

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DE FÓSFORO
POR PRECIPITAÇÃO QUÍMICA COMO ALTERNATIVA DE
REMEDIAÇÃO AMBIENTAL DA LAGOA DOS DINOSSAUROS,
SALVADOR-BA**

**EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF PHOSPHORUS
REMOVAL BY CHEMICAL PRECIPITATION AS AN
ALTERNATIVE FOR ENVIRONMENTAL REMEDIATION OF
LAGOA DOS DINOSSAUROS, SALVADOR-BA**

Ana Carina Matos Silva

anacarinams@gmail.com

Helder Guimarães Aragão

helder.aragao@estacio.br

Manuel Vitor Portugal Gonçalves

hidrovitor81@gmail.com

Isabel Honorata de Souza Azevedo

ih.azevedo@uol.com.br

RESUMO

A urbanização e industrialização crescentes têm agravado a poluição de corpos hídricos, como observado na Lagoa dos Dinossauros, em Salvador, Bahia, que sofre com a eutrofização causada pelo excesso de fósforo. Este estudo avaliou a eficácia do sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) na remoção de fósforo, visando melhorar a qualidade da água. Foram realizadas campanhas durante a estiagem (março de 2024) e o período chuvoso (junho de 2024), aplicando o método de coagulação-floculação e decantação. A dose de $3,75 \text{ mgAl.L}^{-1}$ mostrou-se a mais eficaz, garantindo elevada remoção de fósforo e mantendo o pH próximo da neutralidade. Em condições chuvosas, doses maiores enfrentaram problemas de sedimentação devido à redução do pH. A pesquisa conclui que a dose de $3,75 \text{ mgAl.L}^{-1}$ equilibra custo e eficiência, sendo indicada para reverter o estado trófico da lagoa. A técnica de precipitação química é promissora, mas exige monitoramento dos efeitos do alumínio sobre a fauna aquática, além de ajustes no pH e alcalinidade para garantir a eficácia do processo de remediação.

Palavras-chave: fósforo; eutrofização; qualidade da água; precipitação química.

ABSTRACT

Growing urbanization and industrialization have worsened water pollution, as observed in Lagoa dos Dinossauros in Salvador, Bahia, which suffers from eutrophication due to excessive phosphorus levels. This study evaluated the effectiveness of aluminum sulfate ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) in removing phosphorus to improve water quality. Field campaigns were conducted during the dry season (March 2024) and the rainy season (June 2024), using the coagulation-flocculation and sedimentation method—a dose of 3.75 mg.L^{-1}

proved most effective, achieving high phosphorus removal rates while maintaining a near-neutral pH. During the rainy season, higher doses faced sedimentation challenges due to pH reduction. The study concluded that the 3.75 mgAl.L⁻¹ dose offers an optimal balance of cost and efficiency, making it a viable option for mitigating eutrophication in the lagoon. The chemical precipitation technique is promising but requires monitoring of aluminum's effects on aquatic fauna, alongside adjustments to pH and alkalinity, to ensure the success of the remediation process

Keywords: phosphorus; eutrophication; water quality; chemical precipitation.

1 INTRODUÇÃO

A crescente urbanização e industrialização têm acarretado sérios problemas ambientais, especialmente no que diz respeito à contaminação de corpos hídricos. A Lagoa dos Dinossauros, localizada em Salvador, Bahia, é um exemplo notável de um ecossistema aquático que tem sofrido com o aumento dos níveis de poluição, particularmente pela presença excessiva de fósforo. A eutrofização resultante desse excesso de nutrientes tem causado a proliferação descontrolada de algas, comprometendo a qualidade da água e a biodiversidade local (SMITH *et al.*, 1999; CARPENTER, 2005).

A eutrofização, um processo caracterizado pelo aumento de nutrientes, causa mudanças na qualidade da água e na composição e função das comunidades aquáticas. O aumento do influxo de fósforo nos corpos d'água é considerado o principal fator desencadeador da eutrofização, embora a contribuição de outros nutrientes, como o nitrogênio, também seja relevante para o controle do estado trófico dos ecossistemas aquáticos. Este fenômeno pode levar à diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido na água, resultando em condições anóxicas que prejudicam a fauna aquática. A eutrofização não controlada pode causar a perda de biodiversidade, impactos negativos na pesca, mau odor e a produção de toxinas nocivas à saúde humana e animal (SCHINDLER, 2006; CONLEY *et al.*, 2009).

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento das plantas e desempenha um papel crucial nos processos biológicos. No entanto, o aumento do teor de fósforo na natureza, especialmente em ambientes lacunares, representa um risco significativo para a integridade ecológica desses ecossistemas. O excesso de fósforo pode desencadear a eutrofização, afetando a qualidade da água e a vida aquática. Além disso, a proliferação de algas pode resultar em *blooms* tóxicos, que têm sérias implicações para a saúde pública e a economia local (CORRELL, 1998; PAERL *et al.*, 2001).

