

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**

**LOHANA SILVA TORQUATO**

**METAIS PESADOS EM SOLOS DE MANGUEZAIS DOS ESTADOS DA  
BAHIA E DE PERNAMBUCO**

**RECIFE**

**2025**

Lohana Silva Torquato

Agrônoma

**Metais pesados em solos de manguezais dos estados da Bahia e de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Dra. Caroline Miranda Biondi

Coorientador: Dr. Nielson Machado dos Santos

**RECIFE  
2025**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE  
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

T687m Torquato, Lohana Silva.  
Metais pesados em solos de manguezais dos estados da Bahia e Pernambuco / Lohana Silva Torquato. - Recife, 2025.  
59 f.; il.

Orientador(a): Caroline Miranda Biondi.  
Co-orientador(a): Nielson Machado dos Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências.

1. Metais pesados - Contaminação. 2. Estuários.  
3. Oligoelementos . I. Biondi, Caroline Miranda, orient. II. Santos, Nielson Machado dos, coorient.  
III. Título

CDD 631.4

LOHANA SILVA TORQUATO

**Metais pesados em solos de manguezais dos estados da Bahia e de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2025

---

Prof. Dra. Caroline Miranda Biondi

Orientadora

Universidade Federal Rural de Pernambuco

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva

Universidade Federal Rural de Pernambuco

---

Dr. Gabriel Henrique Maximo Clarindo Silva

Universidade Federal Rural de Pernambuco

*Não cheguei até aqui por minhas próprias forças, eu cheguei até aqui porque a boa mão do Senhor está sobre mim.*

*- Neemias 2:18*

Dedico ao meu avô Olívio José (*in memoriam*) por todo amor e apoio sempre.  
Sei que estaria muito feliz por mais uma conquista minha. Eternamente, te amo.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me sustentado até aqui, sem Ele, tenho absoluta certeza, que não conseguiria.

Agradeço aos meus pais, Cleide e Jarson, pelas orações, pelas vezes que ficaram sem para que eu tivesse o suficiente, por por investirem e acreditarem em mim, e por serem meu alicerce todas as vezes que achei ter perdido meu chão. Eu sou a continuação do sonho de vocês.

Agradeço aos meus avós, Maely e Olívio (in memoria) por todo joelho dobrado enquanto eu construía meus sonhos, e por toda palavra de afirmação, mesmo não sabendo exatamente do que eu estava indo atrás.

Agradeço aos meus irmãos, Emily , Sameline e Thiago, por acreditarem no meu potencial, e a todos os meus familiares, que desde o início dessa jornada me apoiaram e desejaram meu sucesso. A caminhada nunca foi fácil, mas com vocês eu sempre soube para onde voltar.

Agradeço aos meus amigos de longas datas, que sempre estiveram, mesmo de longe, torcendo por minhas realizações pessoais e profissionais. E aos amigos que fiz durante os últimos 2 anos, não tenho palavras para expressar minha gratidão. Em especial aos meus amigos Ana e André e Karina, que não mediram esforços em passar inúmeras horas ao meu lado em laboratório e coletas de campo, sendo meu suporte emocional em momentos delicados dentro e fora de ambiente profissional; e Laura, que nunca me viu como uma concorrente e sempre como uma amiga e me motiva para que sigamos nossos sonhos juntas, obrigada por todos os momentos de ajuda.

Estar sozinha em uma cidade grande e lidar com um ambiente em que não me sentia pertencente foi totalmente assustador, no entanto, vocês fizeram ser mais fácil. Muito obrigada por serem meu suporte e meu lar aqui.

Agradeço a todos os integrantes do Grupo de Pesquisa em Química Ambiental de Solos, pelo acolhimento desde o primeiro momento e que viram meus amigos dentro e fora do laboratório, e a todos os alunos de IC da “Equipe Mangue” pelas ajudas em análises e coletas.

Agradeço à minha orientadora Caroline Miranda Biondi pela forma que me encorajou e me mostrou que sou capaz de muita coisa, também pela confiança e por ter colocado em minhas mãos a missão de desenvolver um trabalho tão lindo. Agradeço pelos momentos vividos, todas

as coletas, que mesmo não tendo sido nada fáceis (nossa, como foram difíceis rsrs), no fim foram muito prazerosas e ficarão para sempre em minha memória.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo- PPGCS-UFRPE e a CAPES pela bolsa de fomento à pesquisa.

## Metais pesados em solos de manguezais dos estados da Bahia e Pernambuco

### RESUMO

A crescente contaminação do ecossistema manguezal tem enfatizado a necessidade de compreender os impactos ambientais decorrentes da ação humana. Os estados da Bahia e Pernambuco possuem 25% e 7%, respectivamente, da área total de manguezais do nordeste do Brasil. Esses estados possuem áreas de intensa atividade industrial e urbana no entorno dos manguezais, e fazem parte de importantes sistemas de abastecimento de água das regiões metropolitanas, no entanto, ainda são escassas as avaliações de riscos associados à interferência antrópica nesses ambientes. Dessa forma, o trabalho tem por objetivo determinar teores de metais pesados em solos de manguezais da Bahia e Pernambuco e avaliar sua distribuição ao longo dos rios, relacionando com frações granulométricas do solo. Para caracterização da área, foram realizadas coletas de amostras de solos de manguezais em áreas com histórico de contaminação no rio Botafogo e Canal de Santa Cruz, em Pernambuco, e rios Subaé, São Paulo e Paraguaçu, na Bahia. Em cada estuário, selecionaram-se três pontos de coleta: inferior, médio e superior do estuário, totalizando 15 áreas georreferenciadas. Em cada área foram coletadas três amostras compostas a 10 m da margem e três a 30 m da margem, totalizando 6 parcelas, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm. As amostras foram preparadas e analisadas para determinar os teores ambientalmente disponíveis de cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) por meio do método USEPA 3051a, com digestão em micro-ondas e determinação por Espectroscopia de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES). A granulometria do solo foi realizada pelo método da micropipeta após pré-tratamento para a remoção de sais e matéria orgânica. Os resultados indicam que, no estado da Bahia, houve elevadas concentrações de Cd em todos os pontos analisados no rio Subaé, chegando a  $2,83 \text{ mg kg}^{-1}$ , excedendo valores orientadores para sedimentos, demonstrando a necessidade de investigação e monitoramento da área. O rio São Paulo e Paraguaçu apresentaram níveis seguros de toxicidade determinados pelas agências ambientais internacionais e nacionais. Em Pernambuco, os teores médios de metais obtidos no rio Botafogo chegaram a: Cd ( $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cr ( $35,30 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cu ( $10,80 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Ni ( $8,88 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Pb ( $18,80 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Zn ( $31,50 \text{ mg kg}^{-1}$ ), no entanto, não classificam efeito tóxico provável por nenhum dos metais, ficando dentro dos valores de referência. O Canal de Santa Cruz apresentou concentrações ainda menores, evidenciando baixa contaminação. Verificou-se que, o rio Subaé, na Bahia, apresentou a maior contaminação por Cd, chegando a  $2,80 \text{ mg kg}^{-1}$ , o metal de maior risco toxicológico. Em Pernambuco, os teores de metais foram mais baixos, com o Canal de Santa Cruz apresentando níveis inferiores aos do rio Botafogo, indicando baixa contaminação. Conclui-se que os impactos dos metais estudados são moderados, no entanto, ressalta-se a necessidade do monitoramento contínuo na região para mitigação de impactos decorrentes da contaminação por metais pesados e direcionamento do estudo para acionamento de políticas públicas.

**Palavras-chave:** Contaminação. Estuário. Elementos traço.

## Heavy metals in mangrove soils of Bahia and Pernambuco states

### ABSTRACT

The increasing contamination of the mangrove ecosystem has emphasized the need to understand the environmental impacts resulting from human action. The states of Bahia and Pernambuco hold 25% and 7%, respectively, of the total mangrove area in the Northeast of Brazil. These states have areas of intense industrial and urban activity around the mangroves and are part of important water supply systems for metropolitan regions. However, assessments of risks associated with anthropogenic interference in these environments are still scarce. In this way, the objective of this study is to determine heavy metal contents in mangrove soils of Bahia and Pernambuco and to evaluate their distribution along the rivers, relating them to the granulometric fractions of the soil. For area characterization, soil samples were collected from mangrove areas with a history of contamination in the Botafogo River and Santa Cruz Channel, in Pernambuco, and the Subaé, São Paulo, and Paraguaçu rivers, in Bahia. In each estuary, three sampling points were selected: lower, middle, and upper estuary, totaling 15 georeferenced areas. In each area, three composite samples were collected 10 m from the bank and three 30 m from the bank, totaling 6 plots, at depths of 0–5 and 5–10 cm. The samples were prepared and analyzed to determine the environmentally available contents of cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), lead (Pb), nickel (Ni), and zinc (Zn), using the USEPA 3051A method, with microwave digestion and determination by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES). Soil granulometry was performed by the micropipette method after pretreatment for the removal of salts and organic matter. The results indicate that, in the state of Bahia, high concentrations of Cd were found at all analyzed points in the Subaé River, reaching  $2.83 \text{ mg kg}^{-1}$ , exceeding guideline values for sediments, demonstrating the need for investigation and monitoring of the area. The São Paulo and Paraguaçu rivers presented safe toxicity levels determined by international and national environmental agencies. In Pernambuco, the average metal contents obtained in the Botafogo River reached: Cd ( $0.10 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cr ( $35.30 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Cu ( $10.80 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Ni ( $8.88 \text{ mg kg}^{-1}$ ), Pb ( $18.80 \text{ mg kg}^{-1}$ ), and Zn ( $31.50 \text{ mg kg}^{-1}$ ), however, they do not classify as probable toxic effect for any of the metals, remaining within the reference values. The Santa Cruz Channel showed even lower concentrations, evidencing low contamination. It was verified that the Subaé River, in Bahia, showed the highest contamination by Cd, reaching  $2.80 \text{ mg kg}^{-1}$ , the metal with the greatest toxicological risk. In Pernambuco, metal contents were lower, with the Santa Cruz Channel showing lower levels than the Botafogo River, indicating low contamination. It is concluded that the impacts of the studied metals are moderate; however, the need for continuous monitoring in the region is emphasized, in order to mitigate impacts resulting from heavy metal contamination and guide the study towards the activation of public policies.

