

QUALIDADE HIDROGEOQUÍMICA DA ÁGUA DA "LAGOA DOS DINOSSAUROS": UMA PRÁTICA NECESSÁRIA DE SAÚDE PÚBLICA E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

HYDROGEOCHEMICAL QUALITY OF WATER IN THE "LAGOA DOS DINOSSAUROS": A NECESSARY PRACTICE FOR PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL CONSERVATION

**Ana Carina Matos Silva
Manuel Vitor Portugal Gonçalves
Isabel Honorata de Souza Azevedo
Manoel Jerônimo Moreira Cruz**

Recebido em 03 de outubro, 2023 aceito em 09 de fevereiro, 2024
Registro DOI: <http://dx.doi.org/10.22280/revintervol17ed2.559>



RESUMO

Esta pesquisa tem como objetivo compreender a variabilidade sazonal (estiagem/chuvoso) dos parâmetros físico-químicos e indicadores biológicos na Lagoa dos Dinossauros (Salvador-BA), durante o ano de 2023, com especial ênfase na classificação e adequação da qualidade da água aos usos para a pesca amadora, recreação, conservação e harmonia paisagística, tendo como referência os padrões estabelecidos para águas doces de classe 2 de acordo com Resolução CONAMA Nº 357/05. Para o desenvolvimento do estudo foram mensurados in situ os parâmetros físico-químicos (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, turbidez e condutividade elétrica) e tomadas alíquotas de água para as análises laboratoriais (Fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio e Nitrogênio Amoniacal total). Os valores de Fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio e Nitrogênio Amoniacal total analisados na Lagoa dos Dinossauros apresentaram valores que não se enquadraram com o padrão exigido pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 357/05) nas duas estações analisadas. A turbidez no período chuvoso e o oxigênio dissolvido no período de estiagem também não atenderam ao limite aceitável pela legislação. Essas alterações interferem na qualidade de água e podem comprometer a biodiversidade aquática, além dos riscos com a presença de organismos patogênicos, que impossibilita o uso da água sem um tratamento prévio. Destaca-se a necessidade de intervenção e proteção nestas áreas, e contínuo monitoramento, visando melhorar a qualidade da água e responder aos usos preponderantes.

Palavras-chave: Lagoas. Qualidade da água. Monitoramento ambiental. Padrões de Referência.

ABSTRACT

This research aims to understand the seasonal variability (drought/rainy) of the physical-chemical parameters and biological indicators in Lagoa dos Dinossauros (Salvador-BA), during the year 2023, with special emphasis on the classification and adequacy of water quality to the uses for amateur fishing, recreation, conservation and landscape harmony, taking as a reference the standards established for class 2 freshwaters in accordance with CONAMA Resolution Nº 357/05. For the development of the study, physical-chemical parameters were measured in situ (pH, temperature, dissolved oxygen, total dissolved solids, turbidity, and electrical conductivity) and aliquots of water were taken for laboratory analyses (total phosphorus, biochemical oxygen demand, and nitrogen total ammoniacal). The values of total phosphorus, biochemical oxygen demand and total ammoniacal nitrogen analyzed in Lagoa dos Dinossauros presented values that did not meet the standard required by the National Environmental Council (CONAMA 357/05) in the two stations analyzed. Turbidity during the rainy season and dissolved oxygen during the dry season also did not meet the limit acceptable by legislation. These changes interfere with water quality and can compromise aquatic biodiversity, in addition to the risks of the presence of pathogenic organisms, which makes it impossible to use water without prior treatment. The need for intervention and protection in these areas, and continuous monitoring, is highlighted, aiming to improve water quality and respond to predominant uses.

Keywords: Lagoons. Water quality. Environmental monitoring. Reference Standards.



1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a desigualdade social ampliou as disparidades socioespaciais no acesso a direitos fundamentais, como água potável, saneamento, um ambiente saudável, educação e saúde, se tornando uma preocupação central no âmbito de movimentos socioambientais. Este cenário evidencia a presença de vínculos entre deficiências no saneamento básico, degradação na qualidade da água, o aumento das hospitalizações devido a casos de diarreia e as taxas de mortalidade na infância. Isso se deve ao fato de que, segundo um levantamento do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, em 2022, cerca de 12,81% dos habitantes (aproximadamente 371.741 pessoas) da cidade de Salvador não tinham acesso a água potável ou a recursos de saneamento. (GONÇALVES et al., 2023).

Tem sido amplamente discutida na literatura científica a existência de uma conexão entre a degradação da qualidade da água nas Bacias Hidrográficas e nos cursos d'água naturais em Salvador e outros municípios da Região Metropolitana de Salvador (RMS) e as atividades de uso da terra. Alinha-se também a este prisma, o descarte de efluentes líquidos não tratados nos corpos d'água, resultando na alteração da qualidade da água nos rios, lagos, lagoas, cursos d'água naturais e nas águas subterrâneas (ÁLVARES et al., 2010; JESUS et al., 2011; MORAES et al., 2012; ALVES et al., 2016; SILVA et al., 2017; MORETTO, 2018; ALVES et al., 2019; SILVA et al. 2021b; VISCARD e CAMPOS, 2022).

