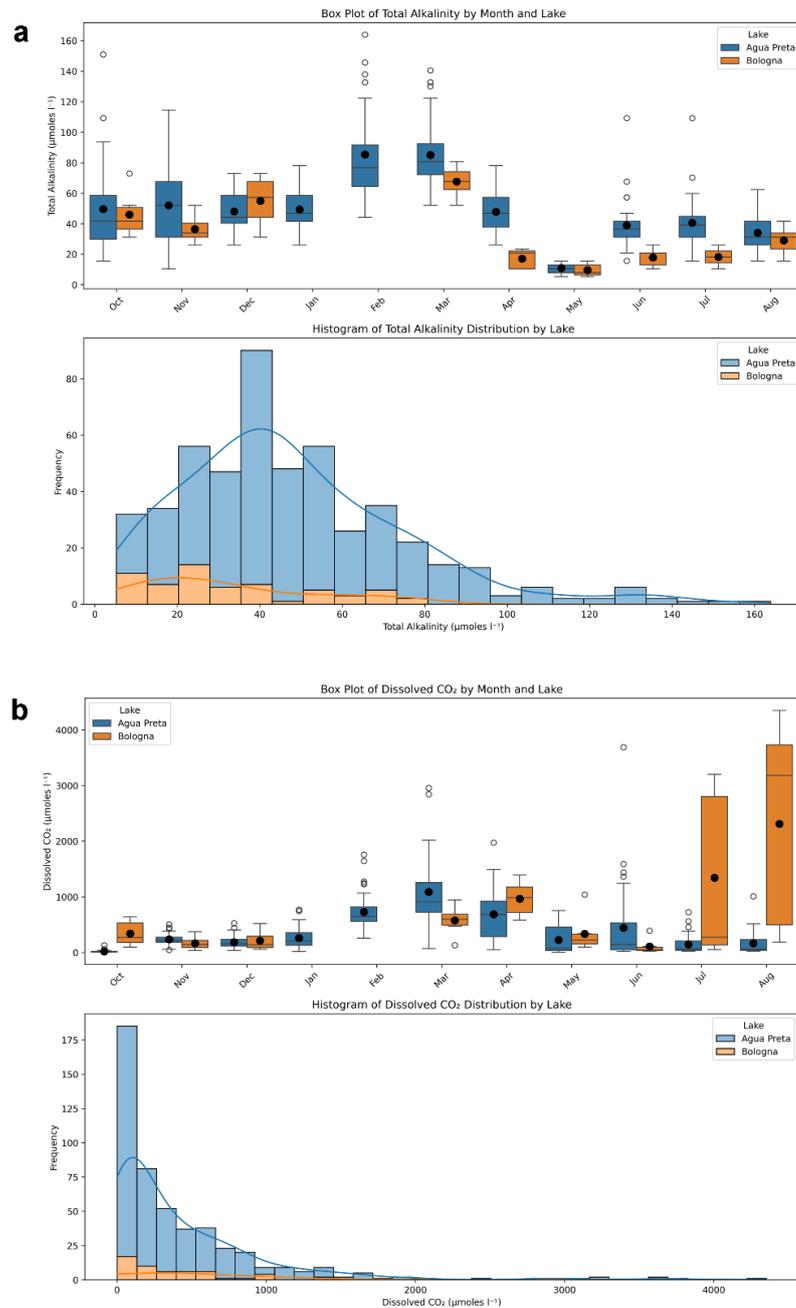


Figura 13 - Distribuição temporal e espacial de AT (a) e CO₂ dissolvido (b) nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3 e o mínimo, máximo e outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis

6.7 DBO E COLIFORMES TERMOTOLERANTES

A análise de boxplot da DBO no lago Água Preta mostrou uma mediana = 2,34 mg.L⁻¹ e IQR (25-75%) = 1,36-3,15 mg.L⁻¹. A série temporal mostra uma variação sazonal moderada, com concentrações mais altas entre dezembro e fevereiro, e concentrações mais baixas entre junho e agosto (Figura 14a). O lago Bolonha apresentou uma mediana= 2,25 mg.L⁻¹ e IQR (25-75%)= 1,36-2,78 mg.L⁻¹

¹. O Lago Bolonha apresentou um padrão sazonal menos pronunciado e uma concentração mais consistente ao longo do ano.

A análise do histograma no Lago Água Preta mostrou uma distribuição aproximadamente normal, com pico primário em torno de $2,30 \text{ mg.L}^{-1}$, faixa mais ampla de valores ($0,00-4,63 \text{ mg.L}^{-1}$) e leve inclinação para a direita. Semelhante ao Lago Água Preta, o Lago Bolonha também apresentou uma distribuição aproximadamente normal, com pico semelhante ao do Lago Água Preta. Preta ($\sim 2,25 \text{ mg.L}^{-1}$), faixa mais estreita de valores ($0,00 - 3,74 \text{ mg.L}^{-1}$) e distribuição mais simétrica (Figura 14a). Ambos os lagos apresentam valores medianos de DBO semelhantes, sendo que o Lago Água Preta apresenta maior variabilidade na DBO e os padrões sazonais são mais evidentes no lago Água Preta.

Com base na análise de DBO, os dois lagos apresentam valores medianos semelhantes (Lago Água Preta: $2,34 \text{ mg.L}^{-1}$, Lago Bolonha: $2,25 \text{ mg.L}^{-1}$), mas com diferentes padrões de variação. O Lago Água Preta apresenta flutuações sazonais mais fortes, enquanto o Lago Bolonha mantém concentrações mais estáveis. Os resultados do teste U de Mann-Whitney não indicam nenhuma diferença estatisticamente significativa nas concentrações de DBO entre os dois lagos ($p > 0,05$). Isso sugere que as diferenças nas medianas e na variabilidade não são fortes o suficiente para serem estatisticamente distintas.

Para os coliformes fecais, a análise de Boxplot no Lago Água Preta mostrou uma mediana = 800 NMP/100 mL e IQR (25-75%) = 320 – 1600 NMP/100 mL. Valores extremos = 0 - 4720 NMP/100 mL foram observados com variabilidade sazonal e presença de valores discrepantes, especialmente nos meses de julho a agosto (Figura 14b). O Lago Bolonha registrou uma mediana = 880 NMP/100 mL e IQR (25-75%) = 400 - 1600 NMP/100 mL. Foram observados valores extremos NMP: 2 - 2400 NMP/100 mL com menos sazonalidade e menos discrepâncias.

A análise do histograma (transformado em log) no Lago Água Preta mostrou uma distribuição assimétrica positiva com uma maior entre 100-1000 NPM/100 mL e dispersão dos dados. Uma comparação entre os lagos mostrou medianas semelhantes ($\sim 800-880 \text{ NMP/100 mL}$) com o Lago Água Preta apresentando maior variabilidade, enquanto o Lago Bolonha apresentou um padrão mais consistente.

Ambos os lagos apresentaram valores acima dos recomendados para uso como recreação e abastecimento público, sendo classificados como classe 2 segundo a Resolução nº 357/2005 (CONAMA, 2005). O lago Lago Água Preta apresentou dados mais extremos ($>2000 \text{ NMP/100 mL}$). Ambos os lagos apresentaram uma distribuição assimétrica positiva (valor médio $>$ mediana). O padrão de distribuição é semelhante entre os lagos, mas com maior variabilidade no Lago Água Preta. O teste U de Mann-Whitney para comparar os coliformes fecais entre os lagos não mostrou diferenças significativas na distribuição de coliformes fecais entre os lagos Lago Água Preta e Lago Bolonha (estatística $U = 3138,0$; p -

valor = 478= 0,529; $\alpha = 0,05$).

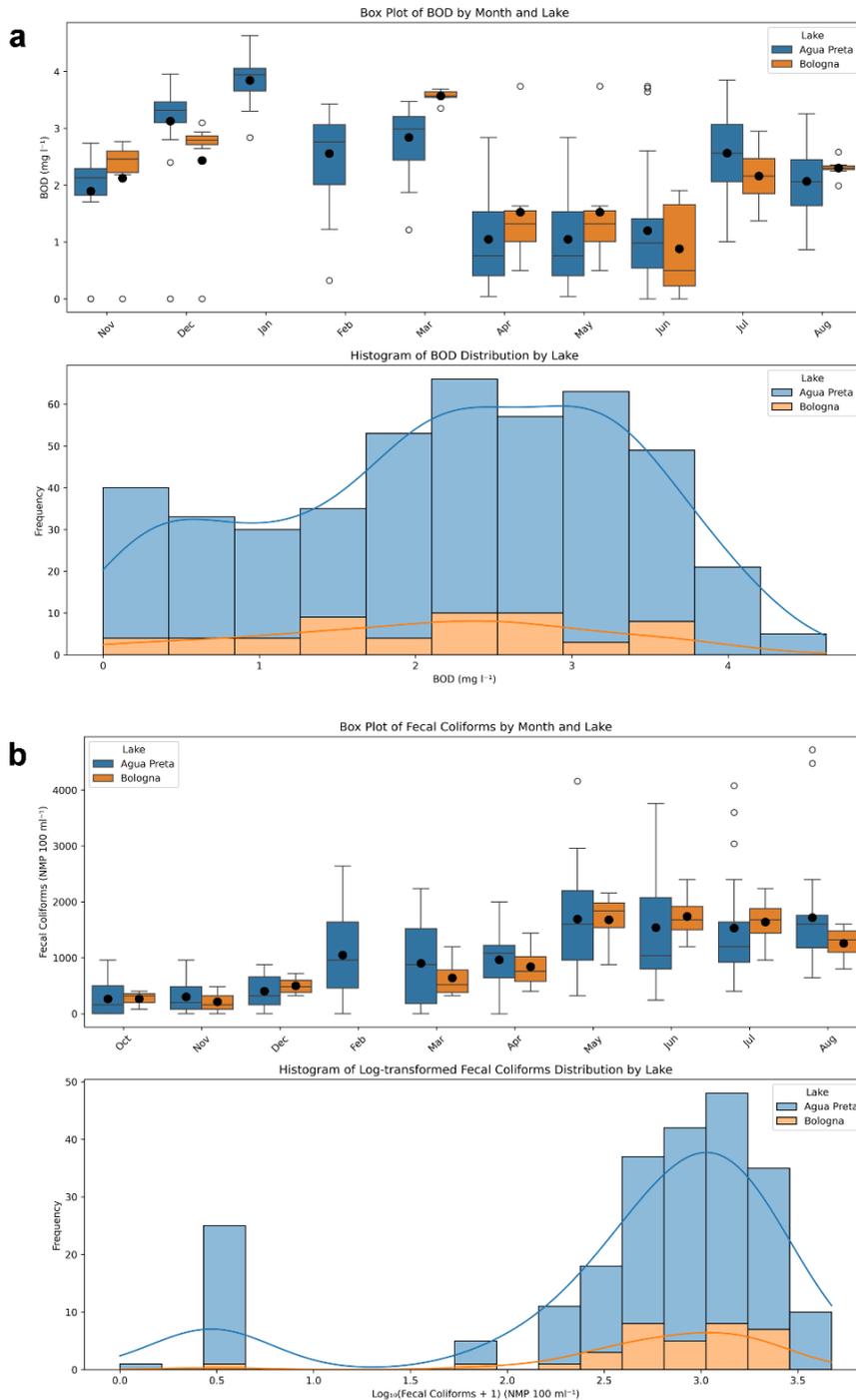


Figura 14 - Distribuição temporal e espacial de DBO (a) e coliformes fecais (b) em Água Preta e Bolonha lagos em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1 e o quartil 3, mínimo, máximo e outliers (círculos brancos) A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas

6.8 VARIAÇÕES SAZONAIS

Cada parâmetro mostra padrões distintos de diferenças significativas, com alguns meses (por exemplo, fevereiro, julho e agosto) que aparecem com frequência em vários parâmetros (Tabela 2).

Com base na análise sazonal dos parâmetros, foram identificados alguns padrões para cada período climático em temperatura da água. O período seco (setembro-novembro) apresentou as temperaturas médias mais altas (31,1°C), com a menor variação no período de transição chuvoso-seco (desvio padrão de 0,47°C). As temperaturas foram relativamente estáveis nos outros períodos (~30,5°C); no entanto, os meses de fevereiro a setembro apresentaram os maiores valores significativos de diferenças para o período estudado (Tabela 2).

O pH apresentou valores mais altos durante o período seco (6,2) e valores mais baixos durante o período chuvoso (5,5), com uma tendência de recuperação durante o período de transição chuvoso-seco (5,9) e maior variabilidade no seco (desvio padrão 0,63). Os meses de março e outubro se destacam por apresentarem as maiores diferenças significativas (Tabela 2). A turbidez apresentou os valores mais altos na transição entre o chuvoso e o seco (107,8 NTU); enquanto a turbidez mais baixa foi identificada na transição seco-chuvoso (37,6 NTU). A alta variabilidade em todos os períodos, especialmente em seco (desvio padrão de 84,4). O mês de abril se destaca com as maiores diferenças significativas com outros meses, como julho e agosto (Tabela 2).

O OD apresentou os valores mais altos no seco (4,90 mg.L⁻¹), enquanto os níveis mais baixos foram registrados no chuvoso (3,33 mg.L⁻¹). Um padrão de diminuição no período seco para o período chuvoso e aumento no período chuvoso para o período de transição de seco-chuvoso foi observado. A variabilidade do OD foi semelhante em todos os períodos (desvio padrão ~ 2,0-2,4). O STD registrou valores mais altos no período de chuvoso (>0,1 g.L⁻¹ em março e abril) e valores mais baixos em seco (<0,03 g.L⁻¹). Foi observado um padrão de aumento no período seco para o período chuvoso, com maior variabilidade em fevereiro e março (desvio padrão de 0,02). Março e novembro apresentaram diferenças significativas mais altas no período chuvoso para o período seco).

O teste Kruskal-Wallis para dados PID mostrou diferenças altamente significativas entre os meses ($p < 0,001$), indicando que há, de fato, variações significativas nos níveis de PID entre os meses. Os resultados do teste de Dunn mostram os pares específicos de meses com diferenças significativas ($p < 0,05$). As diferenças mais significativas foram encontradas entre: dezembro-maio (maior diferença: 0,014 mg.L⁻¹) e novembro-junho (diferença: 0,0127 mg.L⁻¹). Esses resultados sugerem que as maiores diferenças nas concentrações de PID ocorrem entre o final do ano e o início do ano, meses de transição entre seco e chuvoso (novembro/dezembro) e período de transição entre chuvoso e chuvoso/seco (Mar/Abr/Mai/Jun).

O teste de Kruskal-Wallis para NID mostrou diferenças significativas entre os meses, e o teste

de Dunn identificou os principais pares de 3 meses com diferenças significativas nos níveis de NID (Tabela 2). Essas diferenças foram principalmente observadas no mês de maio (chuvoso) e nos meses do período de transição chuvoso-seco (junho-julho-agosto). Os valores registrados em maio correspondem aos níveis mais baixos registrados na série anual do NID, enquanto os meses seguintes mostram uma inclinação de crescimento fortemente positiva que atinge o máximo em setembro.

A análise usando os testes de Kruskal-Wallis e de Dunn mostra diferenças significativas nos níveis de AT entre vários pares de meses. As diferenças mais notáveis foram entre fevereiro e maio (maior diferença média de $74,6 \mu\text{mols.L}^{-1}$). Devemos considerar que o mês de setembro (sem amostras) não foi incluído nesta análise. Outra diferença significativa foi observada entre março e junho (diferença média de $46,7 \mu\text{mols.L}^{-1}$). Em ambos os casos, o período de chuvoso mostra um padrão diferente (Tabela 2). A análise mostra diferenças significativas nos níveis de DBO entre vários pares de meses. Na Tabela 2, a DBO apresentou diferenças significativas entre dezembro e fevereiro (maior diferença média de $1,91 \text{ mg.L}^{-1}$) e entre janeiro e maio (diferença média de $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$). O padrão sugere uma forte variação da sazonalidade nos níveis de DBO, principalmente entre os meses de seco (dezembro-fevereiro) e chuvoso (maio-junho).

O teste Kruskal-Wallis para coliformes fecais mostra um resultado altamente significativo, indicando diferenças entre meses. O teste de Dunn identificou pares de meses significativos com diferenças médias notáveis, conforme mostrado na Tabela 2. As principais diferenças observadas foram entre os meses associados à transição entre o chuvoso e o seco (julho-agosto) e nos meses de seco (outubro-novembro). As diferenças nos valores médios atingiram $>1000 \text{ NMP}/100 \text{ ml}$.

O teste Kruskal-Wallis para clorofila-**a** apresentou um resultado altamente significativo, indicando diferenças entre meses. O teste de Dunn identificou pares de meses significativos com diferenças médias notáveis (Tabela 2). As principais diferenças observadas foram entre os meses associados ao chuvoso (abril-maio) e os meses associados ao período de transição entre chuvoso e seco (junho e agosto). As diferenças nos valores médios entre os meses desses períodos variaram de 16 a 24 mg.L^{-1} .

Tabela 2 - Estatísticas temporais nos lagos Água Preta e Bolonha. KW: teste de Kruskal-Wallis; $p < 0,05$ indica diferenças significativas para $\alpha = 0,05$.

(continua)

Parâmetros	Teste KW (todos os meses)	Teste de Dunn (meses)
Temperatura da água (°C)	p=0.001	Fevereiro-Setembro: p=0,001
Turbidez (NTU)	p=0.01	Abril-Julho: p=0,001 Abril-Agosto: p=0.001
pH	p=0.01	Março-Outubro: p=0,01
OD (mg.L ⁻¹)	p=0.001	Abril- Outubro: p=0,001 Fevereiro-Outubro: p=0.002
TDS (g.L ⁻¹)	p=0.005	Março-Novembro: p=0,001
PID (mg.L ⁻¹)	p=0.001	Dezembro-Maio: p=0,001 Novembro-Junho: p=0.001
NID (mg.L ⁻¹)	p=0.001	Maio- Agosto: p=0,0001 Maio-Julho: p=0,003 Maio-Janeiro: p=0.001
DIN (mg.L ⁻¹)	p=0.001	Maio- Agosto: p=0,0001 Maio-Julho: p=0,003 Maio-Janeiro: p=0.001
TA (µmols.L ⁻¹)	p=0.001	Maio-Fevereiro: p=0,0001 Março-Junho: p=0.001
DBO (mg.L ⁻¹)	p=0.001	Dezembro-Fevereiro: p=0,0001 Janeiro-Maio: p=0.0001

(conclusão)

Parâmetros	Teste KW (todos os meses)	Teste de Dunn (meses)
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	p=0.0001	Outubro-Agosto: p=0,009 Novembro-Agosto: p=0,01 Outubro- julho: p=0.02
Clorofila a (mg.L ⁻¹)	p=0.0001	Abril-Agosto: p=0,0001 Mai e junho: p=0.0001

6.9 VARIAÇÃO ESPACIAL DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DA ÁGUA

A metodologia de agrupamento hierárquico e a criação de dendrogramas mostraram as águas superficiais das estações do lago Água Preta com base em dados de temperatura (Tabela 3 e Figura 7S; Material suplementar). Os resultados da temperatura da água mostraram três agrupamentos (clusters), com um acúmulo de estações em agrupamento 1 (13 estações). O cluster 1 apresentou as temperaturas mais altas e variabilidade moderada, enquanto o cluster 2 apresentou temperaturas intermediárias com variabilidade semelhante à do Grupo 1, e Grupo 3 (composto apenas pela estação 1AP) apresentou as temperaturas mais baixas com a maior variabilidade.