**Keywords:** Contamination. Estuary. Trace elements.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Pontos de amostragem no rio Botafogo e Canal de Santa Cruz (Superior, médio e inferior) em Pernambuco. .... 24
- Figura 2** – Pontos de amostragem no Rio Subaé (Superior, médio e inferior) localizado na cidade de Santo Amaro, na Bahia..... 25
- Figura 3** – Pontos de amostragem no Rio São Paulo (Superior, médio e inferior), na Bahia..... 26
- Figura 4** – Pontos de amostragem no Rio Paraguaçu (Superior, médio e inferior), na Bahia..... 26
- Figura 5** – Distribuição das parcelas e distâncias em ponto de coleta..... 27
- Figura 6** – Granulometria do rio Botafogo, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior..... 31
- Figura 7** – Granulometria do Canal de Santa Cruz, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior..... 32
- Figura 8** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio Botafogo. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ )..... 34
- Figura 9** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no Canal de Santa Cruz. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ )..... 37
- Figura 10** – Granulometria do rio Subaé, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior..... 40
- Figura 11** – Granulometria do rio São Paulo, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior..... 41
- Figura 12** – Granulometria do rio Paraguaçu, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior..... 42
- Figura 13** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio Subaé. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ )..... 44
- Figura 14** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio São Paulo. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ). .... 46

**Figura 15** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio Paraguaçu. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ). ..... 48

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1** – Valores orientadores (VO) para alguns metais pesados em sedimentos em três níveis de contaminação, estabelecido pela CETESB (2016)..... 30

**Tabela 2** – Estatística descritiva das médias (0-10 cm) de metais no rio Botafogo, nos pontos de coleta superior, médio e inferior do rio..... 33

**Tabela 3** – Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio Botafogo (n=18)..... 35

**Tabela 4** – Estatística descritiva das médias (0-10 cm) de metais no Canal de Santa Cruz, nos pontos de coleta superior, médio e inferior do rio..... 36

**Tabela 5** – Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no Canal de Santa Cruz (n=18)..... 38

**Tabela 6** – Teores médios de metais pesados (mg kg<sup>-1</sup>) em solos de manguezal do Rio Botafogo e Canal de Santa Cruz, e comparação com valores orientados nacionais e valores de referência internacionais..... 38

**Tabela 7** – Estatística descritiva das médias (0-10 cm) de metais no rio Subaé, nos pontos de coleta superior, médio e inferior do rio..... 42

**Tabela 8** – Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio Subaé (n=18)..... 45

**Tabela 9** – Teores médios (0-10 cm) de metais no rio São Paulo, nos pontos superior, inferior e médio..... 45

**Tabela 10** – Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio São Paulo (n=18)..... 47

**Tabela 11** – Teores médios de metais no rio Paraguaçu, nos pontos superior, médio e inferior..... 47

**Tabela 12** – Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio Paraguaçu (n=18)..... 49

**Tabela 13** – Teores médios de metais pesados (mg kg<sup>-1</sup>) em solos de manguezal dos rios Subaé, São Paulo e Paraguaçu, e comparação com valores orientados nacionais e valores de referência internacionais..... 49

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
1.1 Hipóteses .....	17
1.2 Objetivos.....	17
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i> .....	17
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i> .....	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1 Ecossistema manguezal: Ocorrência, características e importância.....	18
2.2 Fontes de metais pesados em manguezais e efeitos adversos.....	19
2.3 Impactos antropogênicos e breve histórico de contaminação no litoral norte de Pernambuco- PE .....	20
2.4 Breve histórico de contaminação em rios da Bahia.....	21
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 Área de estudo .....	24
3.1.1 <i>Pernambuco</i> .....	24
3.1.2 <i>Bahia</i> .....	25
3.2 Amostragem, coleta e preparo das amostras.....	27
3.3 Granulometria .....	28
3.4 Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados.....	29
3.5 Comparação dos teores ambientalmente disponíveis de metais com valores de referência nacionais e mundiais.....	29
3.6 Análise dos dados .....	30
4 RESULTADOS .....	31
4.1 Pernambuco .....	31
4.1.1 <i>Granulometria</i> .....	31

4.1.2 Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados em manguezais de Pernambuco.....	33
4.1.3. Comparação com valores orientadores nacionais e valores de referência internacionais para valores obtidos no estado de Pernambuco .....	39
4.2 Bahia.....	40
4.2.1 Granulometria .....	40
4.2.2 Teores médios de metais pesados encontrados no solo de manguezal dos rios Subaé, São Paulo e Paraguaçu, na Bahia.....	43
4.2.3 Comparação com valores orientadores nacionais e valores de referência internacionais para valores obtidos no estado da Bahia .....	50
5 DISCUSSÕES.....	51
5.1 Pernambuco .....	51
5.2 Bahia.....	53
6 CONCLUSÃO .....	55
REFERÊNCIAS.....	56



## 1 INTRODUÇÃO

Os manguezais, ecossistemas fundamentais para a preservação da biodiversidade costeira, vêm sofrendo há décadas com a crescente pressão humana. A busca constante pela produção em larga escala, somada a exploração de recursos naturais e ao aumento da ocupação humana nas áreas costeiras, tem gerado impactos ambientais de diferentes magnitudes. O descarte frequente de resíduos industriais, domésticos e agrícolas nos rios e mares tem levado à contaminação contínua desses ambientes vitais, afetando diretamente os manguezais e outros ecossistemas costeiros.

O estado de Pernambuco comporta um dos estuários mais importantes para o suprimento hídrico da região metropolitana da capital pernambucana, o rio Botafogo. Este estuário está exposto a diversas fontes de contaminação, bem como o Canal de Santa Cruz, como o depósito de efluentes domésticos, resíduos de agroindústrias e atividade de carcinicultura. Toda essa deposição conjunta pode aumentar a concentração de poluentes como chumbo, cádmio, mercúrio, arsênio, zinco, cobre, níquel e ferro, metais provenientes de fertilizantes, pesticidas, efluentes industriais e urbanos.

Dentro desse cenário de múltiplas pressões antrópicas, destaca-se, no estado da Bahia, um dos casos mais emblemáticos de contaminação por chumbo, registrado no município de Santo Amaro, devido à atuação de uma antiga planta de processamento de liga de chumbo. Mesmo após mais de 30 anos do encerramento das atividades industriais, os efeitos desse desastre ambiental ainda persistem. Estudos recentes revelam concentrações elevadas, especialmente de chumbo, cádmio e zinco, nos sedimentos do rio Subaé, principal curso d'água afetado pelo descarte inadequado de resíduos industriais.

O estado da Bahia abriga uma das maiores e mais importantes baías litorâneas do país: a Baía de Todos os Santos (BTS). Essa baía é composta por diversas ilhas inseridas em áreas de proteção ambiental, contudo, encontra-se intensamente explorada, especialmente pela indústria petroquímica. Rios como o São Paulo e o Paraguaçu deságuam diretamente nessa baía e são impactados por atividades industriais, com registros de vazamentos de petróleo em suas águas. Além disso, esses rios também recebem carga poluidora oriunda de áreas residenciais, uma vez que estão localizados na Região Metropolitana de Salvador. As extensas áreas de manguezais presentes ao longo desses cursos d'água estão constantemente expostas à pressão antrópica, comprometendo o equilíbrio ecológico e as funções ecossistêmicas desses ambientes costeiros.

Os manguezais desempenham diversos papéis de grande importância ecológica, desde comportar uma grande biota marinha e terrestre; sendo berçário para várias espécies e local de reprodução para tantas outras; também desempenham a função de estoque de carbono, superando até mesmo a floresta amazônica e servem como proteção da linha de costa contra a erosão. Além disso, ainda são, potencialmente, um grande filtro de metais pesados, retidos no solo por meio de processos como adsorção, precipitação e complexação, associados a características de ambientes redutores.

Em ambientes redutores, os metais podem se precipitar, a exemplo o sulfeto de ferro na forma de pirita, calcopirita e sulfeto de mercúrio na forma de cinábrio. Além disso, a matéria orgânica pode funcionar como um agente de retenção, ligando-se aos metais e diminuindo sua mobilidade e biodisponibilidade. Esses processos são muito importantes, pois a formação de compostos menos solúveis e a adsorção à matéria orgânica podem reduzir a quantidade de metais pesados disponíveis para a biota marinha.