Os lagos e lagoas são componentes essenciais das bacias hidrográficas, desempenhando um papel amplamente reconhecido na mitigação de enchentes e secas, na redução da erosão superficial, na melhoria da qualidade da água e na preservação das vias fluviais, ao proteger suas margens e minimizar o acúmulo de sedimentos (SILVA et al., 2011). A preservação ambiental desses corpos d'água urbanos é, portanto, fundamental para garantir uma série de usos diversos, incluindo o abastecimento de água, atividades educacionais, pesquisa científica, pesca e recreação.

De uma forma geral, os centros urbanos intensificam a pressão sobre esses sistemas através de suas altas demandas e produção de resíduos e gerando um grande passivo ambiental traduzido em aporte de matéria orgânica, via efluentes domésticos e industriais. A matéria orgânica se classifica como uma das principais



causas de poluição das águas urbanas, sendo determinante para regular a qualidade do ambiente para os organismos aquáticos ou mesmo a saúde humana, a partir da transmissão de doenças de veiculação hídrica ou por meio da ingestão de águas contaminadas (SILVEIRA, 2004).

A grande carga de matéria orgânica depositada nos ecossistemas aquáticos aumenta a disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, ocasionando o aumento da população de microrganismos, podendo gerar a eutrofização desses ambientes. O aumento da concentração e disponibilidade de nutrientes, leva ao crescimento excessivo de plantas aquáticas com conseqüente desequilíbrio do ecossistema e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos lânticos (FIGUEIRÊDO et al., 2006).

Além do desequilíbrio ecológico causado pelo crescimento excessivo da população de microrganismos, a eutrofização também apresenta como conseqüência períodos de floração de algas. Essa floração é, muitas vezes, dominada por cianobactérias, que por produzirem substâncias potencialmente tóxicas aos animais e ao homem, comprometendo seriamente a qualidade da água e aumentando os custos de seu tratamento (VASCONCELOS, 2006).

A Lagoa dos Dinossauros (antiga Lagoa dos Frades), localizada no contexto socioambiental do bairro do STIEP (Salvador-BA), embora recentemente revitalizada e consolidada como espaço público de lazer, sofre influência da intensa urbanização e do grande fluxo populacional, já sendo visível efeitos degenerativos na ictiofauna ocupante, sugerindo possíveis alterações na composição hídrica do local que possam estar impactando na qualidade da água.

Esta pesquisa tem como objetivo compreender a variabilidade dos aspectos microbiológicos e físico-químicos na Lagoa dos Dinossauros, com especial ênfase nas orientações aos gestores quanto à classificação e adequação da qualidade da água aos usos para a pesca amadora, recreação, conservação e harmonia paisagística, tendo como referência os padrões estabelecidos para águas doces de classe 2 de acordo com Resolução CONAMA N° 357/05. O acompanhamento sistemático e a avaliação da qualidade das águas desempenham um papel de suma importância no contexto da gestão territorial, na preservação dos ecossistemas aquáticos e no fomento do desenvolvimento social.



2 METODOLOGIA

A Lagoa dos Frades ($12^{\circ}58'55.19''S$ e $38^{\circ}26'31.86''O$) é um ambiente lântico urbano, localizado no Município de Salvador-BA (Figura 1), no entorno do qual se pode observar uma intensa atividade antrópica por meio de construções, emissão de esgotos e depósito de lixo clandestino e onde é comum o uso das águas para atividades de pesca amadora, recreação, conservação e harmonia paisagística.

A Lagoa possui uma extensão de $9,8 \text{ km}^2$, volume de $20,5 \text{ mil m}^3$ e $2,1 \text{ m}$ de profundidade. Está situada numa depressão dentro de um pequeno vale, estando completamente envolvida por edificações e empreendimentos, sendo que as ruas do entorno são também revestidas por asfalto (INEMA, 2016).

A construção dos empreendimentos nos arredores da lagoa causou impermeabilização do solo, bem como alterações no microclima, como a ação dos ventos e na temperatura local (SÁ, 2013). Verificou-se no entorno a presença de condutos de drenagem pluvial, conduto de efluentes provenientes de e ligações de esgotos clandestinos in natura.

Figura 1 - Localização e vista aérea da Lagoa dos Frades no município de Salvador, estado da Bahia



Fonte: Autoria própria, 2023

Para a realização das demandas desta pesquisa, os resultados foram interpretados através da análise integrada das características físicas, químicas e bacteriológicas, tendo como referência os padrões estabelecidos para águas doces de classe 2 de acordo com Resolução CONAMA N° 357/05.



As coletas de amostras de água foram realizadas segundo os procedimentos determinados pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 20 de 18/06/1986, em quatro pontos localizados na margem da lagoa, entre os meses de março e setembro de 2023. Os pontos foram escolhidos em função da facilidade de acesso ao local e da observação de atividades de efeito negativo para o ambiente em suas proximidades.

Para a amostragem in situ, foram selecionadas quatro estações de amostragem onde coletou-se amostras superficiais (30-40 cm de profundidade). As amostras foram coletadas diretamente do corpo d'água, através de recipientes devidamente esterilizados e identificados, e o período de amostragem levou em consideração o prazo de validade das amostras para execução das análises, não excedendo o prazo máximo de 24h.