Dentre as várias técnicas de remediação ambiental disponíveis, a precipitação química do fósforo se destaca como uma alternativa promissora. Esse método consiste na adição de reagentes químicos que promovem a formação de compostos insolúveis de fósforo, facilitando sua remoção do meio aquático (MORSE *et al.*, 1998). A eficiência

desta técnica pode variar de acordo com fatores como a concentração inicial de fósforo, o tipo de reagente utilizado e as condições físico-químicas do ambiente (JENKINS *et al.*, 1971; STUMM; MORGAN, 1996).

A remoção de fósforo por precipitação química envolve um processo de coagulação, floculação e decantação. Este método consiste na adição de sais metálicos de ferro (como cloreto férrico), alumínio (como sulfato de alumínio) ou cal (hidróxido de cálcio) à água a ser tratada, resultando na formação de precipitados insolúveis. Esses precipitados podem, então, ser removidos ou não através de um processo de decantação. (RASÕES, 2008).

O sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$ é o coagulante mais utilizado pelo seu baixo custo e facilidade de armazenamento e obtenção. Este coagulante atua em um intervalo de pH entre 5,0 e 8,0, com um ótimo desempenho entre 5,0 e 6,5, e apresenta características redutoras. Os íons Al^{3+} resultantes da sua dissociação na água reagem com os íons OH^- inerentes à alcalinidade natural da água e formam um precipitado insolúvel de natureza gelatinosa (hidróxido de alumínio), responsável pela floculação das impurezas (TCHOBANOGLUS *et al.*, 2003).

Apesar de ter passado recentemente por um processo de revitalização e ter se estabelecido como uma área pública de lazer, a eutrofização foi identificada como um problema ambiental significativo na Lagoa dos Dinossauros (Salvador-Bahia). Estudos anteriores desta mesma iniciativa (SILVA *et al.*, 2024), constataram a existência de excesso de nutrientes, devido à recepção de cargas de fósforo que excedem significativamente os limites permitidos pela resolução do CONAMA, proveniente de atividades antropogênicas, resultando em alterações prejudiciais na qualidade da água, e já sendo visíveis efeitos degenerativos na ictiofauna ocupante. Essa legislação estabelece $0,030 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P}$ como o valor máximo de fósforo em águas doces de classe 2, enquanto as cargas de fósforo na lagoa chegam a ser cerca de 8,3 vezes a 4,7 vezes maiores que esse limite.

Este artigo tem como objetivo avaliar a eficiência da precipitação química de fósforo como uma estratégia de remediação ambiental aplicada à Lagoa dos Dinossauros (Salvador-Bahia) para reverter o estado trófico em que aquela massa de água se encontra. Espera-se que os resultados obtidos possam contribuir para o desenvolvimento de práticas mais eficazes de gestão e recuperação de outros ecossistemas aquáticos impactados pela poluição por nutrientes.

2 MATERIAIS, MÉTODOS E TÉCNICAS UTILIZADAS

2.1 Caracterização da área de estudo

A Lagoa dos Dinossauros (antiga Lagoa dos Frades), localizada no contexto socioambiental do bairro do STIEP (o nome do bairro origina-se da sigla "Sindicato dos

Trabalhadores das Indústrias de Extração de Petróleo" da Bahia, localizado em Salvador-BA, mais precisamente nas coordenadas geográficas 12°58'55.19"S e 38°26'31.86"O. Esta Lagoa é um ambiente lântico urbano, situada numa depressão dentro de um pequeno vale, no entorno do qual se pode observar uma intensa atividade antrópica (Figura 1).

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



Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

A Lagoa possui uma extensão de 9,8 km², volume aproximado de 20,5 mil m³ e aproximadamente 2,1 m de profundidade média, estando completamente envolvida por edificações e empreendimentos, sendo que as ruas do entorno são também revestidas por asfalto (INEMA, 2016). Registra-se, também, no local a presença de condutos de drenagem pluvial e conduto de efluentes provenientes de ligações de esgotos clandestinos in natura. Apesar da intensa emissão de esgotos e da existência de depósito de lixo clandestino, destina-se o uso das águas para atividades de pesca amadora, recreação, conservação e harmonia paisagística.

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.

2.2 Amostragem e amostras

Objetivando atender às demandas desta pesquisa, foram realizadas duas campanhas de amostragem em 2024: uma em março (período de estiagem) e outra em junho (período chuvoso). As amostras foram coletadas de um ponto central da Lagoa dos

Dinossauros, situado aproximadamente no centro da lagoa e na área de maior profundidade.

As coletas de amostras de água foram realizadas segundo os procedimentos determinados pelo Manual de Procedimentos e Técnicas Laboratoriais Voltado Para Análises de Águas e Esgotos Sanitário e Industrial (GARCEZ, 2004) e seguindo as recomendações das normas que disciplinam a coleta de água propostas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA, 2005).

Para a aquisição das amostras, considerou-se dois níveis de profundidade – superfície (até 15 cm) e a aproximadamente 0,5 m acima do fundo, sendo esta recolha realizada sempre no mesmo horário do dia (12h). As amostras foram, então, misturadas em volumes iguais para formar uma amostra homogênea única composta, que foi utilizada para os ensaios de laboratório.

