

Rastro invisível: a presença de metais tóxicos no Rio Japaratuba, Sergipe

Invisible trail: the presence of toxic metals in the Japaratuba River, in Sergipe

M. O. Meneses^{1*}; R. F. Alves¹; I. S. Da Silva²; M. M. V. Oliveira¹;
L. G. S. Uchôa¹; J. C. G. Borges¹

¹Fundação Mamíferos Aquáticos, 49095-000, Aracaju-Sergipe, Brasil

²Mineral Engenharia e Meio Ambiente, 49037-530, Aracaju-Sergipe, Brasil

*Marcela_mns@yahoo.com.br

(Recebido em 31 de julho de 2025; aceito em 12 de novembro de 2025)

O Rio Japaratuba, localizado no estado de Sergipe, é um curso d'água de múltiplos usos, utilizado para abastecimento público, irrigação, pecuária e pesca. Sua qualidade pode ser afetada por atividades humanas, incluindo práticas agrícolas e descargas industriais. Este estudo teve como objetivo analisar a presença de cobre, alumínio, chumbo e ferro em amostras de água, as quais foram coletadas em seis pontos ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Japaratuba no ano de 2024, sendo submetidas para análises por espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). Os resultados indicaram que o alumínio e o ferro apresentaram concentrações elevadas em diversos pontos, sugerindo influência de processos naturais de mobilização e de atividades agrícolas, enquanto o cobre e o chumbo se mantiveram, em geral, dentro dos limites permitidos, com poucas exceções pontuais. Esses achados reforçam a importância do monitoramento contínuo da qualidade da água, integrando parâmetros adicionais como carbono e nutrientes, e indicam a necessidade de aumentar a quantidade de pontos de coleta e manter análises anuais para um acompanhamento mais robusto dos impactos ambientais.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, monitoramento, poluição.

The Japaratuba River, located in the state of Sergipe, is a multi-use watercourse, used for public supply, irrigation, livestock farming, and fishing. Its quality can be affected by human activities, including agricultural practices and industrial discharges. This study aimed to analyze the presence of copper, aluminum, lead, and iron in water samples, which were collected at six points along the Japaratuba River Basin in 2024 and subjected to analysis by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES). The results indicated that aluminum and iron showed high concentrations at several points, suggesting the influence of natural mobilization processes and agricultural activities, while copper and lead generally remained within permitted limits, with few specific exceptions. These findings reinforce the importance of continuous water quality monitoring, integrating additional parameters such as carbon and nutrients, and indicate the need to increase the number of collection points and maintain annual analyses for more robust monitoring of environmental impacts.

Keywords: watershed, monitoring, pollution.

1. INTRODUÇÃO

O Rio Japaratuba é um importante curso d'água localizado no estado de Sergipe, nordeste do Brasil. Seus dois principais afluentes são os rios Siriri e Japaratuba-Mirim, sendo que o primeiro deságua na margem direita e o segundo na margem esquerda do rio principal. Sua importância se dá pelo abastecimento de água, irrigação agrícola, dessedentação de gado, pesca e turismo [1]. O Rio Japaratuba nasce na região da Serra da Boa Vista (municípios de Feira Nova/Graccho Cardoso), percorre diversos municípios até desaguar no Oceano Atlântico, no município de Pirambu. A bacia hidrográfica desempenha papel fundamental na drenagem regional e possui grande relevância socioambiental e econômica, especialmente nas zonas rural e costeira [2, 3].

No que diz respeito à qualidade da água, há preocupações constantes devido ao lançamento de esgoto doméstico sem tratamento adequado, ao uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura e aos efluentes industriais. A presença de empreendimentos agrícolas e industriais evidencia a vulnerabilidade socioambiental da bacia hidrográfica do rio Japaratuba, demandando atenção

especial ao manejo sustentável dos recursos naturais, incluindo atividades como a implantação de pastagens, o cultivo de cana-de-açúcar e a exploração mineral [4].

Metais como cobre (Cu), chumbo (Pb), ferro (Fe) e alumínio (Al) apresentam caráter duplo: em pequenas concentrações, alguns atuam como micronutrientes essenciais a diversos processos biológicos, participando de reações enzimáticas e do metabolismo celular, enquanto em níveis elevados podem se tornar tóxicos e provocar sérios danos à saúde humana, à biota aquática e ao equilíbrio ecológico [5, 6]. A toxicidade desses metais depende de fatores como concentração, pH, salinidade e forma química (espécie metálica), influenciando diretamente sua biodisponibilidade e efeito biológico [7]. O ferro e o cobre, por exemplo, são micronutrientes essenciais, mas em excesso podem gerar estresse oxidativo em organismos aquáticos, enquanto o alumínio e o chumbo não apresentam função biológica conhecida e são tóxicos mesmo em baixas concentrações, especialmente sob condições ácidas [8, 9].

Várias normas ambientais e regulamentações de saúde pública estabelecem limites específicos para a presença de metais tóxicos em corpos hídricos, com destaque para a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357/2005 [10]. A análise desses contaminantes contribui para compreender as dinâmicas de poluição e subsidiar a implementação de ações corretivas, como o controle rigoroso das descargas industriais, o tratamento adequado de efluentes e a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, visando mitigar a poluição e reduzir seus efeitos nocivos.

Ademais, o monitoramento periódico da qualidade da água é essencial para avaliar as variações sazonais das concentrações de metais tóxicos, especialmente entre os períodos chuvosos e secos, típicos da região. Essa metodologia, baseada em coletas trimestrais, é adotada por órgãos como a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) [11], por representar um equilíbrio entre viabilidade operacional e a obtenção de dados representativos ao longo do ano. Ressalta-se que as informações geradas tendem a subsidiar o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Japarutuba (CBHJ) na tomada de decisões e na mediação de conflitos relacionados ao uso dos recursos hídricos.

É importante enfatizar que, embora existam alguns trabalhos acadêmicos e relatórios técnicos relacionados à qualidade ambiental da Bacia Hidrográfica do rio Japarutuba, não foram identificados artigos científicos publicados em revistas especializadas que abordem especificamente a presença de metais tóxicos dissolvidos na água dessa bacia. Os estudos encontrados concentram-se principalmente na análise de sedimentos ou em parâmetros físico-químicos gerais, sem foco detalhado nos metais tóxicos em fase dissolvida. Essa lacuna evidencia a relevância e a originalidade do presente estudo, que contribui de forma inédita ao fornecer dados diretos sobre a concentração desses metais na água superficial do Rio Japarutuba em diferentes períodos do ano.