Os pontos foram escolhidos em função da facilidade de acesso ao local e da observação de atividades de efeito negativo para o ambiente em suas proximidades. Desta forma, o ponto de coleta I foi estabelecido próximo a um canal de descarga pluvial com fortes odores putrefativos ($-12^{\circ}58'54.1''S$ e $38^{\circ}26'33.9''O$), o ponto II nas proximidades de um depósito recorrente de lixo ($12^{\circ}58'57.1''S$ e $38^{\circ}26'32.2''O$) o ponto III próximo à área de influência de um aerador ($12^{\circ}58'56.5''S$ e $38^{\circ}26'30.4''O$) e o ponto IV próximo ao acesso de visitantes, onde o ambiente está sujeito à influência da contaminação decorrente tanto do material particulado quanto dos metais provenientes da circulação de veículos na área adjacente ($12^{\circ}58'53.6''S$ e $38^{\circ}26'31.0''O$).

Os recipientes contendo as amostras de água coletadas em cada ponto foram agrupados e conservados de acordo com a metodologia específica para cada análise. Em seguida as amostras foram preservadas em caixas de isopor com gelo para manter a temperatura de aproximadamente $4^{\circ}C$ com o objetivo de conservar suas propriedades até serem encaminhadas ao laboratório para serem analisadas.

Os parâmetros físico-químicos foram analisados in situ e durante a coleta com o auxílio de uma sonda multiparâmetro (pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez e salinidade). A resolução CONAMA nº 357/05 estabelece limite legal para ambos os parâmetros, e a realização das análises em campo com o auxílio de uma sonda portátil possibilita maior consistência dos dados, levando em consideração o clima local no momento exato da coleta. Após adequado



acondicionamento, transporte e conservação, foram realizadas em laboratório análises de parâmetros biológicos e nutrientes (nitrogênio, fósforo, demanda bioquímica de oxigênio).

A determinação de nitrogênio total será realizada pelo método Kjeldahl (CETESB NT L5.139) fundamentada pelo princípio da remoção da amônia por destilação. O nitrogênio orgânico é convertido em sulfato de amônio por digestão com ácido sulfúrico, sulfato de potássio e catalisador sulfato mercúrico. O material digerido é, em seguida, tratado com tiosulfato de sódio em meio alcalino e a amônia resultante é destilada, recolhida em ácido bórico e sua concentração é determinada espectrofotometricamente ou por titulação.

A determinação de fósforo será realizada com base na metodologia descrita por Grashoff et al. (1999). Neste método, os íons ortofosfatos contidos na água reagem em meio ácido com o molibdato de amônio, formando o complexo fosfomolibdato. Este complexo é reduzido pelo ácido ascórbico, numa reação catalisada pelo antimônio tartarato de potássio, formando um complexo de coloração azul, que será medido em espectrofotômetro (Marca Varian, modelo Cary 50), a 880nm.

Os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foram determinados após um período de cinco dias, por meio da medição da variação da pressão de oxigênio em frascos âmbar, empregando o dispositivo "BOD-sensor" (Oxit Box).

Cada amostra passou por um processo de preparação, envolvendo a adição de hidróxido de sódio (NaOH) e a introdução de um inóculo de bactérias pertencentes ao grupo coliformes, a fim de acelerar a reação biológica.

A leitura realizada foi diretamente correlacionada com a concentração de DBO, expressa em miligramas por litro (mg/L), de acordo com as diretrizes estabelecidas pelo APHA (2005). O volume de cada amostra analisada foi de 95 mL, contido em uma proveta de 100 mL.

Para a análise da Demanda Química de Oxigênio (DQO), recorreu-se à utilização de um aparelho digestor (HACH). O processo de digestão envolveu o emprego de uma solução digestora composta por dicromato de potássio, ácido sulfúrico e sulfato de mercúrio, além de uma solução ácida composta por sulfato de prata e ácido sulfúrico. Em cada análise, foram acondicionados 1,5 mL da solução digestora, 3,5 mL da solução ácida e 2 mL da amostra nos tubos de digestão. Estes tubos foram, então, colocados na placa digestora e submetidos a um período de



digestão de 2 horas a uma temperatura de 150°C. Após a conclusão deste processo, o equipamento foi desligado e, uma vez que esfriou, as leituras foram efetuadas por meio de um espectrofotômetro (Procyon), utilizando o método colorimétrico, em conformidade com as diretrizes preconizadas pelo APHA (2005).

As análises microbiológicas foram conduzidas mediante a quantificação de coliformes nas amostras de água, seguindo estritamente o protocolo estabelecido pelo "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA, 2005). Para a quantificação dos tubos positivos, adotou-se uma abordagem simplificada de confiança de 95%, utilizando cinco tubos para cada diluição (10 mL, 1,0 mL e 0,1 mL) pelo método conhecido como "Número Mais Provável" (NMP). Considerou-se positivas, as amostras que apresentaram turbidez no meio de cultura, acompanhada pela formação de gás no tubo de Duhran.

Todos os dados obtidos foram submetidos a tratamento estatístico seguindo as ferramentas do Excel 2010 e do pacote Statistica 8. Esses programas foram utilizados para realizar a estatística descritiva, verificar a normalidade dos dados e confeccionar os gráficos representativos da caracterização físico-química das águas superficiais urbanas, dos resultados dos ensaios em cada unidade experimental e monitoramento dos parâmetros físico-químicos destas unidades.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a realização das amostragens na Lagoa dos Frades, foi possível constatar uma prática comum, a despejo de resíduos sólidos na área circundante. Isso trouxe à tona potenciais fontes de enriquecimento orgânico do ambiente, resultando em alterações nos teores de nutrientes, indicadores biológicos e nas características físicas e químicas da água.