A análise de agrupamento dos dados de turbidez mostrou quatro agrupamentos (Tabela 3). Os resultados indicam um claro gradiente nos níveis de turbidez entre os grupos, com o Grupo 4 apresentando a maior turbidez e variabilidade. Grupo 1 apresentou turbidez mais baixa, com variabilidade moderada (STD ~ 48 NTU); enquanto que o Cluster 2 apresentou turbidez moderada (média ~ 53,4 NTU), com variabilidade semelhante (STD ~ 45 NTU). Os grupos 3 e 4 apresentaram maior turbidez (> valores médios), com maior variabilidade no Grupo 3= STD ~ 53 e no Grupo 4 (STD ~ 68 NTU), respectivamente.

As análises de pH mostraram quatro grupos. Os resultados mostram grupos distintos com níveis de pH variados e variabilidade. A variação total do pH entre os clusters foi relativamente pequena (6,03 a 6,21), indicando uma condição relativamente homogênea. O cluster 2 (cor laranja; Figura 9S; Material suplementar) representa o padrão mais comum, com pH ligeiramente mais ácido e maior estabilidade. Os grupos 3 e 4 mostram valores mais altos

no pH, mas também a maior variabilidade. A distribuição espacial sugere alguma influência geográfica, especialmente para as estações do Cluster 3 que são adjacentes.

A análise de OD mostrou dois agrupamentos (Tabela 3). A análise mostrou uma clara distinção entre dois grupos de estações com diferentes níveis de OD, com variações sazonais significativas em ambos os grupos (Tabela 3; Figura 10S; material suplementar). A análise detalhada dos grupos revela padrões interessantes na distribuição de OD. Essa distribuição espacial do OD mostrou 2 grupos, com o Grupo 1 concentrado em 4 estações (1AP, 17AP, 18AP, 19AP); enquanto o Cluster 2 abrange a maioria das estações (16 estações). As características dos grupos mostraram que o Grupo 1 tem níveis mais baixos de OD ($< 5 \text{ mg.L}^{-1}$); enquanto o Grupo 2 mantém níveis mais altos de OD ($> 5 \text{ mg.L}^{-1}$). A análise mostra uma clara distinção entre dois grupos de estações com diferentes níveis de OD. As As estações do Grupo 1 com baixos níveis de OD estão localizadas perto da extremidade norte do Lago Água Preta. O OD neste cluster não atinge o valor mínimo exigido pela legislação ambiental (5 mg.L^{-1}).

A análise hierárquica identificou três grupos para o P total (Tabela 3; Figura 11S; Material suplementar). O agrupamento 1 mostrou um agrupamento concentrado nas estações 13-16 com a menor variabilidade. O cluster 2 mostrou a P total médio mais alto; enquanto o Cluster 3 agrupou o maior número de estações, mas com a maior variabilidade (Coeficiente de Variância = 0,14). O cluster 1 se destaca por conter estações muito próximas na região sul do Lago Água Preta (Figura 1; Tabela 3). A análise aglomerativa hierárquica gerou N-total com dois grupos (Tabela 3), com maior N total no Grupo 2. A análise também mostrou uma clara separação espacial norte-sul nas concentrações de N (Figura 1; Figura 12S; Material suplementar). O cluster 1 mostrou predominância na região sul do lago (estações 8-19); enquanto o Cluster 2, com concentrações mais altas, se agrupou na região norte do lago (estações 1-7).

Os resultados mostram uma clara separação norte-sul nos padrões de AT, com o Cluster 1 concentrado na área sul e o Grupo 2 na região norte. As concentrações de AT foram maiores nas estações do Grupo 1 (Tabela 3; Figura 13S; material suplementar). A análise estatística do DBO mostrou quatro grupos (Tabela 3; Figura 14S; Material suplementar). Os clusters apresentaram valores médios semelhantes; no entanto, os níveis mais altos de DBO foram registrados nas estações de região norte do Lago Água Preta (St 1-2; St 16-18), correspondendo

ao Grupo 2 (Tabela 3). Grupo 4 (19AP) que mostra a variação mais extrema com a maior amplitude ($4,0 \text{ mg.L}^{-1}$).

O dendrograma para coliformes fecais mostrou dois grupos (Tabela 3; Figura 15S; Material suplementar). O cluster 2 registrou valores altos acima do limite exigido pela legislação ambiental. As estações são claramente divididas em dois grupos com níveis de contaminação significativamente diferentes. O grupo 2 mostra concentrações consistentemente mais altas (cerca de 2,5 vezes mais altas do que no Cluster 1). As estações 1AP, 2AP, 3AP e 18AP (Cluster 2) podem exigir atenção especial devido ao fato de terem consistentemente níveis mais altos de contaminação.

A análise aglomerativa hierárquica da clorofila-a mostrou dois grupos (Tabela 3; Figura 16S; Material suplementar). O cluster 1 teve uma concentração média de clorofila-a mais baixa (14,3) em comparação com Grupo 2 (32,1), com menor variabilidade (desvio padrão de 9,3 vs. 14,8). O Grupo 1 também teve um menor valor máximo (63,6) em comparação com o cluster 2 (176,6), indicando que o cluster 2 contém estações com concentrações de clorofila-a significativamente mais altas.

Tabela 3 - Estatísticas espaciais no lago Água Preta. Clusters associados à análise aglomerativa hierárquica. Média±DP indica o valor médio e o desvio padrão. G1-4 indicam os grupos.

Parâmetro	Número de grupos (Média±DP)	Estações (Lago Água Preta)
Temperatura da água (°C)	Grupo 1 (31,0±0,5) Grupo 2 (30,7±0,5) Grupo 3 (30,1±1,3)	G1: 5AP, 6AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP, 14AP, 15AP, 16AP G2: 2AP, 3AP, 4AP, 17AP, 18AP, 19AP G3: 1AP
Turbidez (NTU)	Grupo 1 (41,7±48) Grupo 2 (53,4±45) Grupo 3 (67,1±53) Grupo 4 (87,4±68)	G1: 7PA, 8PA, 10PA G2: 1AP, 2AP, 3AP, 4AP, 5AP, 6AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 13AP, 14AP, 15AP, 16AP G3: 12AP G4: 11BAP
pH	Grupo 1 (6,1±0,5) Grupo 2 (6,0±0,4) Grupo 3 (6,2±0,7) Grupo 4 (6,2±0,7)	G1: 2AP, 6AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP G2: 3AP, 4AP, 5AP, 7AP, 8AP, 14AP, 15AP, 16AP, 17AP, 18AP, 19AP G3: 9 AP, 10 PAP G4: 1AP
OD (mg.L ⁻¹)	Grupo 1 (3,4±1,7) Grupo 2 (5,6±1,4)	G1: 1AP, 17AP, 18AP, 19AP G2: 2AP, 3AP, 4AP, 5AP, 6AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP, 14AP, 15AP, 16AP
P total (mg.L ⁻¹)	Grupo 1 (0,20±0,01) Grupo 2 (0,24±0,02) Grupo 3 (0,21±0,03)	G1: 13AP, 14AP, 15AP, 16AP G2: 6AP, 11BAP, 17AP, 18AP G3: 1AP, 2AP, 3AP, 4AP, 5AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 12AP, 19AP
N total (mg.L ⁻¹)	Grupo 1 (0,5±0,1) Grupo 2 (1,1±0,3)	G1: 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP, 14AP, 15AP, 16AP, 17AP, 18AP, 19AP G2: 1AP, 2AP, 3AP, 4AP, 5AP, 6AP, 7AP
AT (µmols.L ⁻¹)	Grupo 1 (57,3±12,3) Grupo 2 (46,2±11,3)	G1: 1AP, 2AP, 3AP, 5AP, 6AP G2: 4AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP, 14AP, 15AP, 16AP, 17AP, 18AP, 19AP
DBO (mg.L ⁻¹)	Grupo 1 (2,2±0,8) Grupo 2 (2,3±1,0) Grupo 3 (2,0±1,1) Grupo 4 (1,8±1,5)	G1: 5AP, 12AP, 13AP, 14AP, 15AP G2: 1AP, 2AP, 16AP, 17AP, 18AP G3: 3AP, 4AP, 6AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP G4: 19AP
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	Grupo 1 (849±448) Grupo 2 (2124±589)	G1: 4AP, 5AP, 6AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP, 14AP, 15AP, 16AP, 17AP, 19AP G2: 1AP, 2AP, 3AP, 18AP
Clorofila-a (mg.L ⁻¹)	Grupo 1 (14.3±9.3) Grupo 2 (32.1±14.8)	G1: 1AP, 4AP, 5AP, 7AP, 8AP, 9AP, 10AP, 11AP, 11BAP, 12AP, 13AP, 14AP, 17AP, 18AP, 19AP G2: 3AP, 6AP, 16AP

6.10 VARIABILIDADE SUPERFÍCIE E FUNDO NOS LAGOS ÁGUA PRETA E BOLONHA

Analisando os resultados entre a superfície e o fundo de ambos os lagos (Figura 15), constatamos que o Água Preta apresentou uma diferença significativa na temperatura da água ($p < 0,001$) entre a superfície ($30,82^{\circ}\text{C}$) e o fundo ($30,30^{\circ}\text{C}$). A turbidez apresentou um aumento significativo ($p < 0,01$) do fundo ($68,3$ NTU) para a superfície ($57,6$ NTU); da mesma forma, o pH apresentou uma redução significativa ($p < 0,001$) do fundo ($5,6$) para a superfície ($6,0$); assim como o OD, que apresentou uma redução significativa ($p < 0,001$) do fundo ($3,3$ mg.L^{-1}) para a superfície ($5,1$ mg.L^{-1}).

O P-total apresentou um aumento significativo ($p < 0,001$) no fundo ($0,28$ mg.L^{-1}) em comparação com a superfície ($0,23$ mg.L^{-1}); semelhante ao DBO, que também apresentou um aumento significativo ($p < 0,001$) no fundo ($2,4$ mg.L^{-1}) em comparação com a superfície ($2,1$ mg.L^{-1}). Além disso, STD, N total, AT e clorofila-a não mostraram diferenças significativas entre a superfície e o fundo (Figura 15).

No Lago Bolonha, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre a superfície e o fundo para nenhum parâmetro (Figura 15); no entanto, algumas tendências importantes podem ser observadas. A turbidez apresentou um grande aumento em NTU no fundo ($96,4$) em comparação com a superfície ($53,0$). Da mesma forma, o OD apresentou uma redução considerável no fundo ($1,6$ mg.L^{-1}) em comparação com a superfície ($3,3$ mg.L^{-1}). Um padrão semelhante mostrou a clorofila-a, com um aumento no fundo ($22,7$ mg.L^{-1}) em comparação com a superfície ($17,8$ mg.L^{-1}) e P-total com níveis mais altos em no fundo ($0,60$ mg.L^{-1}) em comparação com a superfície ($0,50$ mg.L^{-1}).

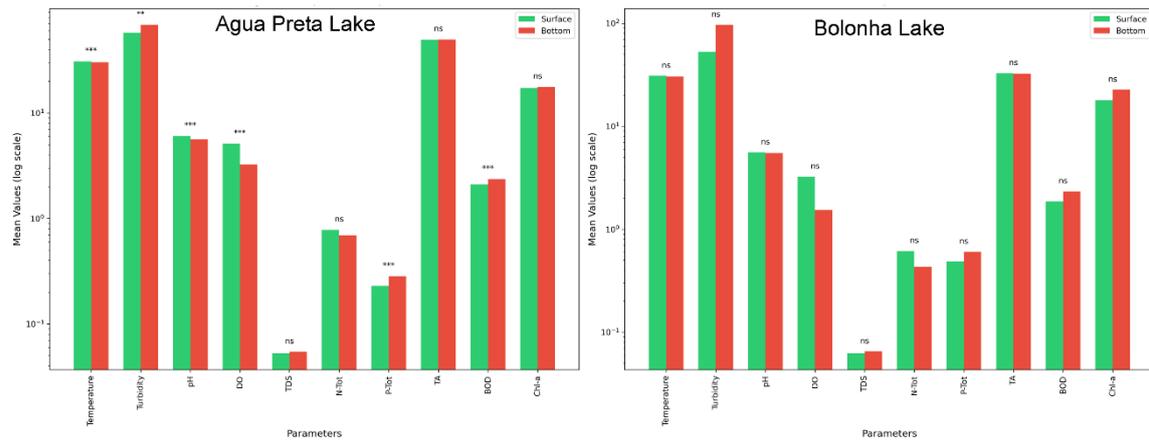


Figura 15 - Parâmetros de superfície e de fundo nos lagos Água Preta e Bolonha. *** indica diferenças significantes entre a superfície e o fundo (teste de Mann-Whitney; $p < 0,05$; $\alpha = 0,05$). ns: indica que não é estatisticamente significativo. Painele esquerdo para o Lago Água Preta. Painele à direita para o Lago Bolonha.

7 DISCUSSÃO

De acordo com os registros climatológicos históricos de precipitação e o período de estudo, não houve diferenças em relação às condições climatológicas normais, indicando que o período de estudo corresponde a um clima normal. padrão de precipitação. Conforme indicado acima, a variação térmica da água apresentou uma faixa de 27,0 a 34,0 °C (média= 30,6± 0,7 °C), com valores mais altos nos meses correspondentes ao período seco (seco; Figura 9). Além disso, os lagos Água Preta e Bolonha não apresentaram diferenças significativas na temperatura da água. Dessa forma, os resultados obtidos para a temperatura da água são associados à temperatura anual da água.

O padrão de chuvas na região de estudo, indica que não há fontes térmicas adicionais que possam causar uma diferença entre esses dois lagos próximos. Os altos valores de temperatura na água também podem afetar a condutividade elétrica, que aumenta com a temperatura. No entanto, foram observados baixos valores de condutividade elétrica no Água Preta e no Bolonha durante este estudo (intervalo: 20,0 - 264,0 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), indicando uma baixa concentração de sais dissolvidos. As águas de rios e lagos têm valores entre 10 - 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, são recomendados para consumo humano porque têm baixas concentrações de sais dissolvidos (Brasil, 2006; Brasil, 2014).

De acordo com Libânio (2010), as águas naturais geralmente têm uma condutividade elétrica de menos de 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e pode chegar a 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em corpos d'água que recebem altas cargas de efluentes domésticos e industriais. Além da temperatura, outros fatores podem afetar a condutividade como minerais dissolvidos (Ca, Mg, Na), esgoto e resíduos industriais. A condutividade elétrica da água doce varia de acordo com a concentração de dissolvidos, influenciada por fatores como geologia local, uso da terra e sazonalidade. A análise estatística também mostrou uma variação na sazonalidade da condutividade, com valores mais altos em novembro e dezembro para ambos os lagos.

Assim como a condutividade, a turbidez também apresentou valores baixos (média= 63,0±66,0 NTU). De acordo com a legislação ambiental, o valor máximo permitido é de 100 NTU (CONAMA, 2005). Os resultados também apresentaram diferenças significativas entre os lagos, com níveis mais altos no lago Água Preta. Silva et al. (2022) também registrou essa diferença entre os lagos em um estudo bimestral durante 2019. O pico de turbidez durante o período seco (Lago Bolonha) pode estar associado à atividade biológica; onde os fortes níveis de radiação durante esse período estimulam a

proliferação de algas e fitoplâncton, o que aumenta a turbidez. As florações de cianobactérias (florações verde azulada) são comuns em águas eutrofizadas. Outro fator é que os lagos têm apresentado a proliferação de macrófitas aquáticas, das espécies *Pistia stratiotes* e *Eichornia crassipes*, especialmente o Bolonha que ficou totalmente coberta pelas macrófitas durante os meses de janeiro e fevereiro/24, liberando nutrientes na água e conseqüentemente dando suporte para a proliferação de algas.

As causas antropogênicas também podem ser parte dos fatores associados a esses picos de turbidez, devido a entrada de nutrientes (eutrofização) e a descarga de águas residuais urbanas que podem acelerar o crescimento de algas, durante o período de maior incidência de radiação solar. A erosão das margens por meio da destruição da vegetação ao redor do lago facilita a entrada de sedimentos, o que pode causar um aumento na turbidez (Wetzel, 2001). Efluentes industriais/urbanos e escoamento agrícola podem transportar tantas partículas em suspensão (turbidez) quanto sais dissolvidos (STD). A turbidez, resultante de partículas em suspensão, como sedimentos, matéria orgânica e algas, podem estar associadas ao aumento de TDS quando essas partículas liberam sais e minerais dissolvidos na água, como íons de cálcio e magnésio (Tundisi e Tundisi, 2008).

O STD apresentou um valor médio de $0,052 \pm 0,04 \text{ g.L}^{-1}$ (equivalente a $52,5 \pm 40 \text{ mg.L}^{-1}$). Esse valor é menor do que o limite máximo de 500 mg.L^{-1} indicado pela legislação ambiental (CONAMA, 2005). O padrão ao longo dos meses era previsível e semelhante ao da condutividade, uma vez que a fração fixa de sólidos totais dissolvidos inclui íons que contribuem para a condutividade da água e os sais dissolvidos (Libânio, 2010). O pH também apresentou valores baixos, com 100% das amostras com valores < 8 ; onde ambos os lagos tendem a ter valores médios de pH ligeiramente ácidos ($< 7,0$). Esses valores são semelhantes aos observados por outros autores na região de estudo (Silva *et al.* 2022; Brito *et al.* 2020; Vasconcelos e Souza 2011, Sodré 2007).

O baixo pH observado nesses sistemas pode ter altas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e de origem autóctone. Em geral, em condições de pH baixo, altas concentrações de sulfúrico, nítrico, oxálico além do ácido carbônico, formado principalmente pela atividade metabólica de micro-organismos aquáticos, pode ser encontrado. De acordo com a legislação atual, os valores de pH em água doce devem oscilar entre 6 e 9 (CONAMA 2005). A distribuição do pH mostrou o Lago Água Preta com uma mediana de pH ligeiramente mais alta (5,7) em comparação com o Lago Bolonha (5,6). No Água Preta, houve uma frequência maior de valores na faixa

considerada adequada para a vida aquática (pH entre 6 - 9); enquanto Bolonha apresentou uma proporção maior de valores críticos para a vida aquática.

A análise sazonal mostrou uma diferença significativa entre dois meses de períodos climáticos opostos (outubro a março), indicando a maior faixa de valores de pH entre esses meses (pH no seco > chuvoso pH). A análise espacial entre os pontos de amostragem não mostrou nenhum padrão específico. A distribuição dos agrupamentos apresentou valores médios muito próximos, indicando uma faixa de valores de pH semelhantes para os lagos; no entanto, a análise entre a superfície e o fundo mostrou o pH com uma redução significativa ($p < 0,001$) no fundo (5,63) em comparação com a superfície (6,04).

A decomposição da matéria orgânica (respiração microbiana) no fundo do lago, onde há um acúmulo de matéria orgânica que se decompõe por meio de atividade bacteriana, é o processo mais comum em lagos com aportes alóctones de matéria orgânica. Esse processo libera carbono dióxido de carbono (CO_2), que se dissolve na água para formar ácido carbônico (H_2CO_3), reduzindo o pH. Isso também foi observado por Silva *et al.* (2022). De acordo com Silva *et al.* (2022), as condições de pH baixo, altas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico e oxálico, além do ácido carbônico, é formado principalmente pela atividade metabólica de micro-organismos aquáticos.

Essas variações de pH no ambiente aquático estão diretamente relacionadas aos ciclos de carbono e oxigênio. De acordo com as estimativas dos parâmetros do sistema de carbonato, o pH apresentou uma forte tendência positiva, correlação (correlação de Pearson) com o OD nos meses de maio a agosto ($r^2 > 0,6$) no Água Preta e durante dezembro ($r^2 > 0,7$) no Bolonha; e correlação negativa com CO_2aq em junho ($r^2 = -0,90$) e julho ($r^2 = -0,89$). A faixa de valores observados também está de acordo com os valores observados por outros autores (Brito *et al.* 2020; Silva *et al.* 2020; Vasconcelos e Souza 2011).