As amostras foram recolhidas com o auxílio de uma garrafa do tipo Van Dorn, de aproximadamente 6 litros de capacidade e depois acondicionadas em frascos de polietileno de alta densidade, à exceção das amostras de fósforo que serão recolhidas em frascos de vidro escuro para que sejam preservadas com cloreto de mercúrio. O transporte das amostras foi efetuado em caixas isotérmicas refrigeradas e adequadamente seladas.

2.3 Parâmetros analisados e métodos analíticos utilizados

Foram mensurados parâmetros físico-químicos nas amostras recolhidas in situ, utilizando os métodos preconizados pelo “*Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*”, 20th Edition (1998). Esta caracterização foi realizada in situ e durante a coleta com auxílio de uma sonda multiparâmetro (pH, condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, % de saturação, turbidez e alcalinidade e cálcio). 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.

Para caracterização da água coletada e sobrenadante dos ensaios, foi realizada a determinação dos compostos de fósforo (fósforo total, fósforo inorgânico, fósforo total solúvel e ortofosfatos) foi realizada com base no método colorimétrico do ácido ascórbico descrito no “*Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters*”, precedido de filtração e digestão ácida com persulfato no caso do fósforo total solúvel e apenas da digestão ácida com persulfato no caso do fósforo total. Para a determinação do fósforo inorgânico hidrolisável, utilizou-se uma digestão ácida com uma solução ácida forte, sem adição de persulfato. 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 foi medido em espectrofotômetro (Marca Varian, modelo Cary 50), a 880nm.

2.3 Metodologia dos ensaios de coagulação-floculação

Inicialmente, em cada amostra foi precedida a determinação da alcalinidade total (método volumétrico), turbidez (método nefelométrico - Turbidímetro HANNA Instruments), pH (Método potenciométrico- Potenciômetro ThermoOrion Model 920), fósforo total, fósforo inorgânico, fósforo solúvel e ortofosfatos iniciais da amostra (água bruta).

A remoção de fósforo por precipitação físico-química do mesmo utilizou adição de sulfato de alumínio e carbonato de cálcio para compensação da alcalinidade, baseando se na proporção de 3,75 mgAl.L⁻¹, verificado em estudos anteriores, como o valor com maiores percentagens de remoção para os compostos de fósforo - superiores a 60%, chegando mesmo a 100% no caso dos ortofosfatos (a quantidade de carbonato de cálcio adicionada correspondeu à remoção de alcalinidade que foi efetuada pela adição da maior dose de alumínio utilizada).

O equipamento de “Jar-Test” é constituído normalmente de 3 a 6 cubas, de igual volume, dispostas em paralelo, dotadas em cada uma delas de agitadores axiais mecânicos de velocidades variáveis controladas por tração magnética (50 a 100 rpm), que são agitados simultaneamente com a mesma velocidade de agitação, ao ligar o equipamento., através de movimentação uniforme (CAVALVANTI, 2009).

Para a concretização dos ensaios, foi adicionado aos 6 recipientes de vidro de borossilicato o volume de 1 litro de amostra onde houve a adição do volume de coagulante (sulfato de alumínio), previamente estipulado, aos seis recipientes em simultâneo.

Foi realizada uma mistura rápida durante dois minutos a uma velocidade de 100 - 120 rpm para provocar a desestabilização das partículas. Logo após esta etapa, houve a redução da velocidade para 40-50 rpm (mistura lenta - floculação), durante vinte minutos. Foi então aguardado o período de decantação das amostras (20 minutos) e em seguida, a recolha do sobrenadante de todos os copos e posterior medição da turvação, pH e teores de fósforo. Foram também determinados os volumes de precipitados obtidos em cada copo recorrendo a provetas volumétricas, após a sedimentação dos flocos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nas duas campanhas de amostragem realizadas na Lagoa dos Dinossauros, foram observadas variações nos valores dos parâmetros analisados. Essas flutuações estão principalmente associadas às condições climáticas distintas dos períodos em que as

amostragens foram realizadas, uma vez que ocorreram em diferentes estações do ano. Os resultados obtidos estão resumidos na Tabela 1.

Tabela 1. Características médias da água coletada na Lagoa dos Dinossauros nas campanhas de amostragem realizadas

	Período de Estiagem	Período Chuvoso
Temperatura da água (°C)	31,3	28,5
Oxigênio dissolvido (mg.L-1)	9,79	4,02
Oxigênio dissolvido (%)	12,59	45,9
pH	8,6	7,64
Condutividade (mS/cm)	0,198	0,205
Turbidez (NTU)	24,4	56,3
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L-1)	41,2	40,1
Cálcio (mgCa.L-1)	2,76	2,62

Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Com base nos valores obtidos, foi possível determinar a dureza total média da água da Lagoa dos Dinossauros a partir da concentração de íons de cálcio (Ca²⁺). A água apresentou baixos níveis de alcalinidade, variando entre 40,1 e 41,2 mgCaCO₃.L-1, com valores consistentes entre as diferentes amostragens realizadas. Considerando que as concentrações de cálcio são significativamente inferiores a 75 mgCaCO₃.L-1 (2,76 e 2,62 mgCaCO₃.L-1 nos períodos analisados) e que, portanto, a dureza total média da água da Lagoa dos Dinossauros é de 39,6 mgCaCO₃.L-1, a água pode ser classificada como macia ou levemente dura.