Essas mudanças se manifestaram notavelmente com um aumento significativo nas cargas de indicadores biológicos e nutrientes, especialmente durante o período chuvoso compreendido entre maio e julho de 2023. Isso se deve ao fato de que a água das chuvas tem o potencial de transportar para a Lagoa uma quantidade substancial de micro-organismos contaminantes.

Foi utilizada a análise de correlação de Pearson (Tabela 3) para unificar as possíveis relações entre os parâmetros físicos e químicos da água. Neste tipo de tratamento estatístico, uma correlação perfeita r é igual a ± 1 , podendo ser positiva



($r = 1$) ou negativa ($r = -1$). Quando r for igual a 0, significa que não há correlação entre as variáveis. Quando houver correlação, ela pode ser forte ($1 > r \geq 0,75$), moderada ($0,75 > r \geq 0,5$) ou fraca ($0,5 > r > 0$) (LIRA, 2004).

Segundo Sperling (2005) a amplitude de variação do pH é um notável indicador da influência de descargas de esgotos, domésticos e/ou industriais, em um corpo hídrico. Nas amostras do da Lagoa dos Frades essa variação ocorreu entre 7,2 no período chuvoso, e 8,75 no período de estiagem. Estando dentro dos limites estabelecidos pela resolução que é de 6,0 a 9,0 para águas doces de classe 2 (CONAMA, 2005). Este parâmetro também exibiu fortes correlações negativas com condutividade, sólidos totais e disponibilidade de oxigênio, estabelecendo uma relação inversamente proporcional, o que está relacionado presença de íons dissolvidos na água e ao processo natural de ionização que altera a concentração de íons hidrogênio, interferindo nos valores de condutividade.

No contexto da saúde pública, é importante destacar que níveis de pH excessivamente baixos ou altos podem ocasionar desconforto, como irritações na pele ou nos olhos, quando há contato direto com águas contaminadas (SPERLING, 2005). Vale ressaltar que a faixa de pH ótimo para o crescimento da maioria das bactérias está situada entre 6,5 e 7,5, conforme indicado por Soares e Maia (1999).

A análise dos valores relacionados à turbidez é de grande importância para caracterizar a qualidade da água de um corpo hídrico. Esta variável, está relacionada à dimensão da quantidade de partículas orgânicas e inorgânicas dissolvidas na água, e além de ter influência direta na aparência estética do corpo hídrico, pode atuar como forte indicativo para fontes de lançamento de efluentes. Destaca-se também que elevadas quantidades de sólidos dissolvidos influem numa menor penetração de luz solar no ambiente, diminuindo assim a atividade fotossintética do meio (RICHTTER; NETTO, 2002; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Os valores máximos apresentados para esse parâmetro correspondem a primeira coleta (período chuvoso), todos acima de 100 UNT, valor máximo preconizado pelo CONAMA. No entanto, nos meses subsequentes, os valores de turbidez foram diminuindo, e as médias dos pontos atenderam ao valor exigido pela legislação. Mesmo comportamento registrado por Riley e colaboradores (2022) em uma outra lagoa localizada em contexto urbano.

Segundo Silva (2021b) Nos corpos d'água brasileiros, especialmente em épocas chuvosas, devido às características geológicas e ocorrência de altos índices



pluviométricos na maioria das bacias de drenagem, a turbidez é particularmente alta, pois a precipitação pluviométrica em solos erodíveis podem carrear partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo.

Os níveis de fósforo total foram críticos em todas as estações e em todos os pontos amostrados na Lagoa dos Frades, os quais indicam que seus corpos d'água trazem riscos potenciais à saúde da população se usufruir das águas sem um tratamento prévio convencional ou avançado. O menor valor para esse parâmetro foi obtido no ponto I no período de estiagem (0,3 mg/L P), e o maior valor foi encontrado no ponto III no período chuvoso (2,5 mg/L P). A resolução CONAMA estabelece a concentração de 0,030 mg/L P como o valor máximo de fósforo em águas doces de classe 2.

Tabela 1 - Resultados analíticos das variáveis biológicas e físico-químicas e valores orientados pela Resolução Conama nº 357/2005 classe 2

Variável	Unidade	CONAMA (Valor Máximo)	PERÍODO CHUVOSO				PERÍODO DE ESTIAGEM			
			I	II	III	IV	I	II	III	IV
Temperatura	°C	-	27.94	27.43	28.05	28.15	30.8	30.4	31.8	32.4
pH	-	6 - 9	7.94	7.2	7.21	8.21	8.45	8.6	8.6	8.75
Condutividade	mS/cm	-	0.206	0.207	0.208	0.2	0.199	0.198	0.198	0.197
Turbidez	NTU	<100	154	164	113	137	24.7	25.6	23.7	23.8
Sólidos Totais Dissolvidos	g/L	-	0.134	0.134	0.135	0.13	0.167	0.154	0.169	0.166
Salinidade	PPT	< 0,5 ‰	0.1	0.1	0.1	0.1	0.09	0.09	0.09	0.09
Oxigênio Dissolvido	mg/L O ₂	>6	2.92	5.48	4.95	2.75	9.04	9.52	9.43	11.17
Oxigênio Dissolvido	%	-	40	58.5	49.8	35.6	12.6	12.61	12.88	15.28
Temperatura Ambiente	°C	-	24	24	27	27	25	25	25	25
Fósforo total	mg/L P	0,030	0.4	0.24	2.5	0.5	0.3	0.17	1.4	0.4
Nitrogênio Amoniacal total	mg/L NH ₄	0,020	1.9	1.8	1.8	1.6	1.9	1.8	1.7	1.4
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L O ₂	5	112	75	268	32	65	73	128	24

Fonte: próprio autor, 2023



Tabela 2 - Estatística descritiva e estimadores amostrais das variáveis biológicas e físico-químicas.