Vasconcelos e Souza (2011) realizaram um estudo entre 2007 e 2009, e observaram valores médios na faixa de 1,5 a 4,5 mg.L^{-1} de OD nos lagos. De acordo com Brito *et al.* (2020), as concentrações de OD nesses sistemas são maiores durante o período chuvoso; no entanto, nossos resultados mostraram que os valores mais altos ocorreram nos meses associados ao período seco (média= 4,9 mg l^{-1}), enquanto os valores mais baixos foram observados no período chuvoso (média= 3,3 mg l^{-1}). Nossos resultados foram semelhantes aos obtidos por Silva *et al.* (2022), com níveis mais altos de OD durante o seco. Outros estudos mostraram resultados de OD de 2,34 a 4,45 mg.L^{-1} (Vasconcelos e Souza 2011) e 4,4 mg.L^{-1} (Silva *et al.* 2014).

A distribuição dos valores de oxigênio dissolvido (OD) mostrou o lago Água Preta com uma mediana significativamente maior ($4,72 \text{ mg.L}^{-1}$) em comparação com o Lago Bolonha ($2,34 \text{ mg.L}^{-1}$). Devemos considerar que esses valores são menores do que os limites mínimos exigidos pela legislação ambiental ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$; CONAMA 2005). Além disso, o OD apresentou uma forte correlação negativa com o CO_2 dissolvido (correlação de Pearson; $r^2 > -0,70$), indicando possivelmente que as águas residuais de origem doméstica e industrial aumentaram durante esse período (chuvoso), aumentando assim a decomposição da matéria orgânica e diminuição do pH (pH vs. DO; $r^2 = 0,50$).

A análise espacial usando clusters revelou padrões interessantes na distribuição do OD. A distribuição espacial de OD mostrou o Grupo 1 com quatro estações (1AP, 17AP, 18AP, 19AP); enquanto o Grupo 2 cobriu a maior parte das estações (16 estações). As características desses grupos mostraram que o Grupo 1 tem níveis mais baixos de OD ($<5 \text{ mg.L}^{-1}$); enquanto o Grupo 2 mantém níveis mais altos de OD ($> 5 \text{ mg.L}^{-1}$). As estações do grupo 1 estão localizadas perto de áreas populosas com moradias irregulares sem tratamento adequado de esgoto (Figura 7).

De acordo com Brito *et al* (2020), foram catalogados 21 pontos de descarga de esgoto na região de estudo, que geram uma carga de poluição de quase 1,2 toneladas de DBO. Essa análise considerou 21.000 pessoas que vivem em torno dos lagos com um volume médio de 200 L.d^{-1} usados por pessoa. A região dessas estações corresponde a bairros com alta densidade populacional (Figura 5). De acordo com os resultados, a DBO se apresentou maior nas estações da parte norte do lago Água Preta (St 1-2; St 16-18); além disso, os resultados obtidos para coliformes fecais mostraram uma oscilação temporal inversa à oscilação sazonal do OD (maior no chuvoso e mais baixos no seco).

Apesar das baixas concentrações de OD nessa região do lago, o Água Preta apresentou níveis mais frequentes na faixa considerada adequada para a vida aquática ($>5,0 \text{ mg.L}^{-1}$), quando em comparação com o Lago Bolonha. Semelhante ao pH, o OD mostrou diferenças significativas na coluna de água; com maiores teores na superfície. Assim, os padrões observados para o OD nesse estudo anual revelaram diferenças espaciais horizontais e verticais estatisticamente significativas. Essas variações espaciais acompanham as variações temporais de oscilações, e os fatores alóctones que influenciam principalmente os padrões naturais dos lagos são de origem antropogênica.

Algumas dessas fontes são nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, que fazem parte dos insumos antropogênicos em descargas de esgoto doméstico, industrial e subterrâneo (via lixão) que atingem os lagos Água Preta e Bolonha. O PID e o P-total mostraram distribuições espaciais com vários agrupamentos, indicando que os níveis de fósforo seguem um padrão de distribuição padrão regular,

com altas concentrações. Ambos os lagos não apresentaram diferenças significativas nas concentrações PID.

Devemos considerar que o limite máximo permitido pela legislação ambiental para as concentrações de lânticos com um tempo de residência entre 2 e 40 dias é de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ para o P-total (CONAMA, 2005). Nesse sentido, o tempo de residência ($R_t = \text{volume do lago}/\text{entrada de água}$) estimado usando a entrada do rio Guamá Rio ($7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$; Silva et al. (2022)) e o volume dos lagos ($604.800 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$) resultaram em 19 dias. Portanto, o valor médio obtido para os dois lagos de $0,26 \pm 0,3 \text{ mg P.L}^{-1}$ representa um excesso desse elemento na região de estudo.

O P-total seguiu um padrão sazonal, com altas concentrações durante o período chuvoso, sendo um fator contribuinte para os baixos níveis de OD. O PID apresentou níveis mais altos no mês de transição seco-chuvoso, ao contrário do fósforo total; no entanto, o PID ($0,007 \text{ mg.L}^{-1}$) correspondem a 3% do P-total; indicando que o restante corresponde a fósforo orgânico. Dessa forma, podemos deduzir que as fontes de fósforo para os lagos Bolonha e Água Preta são fontes difusas do entorno dos lagos, principalmente por meio do despejo irregular de esgotos.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o consumo total médio de P gerado por uma pessoa, incluindo detergentes, pode chegar a cerca de 2,0 g por dia. Estudos anteriores mostraram níveis totais de P na Água Preta de $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação chuvosa (Santos et al. 2013) e $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (Silva et al. 2014); enquanto nosso estudo registrou um conteúdo de $0,27 \text{ mg.L}^{-1}$. A análise dos compostos de nitrogênio mostrou NID com picos em abril e maio (período de chuvoso), com mediana de valores superiores a $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$. O boxplot e o histograma do NID revelam que, embora ambos os lagos apresentem valores sazonais de variações nos níveis de NID, o Bolonha geralmente têm concentrações mais altas de NID e maior variabilidade. Os picos nos níveis de NID se alinham com meses específicos, sugerindo possíveis influências ambientais ou antropogênicas.

Os compostos de nitrogênio que compõem o NID (NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+) apresentaram variações em suas proporções ao longo do ano amostrado. O NO_3^- foi responsável por 79% do NID; enquanto o NH_4^+ foi responsável por 20%, o 1% restante representa o NO_2^- . O NO_3^- prevaleceu durante o chuvoso (março-abril), enquanto o NH_4^+ foi maior no período seguinte (transição chuvoso-seco). Como já foi dito anteriormente, o OD apresentou concentrações mais baixas durante o chuvoso (média de $3,3 \text{ mg.L}^{-1}$) e maior no seco; durante o período de transição, a concentração média foi de $4,6 \text{ mg.L}^{-1}$. A diferença nas concentrações de NO_3^- (maior no chuvoso) e NH_4^+ (maior no período de transição) pode

ser explicada por uma combinação de fatores ambientais e processos biogeoquímicos, considerando os níveis médios de OD.

No chuvoso, o OD médio foi de 3,3 mg.L⁻¹, um valor relativamente baixo, mas ainda suficiente para manter a atividade aeróbica, incluindo a nitrificação, em que o NH₄⁺ é oxidado a NO₃⁻. No período seguinte (transição chuvoso-seco), o OD aumentou para 4,6 mg.L⁻¹, criando condições para a oxidação parcial, mas ainda mantendo zonas com deficiência de oxigênio em regiões específicas dos lagos. Isso pode ser visto na análise espacial das estações de monitoramento. O grupo 1 mostrou que o grupo de estações de amostragem (1AP, 17AP, 18AP, 19AP; Figura 7) com os níveis mais baixos de OD (média de 3,4 mg.L⁻¹) foram localizados na região extrema do lago (adjacente à região povoada).

Durante o período de transição (com temperatura mais alta e variabilidade na oxigenação), a decomposição de matéria orgânica e o acúmulo de NH₄⁺ são favorecidos devido às possíveis condições subóxicas ou anóxicas no fundo do lago. As diferenças entre a superfície e o fundo do OD mostram diferenças significativas no lago Água Preta (Figura 15). Além disso, durante o período de transição (chuvoso-seco), o aumento da atividade biológica e a entrada de nutrientes antropogênicos (como esgoto não-tratado) pode aumentar os níveis de NH₄⁺ diretamente na água. Assim, com a formação de gradientes de oxigênio na água a nitrificação pode ser limitada, deixando que o NH₄⁺ se acumule.

A legislação ambiental permite um máximo de 3,7 mg.L⁻¹ de NH₄⁺ para pH < 7,5 (CONAMA 2005). No caso do N-Nitrato o limite máximo permitido é de 10 mg.L⁻¹. Portanto, os valores registrados aqui para NO₃⁻ e NH₄⁺ do não excederam esses limites (Figura 19, Material suplementar). Os resultados observados para NH₄⁺ neste estudo (média= 0,23 mg.L⁻¹) foram semelhantes aos obtidos por Santos et al. (2013) de 0,3 mg.L⁻¹ no lago Água Preta.

A dinâmica dos nutrientes, como fósforo e nitrogênio, influencia diretamente outros processos biogeoquímicos em ambientes aquáticos, como o equilíbrio-tampão, em que a alcalinidade total (AT) é um parâmetro fundamental. O fósforo, ao estimular o crescimento do fitoplâncton, pode aumentar temporariamente o pH devido à remoção de CO₂ por fotossíntese, enquanto a nitrificação do nitrogênio consome alcalinidade ao liberar H⁺, e a desnitrificação pode restaurá-lo em ambientes anóxicos. Com base nessa interação, os resultados apresentados abaixo possibilitam avaliar como essas variações refletem a capacidade de amortecimento do sistema aquático do Água Preta e Bolonha.

Portanto, o AT em lagos é uma medida da capacidade do lago de neutralizar ácidos e manter o pH estável. Em lagos com pH baixo, o AT tende a ser baixa. Em lagos com pH entre 6 - 9, a AT pode

variar entre 100 - 1.000 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, indicando a presença de íons como HCO_3^- , CO_3^{2-} e hidróxido (OH^-), que contribuem para a AT (Wetzel, 2001; Lampert e Sommer 2007; Cole e Prairie 2009). A faixa de pH de 6 a 9 é considerada adequada para a maioria das espécies aquáticas e para manter a qualidade da água. Nesse intervalo, na faixa de pH, a forma dominante é o HCO_3^- .

O HCO_3^- normalmente representa cerca de 80% a 90% do total dissolvido carbono inorgânico (CID). O CO_2 dissolvido representa entre 5% e 15%, enquanto os carbonatos (CO_3^{2-}) tendem a ser insignificantes (< 5%) (Wetzel 2001; Tundisi e Tundisi 2008). Os valores registrados para AT (intervalo: 5,2 - 164,0 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) representaram níveis baixos quando comparados com os valores de águas lênticos com uma faixa de pH de 6 a 9. Outros estudos realizados nos lagos Água Preta e Bolonha apresentaram resultados de AT mais altos do que os observados aqui.

Rosa *et al.* (2013) registraram 220 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ no Lago Água Preta; enquanto Texeira *et al.* (2021) observaram 119 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ no Lago Bolonha. Recentemente, Silva *et al.* (2022), em um estudo bimestral em 2019, registraram 273 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ de AT no lago Água Preta. Em sistemas com baixo AT, a estabilização do pH não ocorre, mantendo o sistema ácido e favorecendo a dissolução de CO_2 . A alcalinidade total inclui não apenas o bicarbonato (HCO_3^-), mas também os carbonatos (CO_3^{2-}) e íons hidróxido (OH^-). Em águas de pH baixo, os carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-) são praticamente inexistentes, limitando o total de alcalinidade.

Conforme indicado acima, o pH médio dos sistemas lênticos estudados aqui foi de $5,8 \pm 0,5$ unidades. Além disso, a distribuição média das espécies de HCO_3^- e CO_2 dissolvido no Água Preta e no Bolonha foi de $\text{CO}_2 = 70\%$ e $\text{HCO}_3^- = 29,9\%$ no Água Preta, enquanto no Lago Bolonha foi $\text{CO}_2 = 81\%$ e $\text{HCO}_3^- = 18\%$; deixando 1% em ambos os lagos como CO_3^{2-} . Ambos os lagos mostram uma predominância de CO_2 dissolvido sobre HCO_3^- , indicando condições ácidas. Isso sugere que maior atividade de decomposição de matéria orgânica e/ou menor atividade fotossintética no lago Bolonha. O sistema de carbonato apresentou valores de pH que indicaram que o equilíbrio de $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ está deslocado em direção ao CO_2 , com a maior parte do carbono inorgânico na forma de CO_2 dissolvido (Figura 16).

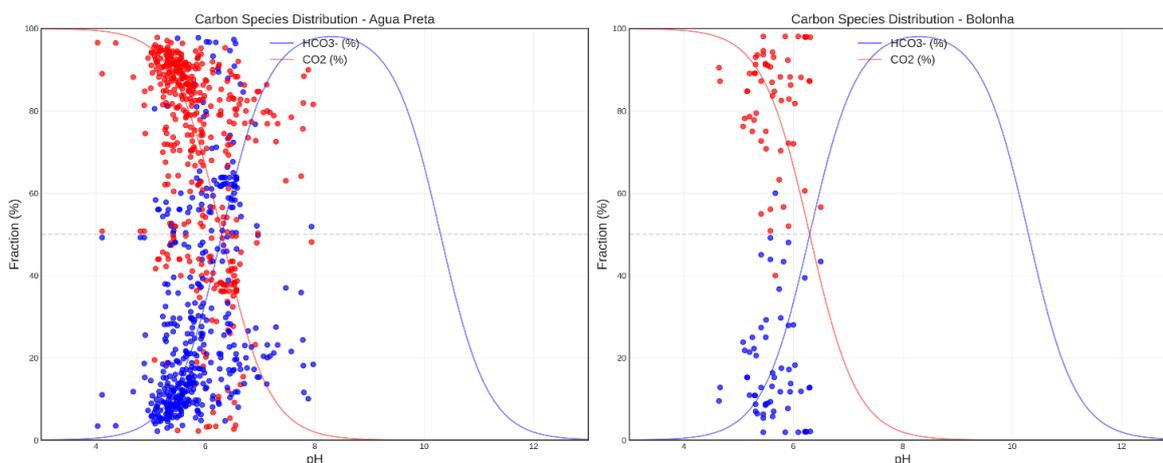


Figura 16 - Distribuição de espécies de carbono (HCO_3^- e CO_2 dissolvido) na faixa de pH 4-12 para os lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Pontos azuis indicam HCO_3^- e pontos vermelhos indicam CO_2 .

Esses padrões de distribuição de espécies de carbonato (Figura 16) afetam os processos biológicos por meio de altos níveis de CO_2 sugerindo intensa atividade de decomposição de matéria orgânica. Ambos os lagos apresentaram uma ampla faixa de CO_2 dissolvido indicando variações significativas nos processos metabólicos (fotossíntese/respiração), afetando metabolismo aquático devido à possível limitação da atividade fotossintética causada pelo pH ácido e/ou a provável influência dos ácidos húmicos e fúlvicos da matéria orgânica. As condições predominantemente ácidas podem afetar a biodisponibilidade dos nutrientes, bem como o possível estresse para organismos sensíveis a pH baixo e alteram o sistema tampão relativamente baixo (capacidade de neutralização de ácido) devido a baixa concentração de HCO_3^- .

Essas proporções foram analisadas durante o ciclo sazonal, mostrando a prevalência de CO_2 dissolvido em altas proporções (~80%) nas águas dos lagos Água Preta e Bolonha, ao longo do ano, principalmente durante no chuvoso (Figura 34; Material suplementar). A distribuição das espécies do sistema de carbonato também foi discutida por Silva *et al.* (2022) no Lago Água Preta e Bolonha entre 2018-2019; indicando que o CO_2 dissolvido foi responsável por 54% e o HCO_3^- , por 45%. Assim, podemos deduzir que essa tendência nas proporções entre CO_2 e HCO_3^- está aumentando.

Alguns estudos indicaram que o aterro sanitário “lixão do Aurá” poderia contribuir por meio de um aterro subterrâneo. No entanto, um estudo realizado por Bahia *et al.* (2004) indicou que as variações de condutividade detectadas foram melhor correlacionadas com as variações litológicas do que com o lixiviado. Utilizamos estatísticas de análise de componentes principais (PCA, sigla em inglês) para identificar padrões e processos entre os principais parâmetros associados à qualidade da água. Os

resultados mostraram que a PCA explicou 61,7% da variância nos dois primeiros componentes no Água Preta, e 70,6% em Bolonha, respectivamente (Figura 17a e Figura 17b).

Na PCA do Água Preta, a PC1 (42,7%) é fortemente influenciada por pH, temperatura e OD (correlações negativas; Tabela 2); enquanto a PC2 (19,0%) é caracterizada principalmente por coliformes termotolerantes (CF) e N-Total (correlações positivas; Tabela 2). No Lago Bolonha (Figura 17b; Tabela 3), a PC1 (50,7%) mostra fortes correlações inversas entre Temperatura (negativo) e P total (positivo); enquanto a PC2 (19,9%) é influenciada principalmente por pH (negativo) e CO₂ dissolvido (positivo). A Figura 17a mostra uma associação entre as estações próximas a centros urbanos (1AP, 2AP, 3AP; Figura 7) e a carga orgânica, conforme evidenciado por coliformes fecais, DBO e N-total.

Em outra análise de PCA foi, dessa vez incluindo os meses como observações no biplot (Figura 17c e Figura 17d). Os resultados no Água Preta (Figura 17c) mostraram PC1 (37,3%) fortemente associado a parâmetros como Clo-a (clorofila-a), CF (Coliformes fecais) e P-Tot (P total), indicando a presença de produtividade e níveis de nutrientes (Figura 17c; Tabela 4; Material suplementar). Durante o chuvoso, a estratificação térmica pode ser reduzida, permitindo a mistura da coluna d'água e transporta nutrientes dos sedimentos para a superfície, o que pode aumentar a ressuspensão de fósforo e matéria orgânica. A matéria orgânica adicional pode ser encontrada nos coliformes fecais, o que indicaria uma fonte difusa de esgoto não tratado por meio de escoamento superficial ou saídas clandestinas. O crescimento de algas (cianofíceas, etc.) pode ser favorecido pela presença contínua de nutrientes, mesmo na estação chuvosa.

O PC2 (33,73%) foi fortemente associado ao OD e ao pH, refletindo as variações sazonais na oxigenação e na acidez. Pontuações altas de PC2 (por exemplo, agosto) podem indicar períodos de maior oxigenação e estabilidade do pH. O lago Bolonha apresentou PC1 (39,6%) dominado por DBO e N-total, sugerindo um foco em matéria orgânica e níveis de nitrogênio. As pontuações altas de PC1 (por exemplo, março e abril) correspondem a períodos de aumento da decomposição de matéria orgânica. A PC2 (28,7%) mostrou-se fortemente associada ao CO₂, indicando sua função nas variações sazonais.

Pontuações altas de PC2 (por exemplo, agosto) refletem mudanças nos níveis de dióxido de carbono. O OD e o CO₂ mostraram nesse componente o efeito negativo de correlação entre esses parâmetros (Figura 17d; Tabela 5; Material suplementar). A análise sazonal mostrou que março e abril têm pontuações PC1 altas, indicando decomposição de matéria orgânica, enquanto agosto tem

pontuações PC2 altas, refletindo as variações de CO₂. Esses resultados destacam a dinâmica sazonal dos parâmetros de qualidade da água em ambos os lagos, com padrões distintos de atividade biológica, níveis de nutrientes e oxigenação ao longo dos meses.