A dureza da água está intimamente ligada à eficácia das estratégias de precipitação de fósforo em lagoas. A presença adequada de íons de cálcio pode facilitar a remoção natural do fósforo, enquanto em águas de baixa dureza, pode ser necessário intervir quimicamente para alcançar resultados eficazes. Os resultados encontrados corroboram a ilação de que a concentração de íons de cálcio na Lagoa dos Dinossauros é insuficiente para precipitar quantidades significativas de fósforo, sendo necessário a interferência química de agentes coagulantes como o sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃). Este coagulante, portanto, reage com os fosfatos para formar compostos insolúveis de fosfato de alumínio, que também podem ser removidos do sistema (CLARO *et al.*, 2010).

As amostras de água da Lagoa dos Dinossauros utilizadas para os ensaios de coagulação-floculação-decantação resultaram da composição de volumes iguais de água coletados a dois níveis de profundidade (superfície - até 15cm, e a aproximadamente 0,5m acima do fundo) os resultados aqui descritos são organizados de acordo com a ordem em que os experimentos foram realizados, equivalentes aos diferentes intervalos de coleta.

No primeiro experimento, foi utilizada a amostra composta recolhida na coleta realizada em março de 2024 (período de estiagem), cujas características estão descritas

na Tabela 1. As doses de sulfato de alumínio utilizadas situaram-se entre 1,25 mgAl.L⁻¹ e 6,25 mgAl.L⁻¹. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Resultados obtidos no ensaio de “Jar-Test” realizado com água da Lagoa dos Dinossauros coletada em março de 2024 (período de estiagem)

[Al] (mgAl.L ⁻¹)	pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Fósforo Total (µgP.L ⁻¹)	Fósforo Inorgânico (µgP.L ⁻¹)	Fósforo Solúvel (µgP.L ⁻¹)	Ortofosfatos (µgP.L ⁻¹)
0,0	8,6	41,2	78,9	42,8	14,1	9,7
1,25	7,13	36,3	60,2	43,1	9,7	4,3
2,5	7,11	20,4	38,3	23,7	6,8	<LDM
3,75	6,85	17,9	18,1	13,4	6,9	<LDM
5,00	6,25	16,2	14,2	10,6	5,2	<LDM
6,25	6,08	12,4	19,0	9,0	5,0	<LDM

LDM = Limite de detecção do método. Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Conforme observado em estudos anteriores em condições semelhantes (Rasoes, 2008), concentração de alumínio igual a 3,75 mgAl.L⁻¹ apresentou uma maior floculação, com maior precipitação e flocos mais visíveis, indicando maior eficácia de remoção de fósforo disponível na coluna d'água.

A partir da análise da Figura 2, observa-se também que as concentrações dos diferentes compostos de fósforo analisados (total, inorgânico, solúvel e ortofosfatos) foram decrescendo até atingir um valor mínimo a partir de 5,0 mgAl.L⁻¹, apresentando pequenas variações com leve tendência de estabilização ou aumento.

Destaca-se que a concentração de ortofosfatos atingiu seu valor mais baixo (considerando-se o limite de detecção do método de 3 µg.L⁻¹) a partir da dose de 2,5 mgAl.L⁻¹, podendo ser considerado os únicos compostos de fósforo com potencial de apresentar 100% de remoção.