PERÍODO CHUVOSO												
Estimadores Amostrais	Tem p.	p H	Cond ut.	Turbi d.	S STD	OD al.	OD (%)	OD (mg/L)	Temp. Amb.	Fósf oro	Nit.Amoni acal	DBO
Mínimo	27,4	7,3	0,2	113	0,1	0,3	2,75	35,6	24	0,24	1,6	32
Máximo	28,1	8,5	0,208	164	0,1	0,3	5,48	58,5	27	2,5	1,9	268
Média	27,8	7,9	0,205	142	0,1	0,3	4,02	45,97	25,5	0,91	1,775	121,7
Erro padrão	0,16	0,25	0,001	11,1	0,0	0,0	0,69	5,12	0,866	0,53	0,062	51,41
Mediana	27,9	7,9	0,20	145,5	0,1	0,3	3,93	44,9	25,5	0,45	1,8	93,5
Desvio padrão	0,32	0,51	0,003	22,3	0,0	0,0	1,39	10,24	1,732	1,06	0,125	102,8
Nível de confiança (95.0%)	0,50	0,81	0,005	35,5	0,0	0,0	2,21	16,30	2,756	1,69	0,200	163,6

PERÍODO DE ESTIAGEM												
Estimadores Amostrais	Tem p.	pH	Con dut.	Turb id.	Sa STD	OD l.	OD (%)	OD (mg/L)	Temp. Amb.	Fósf oro	Nit.Amoni acal	DB O
Mínimo	30,4	8,45	0,197	23,7	0,15	0,09	9,04	12,6	25	0,17	1,4	24
Máximo	32,4	8,75	0,199	25,6	0,16	0,09	7	15,28	25	1,4	1,9	128
Média	31,3	8,6	0,198	24,4	0,16	0,09	9,79	13,342	25	0,56	1,7	72,5
Erro padrão	0,45	0,06	0,000	0,44	0,00	0,0	0,47	0,6490	0,28	0,1	0,108	21,3
Mediana	31,3	8,6	0,198	24,2	0,16	0,09	9,47	12,745	25	0,35	1,75	69
Desvio padrão	0,91	0,12	0,000	0,88	0,00	0,0	0,94	1,298	0,56	0,29	0,216	42,7
Nível de confiança (95.0%)	1,45	0,19	0,001	1,41	0,01	0,0	1,50	2,0656	0,89	0,57	0,34374	68,0

Fonte: Autoria própria, 2023



Tabela 3. Matriz de Correlação de Pearson entre as médias dos parâmetros físicos e químicos da Lagoa dos Frades.

PERÍODO CHUVOSO

	Temp	pH	Condt	Turbidez	STD	Sal	OD (mg/L)	OD (%)	Temp Amb	P total	Ni Amoniacal	DBO
Temp	1.000											
pH	0.601	1.000										
Condt	-0.490	0.851	1.000									
Turbidez	-0.722	0.103	-0.025	1.000								
STD	-0.410	0.792	0.993	-0.061	1.000							
Sal	0.295	0.674	-0.197	0.327	0.106	1.000						
OD (mg/L)	-0.679	0.976	0.730	-0.018	0.650	0.777	1.000					
OD (%)	-0.828	0.940	0.746	0.211	0.665	0.651	0.972	1.000				
Temperatura Ambiente	0.749	0.157	-0.402	-0.880	0.391	0.408	-0.145	0.369	1.000			
P total	0.421	0.472	0.433	-0.910	0.456	0.429	0.355	0.152	0.639	1.000		
Ni Amoniacal	-0.387	0.433	0.829	0.261	0.866	0.375	0.275	0.382	-0.688	0.077	1.000	
DBO	0.214	0.608	0.707	-0.717	0.739	0.273	0.448	0.305	0.317	0.930	0.437	1.000

PERÍODO DE ESTIAGEM

	Temp	pH	Condt	Turbidez	STD	Sal	OD (mg/L)	OD (%)	Temp Amb	P total	Ni Amoniacal	DBO
Temp	1.000											
pH	0.714	1.000										
Condt	-0.714	0.000	1.000									
Turbidez	-0.923	0.413	0.413	1.000								
STD	0.656	0.060	0.060	0.874	1.000							



Sal	0.324	26	0.426	0.64	0.92	1.0				
				6	4	00				
OD (mg/L)	0.756	22	-0.922	0.44	0.07	0.3				1.000
				7	3	10				
OD (%)	0.823	43	-0.843	0.56	0.25	0.1				1.00
				1	2	27				0
Temperatura Ambiente	0.420	24	-0.324	0.52	0.27	0.2				0.03
				2	3	08	0.008			7
P total	0.468	73	-0.073	0.69	0.61	0.5				0.10
				3	1	95	-0.140			0
Ni Amoniacal	-0.877	45	0.945	0.62	0.22	0.1				0.95
				5	8	61	-0.967			4
DBO	-0.190	91	0.391	0.10	0.17	0.3				0.68
				0	6	87	-0.673			7
										0.734
										0.473
										0.77
										7
										0.473
										0