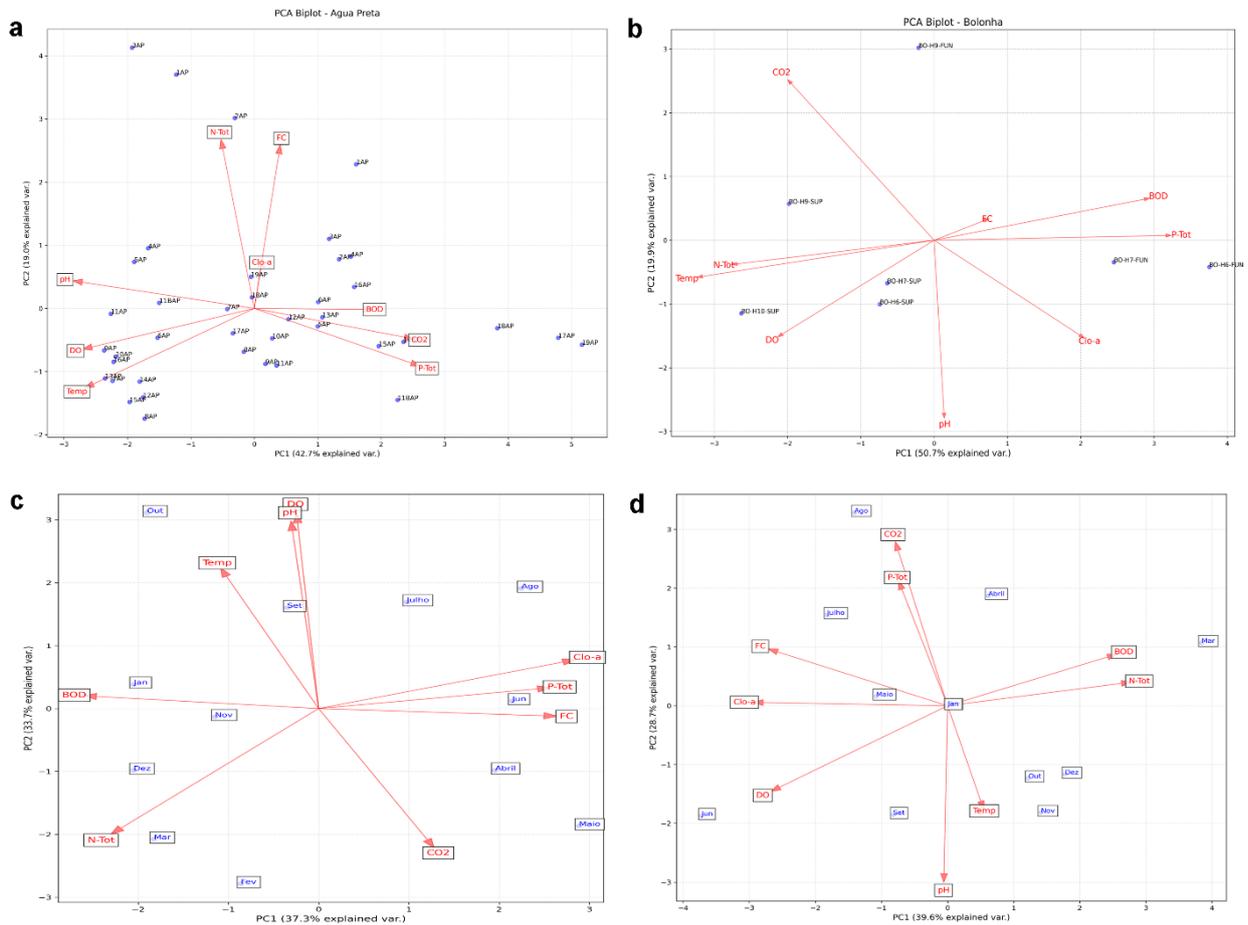


Figura 17 - PCA dos principais parâmetros associados à qualidade da água (Temp= temperatura da água; pH; OD = oxigênio dissolvido; DBO; Clo-a= clorofila a; CF= coliformes fecais; N-Tot= N total; P-Tot= P total; CO₂ = CO₂ dissolvido). PCA no lago Água Preta com parâmetros e estações (a); PCA no lago Bolonha com parâmetros e estações (b); PCA no lago Água Preta com parâmetros e meses (c); PCA no lago Bolonha com parâmetros e meses (d). As cargas fatoriais estão detalhadas nas tabelas 1S, 2S, 3S e 4S na seção material suplementar

Os resultados obtidos por meio de estatísticas descritivas, testes estatísticos não paramétricos e PCA mostraram mudanças nos padrões de qualidade da água dos lagos Água Preta e Bolonha. Além disso, os padrões espaciais e temporais mostraram mudanças nos níveis dos parâmetros associados à qualidade da água em alguns pontos específicos dos lagos; bem como em determinados períodos climáticos ao longo do ciclo anual estudado. Para classificar o grau de mudança ambiental na qualidade da água, estimamos a avaliação dos índices de estado trófico para corpos d'água continentais (IQA e IET).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) é um indicador que avalia a qualidade da água para consumo público. Ela é calculada com base em dados físicos, químicos e parâmetros biológicos (temperatura da água, pH, OD, DBO, coliformes fecais, N-total, P- total, TDS e turbidez). O Índice de Estado Trófico (IET) é outro indicador da qualidade da água que utiliza os parâmetros P-Total e clorofila-a. As estimativas desses índices mostraram resultados sazonalmente correlacionados com as observações deste estudo.

Os índices mostraram que o período chuvoso é o mais crítico para a qualidade da água nos lagos Bolonha e Água Preta (Figura 18a). O índice IET mostrou o período seco com bom (cor verde) a regular (amarelo). No entanto, nos períodos climáticos seguintes, a qualidade da água dos lagos diminui drasticamente (Figura 18a). Da mesma forma, os resultados do índice IET mostraram o ambiente aquático dos lagos variando de mesotrófico a supereutrófico (Figura 18a). Os marcadores (círculos) na Figura 18a mostram claramente uma semelhança com o estado trófico dos lagos.

Devemos considerar que ambos os lagos têm influência antropogênica direta do ambiente desses sistemas aquáticos. As linhas na Figura 18a mostram tendências opostas nos índices, que corroboram as estimativas de mudanças em qualidade da água. A análise estatística mostrou diferenças significativas entre os períodos climáticos (seco, transição seco-chuvoso, chuvoso, transição chuvoso-seco). O lago Água Preta apresentou diferenças significativas entre os períodos climáticos (teste de Kruskal-Wallis; $p=0,0476$; $\alpha=0,05$); enquanto o teste de Dunn ($\alpha=0,05$) indicou que os pares chuvoso/seco e seco/chuvoso/seco apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p=0,031$ e $p=0,017$), respectivamente (Figura 18b).

O Lago Bolonha também apresentou diferenças entre esses períodos climáticos ($p=0,039$ e $p=0,012$), respectivamente, indicando que os lagos passam por períodos críticos de eutrofização nesses dois períodos climáticos. (Figura 18b). Assim como o IET, os resultados do IQA mostraram uma qualidade de água ruim nos períodos de transição entre o chuvoso e o seco (Figura 18b). Desta forma podemos concluir que os lagos Bolonha e Água Preta estão sendo afetados pelos altos níveis de carga orgânica inseridos nestes sistemas, associados ao acúmulo de matéria orgânica no fundo dos lagos (diferenças significativas entre superfície e fundo).

Além disso, é provável que os níveis mais altos de matéria orgânica nos sistemas examinados têm origem humana, considerando as várias fontes difusas ao redor dos lagos. Os

altos níveis de fósforo, coliformes fecais e CO₂ dissolvido, juntamente com os baixos níveis de pH e OD, são indicativos das alterações nesses sistemas aquáticos. Os resultados obtidos nestas campanhas indicam que os processos heterotróficos dominam os sistemas lênticos estudados.

A matéria orgânica associada às vias antropogênicas parece ser o principal fator indutor dessas fortes flutuações no pH, CO₂ dissolvido e DO, indicativas de processos de acidificação durante alguns meses do ciclo anual. Esse estudo possibilitou a caracterização dos parâmetros associados à qualidade da água de dois lagos urbanos da Amazônia com altos níveis de poluição associados a processos antropogênicos.

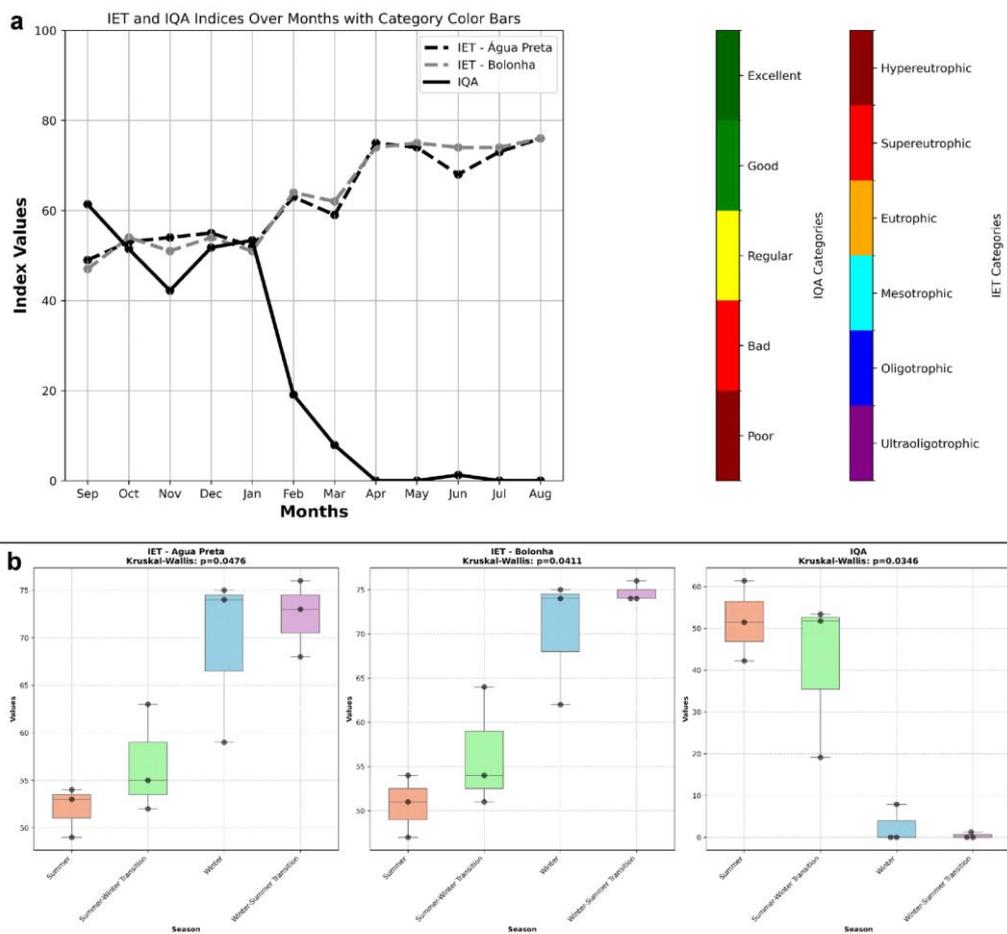


Figura 18 - Índices mensais de IET e IQA para os lagos Água Preta e Bolonha para o período de 2023 a 2024. As barras indicam as categorias dos índices calculados (a); análise estatística para os índices climáticos períodos associados aos índices estimados (b).

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O exame dos lagos Água Preta e Bolonha revelou um estado avançado de eutrofização e degradação da qualidade da água, em grande parte devido a atividades antropogênicas. Os altos níveis de fósforo ($0,24 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$) e coliformes fecais ($2124 \pm 589 \text{ NMP/100 mL}^{-1}$) indicam poluição por esgoto doméstico não tratado. Além disso, foi observado um pH médio de $5,8 \pm 0,5$, indicando condições levemente ácidas, porém, condição normal para ecossistemas aquáticos amazônicos. Os níveis de CO_2 dissolvido também foram altos, principalmente no Lago Bolonha ($337,1 \text{ } \mu\text{mol.L}^{-1}$) e do Lago Água Preta ($205,04 \text{ } \mu\text{mol.L}^{-1}$), sugerindo intensa atividade respiratória e degradação da matéria orgânica.

As variações sazonais desempenham um papel importante na dinâmica da qualidade da água. Durante o chuvoso, foi observada uma significativa deterioração no índice de qualidade da água (IQA) e no índice de estado trófico (IET), refletindo um aumento nas concentrações de poluentes e redução da oxigenação. O impacto da urbanização descontrolada é evidente na distribuição espacial dos parâmetros analisados, com maiores concentrações de contaminantes registradas nas áreas mais próximas às ocupações urbanas.

Os resultados reforçam a necessidade urgente de ações para mitigar os impactos da poluição. Estratégias como a expansão da infraestrutura de saneamento, a regulamentação do uso da terra e a restauração de áreas ribeirinhas são essenciais para evitar o colapso desses ecossistemas aquáticos. A implementação de monitoramento contínuo e a implementação de políticas públicas mais eficazes podem contribuir para a conservação desses lagos e garantir a qualidade da água para fins de abastecimento público.

9 MATERIAL SUPLEMENTAR

Variabilidade sazonal e espacial da qualidade da água em dois lagos urbanos amazônicos: Água Preta e Bolonha, Belém, Pará, Brasil. Autores: Cryssia Romão¹; Carlos Noriega²; Rafael Aquino¹; Bruna dos Santos Moraes¹; Rodrigo Brito¹; Moacyr Araujo^{2,3}; Carmen Medeiros²; Marcelo Rollnic¹.

1S. NO₃⁻

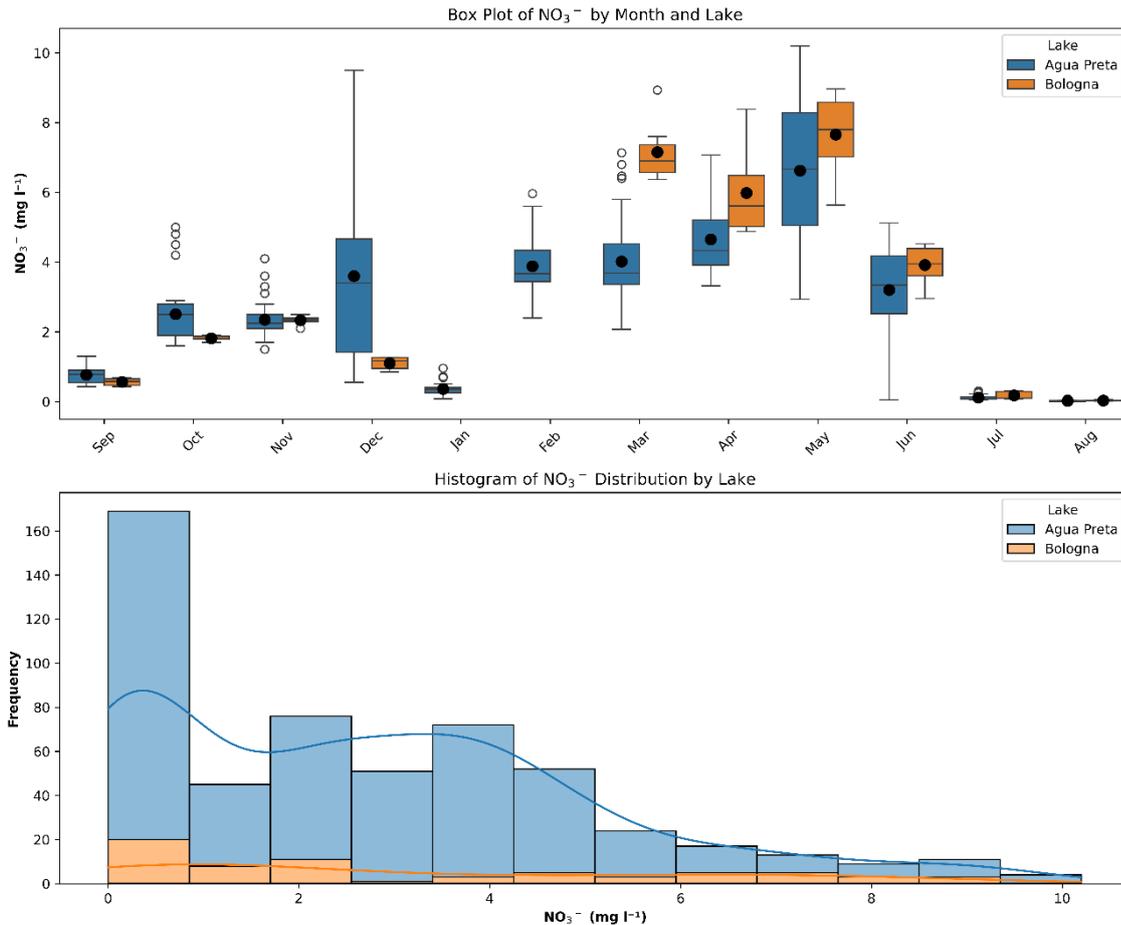
A análise de boxplot mostrou padrões temporais em que o Água Preta apresenta as maiores concentrações de NO₃⁻ em abril ($\approx 5,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e maio e o Bolonha apresenta picos em março e maio ($\approx 7-8 \text{ mg.L}^{-1}$). Ambos os lagos apresentam as concentrações mais baixas em julho e agosto (Figura 19).

As concentrações de NO₃⁻ mostram padrões distintos entre os lagos Água Preta e Bolonha. O boxplot revela que o Água Preta apresenta padrões de NO₃⁻ mais consistentes ao longo dos meses, com concentrações de pico em abril ($\approx 5,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e maio, enquanto os valores mais baixos são observados em julho e agosto. Bolonha, apesar de ter menos medições, demonstra concentrações de pico mais altas em março e maio ($\approx 7-8 \text{ mg.L}^{-1}$), com variabilidade notável especialmente durante os meses de chuvoso.

A distribuição do histograma apoia ainda mais esses padrões, mostrando que o Água Preta mantém uma distribuição inclinada para a direita com a maioria das concentrações agrupadas entre $0-4 \text{ mg.L}^{-1}$ (mediana: $2,50 \text{ mg.L}^{-1}$). Em contraste, Bolonha apresenta uma distribuição mais espalhada com vários picos (mediana: $2,10 \text{ mg.L}^{-1}$), indicando maior variabilidade nas concentrações de NO₃⁻. Embora o Bolonha apresente concentrações médias mais altas ($3,1 \text{ mg.L}^{-1}$) em comparação com o Água Preta ($2,7 \text{ mg.L}^{-1}$), o teste de Mann-Whitney não revelou nenhuma diferença estatisticamente significativa entre os lagos ($p = 0,422$), sugerindo que as variações observadas estão dentro das faixas de flutuação natural.

Ambos os lagos demonstram valores mínimos semelhantes, mas diferem em suas concentrações máximas, com o Água Preta atingindo $10,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e o Bolonha $8,9 \text{ mg.L}^{-1}$. A presença de valores discrepantes, especialmente durante os períodos de concentração máxima, indica eventos episódicos que podem influenciar a dinâmica de nutrientes em ambos os sistemas.

Figura 19 - Distribuição temporal e espacial de NO₃⁻ nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.



2S. NO_2^-

A análise de boxplot para NO_2^- mostrou o Lago Água Preta com concentrações relativamente baixas e consistentes ao longo dos meses. Os valores medianos oscilam em torno de $0,0076 \text{ mg.L}^{-1}$, com intervalos interquartis (IQR) mostrando variabilidade mínima. Os valores atípicos estão presentes, mas permanecem dentro de uma faixa estreita, indicando condições estáveis (Figura 20).