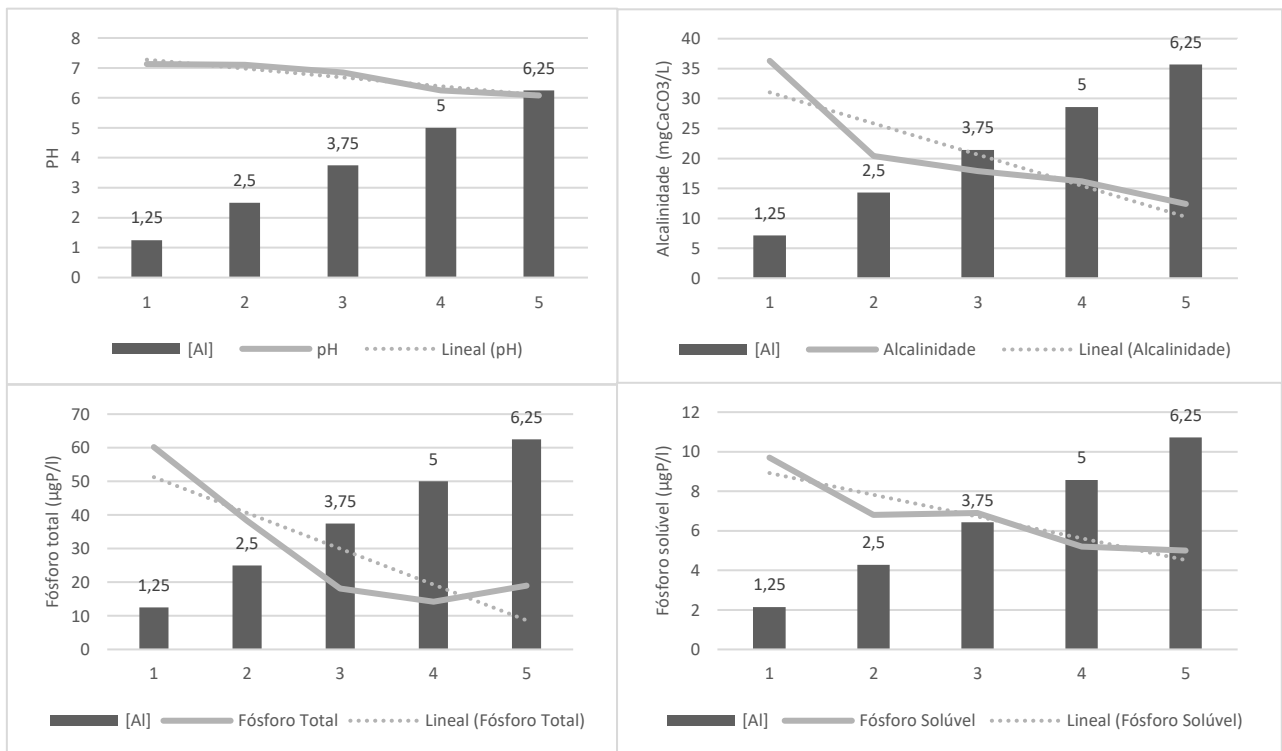
Os resultados obtidos para alcalinidade e pH ilustram que ambos os parâmetros decresceram com o aumento da dose de alumínio adicionada. Vale ressaltar que o pH da água influencia a solubilidade e a forma química do alumínio e do fósforo. Em pH mais baixo, o alumínio tende a ser mais solúvel e, por sua vez, estar presente em formas mais tóxicas para a biota aquática. Já o fósforo pode se ligar a metais como o alumínio em condições de pH neutro a alcalino, formando compostos insolúveis que precipitam. Portanto, com a redução gradual do pH espera-se uma menor eficácia no processo de precipitação, o que pode explicar o comportamento verificado para o fosfato total, inorgânico e solúvel.

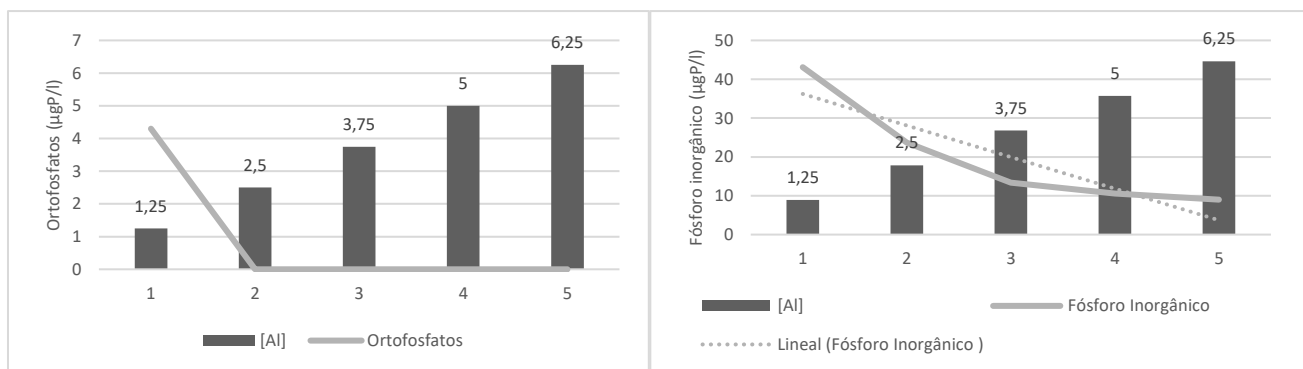
Com base nos resultados obtidos na primeira campanha de coleta, considera-se que a dose de 3,75 mgAl.L⁻¹ é a mais adequada para remoção de compostos de fósforo, visto que, além de apresentar resultados significativos para os parâmetros analisados, manteve o pH próximo a neutralidade, condição desejável para a eficiência do método.

Ressalta-se que, em comparação com a adição de $5,00 \text{ mgAl.L}^{-1}$, não há variação significativa na remoção dos compostos, mas verifica-se razoável modificação nos parâmetros de pH e alcalinidade mensurados.