Fonte: Autoria própria, 2023

Os níveis de fósforo total foram críticos em todas as estações e em todos os pontos amostrados na Lagoa dos Frades, os quais indicam que seus corpos d'água trazem riscos potenciais à saúde da população se usufruir das águas sem um tratamento prévio convencional ou avançado. O menor valor para esse parâmetro foi obtido no ponto I no período de estiagem (0,3 mg/L P), e o maior valor foi encontrado no ponto III no período chuvoso (2,5 mg/L P). A resolução CONAMA estabelece a concentração de 0,030 mg/L P como o valor máximo de fósforo em águas doces de classe 2.

O aumento dos teores de fósforo total em uma lagoa pode ser causado por várias fontes e processos. Em ambientes urbanos, as principais fontes contaminação por fósforo estão relacionadas ao escoamento de fertilizantes de gramados, jardins e águas residuais e resíduos de detergentes, Descarga de efluentes de tratamento de esgoto, deposição atmosférica como resultado de processos naturais e atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis e decomposição da matéria orgânica (ESTEVES, 2011).

A temperatura ambiente também parece interferir fortemente na disponibilidade de fosforo total no período de estiagem, isso se deve ao fato de que esses compostos, derivados em sua maioria de atividades antrópicas, se tornam poluentes mais frequentes e com maior relevância neste ecossistema.



Os valores de Nitrogênio amoniacal total foram encontrados acima do preconizado pelo CONAMA em todas as amostragens realizadas, e em ambas as estações consideradas. Níveis elevados de nitrogênio amoniacal em um ambiente de lagoa podem indicar preocupações significativas para a qualidade da água e a saúde do ecossistema aquático. O nitrogênio amoniacal é uma forma de nitrogênio que é tóxica para a vida aquática em concentrações elevadas e pode ter vários impactos negativos resultando na morte de peixes e em perturbações na cadeia alimentar aquática e eutrofização, afetando negativamente a biodiversidade da lagoa.

Durante o período de estiagem, os níveis de nitrogênio amoniacal em uma lagoa costumam experimentar alterações significativas. Primeiro, devido à escassez de chuvas, a lagoa recebe menos água fresca, resultando em uma concentração mais elevada de nitrogênio amoniacal, uma vez que a água presente fica mais concentrada. Isso se deve à redução da diluição, levando a uma maior concentração deste composto nitrogenado na água (SILVA, 2019).

Além disso, a decomposição da matéria orgânica na lagoa tende a desacelerar em condições de seca, devido à diminuição da umidade e à redução da atividade microbiana. Isso pode resultar na acumulação de nitrogênio amoniacal na água, uma vez que a matéria orgânica é uma fonte potencial desse composto (ESTEVES, 2011).

Outro fator relevante é a diminuição da entrada de nutrientes externos, como o escoamento de águas pluviais que carregam nitrogênio amoniacal de fontes urbanas e agrícolas. A falta de chuva contribui para essa redução na entrada de nutrientes externos, o que pode manter ou aumentar as concentrações existentes de nitrogênio amoniacal na lagoa (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A leitura da matriz de correlação evidenciou uma forte relação direta entre a presença de nitrogênio amoniacal e o aumento da condutividade, bem como de sólidos totais dissolvidos no período chuvoso, indicando que a presença deste poluente está interferindo de forma diretamente proporcional nestes indicadores. Conforme esperado, o aumento dos valores de sólidos totais dissolvidos interfere na condutividade, corroborando a presença de ions condutores livres no sistema.

Foi verificado também no período de estiagem a forte correlação direta entre os valores de sólidos totais dissolvidos e a salinidade, indicando que neste período, há forte influência dos sais dissolvidos na água como cloreto de sódio, sulfato e outros



íons, indicando, em comparação com o período chuvoso, uma menor influência dos compostos orgânicos, e do o nitrogênio amoniacal.

A demanda bioquímica de oxigênio nas amostras variou entre 268 mg/L O₂ (ponto III, período chuvoso) e 24 mg/L O₂ (pontos IV, período de estiagem). Apresentando níveis acentuadamente acima do limite de 5 mg/L O₂ preconizado pelo órgão competente. O mesmo padrão foi observado por Almeida e colaboradores (2013) e Gonçalves e colaboradores (2023) onde verificou-se que além da demanda bioquímica de oxigênio os níveis das variáveis OD, DBO, P total e da quantificação dos coliformes termotolerantes também mostraram-se em desacordo ao que dispõe a Resolução do CONAMA nº 357/05.

Em períodos de estiagem, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nas lagoas geralmente apresenta algumas tendências distintas. Primeiro, a concentração de matéria orgânica na água tende a aumentar devido à diminuição do fluxo de água fresca, resultando em menor capacidade de diluição dos poluentes e, conseqüentemente, em níveis mais elevados de DBO. Além disso, a decomposição da matéria orgânica na água pode ocorrer mais lentamente devido às condições secas, levando a uma acumulação adicional de DBO ao longo do tempo (ESTEVES, 1998).