No Bolonha, as concentrações de NO_2^- apresentam maior variabilidade em comparação com o Água Preta. Os valores medianos são ligeiramente mais altos, $0,0056 \text{ mg.L}^{-1}$, mas a presença de valores discrepantes significativos (até $0,47 \text{ mg.L}^{-1}$) sugere eventos episódicos ou influências localizadas. O IQR é mais amplo, refletindo maiores flutuações nos níveis de NO_2^- .

A análise do boxplot destaca concentrações estáveis de NO_2^- no Água Preta com variabilidade mínima, enquanto o Bolonha apresenta maior variabilidade e outliers significativos.

A análise do histograma para o NO_2^- no Água Preta mostra uma distribuição inclinada para a direita, com a maioria das concentrações de NO_2^- agrupadas entre $0,003$ e $0,013 \text{ mg.L}^{-1}$. O

pico de frequência ocorre em torno de $0,0076 \text{ mg.L}^{-1}$, alinhando-se com a mediana observada no boxplot. A distribuição sugere níveis consistentes e estáveis de NO_2^- em todo o lago.

No Bolonha, o histograma revela uma distribuição mais ampla e irregular em comparação com o Água Preta; embora a maioria das concentrações esteja abaixo de $0,013 \text{ mg.L}^{-1}$, há uma cauda perceptível que se estende a valores mais altos, com valores discrepantes que chegam a $0,4699 \text{ mg.L}^{-1}$. Isso indica eventos esporádicos ou fatores localizados que influenciam os níveis de NO_2^- em Bolonha.

Os resultados do teste indicam que não há diferença estatisticamente significativa nas concentrações de NO_2^- entre os dois lagos (teste de Mann-Whitney; $p > 0,05$; $\alpha=0,05$), apesar das diferenças visíveis em suas distribuições. O grande tamanho do efeito sugere uma variabilidade considerável nos dados, o que se alinha com nossas observações anteriores das análises de boxplot e histograma.

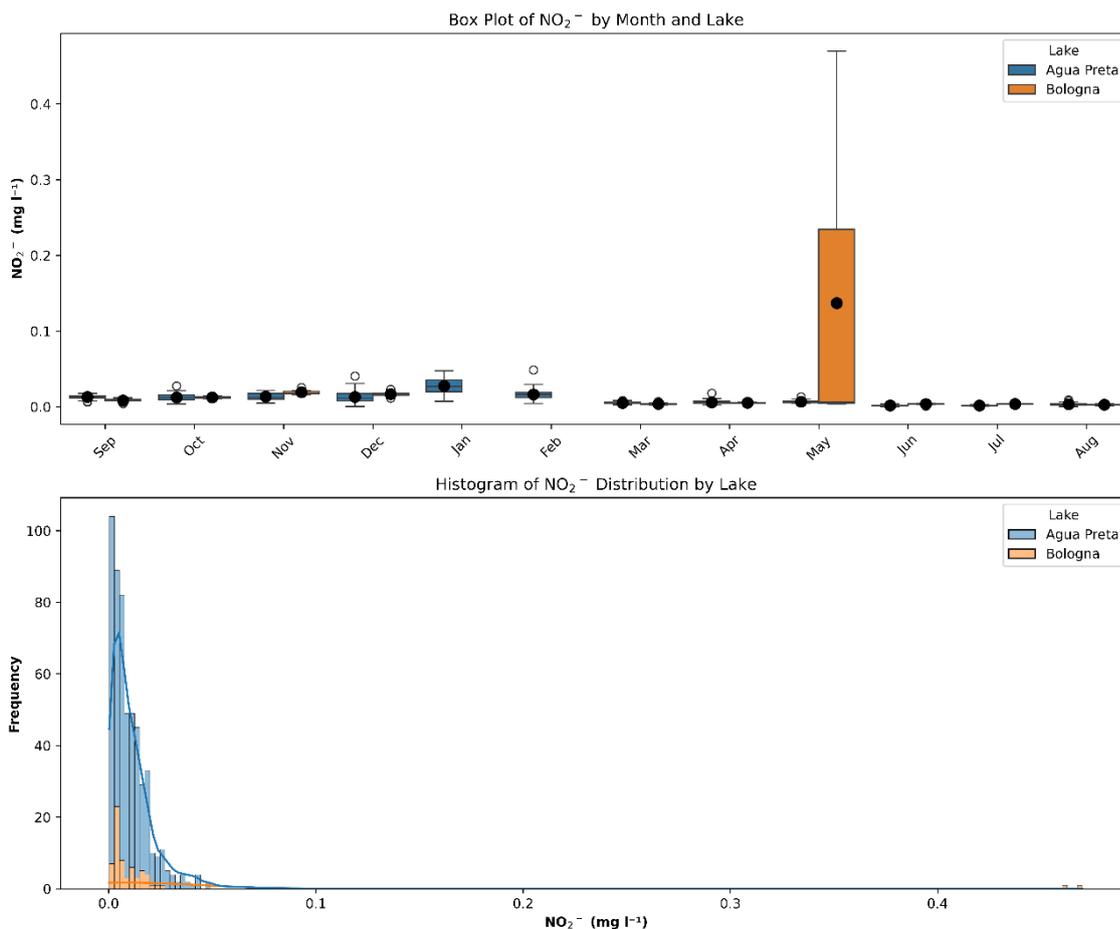


Figura 20 - Distribuição temporal e espacial de NO_2^- nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

3S. NH_4^+

A análise de boxplot para NH_4^+ no Lago Água Preta mostrou que as concentrações de NH_4^+ foram relativamente baixas, com valores medianos em torno de $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$. A faixa interquartil (IQR) é estreita, indicando concentrações consistentes ao longo dos meses. Há valores atípicos, com valores máximos atingindo $2,38 \text{ mg.L}^{-1}$, sugerindo picos ocasionais nos níveis de NH_4^+ (Figura 21).

No Lago Bolonha, as concentrações de NH_4^+ apresentam maior variabilidade em comparação com o Água Preta.

Os valores medianos são ligeiramente mais altos, de $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$, com um IQR mais amplo. Também são observados valores discrepantes, com valores máximos atingindo $1,83 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando eventos episódicos ou influências localizadas (Figura 21).

A análise do histograma para NH_4^+ no lago Água Preta mostrou uma forte distribuição inclinada para a direita com a maioria dos valores concentrados entre $0-0,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Alta frequência de baixas concentrações (em torno de $0,03-0,13 \text{ mg.L}^{-1}$). Cauda longa que se estende até $2,38 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando eventos ocasionais de alta concentração (Figura 21).

No lago Bolonha, o padrão de inclinação para a direita é semelhante, mas com distribuição mais ampla, com concentrações mais uniformemente distribuídas entre $0,01-0,36 \text{ mg.L}^{-1}$. O Bolonha apresentou um tamanho de amostra menor, mas proporcionalmente mais eventos de alta concentração.

Ambos os lagos apresentam concentrações predominantemente baixas de NH_4^+ com picos ocasionais. O Bolonha apresenta concentrações médias mais altas ($0,29 \text{ mg.L}^{-1}$) em comparação com o Água Preta ($0,23 \text{ mg.L}^{-1}$).

No rio Água Preta, os meses de abril e maio apresentaram as maiores concentrações de NH_4^+ observadas, com medianas em torno de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e valores atípicos ocasionais que chegaram a $2,38 \text{ mg.L}^{-1}$. Em julho e agosto, foram observadas as menores concentrações, com medianas abaixo de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e variabilidade mínima.

Na Bolonha, março e maio apresentaram maior variabilidade e concentrações, com medianas em torno de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e valores discrepantes de até $1,83 \text{ mg.L}^{-1}$. Junho e julho apresentaram concentrações mais baixas, com medianas abaixo de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e menos outliers.

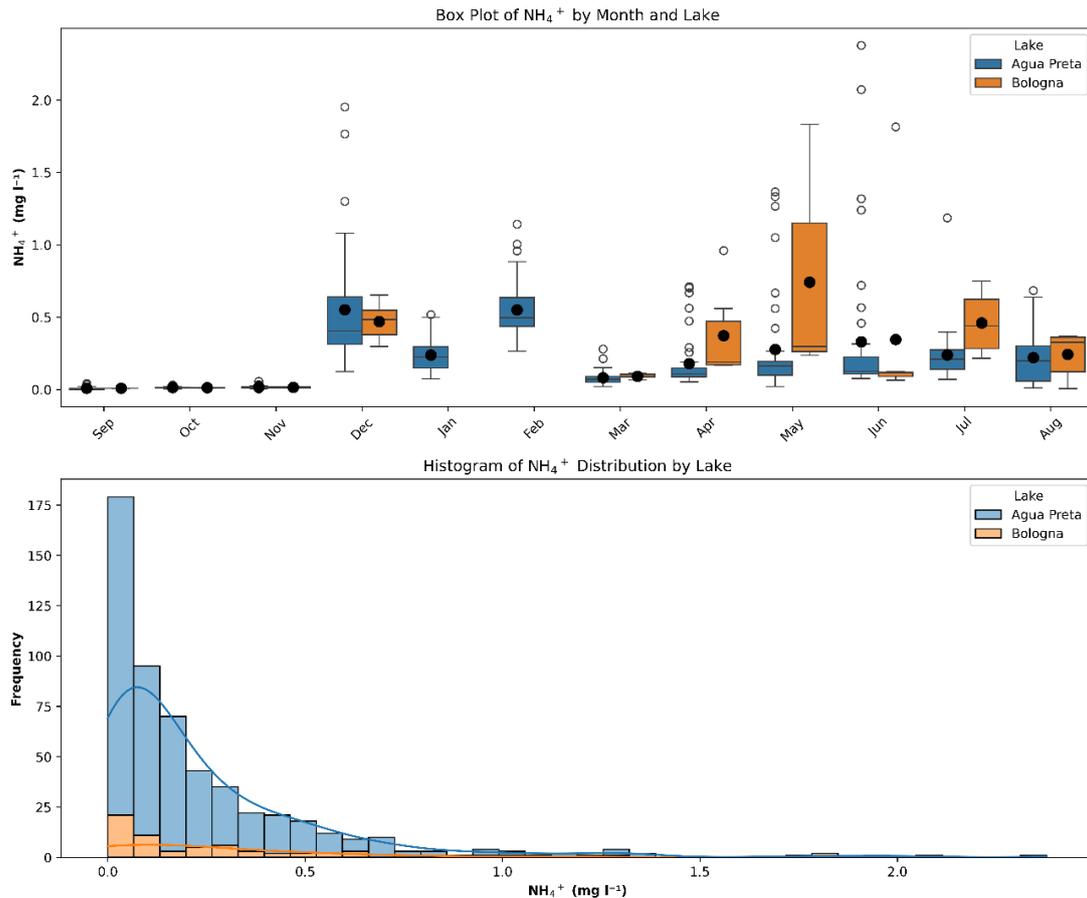


Figura 21 - Distribuição temporal e espacial de NH₄⁺ nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

4S. Nitrogênio total

A análise de boxplot para o nitrogênio total no lago Água Preta mostrou que as concentrações apresentaram maior variabilidade entre os meses. Os meses de abril e maio apresentaram concentrações mais altas, com medianas em torno de 0,96 mg.L⁻¹ e valores atípicos ocasionais que atingiram até 4,24 mg.L⁻¹. Em julho e agosto, foram observadas concentrações mais baixas, com medianas abaixo de 0,5 mg.L⁻¹ e variabilidade mínima.

O Lago Água Preta apresentou padrões sazonais consistentes com picos na transição entre o final do seco e o chuvoso e no início do chuvoso (Figura 22).

No nitrogênio total do Lago Bolonha, as concentrações foram geralmente mais baixas e mais consistentes em comparação com o Água Preta. Março e maio apresentaram concentrações ligeiramente mais altas, com medianas em torno de 0,66 mg.L⁻¹ e menos outliers. Junho e julho apresentaram concentrações mais baixas, com medianas abaixo de 0,5 mg.L⁻¹. Em Bolonha, observou-se menor variabilidade e menos outliers em comparação com Água Preta.

A análise do histograma para as concentrações totais de N no Lago Água Preta mostrou uma forte distribuição inclinada para a direita. A maioria das concentrações se concentra entre 0,06-0,96 mg.L⁻¹. Média mais alta (0,69 mg.L⁻¹) em comparação com Bolonha e cauda longa que se estende até 4,24 mg.L⁻¹, indicando vários eventos de alta concentração (Figura 22).

No Bolonha foi observada uma distribuição mais simétrica em comparação com o Água Preta e concentrações principalmente entre 0,05-0,66 mg.L⁻¹. Média mais baixa (0,49 mg.L⁻¹) e menos valores extremos com valores máximos chegando a 3,60 mg.L⁻¹.

O Água Preta apresentou concentrações gerais de nitrogênio mais altas e maior variabilidade. Ambos os lagos apresentam padrões sazonais, com concentrações mais altas no período de chuvoso. O Bolonha apresenta níveis de nitrogênio mais estáveis ao longo do ano. Os valores atípicos são mais frequentes no Água Preta, sugerindo um ciclo de nitrogênio mais dinâmico.

Não foi observada diferença significativa entre os lagos (teste de Mann-Whitney; p-valor: 0,1155; $\alpha = 0,05$). Os resultados do teste indicam que, apesar das diferenças aparentes nos boxplots e histogramas. Não há diferença estatisticamente significativa nas concentrações de nitrogênio total entre os dois lagos ($p > 0,05$). O grande tamanho do efeito sugere uma variabilidade considerável nos dados. Os valores medianos são relativamente próximos (0,50 mg.L⁻¹ para o Água Preta vs. 0,43 mg.L⁻¹ para o Bolonha). A falta de significância estatística pode ser influenciada pela grande diferença no tamanho das amostras entre os lagos (476 vs. 67 amostras).

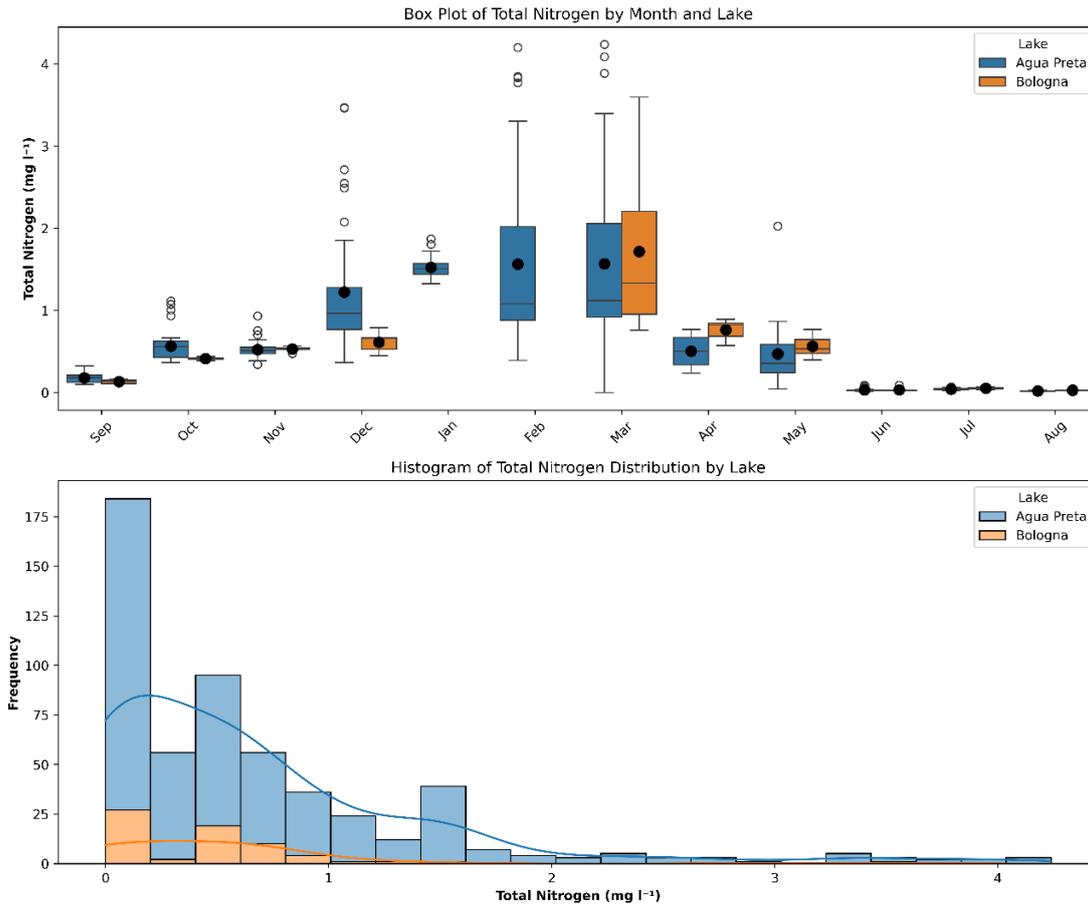


Figura 22 - Distribuição temporal e espacial do N total nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

5S. Fósforo total

A análise de boxplot para o P total no lago Água Preta mostrou concentrações geralmente baixas, com uma mediana de 0,0543 mg.L⁻¹. Os meses de abril e maio apresentaram concentrações mais altas, com medianas em torno de 0,45 mg.L⁻¹ e valores atípicos ocasionais que atingiram até 1,70 mg.L⁻¹. Julho e agosto apresentaram concentrações mais baixas, com medianas abaixo de 0,1 mg.L⁻¹ e variabilidade mínima. Padrões sazonais consistentes com picos no período de chuvoso (Figura 23a; Figura 23b).

No lago Bolonha, as concentrações totais de P foram maiores e mais variáveis em comparação com o Água Preta. Os meses de março e maio apresentaram concentrações mais altas, com medianas em torno de 0,78 mg.L⁻¹ e valores discrepantes de até 2,62 mg.L⁻¹. Junho e julho apresentaram concentrações mais baixas, com medianas abaixo de 0,2 mg.L⁻¹. Observou-se maior variabilidade e maior frequência de eventos de alta concentração em Bolonha em comparação com Água Preta.

A análise do histograma para o P total mostrou que o Água Preta tem uma forte distribuição assimétrica à direita, com a maioria das concentrações entre 0,003-0,45 mg.L⁻¹. Média mais baixa (0,24 mg.L⁻¹) em comparação com o Bolonha e valores máximos de 1,70 mg.L⁻¹ (Figura 23b).

O lago Bolonha apresentou uma distribuição mais ampla e uniforme, com concentrações mais altas em geral (média de 0,49 mg l⁻¹) e uma distribuição mais ampla entre 0,004-0,78 mg l⁻¹, com valores máximos de 2,62 mg l⁻¹.

Ambos os lagos apresentam padrões sazonais, com concentrações mais altas no período de chuvoso. O Bolonha demonstra maior variabilidade ao longo do ano e os valores discrepantes são mais frequentes no Bolonha, sugerindo um ciclo de fósforo mais dinâmico.

O teste Mann-Whitney indica uma diferença estatisticamente significativa nas concentrações totais de P entre os dois lagos (p-valor: 0,0054; $\alpha = 0,05$), com o Bolonha apresentando concentrações medianas mais altas.