No segundo experimento, foi utilizada a amostra composta recolhida na coleta realizada em junho de 2024 (período de chuvoso), cujas características também estão descritas na Tabela 1. Devido à intensificação das chuvas neste período, a lixiviação contribui para o aumento da concentração de compostos de fósforo em lagoas urbanas. Esse fenômeno acentua as principais fontes de contaminação por fósforo, incluindo o escoamento de fertilizantes aplicados em gramados e jardins, a entrada de águas residuais e resíduos de detergentes, o lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgoto e a deposição atmosférica. Para se adequar as condições observadas no ambiente, as doses de sulfato de alumínio utilizadas situaram-se entre $3,75 \text{ mgAl.L}^{-1}$ e $8,13 \text{ mgAl.L}^{-1}$. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 3.

Figura 2. Variação dos parâmetros analisados em diferentes concentrações de alumínio considerando amostras coletadas no período de estiagem (março 2024).





Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Tabela 3. Resultados obtidos no ensaio de “Jar-Test” realizado com água da Lagoa dos Dinossauros coletada em junho de 2024 (período chuvoso).

[Al] (mgAl.L ⁻¹)	pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Fósforo Total (µgP.L ⁻¹)	Fósforo Inorgânico (µgP.L ⁻¹)	Fósforo Solúvel (µgP.L ⁻¹)	Ortofosfatos (µgP.L ⁻¹)
0	7.64	40.1	57.2	29.8	21.4	11
3.75	7.54	21.3	34.5	10.5	12.1	<LDM
5	7.23	17.8	19.7	5.6	7.8	<LDM
6.25	6.77	12.5	8.9	2.4	3.6	<LDM
6.88	6.98	8.8	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
7.5	6.41	6.8	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
8.13	6.71	4.1	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM

LDM = Limite de detecção do método. Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

Neste segundo ensaio, observou-se uma floculação satisfatória em todas as doses de alumínio aplicadas. No entanto, a sedimentação não ocorreu conforme o esperado, uma vez que os flocos formados não se depositaram no fundo, permanecendo dispersos por toda a amostra. Essa dispersão dos flocos pode indicar que fatores como o tamanho dos flocos, a densidade da solução ou a turbulência na amostra podem ter interferido no processo de sedimentação, comprometendo a eficiência da remoção de fósforo da água.

Assim como observado no primeiro experimento, no segundo experimento com as amostras coletadas no período chuvoso, os valores obtidos para os parâmetros pH e alcalinidade apresentaram comportamento inverso ao da dosagem de alumínio, ambos diminuiram com o aumento da dose de alumínio adicionada à água.

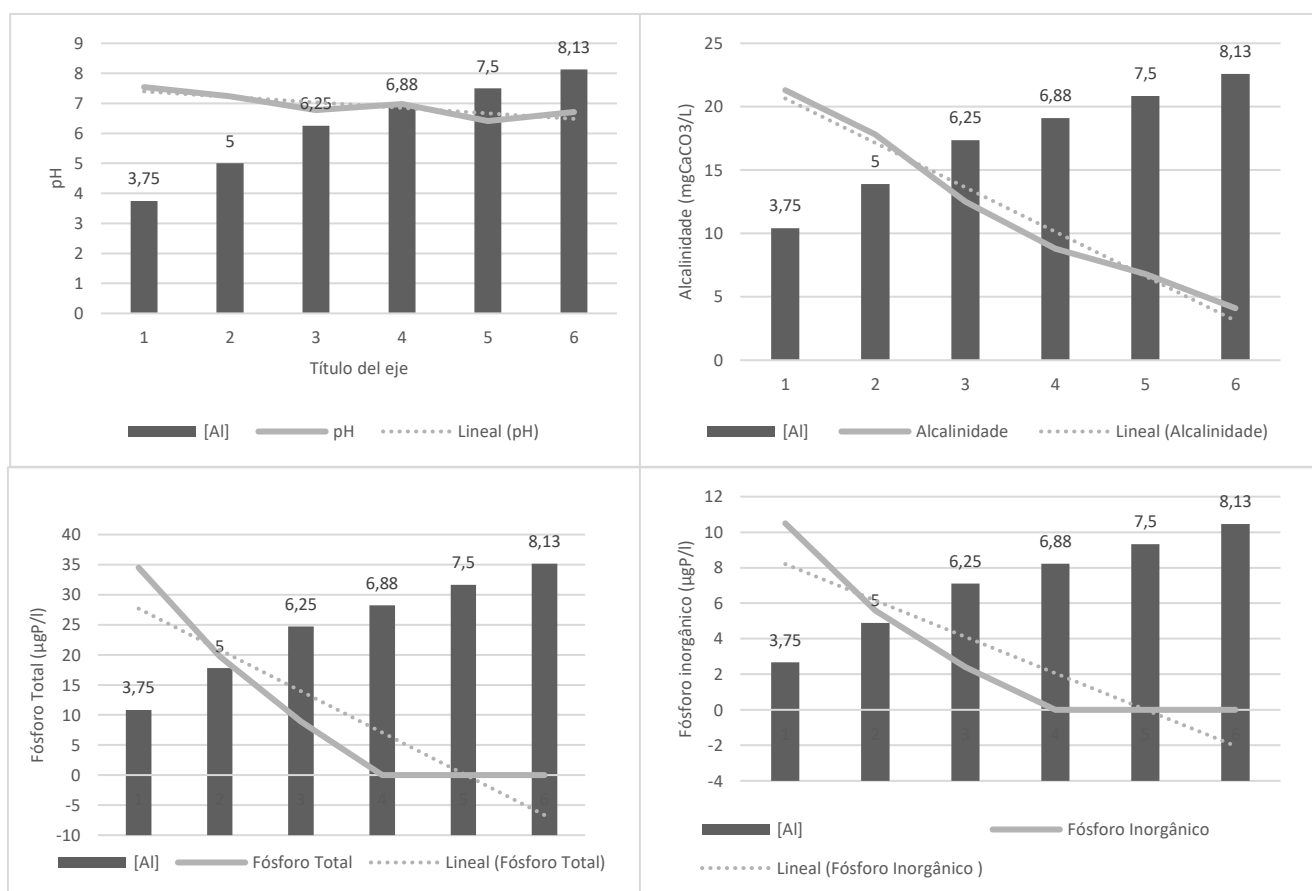
Neste segundo ensaio, foram obtidos bons resultados a partir da dose de 3,75 mgAl.L⁻¹. Com efeito, obtiveram-se significativas remoções de fósforo total, inorgânico total e de fósforo solúvel e as concentrações destes compostos atingiram níveis inferiores a 3,0 µg.L⁻¹ (limite de detecção do método) (Figura 3 e Tabela 3). Para as doses mais elevadas os resultados apresentaram-se, por vezes, pouco consistentes, provavelmente devido à insuficiente sedimentação ocorrida após 20 minutos de repouso dos ensaios.