Embora uma das mais importantes funções ecossistêmicas do manguezal seja a de reter contaminantes com ajuda da ação de microrganismos, matéria orgânica acumulada e frações granulométricas mais finas do solo, ao longo do tempo esses elementos podem ser liberados para o meio e se tornarem biodisponíveis para assimilação pelo ser humano e para a biota ali encontrada. Essa liberação pode ocorrer por meio de algumas mudanças nas condições geoquímicas, como a dinâmica de maré, fator que influencia a dinâmica de metais pesados nestes ambientes, como também, pela ação humana com o desmatamento e alteração na drenagem destas áreas.

Isso pode ter consequências importantes para a toxicidade e a bioacumulação desses contaminantes na cadeia alimentar. Compreender essa dinâmica é essencial para avaliar a qualidade ambiental do solo e os riscos ecológicos associados à contaminação por metais pesados. Esses elementos em excesso podem entrar na cadeia trófica por meio da alimentação dos animais. No caso do organismo humano, pelo consumo de peixes e crustáceos, dentre outros.

Os metais são considerados biodisponíveis sempre que estiverem dissolvidos na solução do solo, incorporados por meio de ligações químicas fracas (ou seja, a parcela potencialmente lábil), ou em complexos metálicos, criados por um material coloidal, como a matéria orgânica dissolvida, hidroxila, carbonatos e sulfetos. A biodisponibilidade e ecotoxicidade dos metais nos sedimentos dependem das interações entre muitas variáveis, como pH, salinidade, potencial redox, composição mineral e orgânico e biota residente.

Os teores ambientalmente disponíveis (T-AD) estão relacionados com a fração dos metais que se encontra acessível no ambiente para interação com organismos ao longo do tempo, implicando na absorção ou bioacumulação por organismos aquáticos, estando diretamente ligado à saúde dos ecossistemas e segurança alimentar. Conhecer esses teores eleva a possibilidade de prever possíveis consequências ao meio ambiente, bem como à população ribeirinha que detém a pesca e carcinocultura como modo de sobrevivência.

Dessa forma, há uma grande necessidade de se atentar ao monitoramento desse ecossistema, investigando teores e vias de entrada destes contaminantes no ambiente estuarino, avaliando a contaminação de acordo com pontos no rio, pois pode haver diversos fatores, como fontes antrópicas, elevando os níveis de metais pela deposição frequente ou elevada no ambiente, diminuição do oxigênio dissolvido influenciando na solubilização dos metais, granulometria das partículas de solo e o acúmulo de matéria orgânica no ambiente.

Tendo em vista a ampla importância do ecossistema manguezal, e a persistente recorrência de contaminação nesses ambientes, este trabalho teve como objetivo analisar os teores de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) em manguezais da Bahia e Pernambuco, estados com grandes áreas de manguezal expostas à pressão antrópica, e, por meio de valores de referência, avaliar o risco ambiental associado.

## **1.1 Hipóteses**

- Os solos dos manguezais do rio Botafogo, em Pernambuco, apresentam concentrações mais elevadas de metais pesados em comparação com o canal de Santa Cruz, indicando um potencial risco ecológico devido à maior pressão antrópica exercida pela aquicultura e cultivo de cana-de-açúcar nas proximidades.
- Os solos dos manguezais do rio Subaé, na Bahia, apresentam concentrações mais elevadas de metais pesados em comparação com os rios Paraguaçu e São Paulo, indicando um risco ecológico significativo devido ao histórico de contaminação proveniente de uma antiga fábrica de lingotes de chumbo.
- As concentrações de metais pesados nos solos de manguezal variam conforme a posição das áreas nos estuários, sendo mais elevadas nas regiões com menor hidrodinâmica devido ao maior percentual de frações granulométricas finas, e menores nas áreas com hidrodinâmica mais intensa, onde é maior o percentual de frações granulométricas mais grossas.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo Geral**

Avaliar os teores de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) nos solos de manguezais com histórico de contaminação em Pernambuco (rio Botafogo e Canal de Santa Cruz) e na Bahia (rios Subaé, São Paulo e Paraguaçu), analisando o risco ecológico com base em índices de poluição e valores orientadores nacionais e internacionais. Também busca-se investigar a variação desses metais nas diferentes posições dos estuários, com foco nas áreas próximas à foz e a montante, para compreender os impactos da deposição de poluentes.

### **1.2.2 Objetivos Específicos**

- Quantificar teores de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) nos solos de manguezais dos estados da Bahia e Pernambuco e comparar com valores orientadores nacionais e internacionais;

- Investigar o risco ecológico associado aos teores de metais pesados nos solos, utilizando índices de poluição para avaliar os impactos ambientais no ecossistema manguezal.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Ecossistema manguezal: Ocorrência, características e importância**

O manguezal possui diversas características e particularidades responsáveis por viabilizar diversos serviços ecossistêmicos, que fornecem sustento à vida costeira em todo o mundo (SARKER et al., 2024). Esses ecossistemas desempenham diversas funções ecológicas como de proteção costeira, agindo como barreiras naturais contra a erosão; habitat para uma variada biodiversidade; atuam como regulador de ciclos biogeoquímicos, principalmente do carbono; filtragem de poluentes e apoio à pesca e economia local. Entretanto, a sua eficiência como suporte ecossistêmico diante das alterações e impactos antrópicos só se manterá até que esse ecossistema seja preservado, mantendo características que suportem sua manutenção e reduzindo efeitos de estresse que os afetam (DESTITO, 2024).

Em nível mundial, segundo a FAO (2020), os manguezais ocupam 14.786.000 ha, sendo difundidos em 118 países e localidades. A distribuição muda com a latitude, situando-se entre 20° e 25° ao norte, a maior zona de manguezais do mundo, localizada na Índia (ICMBIO, 2018; SREELEKSHMI et al., 2020). O Brasil possui cerca de 8% da área mundial, constituindo a segunda maior zona de manguezal do mundo (ALVES et al., 2022).

Na região Nordeste do Brasil, as áreas de manguezais são distribuídas do Maranhão até a divisa da Bahia com Espírito Santo. Os estados da Bahia e Pernambuco possuem cerca de 25 e 7,27%, respectivamente, da área total de manguezais do Nordeste do Brasil (PEREIRA, 2015). Esses ambientes chamados estuarinos, localizados na zona costeira, têm uma grande importância econômica e social.

Áreas de manguezais são caracterizadas por serem um grande filtro de metais pesados pela associação desses elementos a fases minerais e orgânicas do solo (NATESAN et al., 2014), fazendo com que sejam retidos ou, de acordo com modificações físicas e químicas, sejam precipitados na forma de sulfetos. Essa capacidade de filtragem natural é fundamental para a

melhoria da qualidade da água e saúde dos ecossistemas, principalmente em regiões onde há intensa atividade humana, contaminando o meio (FERREIRA et al., 2024).

## **2.2 Fontes de metais pesados em manguezais e efeitos adversos**

A presença de metais pesados em manguezais pode ser atribuída a diversas fontes de origem natural e antropogênica. Quando os teores são associados à ocorrência natural e aporte litológico dos sedimentos provenientes da bacia de contribuição, não são relatados riscos consideráveis, como mostram pesquisas exploratórias em áreas costeiras (BANCI et al., 2017).

O material de origem é um fator de grande importância na dinâmica de metais pesados. Teores significativos de Cu, Ni e Co são encontrados em solos de Pernambuco, por exemplo, que estão associados a sedimentos arenoargilosos, apresentando reduzido potencial de liberação no meio. No entanto, fatores antrópicos podem contribuir com grande parte dos teores de metais presentes em solos de manguezais. Atividades antrópicas, principalmente industriais, agrícolas e urbanas, podem fornecer elevados teores de metais pesados ao solo, ocasionando riscos maiores caso sejam levados para rios e mares (GONÇALVES et al., 2020).

A agricultura é uma atividade de grande interferência no que diz respeito à poluição de corpos d'água por metais pesados. Por exemplo, Pb, Cd, Cu e Zn são frequentemente associados a práticas agrícolas (LU SUN et al., 2019) e, na produção animal, os dejetos animais podem liberar Cu, As e Zn no ambiente (HEJNA et al., 2019), sendo levados conseqüentemente aos rios e zonas estuarinas.

Ambientes estuarinos são continuamente influenciados pelo fluxo de materiais vindos de áreas de captação de rios, mar e atmosfera, intensificando a contaminação desse ecossistema por metais pesados nocivos, oriundos principalmente de efluentes industriais (NETHAJI et al., 2017).

Estudos realizados no estuário do rio Capibaribe, localizado no estado de Pernambuco, determinaram que há intensa contaminação de metais pesados na região estuarina estudada, proveniente principalmente do depósito constante de esgoto, sendo encontradas altas concentrações desses elementos nos sedimentos analisados, principalmente Zn e Cr (MACIEL et al., 2015; XAVIER, 2017).

A persistência e toxicidade de metais como Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn têm motivado diversos estudos sobre a ocorrência e os impactos desses elementos na cadeia alimentar, além dos prejuízos à vida marinha e humana (MUNIZ et al., 2019; JIA et al., 2018; BING et al., 2016). Devido à sua associação com múltiplas fontes e à capacidade de se acumularem e não

serem biodegradáveis (ZHAO et al., 2016), esses metais frequentemente causam desequilíbrios ambientais.