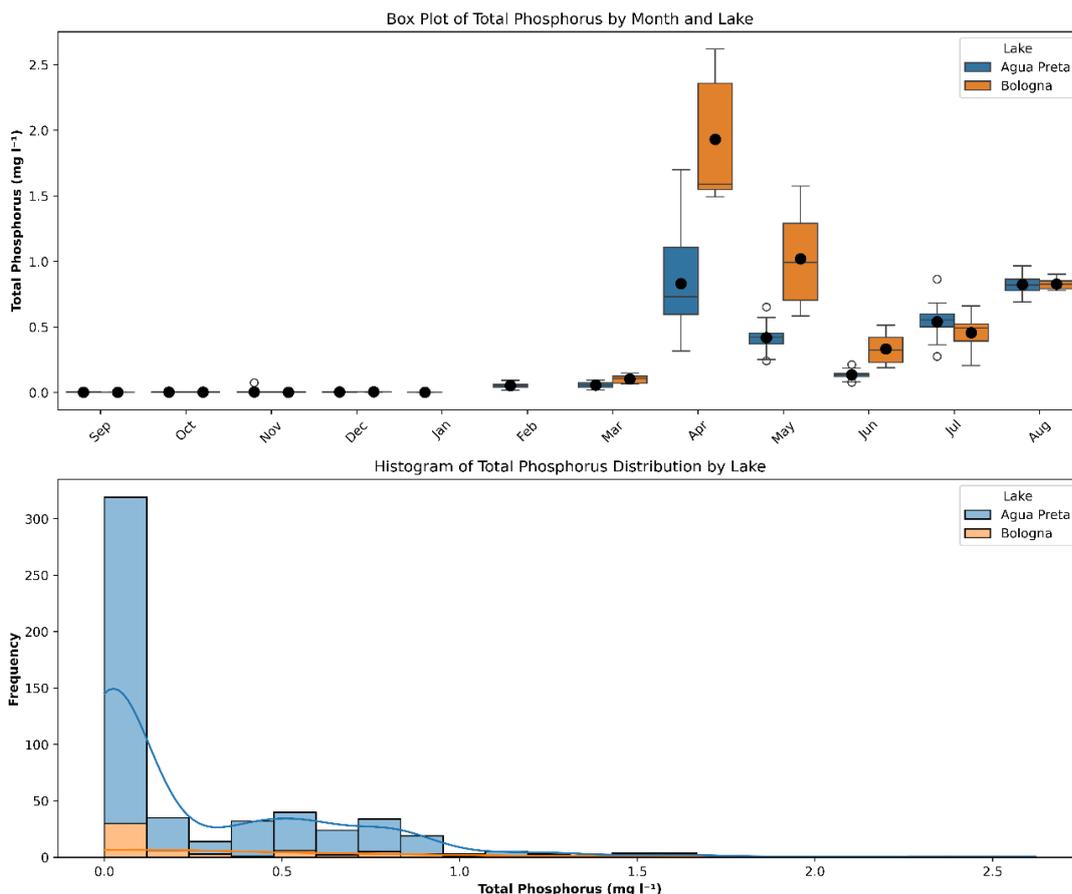


Figura 23 - Distribuição temporal e espacial do P total nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis.

6S. Clorofila a

A análise de boxplot para clorofila **a** no lago Água Preta mostrou as concentrações mais altas: Abril-maio (mediana ~20-25 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e as menores concentrações em março (mediana ~5 $\mu\text{g.L}^{-1}$). A mediana geral foi de 12,14 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Vários valores discrepantes ao longo do ano, atingindo até 180,15 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A Água Preta apresentou um padrão sazonal com valores mais altos no período de chuvoso (Figura 24).

No lago Bolonha, as concentrações máximas mais altas foram observadas em junho (média de 61,06 $\mu\text{g.L}^{-1}$, mediana de 35,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e julho (média de 34,91 $\mu\text{g.L}^{-1}$, mediana de 26,62 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

A análise do histograma da clorofila **a** no lago Água Preta mostrou uma distribuição fortemente inclinada para a direita (assimetria = 4,2), com a maior concentração de dados entre 5,8-21,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e um pico principal na faixa de 10-15 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A mediana (12,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$) foi menor do que a média (17,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a distribuição foi mais consistente e menos dispersa (Figura 24).

O lago Bolonha apresentou uma distribuição que também era assimétrica à direita (assimetria = 3,97) com maior dispersão dos dados (3,6-25,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e vários picos pequenos ao longo da distribuição. A mediana (9,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$) foi muito menor do que a média (19,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e mostrou alta variabilidade com valores extremos mais frequentes (Figura 24).

O Bolonha apresenta uma distribuição mais irregular com vários picos, enquanto o Água Preta apresenta uma distribuição mais uniforme com um pico principal. Ambos os lagos têm valores extremos, mas o Bolonha tem uma frequência relativa maior. A diferença entre a média e a mediana é maior no Bolonha, indicando uma influência maior dos valores extremos.

Os resultados da análise estatística indicaram que: apesar das diferenças visuais nos padrões e distribuições sazonais, não há diferença estatisticamente significativa nas concentrações de clorofila **a** entre os lagos (teste de Mann-Whitney; $p = 0,48$; $\alpha = 0,05$).

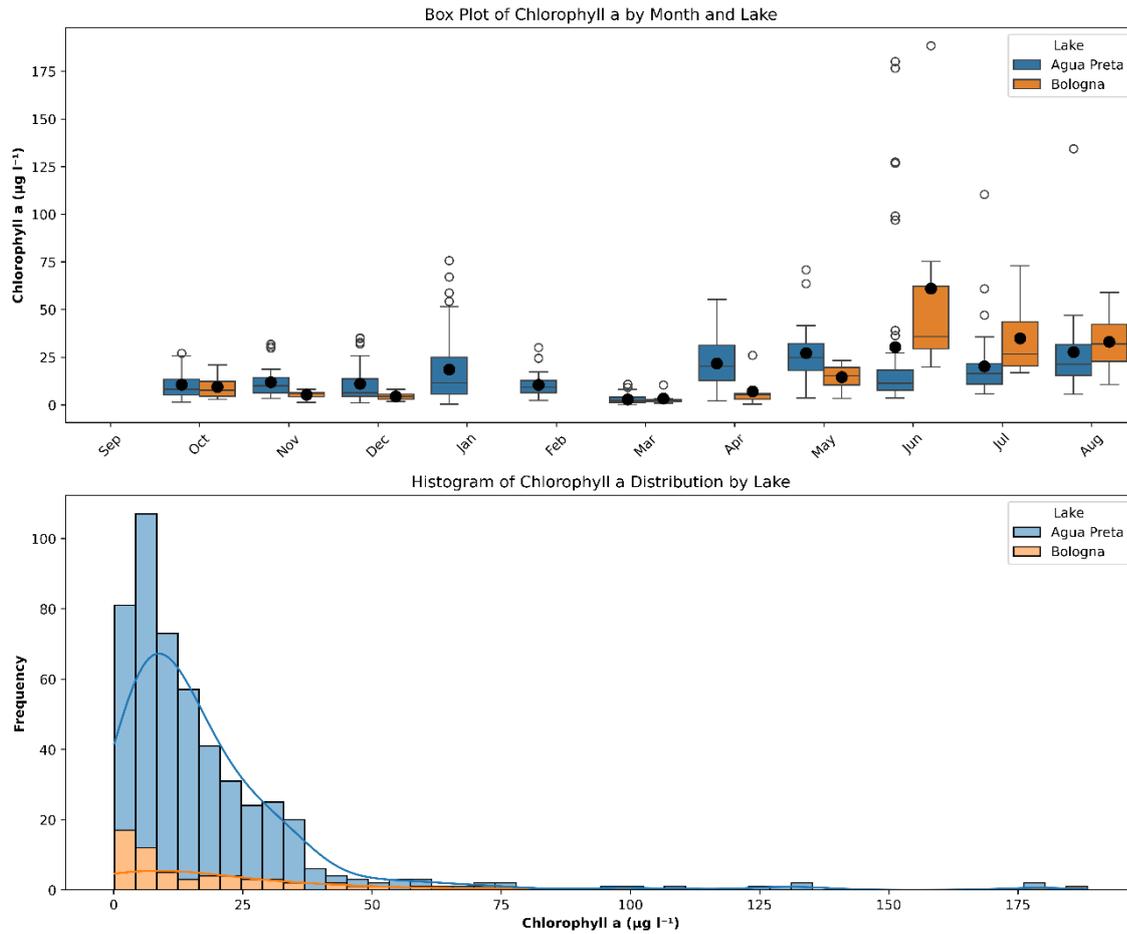


Figura 24 - Distribuição temporal e espacial da clorofila **a** nos lagos Água Preta e Bolonha em 2023-2024. Os boxplots indicam a média (círculos pretos), a mediana (linha preta), o quartil 1, o quartil 3, o mínimo, o máximo e os outliers (círculos brancos). A distribuição do histograma é mostrada com barras e linhas azuis

7S. Distribuição espacial

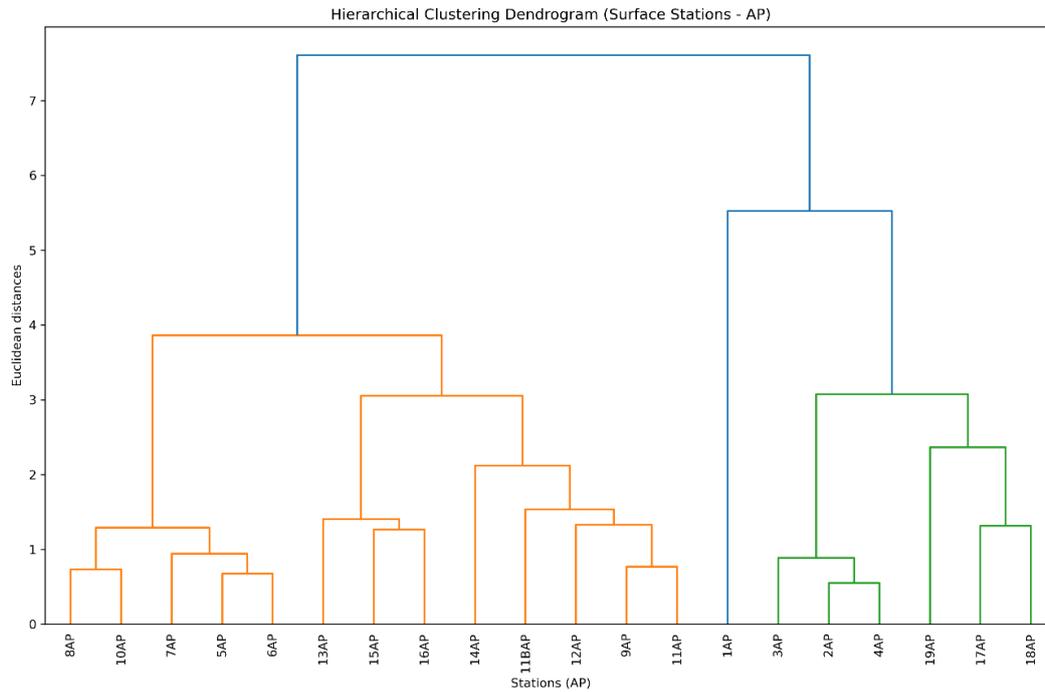


Figura 25- Dendrograma de agrupamento hierárquico para a temperatura da água no Lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

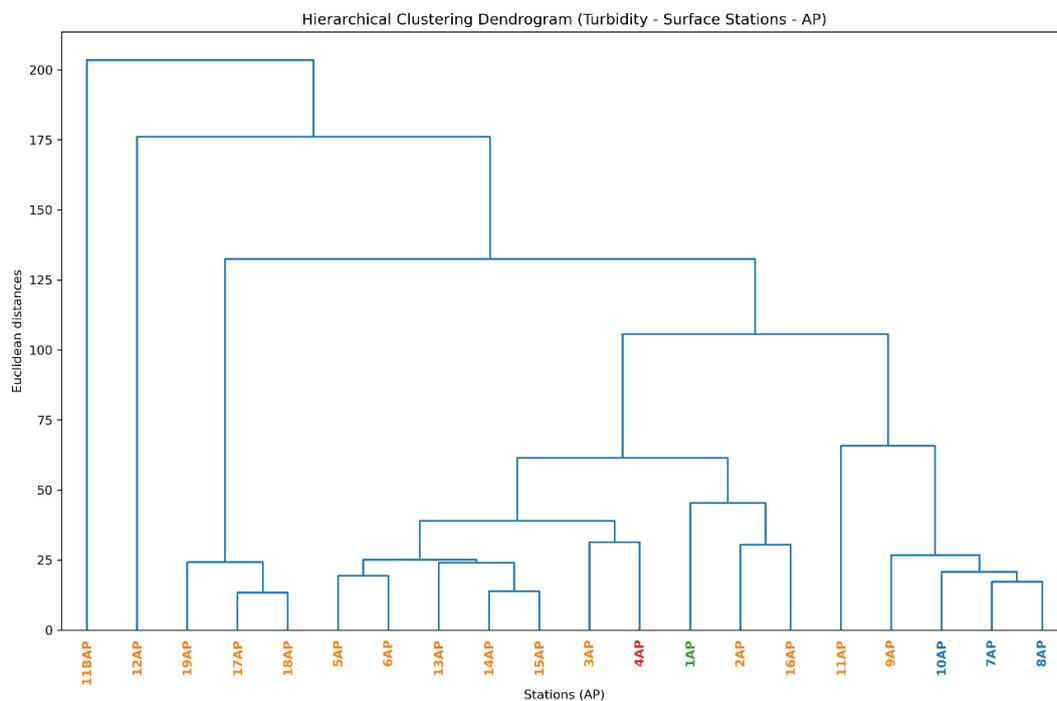


Figura 26 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para turbidez no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

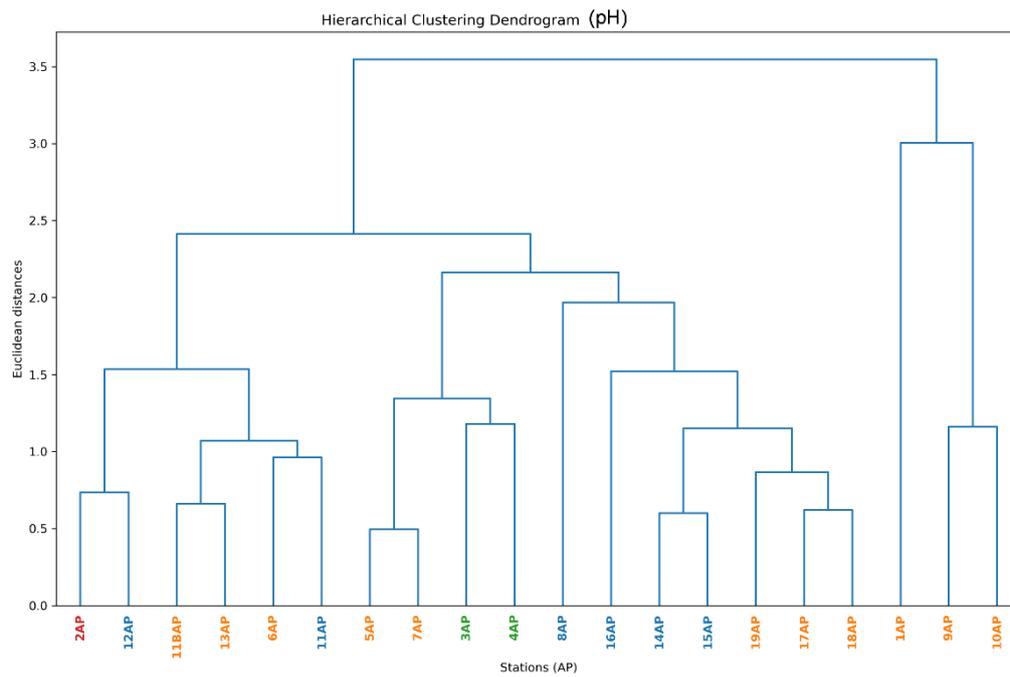


Figura 27 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para pH no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

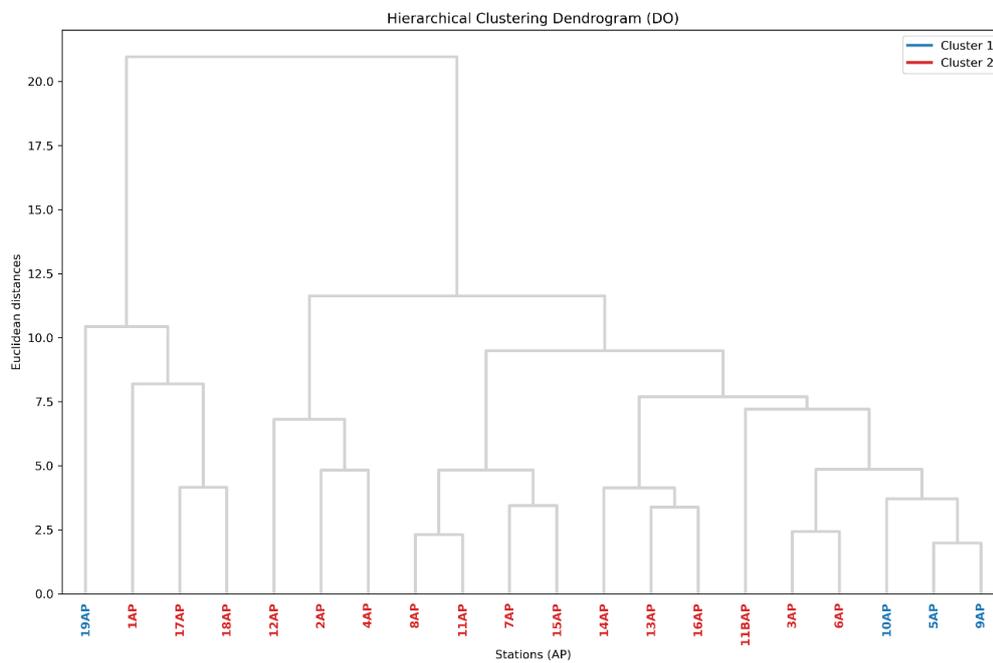


Figura 28 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para OD no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

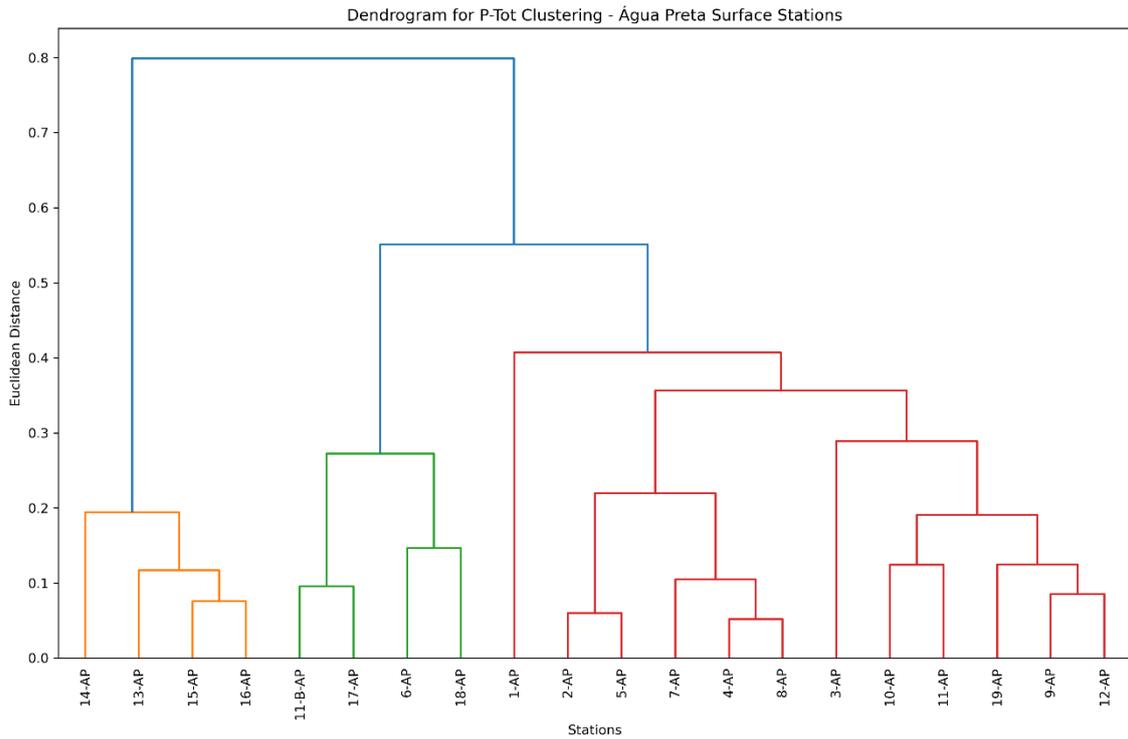


Figura 29 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para P total no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