Por fim, este estudo também dialoga com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), especialmente os ODS 2, 3, 6, 11, 12, 13, 14, 15 e 17, reforçando a importância de integrar ciência, gestão ambiental e responsabilidade social [12]. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar as concentrações de cobre, chumbo, ferro e alumínio e compreender as possíveis causas e potenciais efeitos na Bacia Hidrográfica do Rio Japarutuba, em Sergipe, Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e Amostragem

A Bacia Hidrográfica do Rio Japarutuba possui uma extensão de aproximadamente 135 km, possuindo como principais afluentes os rios Siriri e Japarutuba-Mirim e, ao longo do seu percurso, abrange 18 municípios sergipanos. Sua nascente está localizada no município de Feira Nova, em uma área privada, enquanto sua foz situa-se na divisa entre os municípios de Barra dos Coqueiros e Pirambu, no litoral norte de Sergipe [3].

Este estudo foi desenvolvido com base no banco de dados fornecido pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH) [13], o que permitiu identificar

a nascente e os potenciais locais de coleta para análise da água. Posteriormente, foi realizada uma expedição de campo com o objetivo de selecionar e georreferenciar seis pontos estratégicos ao longo da bacia hidrográfica: três deles localizados em zonas de recarga próximas às áreas da nascente e de seus afluentes, um ponto situado no povoado Aguada, no município de Carmópolis, e dois pontos próximos à foz (Figura 1).

As coletas foram realizadas trimestralmente em cada ponto durante o ano de 2024, conforme metodologia adotada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) [11], que recomenda esse intervalo por representar um equilíbrio entre viabilidade operacional e obtenção de dados representativos ao longo do ano. O procedimento de coleta seguiu o protocolo padrão do Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS), sendo coletadas amostras de 60 mL de água em frascos específicos de polietileno previamente descontaminados e fornecidos pelo próprio Instituto. As amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo, visando à preservação e conservação até a realização das análises laboratoriais. No dia seguinte ao término da coleta, as amostras foram encaminhadas ao ITPS, onde todas as análises foram realizadas em laboratório, para determinação do teor de cobre (Cu), chumbo (Pb), ferro (Fe) e alumínio (Al), por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), conforme os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* da American Public Health Association (APHA) [14].

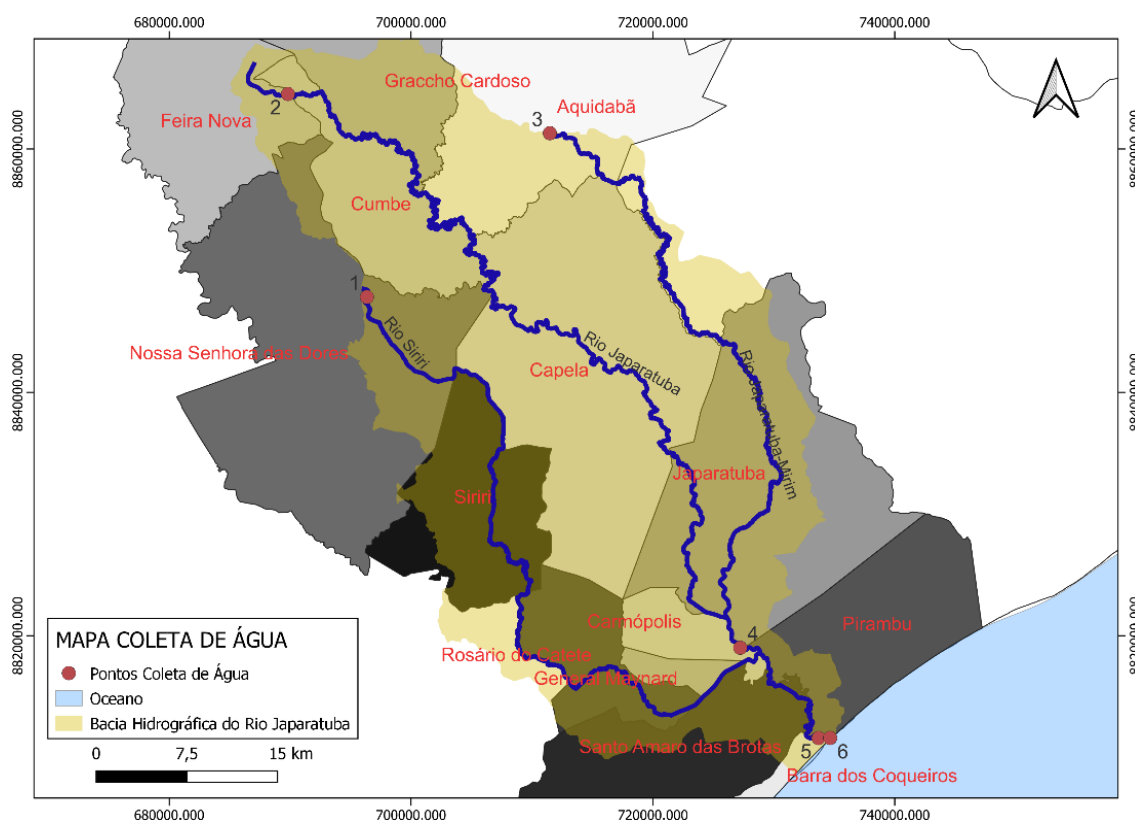


Figura 1: Distribuição espacial dos pontos de amostragem ao longo do Rio Japarutuba, Sergipe, Brasil.

A escolha desses quatro metais se justifica pela sua relevância ambiental e reconhecida toxicidade, além de seu potencial impacto sobre a saúde humana e os ecossistemas aquáticos. Esses elementos estão frequentemente associados às atividades agrícolas, industriais e urbanas presentes na bacia. Adicionalmente, a análise restrita a esses metais permite equilibrar abrangência e custos, evitando despesas elevadas com análises multielementares que não trariam informações adicionais relevantes aos objetivos específicos do estudo.

Para fins comparativos e de avaliação da qualidade da água, os resultados obtidos foram confrontados com os limites estabelecidos pela *Resolução do Conselho Nacional do Meio*

Ambiente – CONAMA n° 357/2005, que define os padrões máximos permitidos para diferentes classes e tipos de corpos hídricos. A Tabela 1 apresenta os valores de referência utilizados para os *metais tóxicos* analisados neste estudo, de acordo com o tipo e classe da água.