A presença de metais pesados no solo também afeta a microbiota, pois, embora a comunidade metanogênica seja tolerante, grupos microbianos funcionais, como os litotróficos e heterotróficos, têm sua atividade reduzida em ambientes poluídos por esses metais (MA, 2021). A contaminação de solos de manguezal por metais pesados provoca um aumento da emissão de metano (CH<sub>4</sub>) e uma redução da respiração microbiana, evidenciando os efeitos adversos dessa poluição (MA, 2021).

Em peixes, a toxicidade por metais pesados se manifesta principalmente no retardo do crescimento, uma vez que esses elementos interferem no desenvolvimento celular e alteram processos metabólicos e fisiológicos, modificando enzimas e metabólitos (MOISEENKO et al., 2020). A acumulação de metais como Hg, Cd e Pb em peixes ocorre particularmente nos rins e fígado (MOISEENKO et al., 2020).

O consumo humano de peixes contaminados pode causar graves efeitos à saúde, prejudicando órgãos vitais e, a longo prazo, levando a problemas como degeneração, hipertensão, doenças renais, vertigem, artrite e alucinações, especialmente devido à exposição ao chumbo (MADIHA et al., 2022).

### **2.3 Impactos antropogênicos e breve histórico de contaminação no litoral norte de Pernambuco- PE**

O estado de Pernambuco é considerado o epicentro da urbanização costeira do Nordeste. Com isso, seus recursos costeiros e marinhos apresentam elevados níveis de contaminantes originados de diversos impactos antropogênicos, principalmente a poluição doméstica, atividade industrial e agrícola (MACIEL et al., 2015; COIMBRA et al., 2015; DE ARAÚJO JÚNIOR et al., 2021).

A atividade canavieira é a principal atividade agrícola presente no litoral norte de Pernambuco. Estimou-se que, em 2012, cerca de 5.833,572 toneladas de resíduos foram geradas por essa atividade (IPEA, 2012). Esses resíduos possuem níveis significativos de contaminantes, provenientes do descarte irregular de embalagens de agrotóxicos que, descartados em rios, podem causar efeitos negativos ao meio ambiente (LUZ et al., 2016). Segundo estudos, há uma ocorrência eminente de herbicida nos sedimentos de rios situados na bacia do Botafogo (DE ALBUQUERQUE JÚNIOR; DOS SANTOS RODRIGUES, 2022).

O estuário do Rio Botafogo pertence à bacia Botafogo-Aratuca. Essa bacia abriga o único reservatório do litoral norte do estado, que faz parte do sistema de abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife: a Barragem do Botafogo, que tem capacidade para armazenar 27,5 milhões de metros cúbicos de água. O litoral norte de Pernambuco é distribuído em ocupações urbanas e industriais, áreas cultivadas com cana-de-açúcar, Mata Atlântica e manguezais, policultura, aquicultura e silvicultura, e os resíduos provenientes dessas atividades são depositados principalmente nos corpos d'água (CPRH, 2024), o que pode estar associado à elevação dos níveis de contaminantes nos estuários.

Devido à atividade industrial que se estabeleceu na região, o estuário do Rio Botafogo se destaca por elevadas concentrações de Hg encontradas em solos de manguezais no estado (ARAÚJO et al., 2019). Essa contaminação é decorrente de uma antiga planta de cloro-álcali inaugurada em 1963. Em 24 anos de atividade e descarte inadequado de resíduos com elevada carga de Hg, a antiga planta foi responsável pela contaminação generalizada de corpos d'água e dos solos da região. De acordo com a (CETESB, 1984) e (MEYER, 1996), aproximadamente 35 toneladas de Hg foram descartadas de forma irregular nos corpos d'água.

Em 2019, um vazamento de petróleo na costa do Nordeste brasileiro atingiu municípios como Tamandaré, Rio Formoso e Cabo de Santo Agostinho, além de municípios não afetados diretamente, como Goiana, Itapissuma, Olinda e Recife, que também sentiram as repercussões negativas do derramamento de petróleo (CARMO; TEIXEIRA, 2020). Essa substância pode liberar metais como Cd, Cr, Pb, Hg, Ni e As para os corpos de rios e mares, provocando contaminação do meio ambiente.

#### **2.4 Breve histórico de contaminação em rios da Bahia**

O Rio Subaé, localizado no município de Santo Amaro, na Bahia, é um dos casos mais emblemáticos de contaminação por metais pesados no Brasil, resultado de atividades industriais e desenvolvimento urbano (SILVA JÚNIOR et al., 2020altos de Cu ,). Investigações revelaram a presença de níveis elevados de Cu, Mn, Pb e Zn nas águas superficiais do rio, com concentrações particularmente elevadas na região do curso superior, próximo a Feira de Santana (SANTOS, 2014). Foram encontrados riscos de contaminação variando de baixo a moderado, com o chumbo e o cobre apresentando leve poluição conforme o índice de geoacumulação (SILVA et al., 2017).

A poluição por Pb e Cd no rio teve origem nas atividades industriais de uma fábrica de processamento de chumbo da Companhia Brasileira de Chumbo (COBRAC), que operou na

região de 1960 a 1993 (BRAGA; LOPES, 2015). A empresa descartava diversos resíduos e escórias de Pb e Cd diretamente no rio e no solo circundante, causando a contaminação não apenas da água, mas também dos sedimentos e das áreas agrícolas ao redor (ANDRADE; MORAES, 2013).

Essa contaminação teve graves consequências ambientais e para a saúde pública. Os metais pesados acumulados no ambiente passaram a afetar a população local, com relatos de problemas neurológicos, renais e respiratórios, especialmente em crianças expostas ao chumbo (MOTTA et al., 2018; SILVA et al., 2021). Estudos realizados ao longo dos anos revelaram níveis alarmantes de chumbo e cádmio nos peixes do Rio Subaé, no solo agrícola e até mesmo no sangue de moradores da região (FERREIRA et al., 2024).

Apesar do fechamento da fábrica em 1993, os impactos da contaminação permanecem. Iniciativas de remediação foram implementadas, mas o passivo ambiental e os efeitos sobre a saúde da população continuam sendo um problema (ANDRADE; MORAES, 2013).

O caso do Rio Subaé é um exemplo crítico dos riscos da poluição por metais pesados e da necessidade de monitoramento e remediação eficazes em áreas impactadas pela atividade industrial, mesmo após 32 anos do fechamento de uma planta de processamento de chumbo. As concentrações de Pb, Zn e Cu nos sedimentos ainda são superiores às de outras metalizações, embora a maioria dos elementos analisados exiba baixo potencial de poluição (SILVA JÚNIOR et al., 2020).

A Baía de Todos os Santos (BTS) é fortemente impactada por diversas atividades industriais, como o Centro Industrial de Aratu, a Refinaria Landulpho Alves e estaleiros, as quais têm causado sérios danos ambientais na região (HATJE et al., 2009; MILAZZO, 2011). O estuário do Rio Paraguaçu, localizado a oeste da BTS, sofre influência das marés, sendo ainda mais vulnerável devido à barragem de Pedra do Cavalo, que limita a entrada de água doce no trecho inferior do rio, aumentando os riscos de degradação ambiental. Esses efeitos contribuem para o acúmulo de metais pesados nos sedimentos e na biota aquática, comprometendo a integridade dos ecossistemas locais e destacando a necessidade urgente de ações de monitoramento, controle e recuperação ambiental (BRITO et al., 2020).

A presença de metais pesados nos rios brasileiros é um problema amplamente reconhecido, com consequências graves para os ecossistemas e a saúde pública. Esse fenômeno está frequentemente ligado a atividades humanas, como a descarga de efluentes industriais, práticas agrícolas e urbanização. O Rio Paraguaçu, na Bahia, não escapa a essa realidade, como demonstrado por (BRITO et al., 2020). Pesquisas recentes revelam níveis elevados de metais, como níquel e zinco, em suas águas, com outros contaminantes também em concentrações

preocupantes (SILVA JÚNIOR et al., 2022). Esses poluentes prejudicam tanto a biodiversidade aquática quanto a qualidade da água, que é utilizada para consumo humano e irrigação, aumentando os riscos à saúde pública e ao meio ambiente (REITERMAJER; CELINO; QUEIROZ, 2011).

No Rio São Paulo, localizado nas proximidades da Baía de Todos os Santos, existem diversos poços de petróleo, que apresentam um histórico de incidentes do tipo "blow-out" (explosão de poços). Esses incidentes causaram a diminuição de grandes áreas de manguezais e a contaminação dos remanescentes com petróleo (LIMA, 2010). Na bacia de drenagem, ocorrem diversas atividades relacionadas, principalmente à exploração, refino e armazenamento de petróleo, que podem liberar metais como Cd, Cr, Pb, Hg, Ni e As.