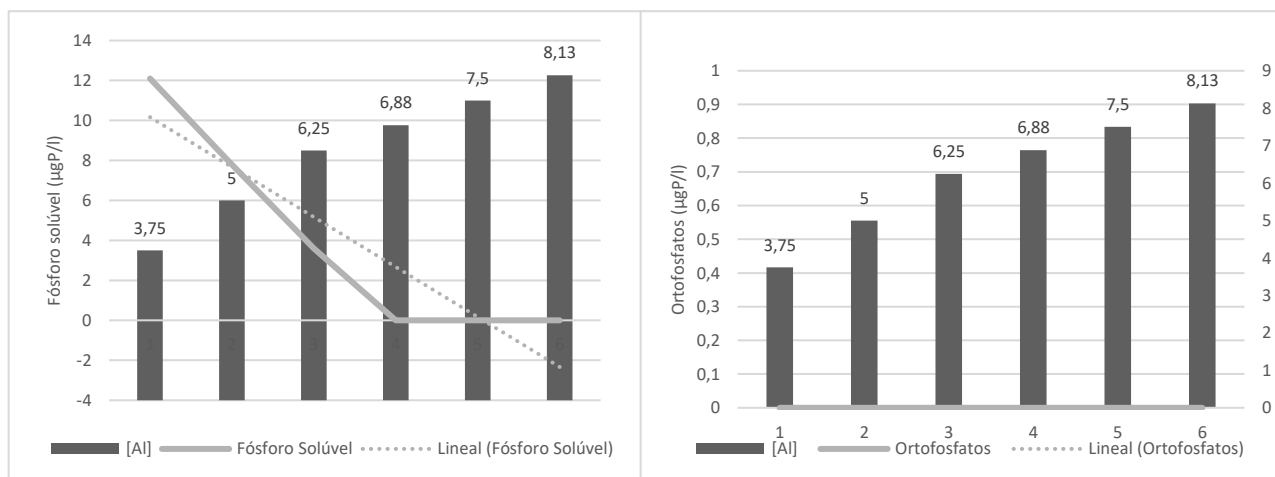
Posteriormente, foi realizado um novo ensaio com doses de alumínio mais elevadas do que as utilizadas nos ensaios anteriores, alcançando até 10 mgAl.L^{-1} . No entanto, devido à queda acentuada do pH a partir de $6,25 \text{ mg Al.L}^{-1}$, os resultados não foram apresentados.

Salienta-se que, de acordo com Rasoes (2008) a adição de sulfato de alumínio provoca um consumo de alcalinidade e conseqüentemente baixa o pH da água, sendo necessário verificar se a água a tratar tem alcalinidade natural suficiente para se obter um pH ótimo para garantir as condições de coagulação-floculação decantação, de modo que após a adição de sulfato de alumínio permaneça ainda na água alguma alcalinidade para manter o efeito tampão da mesma, evitando grandes variações de pH.

O pH, que define o carácter agressivo ou incrustante de uma água, é, desta forma, um parâmetro a determinar previamente à realização dos ensaios de coagulação-floculação (TCHOBANOGLUS *et al.*, 2003).

Figura 3. Variação dos parâmetros analisados em diferentes concentrações de alumínio considerando amostras coletadas no período chuvoso (junho 2024).





Fonte: Elaborada pelos próprios autores.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos pelo presente trabalho demonstraram ser viável a aplicação da técnica de precipitação química de fósforo na Lagoa dos Dinossauros através de coagulação-floculação-decantação, uma vez que o arejamento artificial existente nesta Lagoa proporcionaria o efeito de mistura necessário ao processo.