Tabela 1: Limites de concentração de metais tóxicos para diferentes classes e tipos de água, conforme a Resolução CONAMA n° 357/2005.

Classe de Água	Tipo de Água	Cobre (Cu) (mg/L)	Chumbo (Pb) (mg/L)	Alumínio (Al) (mg/L)	Ferro (Fe) (mg/L)
Classe Especial	Doce	0,009	0,01	0,1 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)
Classe 1	Doce	0,013	0,01	0,1 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)
Classe 2	Doce	0,02	0,01	0,02 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)
Classe 3	Doce	0,02	0,01	0,02 (dissolvido)	5,0 (total)
Classe 4	Doce	Não especificado	Não especificado	Não especificado	Não especificado
Classe Especial	Salobra	0,008	0,008	0,1 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)
Classe 1	Salobra	0,01	0,01	0,1 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)
Classe 2	Salobra	0,04	0,01	0,1 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)
Classe 3	Salobra	0,05	0,01	0,1 (dissolvido)	0,3 (dissolvido)

2.2 Procedimentos laboratoriais e tratamento dos dados (ITPS)

As análises instrumentais foram realizadas no Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS), utilizando um equipamento Agilent 5800 ICP-OES. No software do equipamento, foram construídos métodos específicos para os elementos analisados, calibrados por curvas de calibração preparadas com padrões certificados, ajustadas individualmente para cada elemento e buscando a melhor linearidade, com possíveis ajustes finos de picos para otimização da resposta do instrumento. Cada amostra foi analisada em triplicata, sendo utilizada a média aritmética das concentrações obtidas.

O limite de detecção (LD) e o limite de quantificação (LQ) foram determinados pelo laboratório com base em testes com amostras em branco, realizados em dez replicatas (mínimo de sete válidas). O LD foi calculado como a média dos brancos acrescida de 3 desvios padrão, enquanto o LQ corresponde à média dos brancos acrescida de 10 desvios padrão, equivalente a aproximadamente $3,3 \times \text{LD}$, conforme recomendações da IUPAC (1997) e ISO (1997) [15, 16]. Esses limites definem, respectivamente, a menor concentração detectável e a menor concentração quantificável com confiança, sendo o LQ utilizado como limite inferior da faixa de medição.

Para avaliação do desempenho analítico, o ITPS utilizou o parâmetro BEC (Background Equivalent Concentration), que permite estimar o ruído de fundo do equipamento e verificar possíveis interferências. As curvas de calibração e o comportamento do sinal foram analisados graficamente para cada elemento, assegurando boa estabilidade e sensibilidade [14]. Nas amostras de águas naturais analisadas, não foram observadas interferências significativas.

Os limites de quantificação (LQ) fornecidos pelo ITPS e adotados neste estudo foram de 0,0076 mg/L para Cu, 0,034 mg/L para Al, 0,0041 mg/L para Fe e 0,0072 mg/L para Pb. Valores inferiores ao LQ foram considerados como não detectados (n.d.) nos resultados e discussões subsequentes.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante as análises, alguns metais tóxicos apresentaram concentrações acima dos limites permitidos pela legislação vigente, especificamente pela Resolução CONAMA n° 357/2005, o que indicou a necessidade de atenção quanto aos possíveis impactos ambientais e à identificação das possíveis fontes de contaminação. O chumbo, por sua vez, permaneceu abaixo dos limites estabelecidos em todos os pontos monitorados. Os resultados referentes ao alumínio e ao ferro são apresentados em gráficos, evidenciando as variações sazonais e espaciais desses metais ao longo do período de monitoramento. Já o cobre e o chumbo, cujas concentrações foram, em sua

maioria, inferiores aos limites de quantificação, são discutidos de forma descritiva no texto, destacando suas tendências e possíveis fontes.

Considerando as características locais e a classificação legal das águas, os pontos 1, 3 e 4 foram classificados como regiões de água doce, enquanto os pontos 2, 5 e 6 apresentaram influência de intrusão salina, sendo enquadrados como águas salobras, conforme os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Essa diferenciação é fundamental para a interpretação dos resultados, uma vez que os limites de referência variam conforme a classe e o tipo de água. Assim, os valores obtidos para os metais tóxicos foram analisados de forma integrada, com suporte gráfico e estatístico, a fim de identificar padrões de concentração, correlações entre elementos e possíveis origens naturais ou antropogênicas.

3.1 Chumbo (Pb)

A análise de chumbo demonstrou que todas as concentrações observadas ao longo do ano permaneceram abaixo de 0,0072 mg/L, atendendo aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classes 1 e 2 e águas salobras de classe 2 [10]. Isso indicou que, pelo menos em 2024, não houve indícios de contaminação significativa por chumbo nos pontos analisados. As concentrações constantes e próximas ao limite de quantificação impossibilitaram a aplicação do teste de normalidade e o cálculo de correlação de Spearman, não sendo observada relação estatística mensurável do Pb com os demais metais.

3.2 Alumínio (Al)

O alumínio apresentou concentrações elevadas em diversos pontos ao longo do ano de 2024, ultrapassando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces e salobras [10] (Figura 2).

Nos pontos de água doce, o ponto 1 manteve valores dentro do limite permitido. Já no ponto 3, um minadouro onde a água permanecia represada, os valores foram expressivos, com 0,984 mg/L em janeiro e 0,637 mg/L em outubro, muito acima do limite de 0,1 mg/L. A ausência de fluxo, aliada ao desmatamento e à erosão do solo exposto, pode ter favorecido o carreamento de sedimentos ricos em alumínio para a água, conforme observado por Kaiser e Zech (1996) [17], que demonstraram que alterações no uso do solo, especialmente o desmatamento, aumentam a mobilização de alumínio para corpos hídricos em bacias florestais ácidas. Além disso, nos meses de janeiro e outubro, o nível mais baixo da água, associado à falta de escoamento, pode ter contribuído para a maior concentração do metal, corroborando Luoma e Rainbow (2008) [18], que destacaram a tendência de acúmulo de metais tóxicos em ambientes com baixa renovação hídrica. No ponto 4, por sua vez, um pequeno porto no município de Carmópolis, as concentrações também superaram o limite, atingindo 0,583 mg/L em abril.