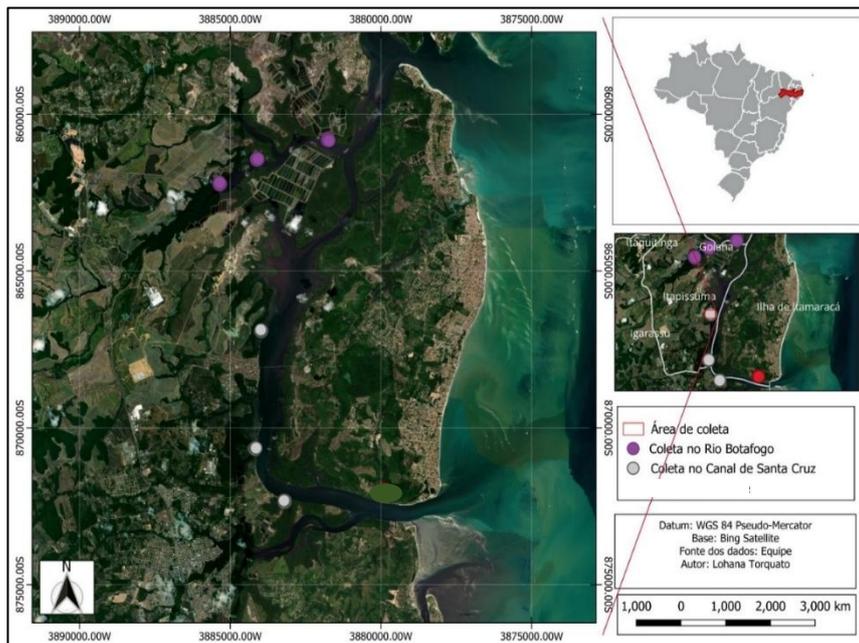
No Rio São Paulo, localizado nas proximidades da Baía de Todos os Santos, entre as principais atividades econômicas desenvolvidas, podem-se destacar as atividades industriais. Na região, encontram-se a Refinaria Landulpho Alves de Mataripe, unidades de produção de asfalto e o Polo Petroquímico de Camaçari. No entanto, o local já sofreu impactos ambientais causados por vazamentos de óleo, além da poluição resultante de efluentes domésticos e resíduos industriais provenientes dos municípios vizinhos (JESUS, 2011), tornando-o um importante estuário no que diz respeito à investigação de níveis de poluição.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

##### 3.1.1 Pernambuco

As áreas de estudo selecionadas localizam-se no litoral norte de Pernambuco. Os estuários selecionados se encontram próximos a fontes e potenciais atividades poluidoras.



**Figura 1**– Pontos de amostragem no rio Botafogo e Canal de Santa Cruz (Superior, médio e inferior) em Pernambuco.

O litoral norte de Pernambuco possui uma geologia diversificada, caracterizada pela interação entre rochas antigas do embasamento cristalino e coberturas sedimentares recentes. A geologia regional tem predominância de sedimentos quartzo-arenosos e silticos-argilosos, com textura predominantemente arenosa (CPRH, 2024). Segundo a tábua de marés da Marinha, a amplitude média das marés no litoral norte de Pernambuco varia entre 1,5 e 2,0 metros e durante as marés de sizígia a amplitude pode aumentar para até 2,8 metros (CHM, 2024).

A região norte de Pernambuco é ocupada em grande parte por indústrias, cultivos de cana-de-açúcar e atividades de carcinocultura em seu entorno, além de municípios que cercam os pontos de coleta.

O rio Botafogo, com cerca de 51 km, possui a bacia de maior extensão, além de ser a de maior importância para o abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife (APAC,

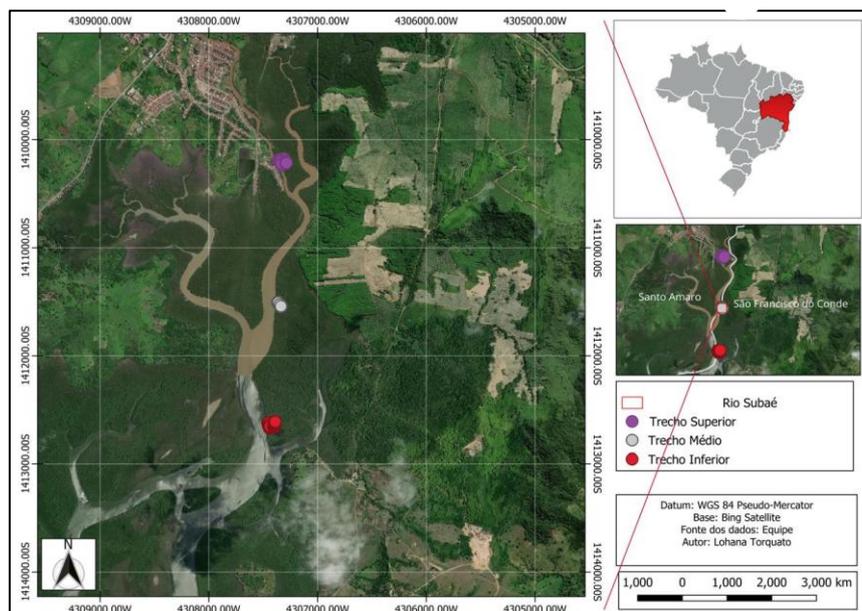
2024). Possui histórico de contaminação por uma antiga indústria soda-cloro, atualmente desativada.

O Canal de Santa Cruz está localizado na costa norte do estado de Pernambuco, distante 50 km da capital pernambucana, e é separado pela Ilha de Itamaracá do continente. O canal enfrentou problemas ambientais decorrentes da poluição industrial e ainda convive com grandes cargas de resíduos industriais da região e de esgotos domésticos (CPRH, 2024).

### 3.1.2 Bahia

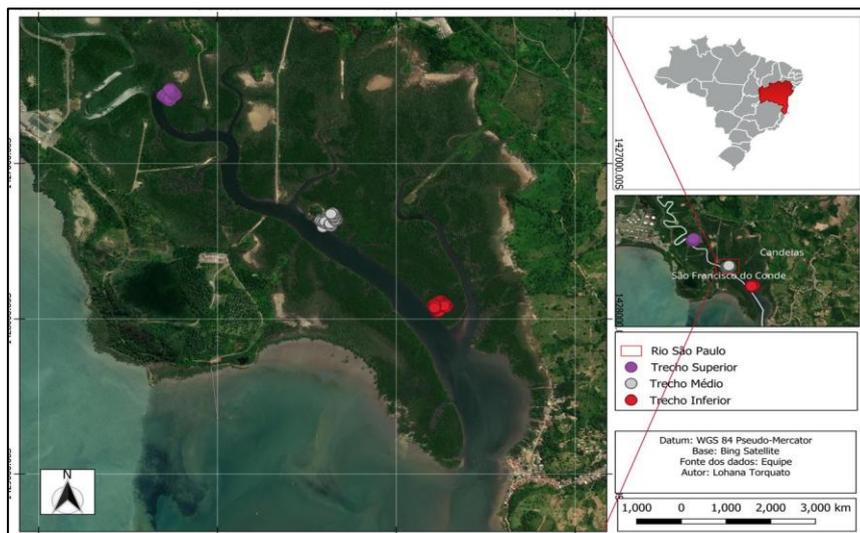
A Baía de Todos os Santos, no estado da Bahia, é representada por rochas do embasamento cristalino, composta por rochas metamórficas e ígneas antigas, como gnaisses, migmatitos, granitos e rochas vulcânicas, e está inserida na Bacia do Recôncavo que possui formações arenosas e argilosas (CPRH, 2024). Sedimentos originados dessas rochas podem contribuir para a formação de depósitos estuarinos transportados para os estuários por rios e correntes fluviais.

A amplitude média das marés na Baía de Todos os Santos varia entre 2,0 e 2,5 metros, e durante marés de sizígia pode chegar a 3 metros, de acordo com a tábua de marés da Marinha do Brasil (CHM, 2024).



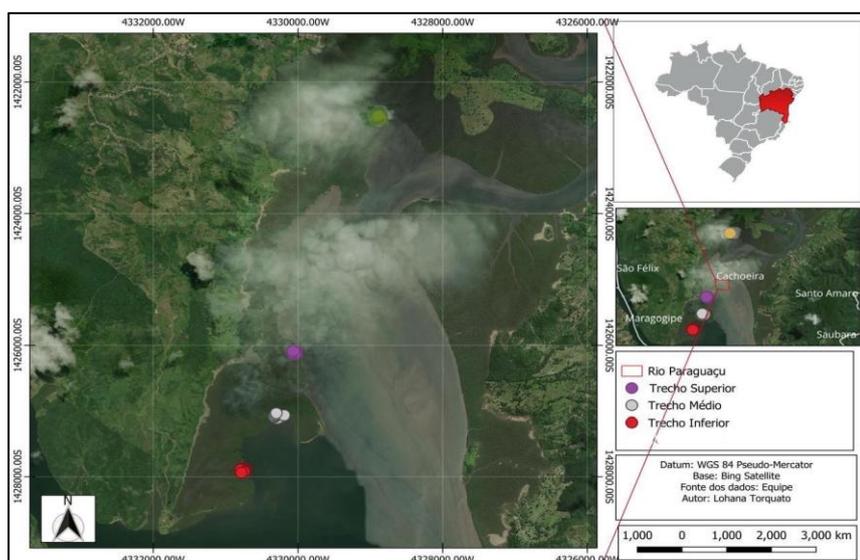
**Figura 2**– Pontos de amostragem no Rio Subaé (Superior, médio e inferior) localizado na cidade de Santo Amaro, na Bahia.

O rio Subaé está localizado na cidade de Santo Amaro, na Bahia, onde ocorreu um dos casos mais graves de contaminação por metais pesados no Brasil, proveniente do descarte irregular de resíduos da fábrica de chumbo da empresa Cobrac (Companhia Brasileira de Chumbo), que operou na região entre as décadas de 1950 e 1990. A contaminação afetou o solo, a água e a população local, gerando consequências ambientais e de saúde pública que persistem até hoje (PAZ & LEÃO, 2024).