Em lagoas profundas, a falta de chuvas e a evaporação podem resultar em uma estratificação da água, com uma camada superficial mais quente e menos densa sobre uma camada mais fria e densa no fundo. Isso pode levar à formação de uma camada de água sem oxigênio no fundo, onde a matéria orgânica se decompõe anaerobicamente, produzindo subprodutos como metano e sulfeto de hidrogênio, que contribuem para níveis mais altos de DBO na camada inferior (TUNDISI; TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

Além disso, mudanças na vegetação aquática devido à falta de chuva podem causar a morte de plantas aquáticas, aumentando ainda mais a entrada de matéria orgânica em decomposição na lagoa, o que influencia positivamente a DBO. Portanto, no período mais seco (estiagem), é comum observar um aumento nos valores de DBO em lagoas, devido à concentração de matéria orgânica, à decomposição mais lenta e a outros fatores ambientais, mas a magnitude dessas mudanças depende das características específicas de cada lagoa. Essa variação, em geral pode ser explicada pelo fato de que o oxigênio dissolvido pode ser



influenciado pelo lançamento de efluentes na água (PINTO, 2007) e a DBO fornece um indicativo da carga orgânica do recurso hídrico (SPERLING, 2005).

No período de estiagem, foi evidenciado uma relação direta entre o aumento da temperatura e o aumento dos teores de oxigênio dissolvido na água. A solubilidade do oxigênio na água é afetada pela temperatura, o que tem implicações diretas nos ecossistemas aquáticos, portanto, nesta época é comum impulsionar a atividade dos aeradores nestes parques.

4 CONCLUSÃO

Os resultados analíticos das variáveis geoquímicas, nutrientes e da quantificação de demandas bioquímicas de oxigênio indicam que as amostras dos pontos I e II foram as mais influenciadas pelas interações antrópicas. Os resultados da quantificação dos nutrientes e seu comportamento em relação à demanda de oxigênio no meio, revelaram a existência da contaminação microbiológica das águas da Lagoa dos Frades, que pode ser relacionada, no geral, aos despejos de efluentes líquidos in natura nos corpos hídricos.

Níveis elevados de nitrogênio amoniacal em uma lagoa são um indicativo de problemas potenciais para o ecossistema aquático e a qualidade da água. É importante monitorar e controlar os níveis de nitrogênio amoniacal para evitar impactos adversos e proteger a saúde e a biodiversidade do ambiente aquático. A presença de nitrogênio amoniacal em concentrações muito elevadas na água pode representar um risco para a saúde humana, caso essa água seja utilizada para recreação ou consumo sem tratamento adequado.

É importante notar que as condições específicas podem variar de uma lagoa para outra, dependendo de sua localização geográfica, uso da terra ao redor, características hidrológicas e muito mais. Portanto, a expectativa exata dos valores de nitrogênio amoniacal no período de estiagem deve ser determinada por meio de monitoramento regular da qualidade da água na lagoa em questão. O monitoramento é essencial para entender as flutuações sazonais e identificar possíveis impactos ambientais.

Em épocas de estiagem, é comum observar um aumento nos valores de DBO em uma lagoa devido à concentração de matéria orgânica, à decomposição mais lenta e a outros fatores ambientais. No entanto, a magnitude dessa variação



dependerá das características específicas da lagoa e das condições locais. É importante monitorar regularmente a DBO para entender melhor as flutuações sazonais e avaliar o estado de saúde da lagoa.

Para controlar e mitigar o aumento dos teores de fósforo total em uma lagoa e seus potenciais impactos, é importante adotar práticas de manejo adequadas, como o controle de escoamentos poluídos, a implementação de práticas agrícolas sustentáveis, o tratamento eficiente de efluentes e a monitorização regular da qualidade da água. Isso ajuda a preservar a saúde do ecossistema aquático e a evitar problemas de eutrofização.

Conforme também diagnosticado por Gonçalves e colaboradores (2023) os processos de eutrofização, de perda de qualidade da água e de degradação ambiental dos corpos hídricos foram atribuídas, em especial, às formas de uso da terra e às falhas do saneamento básico, que não prescindem da permanência das desigualdades socioespaciais no acesso ao esgotamento sanitário.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa Pesquisa Produtividade da Estácio Bahia pela concessão da bolsa e disponibilização de recursos que tornaram possíveis a realização da presente pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, N. R. et al. Parâmetros microbiológicos e condição sanitária da água de uma lagoa urbana em Salvador, Bahia. *Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade*, v. 6, n. 2, p. 62-74, 2013.
2. ÁLVARES, M.L.P; MORAIS, L.R.S; SANTOS, M.E.P; PINHO, J.A.G; SANTOS, F.P; COSTA, N.C.A. Qualidade das águas dos rios de Salvador. *Revista Vera Cidade*, v.6, 2010.
3. ALVES, H. M. A.; MARTINS, D. D. S.; de ALMEIDA, A. R.; GARCIA, R. J. L.; MONTEIRO, T. M. S.; LIMA, C. D. E.; MOREIRA, U. A. Avaliação da Qualidade das Águas das Principais Fontes Públicas de Salvador (BA). *Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente*, v.5, n.1, p.65-80, 2016.
4. ALVES, L. S.; MARTINS, L. A.; DE JESUS, L. B. Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Camarajipe (Salvador-Brasil): diagnóstico dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e determinação do IQA. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 6, n. 1, 2019.