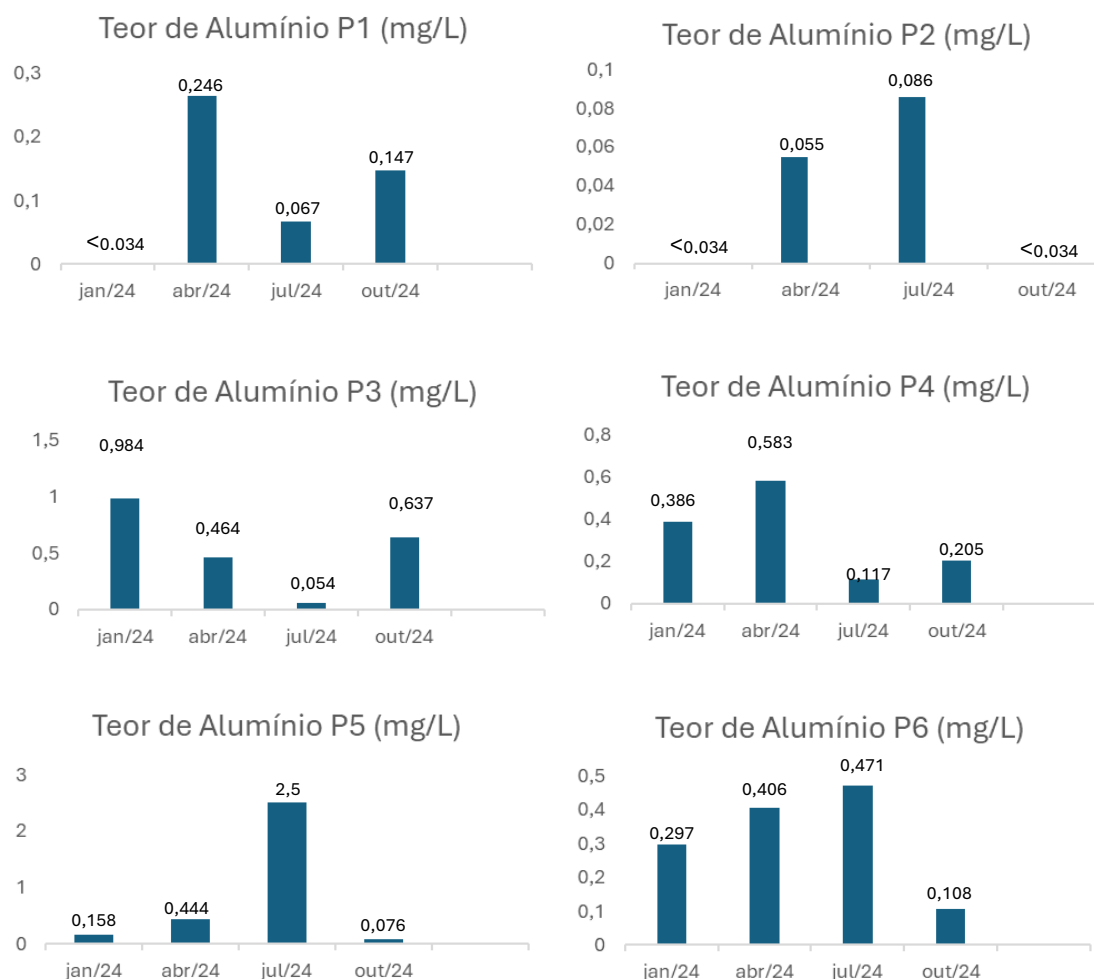


Figura 2: Níveis de alumínio ao longo do Rio Japaratuba.

Nos pontos de águas salobras, onde o limite é de 0,2 mg/L, as concentrações também foram elevadas. No ponto 2, localizado dentro de uma fazenda de plantação de milho próxima à nascente do rio, o alumínio atingiu 0,806 mg/L em julho, indicando forte influência do escoamento superficial agrícola, que pode carrear metais tóxicos do solo para a água [17]. No ponto 5, próximo à foz do rio e em uma região de manguezal, os valores atingiram 2,5 mg/L em julho. Esse comportamento pode estar associado à presença de matéria orgânica, que favorece a complexação e retenção de alumínio na coluna d'água e nos sedimentos, aumentando sua concentração dissolvida. Embora dados de carbono orgânico dissolvido (DOC) não tenham sido coletados neste estudo, estudos prévios demonstram que a concentração de DOC influencia diretamente a mobilização e retenção de alumínio em ambientes aquáticos tropicais, reduzindo sua toxicidade e afetando sua biodisponibilidade [19]. Estudos em manguezais brasileiros evidenciaram que a matéria orgânica influencia a mobilização de metais tóxicos por meio de complexação química e variação de pH e salinidade [20]. Martins et al. (2017) [21] também demonstraram que ambientes de manguezal apresentam alta capacidade de mobilizar metais tóxicos devido à decomposição da matéria orgânica e à variação das condições químicas da água, favorecendo a liberação de alumínio dissolvido. Apesar da retenção, o acúmulo elevado pode representar riscos para os organismos locais.

No ponto 6, na foz do rio, a concentração foi de 0,471 mg/L em julho, indicando que mesmo em áreas com influência marinha, os valores permaneceram acima dos limites estabelecidos. Esses achados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo, especialmente em trechos onde a dinâmica natural favorece a mobilização de metais tóxicos, como regiões com menor fluxo hídrico ou elevada carga de sedimentos finos. A análise estatística indicou correlações fracas e não significativas entre o alumínio e os demais metais, sugerindo que seu

comportamento ambiental é controlado principalmente por processos naturais de intemperismo e transporte de partículas do solo, com possíveis influências antrópicas pontuais em áreas agrícolas.

3.3 Ferro (Fe)

As concentrações de ferro ao longo do ano apresentaram variações expressivas nos pontos analisados, com valores que ultrapassaram os limites estabelecidos tanto para água doce quanto para água salobra, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (Figura 3).