**Figura 3**– Pontos de amostragem no Rio São Paulo (Superior, médio e inferior), na Bahia.

O Rio São Paulo está localizado no estado da Bahia, mais especificamente na região do Recôncavo Baiano e banha o município de Santo Amaro. Há relatos de contaminação no Rio São Paulo relacionados a questões como esgoto doméstico, resíduos agrícolas e possíveis efluentes industriais, e ainda, resíduos provenientes do desastre ambiental provocado pela Cobrac.



**Figura 4**– Pontos de amostragem no Rio Paraguaçu (Superior, médio e inferior), na Bahia.

O Rio Paraguaçu deságua na Baía de Todos os Santos, que é próxima a áreas com atividades significativas relacionadas ao petróleo e gás. A Refinaria Landulfo Alves (RLAM), localizada em São Francisco do Conde, município próximo à foz do Rio Paraguaçu, é uma das principais refinarias de petróleo do Nordeste. O Polo Petroquímico de Camaçari, um dos maiores complexos petroquímicos da América Latina, está localizado a cerca de 50 km da foz do Rio Paraguaçu e, embora não esteja diretamente às margens do Rio Paraguaçu, sua localização na Baía de Todos os Santos significa que eventuais vazamentos ou descargas de efluentes podem impactar indiretamente o rio.

### 3.2 Amostragem, coleta e preparo das amostras

Foram definidas cinco áreas, com dois estuários em Pernambuco e três na Bahia, sendo todos estes georreferenciados, identificando assim todos os pontos. Cada estuário contemplou três pontos de coleta (inferior, médio e superior), com distância de 1 km entre eles.

Em cada ponto da amostragem, foram coletadas amostras simples em seis parcelas (Figura 5), das quais três estão localizadas a 10 m da margem e três a 50 m da margem. Utilizou-se trado russo para amostragem, específico para o tipo de coleta. As amostras foram alocadas em sacos plásticos separadamente e acondicionadas em caixa térmica contendo gelo para evitar alterações químicas. Uma parte das amostras foi utilizada para análise granulométrica e outras

para teor de metais, sendo homogeneizadas, secas a 105°C, destorroadas e tamisadas em peneira de malha de 2 mm.



**Figura 5**– Croqui da distribuição de parcelas e distâncias em ponto de coleta.

### 3.3 Granulometria

Para determinação de frações granulométricas, foi realizado o pré-tratamento de amostras, para eliminação de sais solúveis e matéria orgânica, evitando interferência na dispersão das frações granulométricas.

Para eliminação de sais utilizou-se álcool a 60%, lavando o solo em filtro de papel até que o líquido filtrado não reagisse com o nitrato de prata. A destruição da matéria orgânica se deu pela adição do peróxido de hidrogênio a 32% nas amostras já eliminadas de sais até que não se observasse mais a reação de borbulhamento.

Após esses procedimentos, seguiu-se a determinação granulométrica, realizada por meio do método adaptado da micropipeta, onde 4 g de solo pré-tratado e 40 mL do dispersante (hexametáfosfato de sódio 0,05% + hidróxido de sódio 0,01 mol/L), foram transferidos para tubos falcon de 50 ml. Em seguida, os tubos foram fechados e levados ao agitador horizontal por 16 horas, retirados e mantidos em repouso por 3 horas até que as frações areia e silte decantassem.

Uma alíquota de 2,5 ml foi retirada de cada amostra e levada para secar a 105°C para obtenção da fração argila. O restante do conteúdo foi lavado na torneira em peneira de 53µm para quantificação da fração areia, e o silte foi quantificado por diferença de peso.

### **3.4 Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados**

Para determinação de Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn, 0,500 g de amostra solo previamente seca a 105 °C, maceradas em almofariz de ágata e tamisadas em peneira de com malha de 0,15 mm, foram submetidas à digestão ácida 3051A (USEPA, 1998). As amostras foram transferidas para tubos de teflon, aos quais foram adicionados ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) e ácido clorídrico (HCl) na proporção de 9:3 e deixados em pré-digestão durante 24 horas. Posteriormente, os tubos foram aquecidos a 175 °C por 4' 30" em equipamento de micro-ondas. Após a digestão, os extratos passaram por filtragem e foram diluídos para 25 mL com água ultrapura (18,2 mΩ.cm) em balões certificados. Os teores de metais nos extratos foram dosados por Espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP – OES).

O controle de qualidade da análise de metais ambientalmente disponíveis foi realizado utilizando-se amostras em branco e de solo certificado pelo National Institute of Standards and 60 Technology (NIST SAN JOAQUIN – 2709a). As análises foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental de Solos (LQAS/UFRPE).

As recuperações obtidas para os metais estudados foram 90,9% (Cd), 63,3% (Cr), 122,5% (Cu), 95,8% (Pb), 82,9% (Ni) e 106,7% (Zn), com base nos valores lixiviados do solo certificado.

### **3.5 Comparação dos teores ambientalmente disponíveis de metais com valores de referência nacionais e mundiais**

A contaminação do solo superficial foi avaliada comparando a concentração de metais obtida de 0-10 cm, com os valores orientadores (VO) nacionais e internacionais sobre a toxicidade de sedimentos estuarinos. Valores orientadores utilizados pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) e a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), e pelas agências ambientais canadense (TEL e PEL) e estadunidense (ERL e ERM) para avaliar a qualidade de sedimentos foram adotados para comparação.

A agência ambiental do Canadá utiliza dois valores para a avaliação da toxicidade de sedimentos estuarinos: Threshold Effect Level (TEL), que define a concentração máxima do metal no sedimento em que nenhum efeito tóxico é observado e o Probable Effects Level (PEL) que é a concentração mínima do metal em que efeitos tóxicos são observados em espécies sensíveis. Os valores preconizados pela National Oceanic and Atmospheric Administration, Estados Unidos, adotam o ERL (Effects Range Low) que indica que valores abaixo ou iguais ao percentil 10, os efeitos tóxicos são pouco verificados; e o ERM (Effects Range Median) que se refere à concentração do metal (percentil 50) acima da qual são verificadas, em organismos mais sensíveis, respostas à toxicidade.

A CETESB estabelece três valores orientadores: Valor de Referência de Qualidade (VRQ)- representa a concentração de uma substância que define um solo ou sedimento como limpo ou de qualidade natural; Valor de Prevenção (VP) - define a concentração acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo ou sedimento e Valor de Intervenção (VI)- que é a concentração acima da qual é necessário tomar medidas de intervenção para evitar riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Abaixo, os valores orientadores para alguns metais pesados em sedimentos, conforme a CETESB:

**Tabela 1**– Valores orientadores (VO) para alguns metais pesados em sedimentos em três níveis de contaminação, estabelecido pela CETESB (2016).

Metal (mg kg <sup>-1</sup> )	VRQ	VP	VI
Cádmio (Cd)	0,50	3,00	10,00
Chumbo (Pb)	17,00	100,00	200,00
Cobre (Cu)	35,00	60,00	100,00
Cromo (Cr)	40,00	75,00	300,00
Níquel (Ni)	13,00	30,00	50,00
Zinco (Zn)	60,00	300,00	500,00

Valor de Referência de Qualidade (VRQ-SP); Valor de Prevenção (VP), Valor de Intervenção (VI)

### 3.6 Análise dos dados

Foram realizados testes de normalidade de Shapiro-Wilk e teste de média (student) para variáveis físicas e químicas. As médias obtidas foram plotadas em gráficos e tabelas e foram interpretadas com estatística descritiva. Foi aplicada correlação de Pearson entre variáveis físicas e teores de metais para verificar se houve uma correlação entre componentes estudados. As análises foram realizadas no software estatístico Jamovi. Comparações entre teores ambientalmente disponíveis de metais nas áreas estudadas e valores de orientação nacionais e internacionais foram realizadas para avaliar os níveis de contaminação.

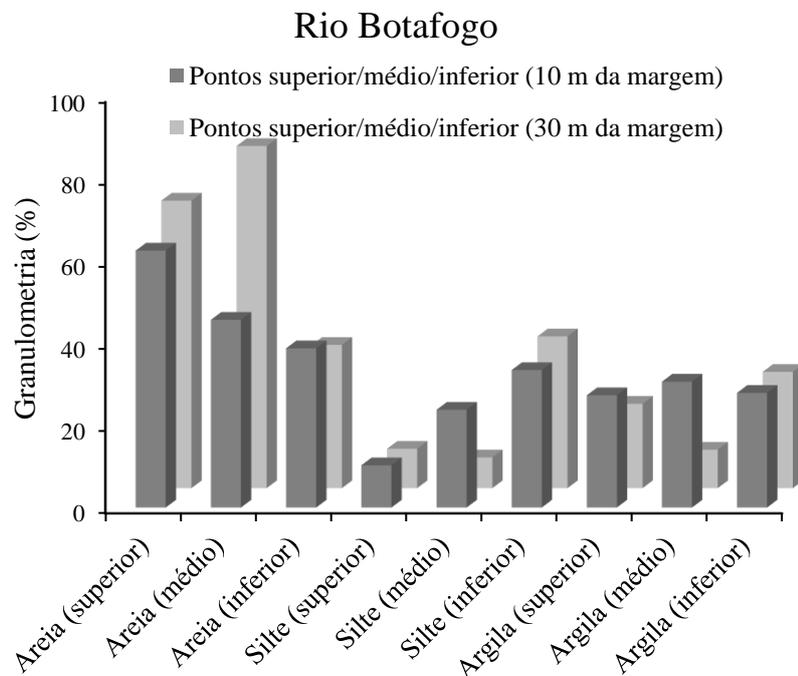
## 4 RESULTADOS

### 4.1 Pernambuco

Os resultados demonstram uma grande afinidade entre a fração argila do solo e os de metais, cuja interação influencia nos teores de metais nos rios estudados. Notaram-se maiores teores de metais pesados no rio Botafogo. Para o Canal de Santa Cruz, teores baixos de metais pesados foram encontrados, podendo estar relacionado à fração granulométrica, majoritariamente arenosa, da área de coleta.