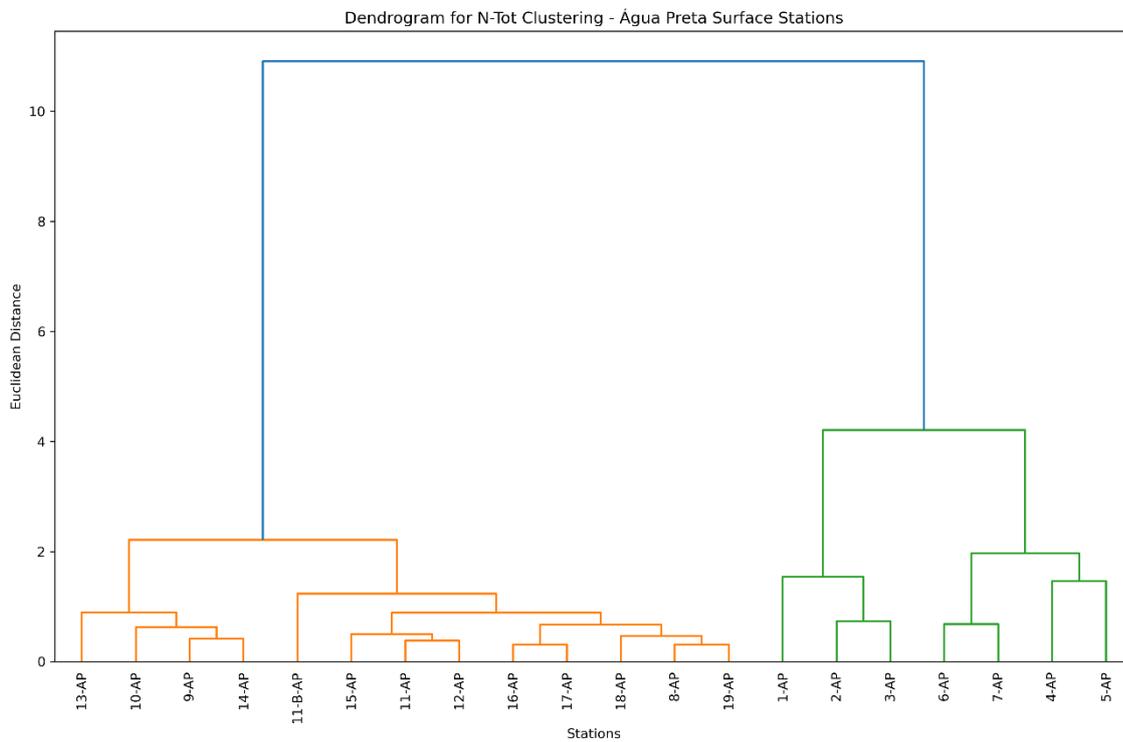


Figura 30 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para N total no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

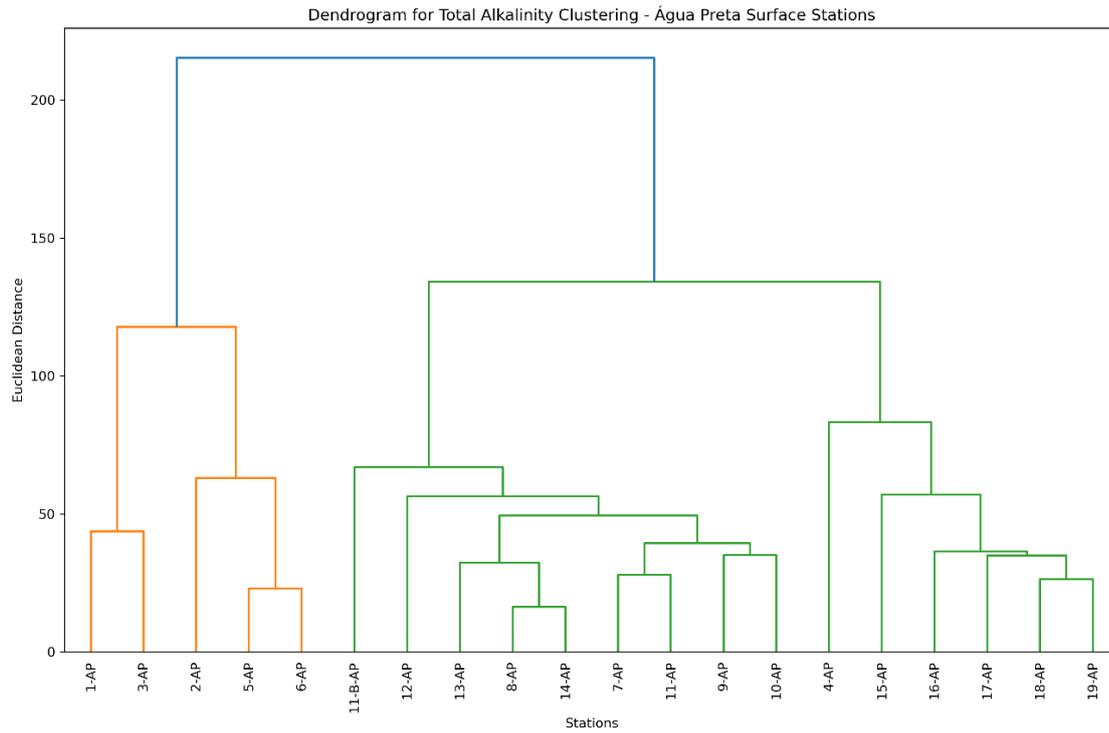


Figura 31 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para TA no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

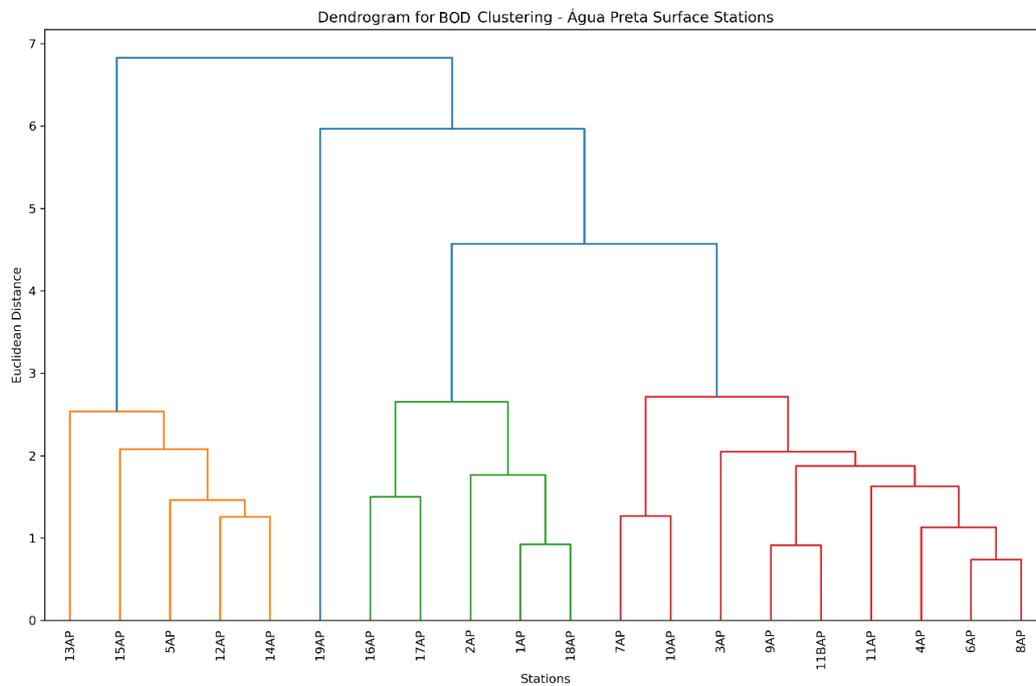


Figura 32 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para DBO no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

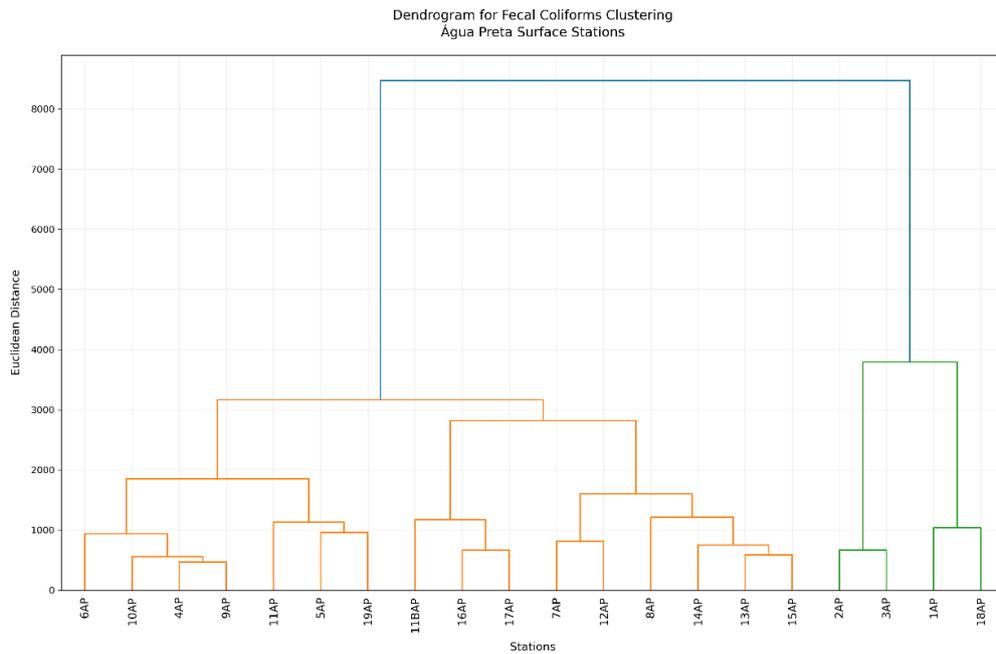


Figura 33 - Dendrograma de agrupamento hierárquico para coliformes fecais no lago Água Preta. As cores das estações indicam os agrupamentos obtidos.

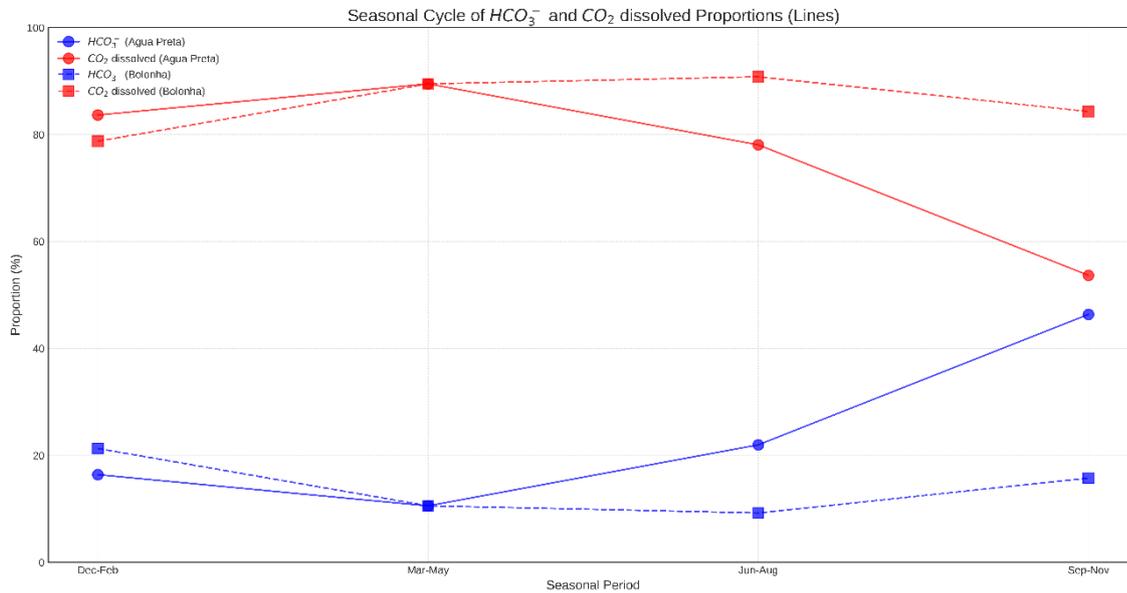


Figura 34 - Distribuição de espécies de carbono (HCO_3^- e CO_2 dissolvido) ao longo dos períodos climáticos nos lagos Água Preta e Bolonha durante 2023-2024.

Tabela 4 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Água Preta (Biplot com estações). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.

Parâmetros	PC1	PC2	PC3	PC4
Temp	-0.426	-0.301	0.113	-0.196
pH	-0.455	0.104	-0.062	0.018
DO	-0.429	-0.153	0.069	-0.036
CBO	0.289	-0.004	-0.126	-0.918
Clo-a	0.018	0.166	0.969	-0.127
FC	0.065	0.616	-0.035	0.030
N-Tot	-0.083	0.637	-0.098	-0.002
P-Tot	0.415	-0.217	0.078	0.168
CO2	0.397	-0.114	0.076	0.264

Tabela 5 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Bolonha (Biplot com estações). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.

Parâmetros	PC1	PC2	PC3	PC4
Temp	-0.456	-0.131	0.082	0.052
pH	0.019	-0.625	0.261	0.483
DO	-0.299	-0.339	0.330	-0.502
CBO	0.414	0.148	0.220	-0.323
Clo-a	0.287	-0.343	-0.353	-0.482
FC	0.098	0.070	0.716	-0.239
N-Tot	-0.388	-0.085	-0.338	-0.330
P-Tot	0.456	0.017	-0.072	0.080
CO2	-0.281	0.568	0.095	0.015

Tabela 6 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Água Preta (Biplot com meses). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.

Parâmetro	PC1	PC2	PC3	PC4
CO2	0.209	-0.382	0.1	0.689
Clo-a	0.471	0.135	0.191	-0.020
Col-Fec	0.434	-0.021	0.567	-0.006
DBO	-0.429	0.035	0.586	-0.266
N-Tot	-0.381	-0.348	0.260	-0.076
DO	-0.040	0.540	0.103	0.032
P-Tot	0.422	0.057	0.125	-0.422
Temp	-0.177	0.385	0.378	0.503
pH	-0.050	0.518	-0.221	0.118

Tabela 7 - Cargas fatoriais da análise de componentes principais (PCA) dos parâmetros associados à qualidade da água do Lago Bolonha (Biplot com meses). Em negrito estão os valores significativos para cada componente.

Parâmetro	PC1	PC2	PC3	PC4
CO2	-0.126	0.525	0.246	-0.352
Clo-a	-0.472	0.010	-0.265	-0.175
Col-Fec	-0.435	0.182	-0.283	0.078
DBO	0.409	0.165	-0.130	-0.505
N-Tot	0.445	0.075	-0.305	0.238
DO	-0.429	-0.275	0.166	-0.200
P-Tot	-0.117	0.394	0.179	0.683
Temp	0.085	-0.323	0.720	0.031
pH	-0.009	-0.567	-0.313	0.135

REFERÊNCIAS

- American Public Health Association. APHA. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. *In*: 18th. Greenberg A.E., Clesceri L.S., Eaton A.D. (eds). American Public Health Association, Washington, . *Proceedings* [...]. 1100p.
- American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environment Federation - APHA; AWWA; WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. *In*: 21 ed. American Public Health Association, Washington, D.C. *Proceedings* [...]
- Arar E. J. 1997. *Method 446.0 in vitro determination of chlorophylls a, b, c1 + c2 and pheopigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry*. (eds. U.S. Environmental Protection Agency), p. 26 (Washington).
- Araujo A. C. 2015. Antropogeomorphology of watershed of Murutucu: water supply, use and occupation in Belém, PA. *Raega*, **34**:98-122. doi: 10.5380/raega.v34i0.37539.
- Bahia V. E., Gouvea J. L., Fenz N. 2004. Influência do depósito sanitário metropolitano de Belém (Aurá) sobre as águas subterrâneas da área. *Revista Águas Subterrâneas*, **18**:89-101. doi: 10.14295/ras.v18i1.1339.
- Botelho R. G., Rossi M. L., Maranhão L. A., Olinda R. A., Tornisielo V. L. 2013. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Piracicaba River (São Paulo, Brazil). *Environmental Science Pollution Research*, **20** (7): 428-445.
- Brasil. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde- Funasa. 2014. *Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS*. Brasília, DF,. 112 p.
- Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. 2005. *Portaria MS n.º 518/2004* . Brasília, DF, Editora do Ministério da Saúde. 28 p. – (Série E. Legislação em Saúde).
- Brito F. S. L., Pimentel B.A., Vilhena J.C., Rosário K.K.L., Morais M.S., Cruz R.H. R., Correa V.L.S. 2020. Behavior of physicochemical variables of water Bolonha-Belém-PA. *Brazilian Journal of Development*, **6**(1): 1738-1757. doi:10.34117/bjdv6n1-120.
- Cai W-J. & Wang Y. 1998. The chemistry, fluxes, and sources of carbon dioxide in the estuarine waters of the Satilla and Altamaha rivers, Georgia. *Limnology and Oceanography*, **43**:657-668.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. 2017. *Relatórios de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. Apêndice D, Índices de qualidade das águas*. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Accessed on: 01.02.2025.
- Cole J. J. & Prairie Y. T. 2009. Dissolved CO₂. Pp. 30-34. *In*: Likens G.E. (ed). *Encyclopedia of Inland waters*. Oxford, Elsevier, v. 2, 2250 p.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2005. *Resolução 357(in portuguese) - Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento*, 27 p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=484>.

- Correio L. N. C., Ceconello S. T., Moraes P. B., Guedes H. A., Centeno A. N. 2016. Análise temporal da qualidade da água de um arroio no sul do Rio Grande do Sul. *Revista Thema*, **13**(2):109-119.
- Grasshoff K., Ehrhardt M. and Koroleff, K. 1983. *Methods of seawater analysis, 2nd ed.* Wiley-Verlag, Weinheim, Germany, 419 p.
- Hammer, Øyvind, Harper, David A.T., and Paul D. Ryan, 2001. *Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica*, vol. 4, issue 1, art. 4: 9pp., 178kb. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Junk W. J., Piedade M. T. F. & Schöngart J. 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, **31**:623–640. doi:10.1007/s13157-011-0190-7.
- Lewis E. & Wallace D. 1998. (eds.). *Program developed for CO₂ system calculations*. National Laboratory Environmental Sciences Division, Oak Ridge, Tennessee, USA, v. 4735. doi:10.15485/1464255. World Wide Web electronic publication, Disponível em: <http://www.cdiac.ess-dive.lbl.gov/ftp/co2sys/>.
- Libânio M. 2010. *Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água. Campinas/SP*. 3ª ed. Editora Átomo, 494p.
- Macedo M. A., Souza A. J., Souza T. G., Bandeira T. P., Oliveira T. D., Mesquita K. F., Pereira J. A., Santos M. L. 2024. Impacto urbano nas águas dos lagos bolonha e água preta (Belém, Pará): Um estudo de caso entre os anos de 2011 e 2022. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **17**(1): 428-445. doi: 10.26848/rbgf.v17.1.p428-445
- Metcalf and Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4ªed. Revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, and H. David Stensel. McGraw-Hill Science/Engineering/Math, Boston, USA, ISBN: 978-0070418783.
- Raymond P. A., Zappa C. J., Butman D., Bott T. L., Potter J., Mulholland P., Laursen A.E., McDowell W. H. & Newbold D. 2012. *Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers*. *Limnology and Oceanography*, **2**:41-53. doi: 10.1215/21573689-1597669.
- Rosa L. L., Melo M. & Santana, H. 2013. *Avaliação paralela da qualidade da água do lago água preta, de águas subterrâneas de áreas próximas e a água para abastecimento. Saneamento Ambiental e Águas Urbanas. (XX SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos)*. Associação brasileira de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves-RS, SBRH2013__PAP013171.
- Rounds S.A. 2006. *Alkalinity and acid neutralizing capacity (ver. 3.0): US Geological Survey techniques of water-resources investigations*, book 9, chap. A6. sec. 6.6. Disponível em: <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/>. Accessed 13 June 2024
- Santos M.L.S., Bordalo A.O., Pereira J.A.R.; Chira P.A., Alves I.C.C., Sodré S.S.V. 2013. *Influência da Expansão Urbana na Qualidade da água em Reservatório da Região Amazônica (Belém, Pará)*. Boletim Técnico Científico do CEPNOR, **13**(1), 15-22.