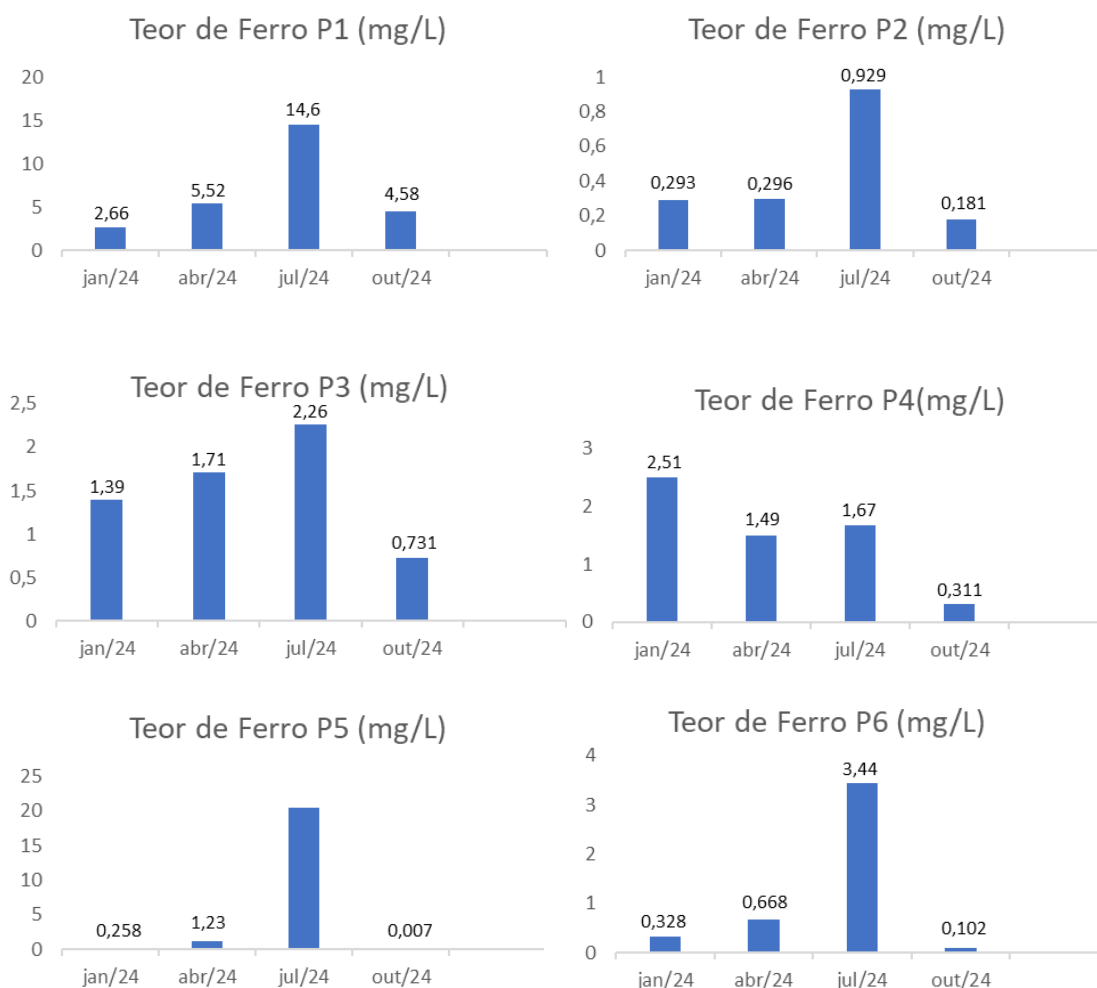


Figura 3: Níveis de ferro nos pontos 1 a 6 ao longo do rio Japaratuba.

Já no ponto 3, um afloramento onde a água permaneceu represada e provavelmente houve influência da erosão do solo, os níveis de ferro também foram elevados, registrando 2,26 mg/L no mesmo período (julho), reforçando a importância do uso do solo e da topografia local na mobilização de ferro [22].

No ponto 4, onde se encontra o porto de Aguada, no município de Carmópolis, as concentrações de ferro também ultrapassaram os limites ao longo do ano, com valores de 1,49 mg/L em abril e 1,67 mg/L em julho. Carmópolis é uma região com intensa atividade de extração de petróleo, e a presença elevada de ferro pode estar relacionada às descargas de água produzida, comuns nesse tipo de operação, que frequentemente apresentam altos teores desse metal tóxico [23].

Nos pontos de água doce (1, 3 e 4), os registros indicaram contaminação em todas as amostras analisadas. No ponto 1, localizado próximo a uma plantação de cana-de-açúcar, as concentrações foram elevadas, atingindo um pico extremamente alto de 14,6 mg/L em julho, um valor muito acima do limite de 0,3 mg/L para águas doces das classes 1 e 2 e do limite de 5 mg/L para a classe 3 [10]. Esse aumento pode estar diretamente relacionado à ocupação agrícola da bacia, onde o escoamento superficial, intensificado pelo período chuvoso, carrega ferro proveniente do solo e de práticas agrícolas, como aplicação de fertilizantes, para o corpo hídrico [24].

Nos pontos de água salobra (2, 5 e 6), as concentrações foram ainda mais elevadas. O ponto 2, localizado dentro de uma plantação de milho e correspondente à nascente do rio Japaratuba, registrou 0,929 mg/L em julho e 0,296 mg/L em abril, considerados acima do valor permitido. Esses resultados indicam que a atividade agrícola e a ocupação do solo da bacia contribuem significativamente para a mobilização de ferro, tanto de forma natural quanto potencialmente via fertilizantes aplicados na cultura [25]. Estudos mostram que o escoamento agrícola, especialmente em terrenos inclinados, pode aumentar os níveis de ferro na água, ultrapassando os limites recomendados para consumo humano e biota aquática [26].

No ponto 5, situado em uma região de manguezal, os valores de ferro atingiram 20,5 mg/L em julho, muito acima do limite de 5 mg/L para águas salobras da classe 3 [10]. Segundo Machado e Lacerda (2010) [27], as condições variáveis dos sedimentos do manguezal, decorrentes dos ciclos de inundação e exposição à atmosfera, promovem processos que controlam a mobilização e retenção de metais tóxicos como o ferro, influenciando a dinâmica da concentração desses elementos nesse ecossistema.

No referido mês, o ponto 6 registrou 3,44 mg/L. Em abril, as concentrações continuaram elevadas, com o ponto 5 apresentando 1,23 mg/L, o ponto 6 registrando 0,668 mg/L e o ponto 2 marcando 0,296 mg/L. Já em outubro, houve uma redução nos níveis de ferro nos pontos salobros, com o ponto 2 apresentando 0,181 mg/L e o ponto 6 registrando 0,102 mg/L, valores ainda elevados, mas inferiores aos picos anteriores.

Os resultados estatísticos corroboram as interpretações apresentadas, demonstrando coerência entre os dados obtidos e o comportamento ambiental do ferro discutido neste estudo. Além disso, reforçam o padrão observado, evidenciando a influência de fatores ambientais e antrópicos já discutidos, e serão detalhados no tópico dedicado às análises estatísticas.