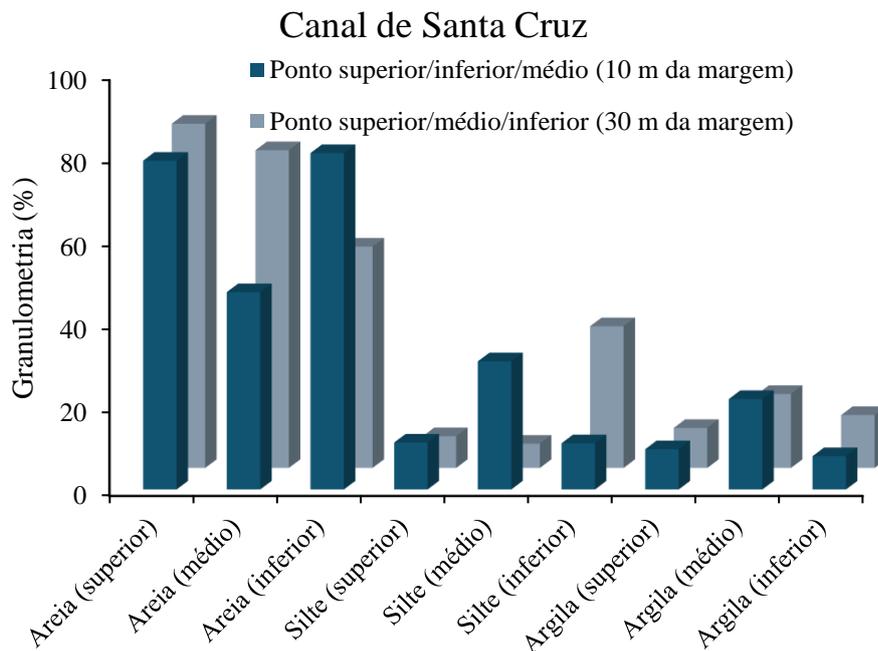
#### 4.1.1. Granulometria

Foram obtidos dados granulométricos de pontos mais próximos e mais distantes da margem dos rios, nas distâncias de 10 e 30 m, na profundidade de 0-10 cm (Figura 6) para três pontos analisados, no rio Botafogo e Canal de Santa Cruz.



**Figura 6**– Granulometria do rio Botafogo, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior.

Os resultados demonstram que a fração areia é predominante no ponto superior dos rios estudados (Figura 6), observando menor concentração no rio Botafogo que, em contrapartida, apresenta os maiores teores de argila. Entre distâncias, observa-se maior concentração de areia a 30 metros da margem, principalmente no ponto médio, e maior concentração de argila a 10 metros, no ponto médio. As áreas intermediárias, do rio Botafogo e do Canal de Santa Cruz apresentam os maiores teores de argila e menores de areia.



**Figura 7**– Granulometria do Canal de Santa Cruz, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior.

Nos pontos inferior e médio (Figura 6), o rio Botafogo apresentou maiores teores de argila e os menores teores da fração areia, a 10 e 30 metros da margem. O Canal de Santa Cruz obteve os maiores teores de areia e os menores de argila e silte nos pontos superior e inferior, evidenciando uma hidrodinâmica mais intensa nessas áreas. A fração areia ocupa, majoritariamente, as áreas do canal, e frações mais finas são encontradas onde o canal é mais largo e onde ocorre o encontro das águas dos rios no canal, que passam pelas duas aberturas, reduzindo sua hidrodinâmica (SILVA, 2004).

Os pontos de coleta do Canal de Santa Cruz ficam localizados próximos à desembocadura do rio, onde há um regime hidrodinâmico mais acentuado, o que explica um

menor percentual das frações mais finas (silte e argila) que são arrastadas ao longo do canal, e maior percentual de frações mais grossas, como se observa na figura 7.

#### 4.1.2 Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados em manguezais de Pernambuco

No rio Botafogo foram obtidos, em ordem alfabética, os seguintes teores médios de metais ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), analisados na profundidade de 0-10 cm, no ponto superior : Cd (0,05), Cr (28,7), Cu (10,60), Ni (7,63), Pb (15,10) e Zn (23,30), no ponto médio: Cd (0,05), Cr (26,10), Cu (8,92), Ni (6,71), Pb (13,90) e Zn (22,20) e no ponto inferior: Cd (0,10), Cr (35,3), Cu (10,80), Ni (8,88), Pb (18,80) e Zn (31,50) (Tabela 2).

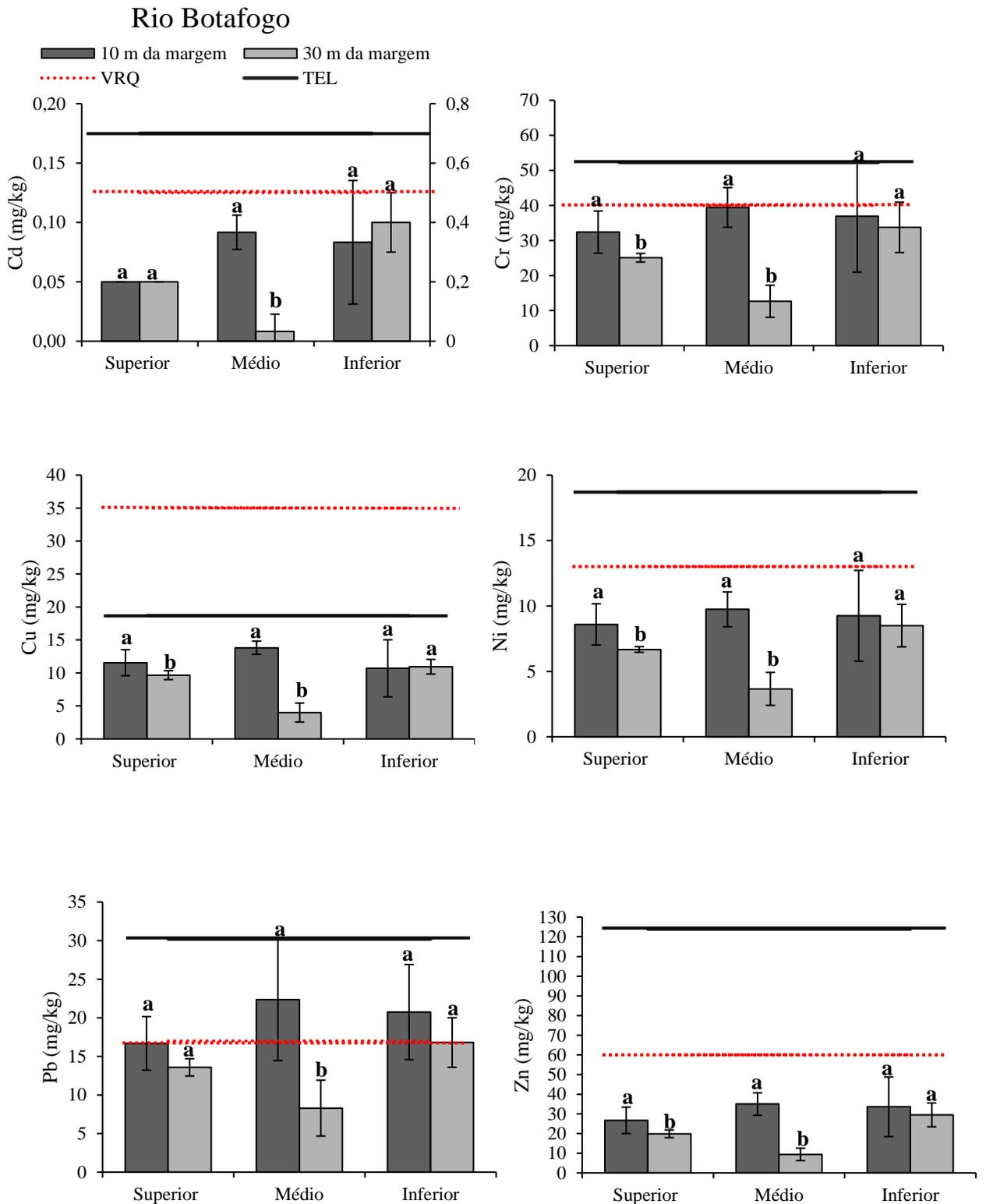
Observa-se uma tendência de aumento nos teores de Cd, Cr, Pb e Zn comparado a montante (parte superior) e à jusante (parte inferior) onde, Cd, Pb e Zn apresentam aumentos significativos na parte inferior do rio, sugerindo um acúmulo nessa região (Tabela 2). A parte média apresenta teores de metais significativamente igual à parte superior.

**Tabela 2**– Estatística descritiva das médias (0-10 cm) de metais no rio Botafogo, nos pontos de coleta superior, médio e inferior do rio.