5. APHA/USA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington: 21H Editora, p. 1368. 2005.
6. BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. Rev. Ambient. Água, Taubaté , v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.
7. CONAMA; Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 1986. 303p. 2005.
8. ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
9. FIGUEIREDO, M. C. B.; VIEIRA, V. P. B.; MOTA, F. S. B. Avaliação do risco de eutrofização em reservatórios da bacia do Acaraú, Ceará, Brasil, Rev. Tecnol. Fortaleza, v. 27, n. 2, p.179-189, 2006.
10. HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNÁNDEZ, J. M.; FERNÁNDEZ, L.. Temporal evolution of groundwater composition in na alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. Water Research, v.34, p. 807816. 2000.
11. GONÇALVES, M. V. P. et al. Condições de saneamento e a qualidade da água e ambiental da Lagoa do Parque Metropolitano de Pituacu, Salvador, Bahia, Brasil. Conjecturas, v. 23, n.2, p.49-66, 2023.
12. GRASSHOFF, K.; KREMLING, K. & EHRHARDT, M. Methods of Seawater Analysis. 3ed. Florida: Verlage Chemie, p. 417. 1999.
13. LIRA, S.A. Análise de Correlação: Abordagem Teórica e de Construção dos Coeficientes com Aplicações. 2004. 209 p. Dissertação (Mestre em Ciências), Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2004.
14. INEMA, PROGRAMA MONITORA- Programa de Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia. Relatório Anual 2015 - Monitoramento da Qualidade da Águas do Estado da Bahia. Salvador, 2016.
15. JESUS, M. S.; GARCIA, K. S.; CELINO, J. J.; PINHEIRO, L. B.; PALMEIRA, J. B. A. Indicadores primários da qualidade da água do dique do tororó, Salvador, Bahia. Cadernos de Geociências, v. 8, n. 2, p. 92-98, 2011.
16. MORAES, D. S. L.; ÁLVARES, M. L. P.; SANTOS, F. P. S.; COSTA, N. C. A. Saneamento e qualidade das águas dos rios em Salvador, 2007-2009. Revista Interdisciplinar de Gestão Social, v. 1, n. 1, p.47-60, 2012.
17. MORETTO, V. T. Avaliação microbiológica da água e o perfil de resistência antimicrobiana em enterobactérias de coleções hídricas de salvador e área rural da Bahia. Dissertação (Mestrado). Fundação Oswaldo Cruz, Salvador-BA, 2018.



18. RICHTTER, C.A.; NETTO, A.J.M. Tratamento de água: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgard Blücher, 2002.
19. SÁ, M. A.. A influência de variáveis físicas e químicas sobre a biomassa e a produção primária fitoplanctônica da lagoa dos Frades, Salvador, Bahia Salvador. Dissertacao (mestrado). Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. Salvador-BA, 2013.
20. SILVA, J. A. A.; NOBRE, A. D.; MANZATTO, C. V.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; SKORUPA, L. A.; NOBRE, C. A.; AHRENS, S.; MAY, P. H.; SÁ, T. D. A.; CUNHA, M. C.; RECH FILHO, E. L. O Código Florestal e a ciência: Contribuições para o diálogo. São Paulo: Sociedade Brasileira Para o Progresso da Ciência, SBPC; e Academia Brasileira de Ciências- ABC, 124p. 2011.
21. SILVA, E.; SOUZA, N. A.; VIANA, Z. C. V.; MARINHO, P. S.; SANTOS, V. L. C. Concentração de metais em sedimentos da Lagoa do Parque Metropolitano de Pituacu, Bahia/Brasil. *Holos*, v. 4, p. 159-170, 2017.
22. Silva, Damiana Beatriz da. Dinâmica e balanço de massa das espécies de nitrogênio na bacia hidrográfica do Lago Paranoá. Tese (Doutorado). Universidade de Brasília. Instituto de Química. Brasília-DF, 2019.
23. SILVA, A. C. M.; AZEVEDO, I. H. S.; GONÇALVES, M. V. P.; CRUZ, M. J. M.; CRUZ, M. J. M. Variabilidade sazonal da qualidade de água em Lagoas urbanas no Nordeste do Brasil. *Geociências (UNESP)*, v.40, n.1, p.207-220, 2021a.
24. SILVA, A. C. M.; AZEVEDO, I. H. S.; GONÇALVES, M. V. P.; MILAZZO, A. D. D.; CRUZ, M. J. M.; NASCIMENTO, S. A. M. Limnological parameters and metals concentrations in water in threelagoons of the metropolitan region of Salvador, Bahia, Brazil. *Pesquisas em Geociências*, v. 48, n. 4, 2021b.
25. SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. EMBRAPA, Jaguariúna, p. 68. 2004.
26. SOARES, J.B.; MAIA, A.C.F. Água: microbiologia e tratamento. Fortaleza: UFC, 1999.
27. SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3ªed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG). Belo Horizonte – MG, 452p. 2005.
28. TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
29. VISCARD JUNIOR, K. O.; CAMPOS, V. P. Avaliação da qualidade das águas da bacia do rio Joanes (Bahia), ao longo de 10 anos e identificação de fontes poluidoras. *Meio Ambiente (Brasil)*, v. 4, n. 1, 2022.
30. VASCONCELOS, V. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: When ecosystems cry for help. *Limnetica*, v. 25, p.425-432, 2006.