3.4 Cobre (Cu)

As concentrações de cobre permaneceram, em grande parte, abaixo do limite de detecção ($< 0,0076$ mg/L) ao longo do ano, indicando uma baixa presença desse metal na maioria dos pontos monitorados. Contudo, em julho, foram registradas concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces (0,009 mg/L) e salobras (0,014 mg/L) [10].

Nos pontos de água doce (1, 3 e 4), os valores ultrapassaram o limite permitido exclusivamente no mês de julho. O ponto 1 apresentou 0,026 mg/L, o ponto 3 atingiu 0,022 mg/L e o ponto 4 registrou 0,018 mg/L. Esse aumento pontual pode estar associado ao período de colheita e preparo das plantações de milho para silagem, quando há uso intensivo de fertilizantes e defensivos agrícolas. Esses produtos podem conter contaminantes metálicos, como o cobre, que se acumulam no solo e podem ser mobilizados para os corpos hídricos durante as chuvas, especialmente em solos com baixa capacidade de retenção de metais tóxicos [26-28].

Nos pontos de água salobra (5 e 6), também foram observadas concentrações acima do limite apenas em julho. O ponto 5 atingiu 0,027 mg/L, enquanto o ponto 6 registrou 0,021 mg/L. Esses pontos estão localizados próximos à foz do rio e sofrem influência da água do mar e da vegetação de manguezal. Segundo Alongi (1996) [29], os solos de manguezal possuem grande quantidade de matéria orgânica e capacidade de reter metais tóxicos, como o cobre. No entanto, durante períodos de maior pluviosidade, como ocorre em julho em Sergipe, há aumento da mobilização desses metais do sedimento para a água, favorecendo sua liberação. Além disso, a

interação entre matéria orgânica, salinidade e pH pode intensificar a solubilização do cobre e favorecer sua passagem para a fase dissolvida na água, processo amplamente observado em ambientes costeiros sob influência antrópica [30, 31].

Os resultados estatísticos corroboram as observações descritas, demonstrando coerência entre os dados obtidos e o comportamento ambiental do cobre discutido neste estudo. Além disso, reforçam o padrão identificado, evidenciando a influência de fatores naturais e antrópicos já abordados, e serão detalhados no tópico dedicado às análises estatísticas.

3.5. Análise Estatística de Correlação entre Metais Tóxicos

O teste de Shapiro–Wilk foi aplicado para avaliar a normalidade das distribuições das concentrações de alumínio (Al), ferro (Fe) e cobre (Cu) (Tabela 2). Os resultados indicaram p-valores inferiores a 0,05 para todos os metais (Al: $W = 0,65048$; $p = 2,38 \times 10^{-6}$; Fe: $W = 0,57165$; $p = 3,03 \times 10^{-7}$; Cu: $W = 0,68525$; $p = 6,47 \times 10^{-6}$), evidenciando que os dados não seguem distribuição normal. Para o chumbo (Pb), o teste não foi aplicado, pois todas as concentrações ficaram abaixo do limite de quantificação, impossibilitando o cálculo estatístico. Diante da não normalidade observada, optou-se pela utilização de métodos não paramétricos, sendo adotado o coeficiente de correlação de Spearman (ρ), recomendado para avaliar relações monotônicas entre variáveis quando os dados não apresentam distribuição normal [32, 33]. A ausência de normalidade é comum em estudos ambientais devido à alta variabilidade espacial e temporal dos teores de metais tóxicos, influenciada por fatores naturais e antrópicos, condições físico-químicas e sazonalidade [34, 35].

Tabela 2. Resultados do teste de normalidade de Shapiro–Wilk.

Metal	Estatística W	p-valor
Alumínio (Al)	0.65048	2.383×10^{-6}
Ferro (Fe)	0.57165	3.027×10^{-7}
Cobre (Cu)	0.68525	6.468×10^{-6}

A análise de correlação de Spearman indicou relações positivas entre os metais tóxicos estudados, ou seja, uma tendência de variação conjunta das concentrações, em que o aumento de um metal tende a ser acompanhado pelo aumento dos outros, embora essa associação apresente intensidades diferentes entre os pares analisados (Tabela 3). As correlações entre Al \times Fe ($\rho = 0,28$; $p = 0,1777$) e Al \times Cu ($\rho = 0,23$; $p = 0,2793$) foram observadas correlações fracas e sem significância estatística, o que indica que o alumínio apresenta um comportamento ambiental mais independente dos demais elementos. Esse metal geralmente está associado a processos naturais, como a mobilização de sedimentos e partículas de argila, que podem liberar alumínio para a coluna d'água sem necessariamente estarem ligados a fontes antrópicas. Além disso, sua concentração pode variar conforme o pH e a dinâmica erosiva local, fatores que controlam sua solubilidade e disponibilidade no ambiente aquático [36]. O ferro, por sua vez, é influenciado tanto por condições redox e pela presença de matéria orgânica dissolvida quanto por fontes antropogênicas, como o aporte de efluentes e o uso do solo [37, 38]. Já o cobre reflete mais fortemente as influências antrópicas, especialmente o despejo de efluentes domésticos e industriais [39].

Tabela 3. Matriz de correlação de Spearman (coeficiente ρ).

	Al	Fe	Cu	Pb
Al	1.0000000	0.2845954	0.2301427	NA
Fe	0.2845954	1.0000000	0.4358910	NA
Cu	0.2301427	0.4358910	1.0000000	NA
Pb	NA	NA	NA	1.0000

Os valores de p apresentados na Tabela 4 indicam o nível de significância das correlações entre os metais analisados. Observa-se que apenas o par Fe \times Cu apresentou $p = 0,03324$, inferior ao nível crítico de 0,05, indicando uma correlação estatisticamente significativa entre esses metais. Já as combinações Al \times Fe ($p = 0,1777$) e Al \times Cu ($p = 0,2793$) não apresentaram significância estatística, o que confirma que as relações envolvendo o alumínio são fracas e provavelmente resultam de variações naturais, sem dependência direta dos demais elementos. As autocorrelações (valores $< 2,2 \times 10^{-16}$) indicam consistência interna da matriz, enquanto o chumbo (Pb) foi excluído da análise por apresentar valores constantes, impossibilitando o cálculo estatístico. Esses resultados reforçam a independência comportamental do alumínio e o comportamento conjunto de Fe e Cu, possivelmente associado a fontes e processos ambientais semelhantes.

Tabela 4. Matriz de significância (valores de p).