Destaca-se que os efeitos do alumínio e de outros metais na cadeia alimentar ainda não são totalmente compreendidos. Em humanos, pequenas doses de alumínio são geralmente eliminadas pelos rins, desde que estejam saudáveis. Segundo o Decreto-Lei n.º 236/98, para águas superficiais destinadas ao consumo humano, a concentração de alumínio deve estar entre 0,05 e 0,2 mgAl.L⁻¹. Em peixes, a toxicidade do alumínio varia com a espécie e pode oscilar de 0,095 mgAl.L⁻¹ a 235 mgAl.L⁻¹, dependendo também do pH da água.

Os ensaios de coagulação-floculação-decantação realizados em diferentes períodos sazonais, com adição de sulfato de alumínio como coagulante, apresentaram resultados consistentes, sendo a adição de 3,75 mgAl.L⁻¹ demonstrada como a dose ideal a utilizar para os parâmetros mensurados. Para esta dose, obtiveram-se resultados significantes de remoção para os compostos de fósforo com maior eficácia para os ortofosfatos.

Em relação aos outros parâmetros analisados (pH e alcalinidade), obtiveram-se valores considerados adequados, ou seja, valores de pH próximos da neutralidade, alguma alcalinidade residual na água, mantendo a adequação para realização da técnica de coagulação-floculação neste ambiente, em todo caso, é possível a adição conjunta de carbonato de cálcio para correção de alcalinidade.

A efetivação destes ensaios demonstrou a importância do controle de fatores como a concentração de coagulantes e fatores como o pH e a alcalinidade na remoção eficaz dos compostos de fósforo, essenciais para a manutenção da qualidade da água e a prevenção da eutrofização. No entanto, sugere-se, para complementar e aprofundar a compreensão dos processos envolvidos, que futuras pesquisas incluam avaliações detalhadas sobre a turbidez da água e o volume do precipitado formado durante os ensaios.

A análise da turbidez pode fornecer informações adicionais sobre a eficiência do processo de clarificação, enquanto a quantificação do volume do precipitado permitirá uma avaliação mais precisa da remoção de fósforo e da estabilidade do sedimento, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficazes para a melhoria da qualidade destes ambientes.

Recomenda-se também, como complemento a estes resultados, estudos que elucidem e discutam questões relativas aos custos de implementação e longevidade deste tratamento comparado com os diversos coagulantes disponíveis entre outras técnicas, uma vez que o uso de sulfato de alumínio seria o mais vantajoso, apesar de ainda apresentar custos elevados. A conclusão de um artigo deve sintetizar os principais achados do estudo de forma sucinta, destacando as contribuições significativas para o campo de pesquisa. Deve reiterar os objetivos do estudo e resumir as descobertas mais importantes, enfatizando sua relevância e implicação prática ou teórica.

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

APHA/USA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: 21H Editora, 2005. p. 1368.

CARPENTER, S. R. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 29, p. 10002-10005, 2005. [https://doi: 10.1073/pnas.0503959102](https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102).

CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda, 2009. p. 349-352.

CLARO, E. M. T. et al. Avaliação (em escala laboratorial) da aplicação do processo eletrolítico em efluente de lagoa de estabilização de esgoto urbano. **Química Nova**, v. 33, p. 557-561, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300012>

CONLEY, D. J. et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1167755>

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 2, p. 261-266, 1998. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>

GARCEZ, L. N. **Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos sanitário e industrial**. São Paulo: Escola Politécnica de Universidade de São Paulo, 2004.

INEMA. **Programa de Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia. Relatório Anual 2015 - Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia**. Salvador, 2016.

JENKINS, D.; FERGUSON, J. F.; MENAR, A. B. Chemical processes for phosphate removal. **Water Research**, v. 5, n. 6, p. 369-389, 1971. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(71\)90001-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(71)90001-7)

MORSE, G. K.; BRETT, S. W.; GUY, J. A.; LESTER, J. N. Review: phosphorus removal and recovery technologies. **Science of the Total Environment**, v. 212, n. 1, p. 69-81, 1998. <https://doi.org/10.1016/S0048-9697%2897%2900332-X>

PAERL, H. W.; FULTON, R. S.; MOISANDER, P. H.; DYBLE, J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 76⁻¹13, 2001. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.16>

RASOES, M. A. A. **Estudo sobre a Precipitação Química de Fósforo como forma de Remediação do Estado Trófico da Lagoa das Furnas, S. Miguel-Açores**. 2008. 137 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade NOVA de Lisboa, Lisboa, 2008.

SÁ, M. A. **A influência de variáveis físicas e químicas sobre a biomassa e a produção primária fitoplanctônica da lagoa dos Frades, Salvador, Bahia**. 2013. 136 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2013.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1, p. 356-363, 2006. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental**

Pollution, v. 100, n. 1-3, p. 179-196, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters**. 3. ed. Wiley-Interscience, 1996.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. American Water Works Association, 2003. v. 95, n. 5, p. 201.