Silva J. P., Mesquita K. F. C., Pereira J. A. R., Sousa R. R., Varela A. W. P., Sousa P. H. C. & Santos, M. L. S. 2020. *Índices de qualidade da água no sistema de captação de água da região amazônica (Brasil)*. Scientia Plena, **15**: 1- 9. doi: 10.14808/sci.plena.2019.124301.

Silva K., Varona H.L., Araujo M., Medeiros C., Santos L. 2022. *Characterization of dissolved inorganic carbon and dissolved oxygen in two impacted Amazonian lakes*. Panamjas, **17**(2): 97-109. doi: 10.54451/PanamJAS.17.2.97.

Silva L., Morales G., Lima A.M. 2014. *Avaliação da qualidade das águas superficiais dos mananciais do Utinga e dos rios Guamá e Aurá, Belém, Pará*. Enciclopédia Biosfera, **10** (18).

Sodré S. S. V. 2007. *Hidroquímica dos lagos Bolonha e Água preta, mananciais de Belém-Pará (in Portuguese)*. PhD. Thesis. Federal University of Pará, Belem, Brazil, 115 p.

Strickland J. D. H. & Parsons T. R. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. 2^aed. Fisheries research board of Canada bulletin, Ottawa, **167**: 207-211.

Tundisi J. G., and Tundisi T. M. 2008. *Limnologia*. (J. G. Tundisi & T. M. Tundisi, ed.). São Paulo: Oficina de Textos, 626 p.

Valderrama J.C. 1981. *The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters*. Marine Chemistry, **10**:109-122. doi: 10.1016/0304-4203(81)90027-X.

Vasconcelos V. M. M. & Souza C. F. 2011. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA. Brasil. *Revista Ambiente & Água*, **6**(2): 305-324. doi.org/10.4136/ambi-agua.202.

Varona H. L.; Noriega C.; Araujo M. 2021. *mStatGraph version 1.0*, Zenodo, Switzerland.

Weiss R. F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry*, **2**:203-215. doi: 10.1016/0304-4203(74)90015-2.

Weiss R. F. & Price, B. A. 1980. Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Marine Chemistry*, **8**: 347–359. doi:10.1016/0304-4203(80)90024-9.

6 CONCLUSÃO

Os estudos realizados nos reservatórios Bolonha e Água Preta revelaram que os processos físico-químicos precisam ser periodicamente monitorados para se manter a qualidade de água nos lagos, visto que estes parâmetros possuem variações sazonais e espaciais que podem afetar diretamente a qualidade de água nos lagos destinados ao abastecimento de água da região metropolitana de Belém. Além do mais, faz-se necessário monitorar também o despejo irregular de efluentes domésticos não tratados, pois contribuem para o aumento da poluição aquática nos lagos em questão.

REFERÊNCIAS

- American Public Health Association -APHA. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater (Métodos padrão para o exame de água e águas residuais)*. 18^a ed. Greenberg A.E., Clesceri L.S., Eaton A.D. (eds)., Washington, Associação Americana de Saúde Pública. 1100p.
- American Public Health Association - APHA/AWWA/WEF. 2017. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 23rd. Washington, American Water Works Association and Water Environment Federation, 4358p.
- Associação Americana de Saúde Pública, Associação Americana de Obras Hídricas, Federação do Meio Ambiente Hídrico - APHA; AWWA; WEF. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater (Métodos padrão para o exame de água e águas residuais)*. 21 ed.: Washington, D.C., American Public Health Association; Associação Americana de Saúde Pública.
- Arar E. J. 1997. *Method 446.0 in vitro determination of chlorophylls a, b, c1 + c2 and pheopigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry*. [S.l.], Eds. U.S. Environmental Protection Agency. 26p.
- Araújo Júnior A. C. R. 2015. Antropogeomorfologia da bacia hidrográfica do murutucu: abastecimento hídrico, uso e ocupação em Belém-PA. *Revista Ra'e Ga*. **34**:98-122.
- Arcova F. C. S. & Cicco V. 1998. Qualidade da água em microbacias recobertas por florestas de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, São Paulo, **10** (20): 185-96.
- Bahia V. E. 2003. *Estudo hidrogeológico da área localizada entre o depósito de lixo Metropolitano de Belém (Aurá) e o Lago Água Preta*. MS Dissertation, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2003, 117 p.
- Bahia V. E., Gouvea J. L., Fenz N. 2004. Influência do depósito sanitário metropolitano de Belém (Aurá) sobre as águas subterrâneas da área. *Revista Águas Subterrâneas*, **18**:89-101. doi: 10.14295/ras.v18i1.1339.
- Baron J. S. Poff N. L., Angermeier P. L., Dahm C. N., Gleick P. H., Harston N. G., Jackson R. B., Johnston C. A., Richter B. D., Steinman A.D. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, **12** (5): 1247-1260
- Barros J. 2025. *Análise da dinâmica da cobertura e uso do solo na bacia hidrográfica dos lagos Bolonha e Água Preta, Belém, Pará*. MS Dissertation, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil. 2025, xii, 26p.
- Botelho R. G., Rossi M. L., Maranhão L. A., Olinda R. A., Tornisielo V. L. 2013. Avaliação da qualidade das águas superficiais utilizando uma abordagem ecotoxicológica: um estudo de caso do rio Piracicaba (São Paulo, Brasil). *Environmental Science Pollution Research*, **20** (7): 428-445.
- Brasil. 2014. *Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS*. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 112p.

Brito F. S. L., Pimentel B.A., Vilhena J.C., Rosário K.K.L., Morais M.S., Cruz R.H. R. & Correa, V.L.S. 2020. Comportamento das variáveis físico-químicas da água Bolonha-Belém-PA. *Revista Brasileira de Desenvolvimento*, **6**(1): 1738-1757. doi:10.34117/bjdv6n1-120.

Cai W-J. & Wang Y. 1998. The chemistry, fluxes, and sources of carbon dioxide in the estuarine waters of the Satilla and Altamaha rivers, Georgia. *Limnology and Oceanography*, **43**:657-668.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. 2017. *Relatórios de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. Apêndice D, Índices de qualidade das águas*. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acessado em: 01.02.2025.

Companhia de Saneamento do Estado do Pará - COSANPA. 1983. *Projeto de abastecimento de água da grade Belém*. Belém, 22p.

Companhia de Saneamento do Estado do Pará - COSANPA. 2013. *Relatório de Informações Gerenciais 2013*.

Companhia de Saneamento do Pará- (COSANPA). 2000. *Urbanização e medidas de proteção sanitária da região dos lagos Utinga*. Relatório técnico 023,

Cole J. J. & Prairie, Y. T. 2009. *CO2 dissolvido*. Pp. 30-34. in: Likens, G.E. (Ed). *Encyclopedia of Inland Waters (Enciclopédia de Águas Interiores)*. V. 2. Elsevier, Oxford, 2250 p.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2005. *Resolução 357 - Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento*, 27 pp. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasil. <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=484>.

Consultoria – Engenharia –CENSA; Companhia de Saneamento do Pará -COSANPA. 1983. *Diagnóstico do estudo urbanístico de proteção sanitária dos lagos Bolonha e Água Preta II: Estudo da qualidade de proteção das águas*. Belém, 279p.

Correio L. N. C., Ceconello S. T., Moraes P. B., Guedes H. A. & Centeno A. N. 2016. Análise temporal da qualidade da água de um arroio no sul do Rio Grande do Sul. *Revista Thema*,**13**(2):109-119.

Dias S. da F. 1991. *Estudo ambiental do Utinga: vida útil do sistema de abastecimento de água de Belém*. Belém, Instituto de Desenvolvimento Econômico social do Pará. 602p.

Fenzl N; Mendes, R. L. R.; Fernandes, L. L. 2018. *A Sustentabilidade do Sistema de Abastecimento de Água: Da Captação ao Consumo de Água em Belém*. Instituto de Tecnologia – ITEC/UFPA, Núcleo de Meio Ambiente – NUMA/UFPA.

Ferreira A. & Cunha C. 2005. Environmental sustainability of water resources in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Panam Salud. Publica*, **18** (2): 93-99.

Ferreira L. V., Miranda A. M. da S., Gurgel E. S. C., João U. dos S., Brito E. G., Maia A. P. de M. 2022. A importância do Parque Estadual do Utinga Camilo Viana para a conservação das espécies de plantas e fungos da região metropolitana de Belém, Pará, Brasil. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.*, Belém, **17**(1):165-205.

Forel F. A. 1892. *Le Léman: monographie limnologique*. Volume 1. Harvard University. F. Rouge.

Furtado A. P. F. V., Monte-Mor R. C. de A. & Couto, E. de A. (2021). Avaliação da redução carga externa de fósforo total e sólidos suspensos totais para reabilitação de lagos urbanos. *Journal of Environmental Management*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113339>

Grasshoff K., Ehrhardt M. e Koroleff K. 1983. *Methods of seawater analysis (Métodos de análise da água do mar)*. 2ª ed. Wiley-Verlag, Weinheim, Alemanha, 419p.

Gutierrez C. B. B., Ribeiro H. M. C., Morales G. P., Gutierrez D. M. G., Santos L. S., Paula M. T. 2017. Análise espaço-temporal do uso e cobertura do solo no interior da APA Belém e correlação com os parâmetros de água dos seus mananciais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10**(1):521-534.

Hammer, Øyvind, Harper, David A.T. e Paul D. Ryan. 2001. *Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Pacote de software de estatística paleontológica para educação e análise de dados)*. *Palaeontologia Electronica*, vol. 4, issue 1, art. 4: 9pp., 178kb. 4: 9pp., 178kb. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

Junk W. J., Piedade M. T. F. & Schöngart, J. 2011. *A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands*. *Wetlands*, **31**:623-640. doi:10.1007/s13157-011-0190-7.

Köppen W. 1931. *Climatologia*. Cidade do México: Fundo de Cultura Econômica.

Lewis E. & Wallace D. 1998. (eds.). *Programa desenvolvido para cálculos de sistemas de CO2. Divisão de Ciências Ambientais do Laboratório Nacional*. Oak Ridge, Tennessee, EUA, v. 4735. doi:10.15485/1464255. Publicação eletrônica na World Wide Web.

Libânio M. 2010. *Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água*. Campinas/SP. 3ª ed, Editora Átomo, 494p.

Lone A. A. 2014. *Nutrient Enrichment and Proliferation of Invasive Macrophytes in Urban Lakes (Enriquecimento de Nutrientes e Proliferação de Macrófitas Invasivas em Lagos Urbanos)*. Instituto Indiano de Ciências. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09766901.2014.11884749>

Lopes F. W. de A., Davies-Colley R. J., Piazi J., Silveira J. S., Leite A. C. & Lopes N. I. de A. 2020. Desafios para a recreação de contato em um lago urbano tropical: avaliação por um índice de qualidade da água. *Meio Ambiente, Desenvolvimento e Sustentabilidade*. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/S10668-019-00430-4>

Macedo M. A., Souza A. J., Souza T. G., Bandeira T. P., Oliveira T. D., Mesquita K. F., Pereira J. A. & Santos M. L. 2024. Impacto urbano nas águas dos lagos Bolonha e Água Preta (Belém, Pará): Um estudo de caso entre os anos de 2011 e 2022. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **17**(1): 428-445. doi: 10.26848/rbgf.v17.1.p428-445

- Matta M. A. da S. 2024. *Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da região de Belém/Ananindeua – Pará, Brasil*. 292p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação, Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.
- Menezes L. B. C., Carvalho E. A., Nuñez Y. T., Brito L. B., Sember N. B. G., Vasconcelos E. F. 2013. Parques urbanos de Belém (PA): situação atual e problemáticas sócio-ambientais. *Ipiranga Pesquisa: Ciências, Tecnologias & Humanidades*, Belém, **1**(1):32-49
- Metcalf & Eddy Inc. 2003. *Wastewater engineering: Treatment and Reuse (Tratamento e reutilização)*. (4ªed). Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton e H. David Stensel. McGraw-Hill Science/Engineering/Math, Boston, EUA, ISBN: 978-0070418783.
- Pará. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. *Revisão do Plano de Manejo do Parque Estadual do Utinga*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Belém: SEMA: Belém: IMAZON, 2013.
- Pereira A. L. Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*. 2011.
- Periódico Técnico Científico - *Cidades Verdes* – ANAP. ISSN 2317-8604. Belém, v.08, n.17, 2020.
- Raymond P. A., Zappa C. J., Butman D., Bott T. L., Potter J., Mulholland P., Laursen A.E., McDowell W. H. & Newbold D. 2012. Dimensionando a velocidade de transferência de gás e a geometria hidráulica em córregos e pequenos rios. *Limnology and Oceanography*, **2**:41-53. doi: 10.1215/21573689-1597669.
- Ribeiro A. C. de A. J. Indicadores de qualidade ambiental no lago Bolonha, Parque Estadual do Utinga, Belém-Pará. *Boletim Gaúcho de Geografia*, v. 42, n.1: 276-299. 2015.
- Ribeiro H. M. C. *Avaliação atual da qualidade das águas superficiais dos lagos Bolonha e água Preta situados na área fisiográfica do Utinga (Belém-Pa)*. 1992. 205 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) – Universidade Federal do Pará, Centro de Geociências, Belém. 1992.
- Rosa L. L., Melo M. & Santana H. 2013. *Avaliação paralela da qualidade da água do lago água preta, de águas subterrâneas de áreas próximas e a água para abastecimento*. Saneamento Ambiental e Águas Urbanas (XX SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos). Associação brasileira de Recursos Hídricos, Bento Gonçalves-RS, SBRH2013 PAP013171.
- Rounds S. A. 2006. *Alkalinity and acid neutralizing capacity (alcalinidade e capacidade de neutralização de ácidos)* (ver. 3.0): Técnicas de investigações de recursos hídricos do Serviço Geológico dos EUA, livro 9, cap. A6. A6. sec. 6.6. Disponível em: <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/>. Acessado em 13 de junho de 2024
- Santos J. S., Costa A. D., Oliveira R. D. 2020. Parque Estadual do Utinga: pertencimento, pressões antropogênicas e mudanças socioespaciais em Belém-Pará. *Cidades Verdes*, **08**:27-43
- Santos L. S., Gutierrez C. B. B., Dias N. M., Pontes A. N. 2015. Análise Espacial na Gestão de Recursos Hídricos: Bacia Hidrográfica do Rio Uruboca, Belém, Pará. *Enciclopédia Biosfera*, **11**:161-172.

Santos M.L.S., Bordalo A.O., Pereira J.A.R., Chira P.A., Alves I.C.C., Sodré S.S.V. 2013. Influência da Expansão Urbana na Qualidade da Água em Reservatório da Região Amazônica (Belém, Pará). *Boletim Técnico Científico do CEPNOR*, **13**(1), 15-22.

Silva J. P., Mesquita K. F. C., Pereira J. A. R., Sousa R. R., Varela A. W. P., Sousa P. H. C. & Santos M. L. S. 2020. Índices de qualidade da água no sistema de captação de água da região amazônica (Brasil). *Scientia Plena*, **15**: 1- 9. doi: 10.14808/sci.plena.2019.124301

Silva K., Varona H.L., Araujo M., Medeiros C. & Santos, L. 2022. Caracterização do carbono inorgânico dissolvido e do oxigênio dissolvido em dois lagos amazônicos impactados. *Panamjas*, **17**(2): 97-109. doi: 10.54451/PanamJAS.17.2.97.

Silva L., Morales G. & Lima A.M. 2014. Avaliação da qualidade das águas superficiais dos mananciais do Utinga e dos rios Guamá e Aurá, Belém, Pará. *Enciclopédia Biosfera*, **10** (18).

Sodré G. R. C., Rodrigues L. L. M. 2013. Comparação entre estimativa da precipitação observada pela técnica CMORPH e estações meteorológicas do INMET em diferentes regiões do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **6**(2):301-307.

Sodré S. S. V. 2007. *Hidroquímica dos lagos Bolonha e Água preta, mananciais de Belém-Pará*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil, 115p.

Strickland J. D. H. & Parsons T. R. 1972. A practical handbook of seawater analysis (Manual prático de análise da água do mar). 2 ed. *Boletim do Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, **167**: 207-211.

Tang T., Vliet M. T. H., Bierkens M. F. P., Strokal M. & Wada Y. 2023. Avanços recentes nos indicadores de qualidade da água para eutrofização em lagos globais de água doce. *Environmental Research Letters*. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acd071>.

Tundisi J. G., & Tundisi T. M. 2008. *Limnologia*. (J. G. Tundisi & T. M. Tundisi, Eds.). São Paulo: Oficina de Textos, 626p.

Valderrama J.C. 1981. A análise simultânea de nitrogênio total e fósforo total em águas naturais. *Marine Chemistry*, **10**:109-122. doi: 10.1016/0304-4203(81)90027-X.

Varona H. L., Noriega C., Araujo M. 2021. *mStatGraph versão 1.0*, Zenodo, Suíça.

Vasconcelos V. M. M. & Souza C. F. 2011. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA. Brasil. *Revista Ambiente & Água*, **6**(2): 305-324. doi.org/10.4136/ambi-agua.202.

Veloso H. P., Rangel Filho A. L. R. & Lima J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.

Vianello R. L., Alves A. R. 1991. Meteorologia e aplicações. Viçosa: UFV, :449

Weiss R. F. & Price B. A. 1980. Nitrous oxide solubility in water and seawater (Solubilidade do óxido nítrico na água e na água do mar). *Marine Chemistry*, **8**: 347-359. doi:10.1016/0304-4203(80)90024-9.

Weiss R. F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas (Dióxido de carbono na água e na água do mar: a solubilidade de um gás não ideal). *Marine Chemistry*, **2**:203-215. doi: 10.1016/0304-4203(74)90015-2.

Wetzel R. G. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems (Ecossistemas de lagos e rios). 3 ed., São Paulo. *Academic Press*, 1014 p.

Xavier N. M. de Q. *Análise Multitemporal da Cobertura do Solo do Parque Estadual do Utinga, BELÉM – PA*. Trabalho de Conclusão de Curso na Universidade Federal do Pará – UFPA, 2018.

Yang H., Zhao Y., Wang J., Xiao W., Jarsjö J., Huang Y., Yang L., Wu J.-P. & Wang H. 2020. Lagos urbanos fechados: Nutrient sources, assimilative capacity and pollutant reduction under different precipitation frequencies (Fontes de nutrientes, capacidade de assimilação e redução de poluentes sob diferentes frequências de precipitação). *Science of The Total Environment*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134531>

Zheng X., Liu G., Yang W., Peng X., Liu H., Li H. & Li W. 2021. Dominant Contribution of a Lake's Internal Pollution to Eutrophication During Rapid Urbanization (Contribuição dominante da poluição interna de um lago para a eutrofização durante a rápida urbanização). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/S00128-021-03236-1>