	Al	Fe	Cu	Pb
Al	$< 2.2\text{e-}16$	0.1777	0.2793	NA
Fe	0.1777	$7.269\text{e-}07$	0.03324	NA
Cu	0.2793	0.03324	$< 2.2\text{e-}16$	NA
Pb	NA	NA	NA	NA

A representação gráfica da matriz de correlação (Figura 4) reforça esses resultados. O mapa de calor evidencia tonalidades mais intensas entre Fe e Cu, refletindo a correlação moderada e significativa entre esses metais, enquanto as correlações envolvendo o alumínio apresentam coloração mais clara, condizente com a fraca relação observada numericamente. Essa visualização auxilia na identificação do padrão de interação entre os elementos, destacando o papel do ferro como componente central na dinâmica geoquímica do sistema, dada sua elevada capacidade de adsorver e complexar outros metais traço [37, 38].

De modo geral, o comportamento conjunto de Fe e Cu pode estar relacionado à influência de fontes antrópicas comuns, como o escoamento superficial urbano e agrícola, e a fatores ambientais, como as condições redox e a textura dos sedimentos, que controlam a mobilidade e a solubilidade desses metais [39, 40]

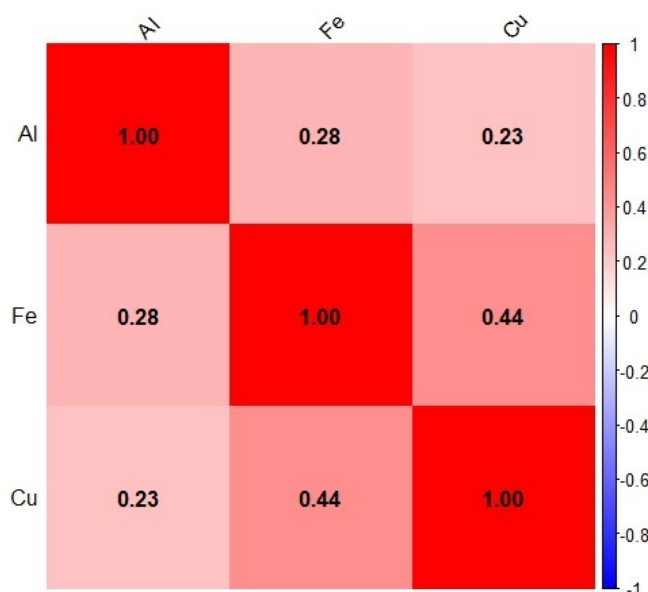


Figura 4. Mapa de calor da matriz de correlação de Spearman entre as concentrações de alumínio (Al), ferro (Fe) e cobre (Cu), destacando a correlação moderada entre Fe e Cu.

4. CONCLUSÃO

Os dados obtidos em 2024 indicaram que, enquanto o cobre e o chumbo não apresentaram concentrações alarmantes, o alumínio e o ferro registraram níveis elevados em diversos pontos do rio Japarutuba. As altas concentrações de alumínio, especialmente nos pontos 3 e 4 e nas áreas de água salobra (2, 5 e 6), sugerem influência do escoamento superficial de áreas agrícolas e de processos naturais de mobilização em ambientes de manguezal. O ferro apresentou picos elevados nos pontos 1 e 5, possivelmente relacionados à erosão do solo, movimentação de sedimentos e descargas pontuais de efluentes.

Os resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo da qualidade da água, considerando que os valores observados não são pontuais e refletem processos ambientais complexos já descritos em estudos prévios. Recomenda-se aumentar a quantidade de pontos de coleta, manter as análises anuais e integrar outros parâmetros ambientais, como carbono orgânico e nutrientes, para enriquecer o acompanhamento e fortalecer a avaliação dos riscos ao ecossistema aquático e à saúde humana.

5. AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi decorrente das atividades realizadas pelo Projeto Canteiros D'Água: Uma estratégia para a agricultura responsável em comunidades quilombolas, executado pela Fundação Mamíferos Aquáticos em parceria com a empresa Mosaic.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Governo do Estado de Sergipe. Superintendência de Recursos Hídricos. Elaboração dos planos das bacias hidrográficas dos rios Japarutuba, Piauí e Sergipe: relatório de resumo executivo da bacia hidrográfica do Rio Japarutuba [Internet]. Sergipe (BR): Governo do Estado de Sergipe; 2015 [citado em 7 jul 2025]. Disponível em: <https://pbhse.files.wordpress.com/2015/10/resumo-executivo-bh-japarutuba1.pdf>
2. Lima SS, Almeida JAP, Siqueira JB. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao estudo geológico-geomorfológico da bacia hidrográfica do Rio Japarutuba, Sergipe-Brasil. *Rev GeoNordeste*. 2017 Jun;28(1):203-14. doi: 10.33360/RGN.2318-2695.2017.i1.p203-214
3. Cruz MAS, Cardoso Junior JCA, Gonçalves AA, Amorim JRA, Aragão R. Avaliação de metodologias de transferência de vazões de referência em bacias hidrográficas: sua aplicação na bacia do rio Japarutuba – Sergipe – Brasil. *Rev Bras Geogr Fís*. 2021 Jul;14(3):1571-85. doi: 10.26848/rbgf.v14.3.p1571-1585
4. de Jesus CFP, Dias NW, Cruz MAS. Vulnerabilidade socioambiental na bacia do rio Japarutuba em Sergipe a partir da álgebra de mapas. *Rev Eng Agríc*. 2014;22(1):50-7. doi: 10.13083/reveng.v22i1.437
5. Tapiero H, Tew KD. Trace elements in human physiology and pathology: metals and metal ions in health and disease. *Biomed Pharmacother*. 2003;57(9):399-411. doi: 10.1016/S0753-3322(03)00099-0
6. Aiyesanmi AF. Essential and toxic metals: impact on human health. *J Toxicol Environ Health*. 2019;82(12):723-39. doi: 10.1080/10937404.2019.1626945
7. Pinto DP, Peralta-Zamora P, Matias WG. Heavy metal water pollution: a fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. *Environ Pollut*. 2021 Jun;273:116413. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116413
8. Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, Mathew BB, Beeregowda KN. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip Toxicol*. 2014;7(2):60-72. doi: 10.2478/intox-2014-0009
9. Collado-López S, Betanzos-Robledo L, Téllez-Rojo MM, Lamadrid-Figueroa H, Reyes M, Ríos C, et al. Toxic metals and metalloids in food: Current status, health risks, and mitigation strategies. *Curr Environ Health Rep*. 2024 Oct;11(4):468-83. doi: 10.1007/s40572-024-00462-7
10. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília (DF): Diário Oficial da União. 18 mar 2005. Disponível em: <https://share.google/XtBpcpGEgEWU9sEmh>.

11. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas – RNQA [Internet]. Brasília (DF): ANA; [citado em 28 jul 2025]. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/portalanqa/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx>.
12. Nações Unidas Brasil. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) [Internet]; [acesso em 7 out 2025]. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>.
13. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH). Diagnóstico Socioambiental do Município de Feira Nova. Aracaju (SE): SEMARH; 2020.
14. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd ed. Washington (DC): APHA; 2017.
15. International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC). Compendium of Analytical Nomenclature (The Orange Book). 3rd ed. Oxford (US): Blackwell Science; 1997.
16. International Organization for Standardization (ISO). ISO 11843-1: Capability of detection – Part 1: Terms and definitions. Geneva: ISO; 1997.
17. Kaiser K, Zech W. Effect of land use on aluminum mobilization in forested catchments. *J Environ Qual*. 1996 Nov-Dec;25(6):1238-44. doi: 10.2134/jeq1996.00472425002500060027x
18. Luoma SN, Rainbow PS. Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management [Internet]. Cambridge (US): Cambridge University Press; 2008 [citado em 14 jul 2025]. Disponível em: https://assets.cambridge.org/97805218/60574/frontmatter/9780521860574_frontmatter.htm.
19. Trenfield MA, Markich SJ, Ng JC, Noller B, Dam RA. Dissolved organic carbon reduces the toxicity of aluminum to three tropical freshwater organisms. *Environ Toxicol Chem*. 2012;31(1):49-57.
20. Onofre CRE, Celino JJ, Nano RMW, Queiroz AFS. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Rev Biol Ciênc Terra*. 2007;7(2):65-74.
21. Martins LP, Silva CA, Silva FJ, Oliveira TS. Mobilidade de metais em ambientes de manguezal. *Rev Ambiente Água*. 2017;12(3):395-405. doi: 10.4136/ambi-agua.1995
22. Mazreku I, Kukalaj D, Bislimi K, Krasniqi Y, Morina V. Agricultural runoff and relief factors as determinants of well water contamination in Kosovo's vineyard region. *J Ecol Eng*. 2025;26(10):78-86. doi: 10.12911/22998993/127128
23. Oliveira EP, Yang L, Sturgeon RE, Santelli RE, Bezerra MA, Willie SN, et al. Determination of trace metals in high-salinity petroleum produced formation water by inductively coupled plasma mass spectrometry following on-line analyte separation/preconcentration. *J Anal At Spectrom*. 2011 Mar;26(3):578-85. doi: 10.1039/C0JA00108B
24. Khan ZI, Ahmad K, Ashfaq A, Nabeel M, Ugulu I. Transfer of heavy metals from fertilizers and pesticides to food crops and their health risk assessment. *J Food Compos Anal*. 2019;84:103276. doi: 10.1016/j.jfca.2019.103276
25. Lacerda LD, Rezende CE, Silva Júnior CR, Almeida JM. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. *Rev Bras Biociências*. 2010;8(3):110-8.
26. Alloway BJ. Copper. In: Alloway BJ, editor. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. 3rd ed. Dordrecht (NL): Springer; 2013. p. 373-408. doi: 10.1007/978-94-007-4470-7_13
27. Machado W, Lacerda LD. Mangroves as sinks of trace metals. *Braz J Biol*. 2010;70(4):1-8. doi: 10.1590/S1519-69842010000500004
28. Matos MCB, Arruda MAZ, de Oliveira E, Nóbrega JA. Determination of potentially toxic elements in phosphate fertilizers and agricultural soils by ICP OES after microwave-assisted digestion. *Spectrochim Acta Part B*. 2014;94-5:23-9. doi: 10.1016/j.sab.2014.03.008
29. Alongi DM. The influence of mangrove forests on trace metal concentration in seawater and sediments. *Estuar Coast Shelf Sci*. 1996;43(5):521-30. doi: 10.1006/ecss.1996.0087.
30. MacFarlane GR, Pulkownik A, Burchett MD. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential. *Environ Pollut*. 2003;123(1):139-51.
31. Zhang C, Yu Z, Zeng G, Jiang M, Yang Z, Cui F, et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Sci Total Environ*. 2014;493:724-31. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.033
32. Ghasemi A, Zahediasl S. Normality tests for statistical analysis: A guide for non-statisticians. *Int J Endocrinol Metab*. 2012;10(2):486-9. doi: 10.5812/ijem.3505
33. Mukaka MM. Statistics corner: A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. *Malawi Med J*. 2012;24(3):69-71.

34. Sun D, Yang Y, Zhang S, Ren X, Xue Z, Wang Y, et al. Spatial and temporal variations in heavy metals in lake and reservoir sediments in China: A pollution status and risk assessment. *Sustainability*. 2024;16(21):9218. doi: 10.3390/su16219218
35. Savenko AV, Savenko VS. Acid mobilization of aluminum from minerals and rocks. *Moscow Univ Geol Bull*. 2018;73:549-54. doi: 10.3103/S014587521806011X
36. Hızlı S, Karaoğlu AG, Gören AY, Koby M. Identifying geogenic and anthropogenic aluminum pollution on different spatial distributions and removal of natural waters and soil in Çanakkale, Turkey. *ACS Omega*. 2023;8(9):8557-68. doi: 10.1021/acsomega.2c07707
37. Von der Heyden BP, Roychoudhury AN. Application, chemical interaction and fate of iron minerals in polluted sediments and soils. *Curr Pollut Rep*. 2015;1:265-79. doi: 10.1007/s40726-015-0020-2
38. Jin X, Wu Q, Peñuelas J, Sardan J, Peng Y, Li Z, et al. Climate and anthropogenic activities control the pollution of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Cr) in global inland waters. *Communications Earth & Environment*. 2025;6:520. doi: 10.1038/s43247-025-02508-6
39. Yu H, Zhang J, Wang S, Zhao Y, Li X, Zhou Q. A review on adsorption characteristics and influencing factors of trace metals in soils. *J Soils Sediments*. 2023;23(2):1129-45. doi: 10.1007/s11368-022-03128-4
40. Ghrefat H, Yusuf N. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*. 2006;65(11):2114-21. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.06.043