BOTAFOGO	PONTOS	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg kg <sup>-1</sup> )					
Média	Superior	0,05b	28,7a	10,60a	7,63a	15,10b	23,30b
	Médio	0,05b	26,10a	8,92a	6,71a	13,90b	22,20b
	Inferior	0,10a	35,3a	10,80a	8,88a	18,80a	31,50a
DP	Superior	0,00	4,64	1,35	1,22	2,37	4,55
	Médio	0,05	15,40	5,50	3,52	7,93	14,60
	Inferior	0,04	11,20	2,83	2,46	4,90	10,60
Mínimo	Superior	0,05	24,10	8,93	6,55	12,30	17,90
	Médio	0,00	7,53	2,35	2,28	5,53	5,75
	Inferior	0,03	18,80	5,90	5,33	13,20	16,70
Máximo	Superior	0,05	34,80	12,70	9,28	19,00	30,40
	Médio	0,10	45,30	14,90	10,90	22,90	40,80
	Inferior	0,13	48,80	14,30	11,90	25,90	46,10

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

Em relação à distância, no ponto superior do rio Botafogo, os teores médios de Cd, e Pb não diferem estatisticamente entre distâncias, já Cr (32,39), Cu (11,55), Ni (8,59) e Zn (26,67) apresentam teores 1,3, 1,2, 1,3 e 1,3 vezes maiores, respectivamente, a 10 metros da margem (Figura 8). As maiores concentrações de argila no ponto médio estão a 10 metros da margem, podendo assim, estar relacionado aos maiores teores de metais, que apresentou uma alta correlação com a argila. A fração granulométrica atua como um fator essencial na biodisponibilidade e retenção de metais pesados em solos, devido à sua área superficial, permitindo a adsorção de metais (LIN ET AL., 2008).



**Figura 8**– Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio Botafogo. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

No ponto médio do rio Botafogo, todos os metais diferem estatisticamente entre distâncias, com maiores teores a 10 metros da margem. O ponto inferior não apresentou diferença significativa entre distâncias, demonstrando uma homogeneidade na área (Figura 8).

Em relação aos valores orientadores de qualidade, dos teores obtidos no trabalho para o rio Botafogo, apenas Pb ultrapassa o VRQ, entretanto, é inferior ao TEL (Figura 8). Para o Canal de Santa Cruz, os valores obtidos no trabalho não ultrapassam o VRQ e TEL, como mostra a figura 10, demonstrando que, nas áreas coletadas, até o momento, não são esperados efeitos tóxicos para os metais estudados.

Observou-se que há forte correlação positiva de todos os metais com as frações mais finas, principalmente a argila, tanto no rio Botafogo (Tabela 3) quanto no Canal de Santa Cruz (Tabela 5).

**Tabela 3**– Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio Botafogo (n=18)

Variáveis	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>Areia</b>	-0.97	-0.90***	-0.77***	-0.88***	-0.72**	-0.92***
<b>Silte</b>	0,82*	0.73***	0.56*	0.70**	0.55*	0.77***
<b>Argila</b>	0,92**	0.96***	0.92***	0.94***	0.81***	0.94***

\* p < 0,05, \*\* p < 0,01, \*\*\* p < 0,001

As frações granulométricas mais finas, como argila e silte, concentram-se no ponto inferior do rio Botafogo, dessa forma, há uma grande interação da maioria dos metais com frações mais finas de solo principalmente nessa área.

Valores semelhantes de metais foram obtidos por Araújo (2018), em estudo de caso no Rio Botafogo, na profundidade 0-10 cm, que indicou baixa contaminação para esses metais, obtendo os seguintes resultados (mg kg<sup>-1</sup>): Cr (52,79), Cu (15,88), Ni (12,19), Pb (20,11), Zn (40,8). No entanto, o presente trabalho apresentou teores mais baixos, o que pode sugerir uma manutenção desse ecossistema e que, uma grande parte, possivelmente, está associada à contribuição litológica.

Para o Canal de Santa Cruz foram obtidos, em ordem alfabética, os seguintes teores médios de metais (mg kg<sup>-1</sup>), analisados na profundidade de 0-10 cm, ponto superior: Cd (<LD), Cr (12,50), Cu (3,2), Ni (3,06), Pb (7,80) e Zn (10,80); no ponto médio: Cd (0,05), Cr (24,60), Cu

(6,74), Ni (3,06), Pb (13,70) e Zn (21,40) e no ponto inferior: Cd (<LD), Cr (13,40), Cu (3,75), Ni (3,23), Pb (6,74) e Zn (7,0).

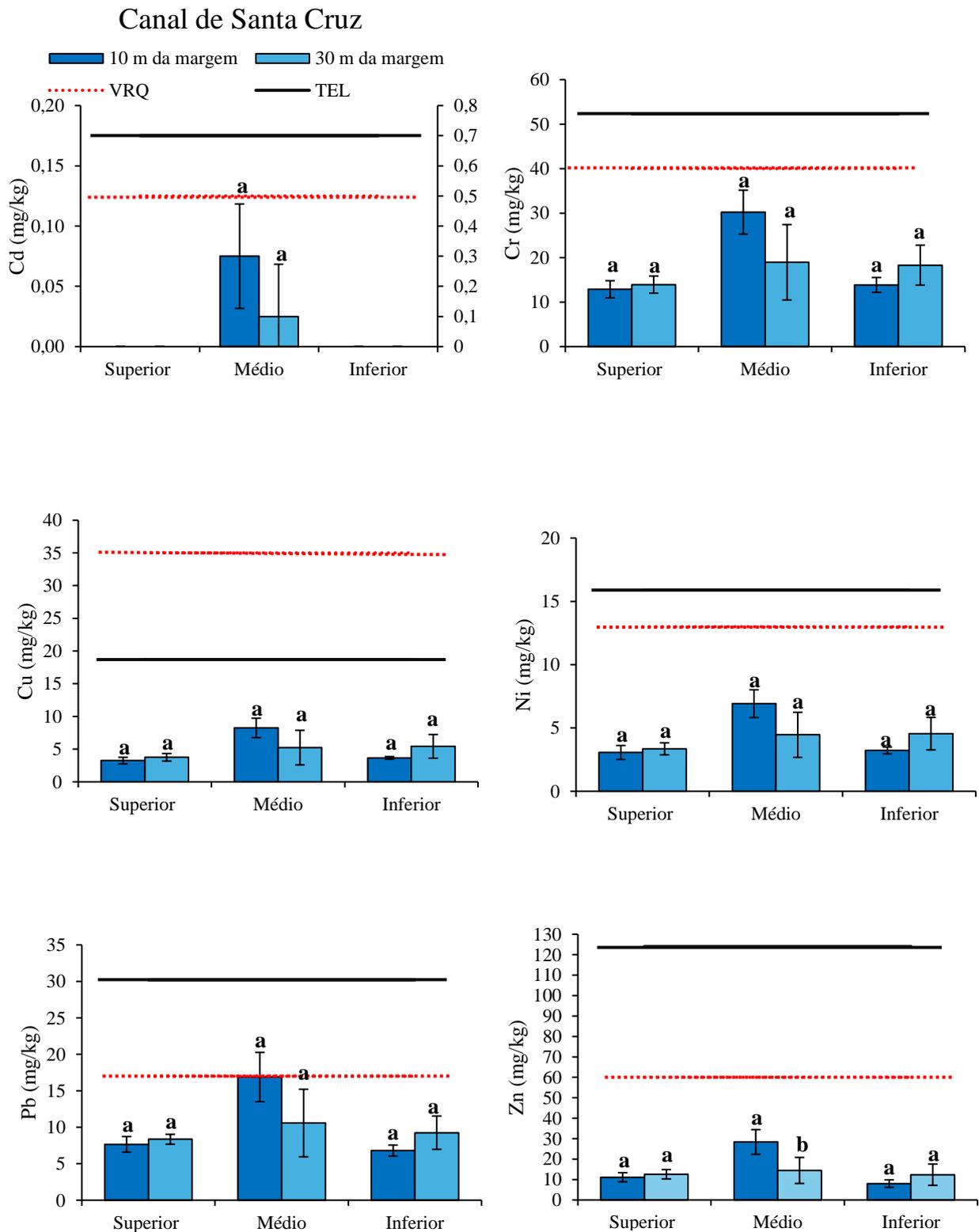
Valores abaixo do limite de detecção foram obtidos para Cd nos pontos superior e inferior. Já no ponto médio são identificados os valores médios mais elevados para todos os metais, com destaque para Cd, Cr, Pb e Zn, sugerindo um acúmulo nessa área.

**Tabela 4** – Estatística descritiva das médias (0-10 cm) de metais no Canal de Santa Cruz, nos pontos de coleta superior, médio e inferior do rio.

CANAL DE ST. CRUZ	PONTOS	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg kg <sup>-1</sup> )					
Média	Superior	<LD	12,50b	3,22b	3,06b	7,80b	10,80b
	Médio	0,05	24,60a	6,74a	5,69a	13,70a	21,40a
	Inferior	<LD	13,40b	3,75b	3,23b	6,74b	7,00b
DP	Superior	<LD	1,91	0,51	0,51	0,81	2,19
	Médio	0,05	8,75	2,53	1,89	5,01	9,43
	Inferior	<LD	3,04	1,17	0,83	1,52	3,48
Mínimo	Superior	<LD	10,30	2,65	2,40	6,70	8,50
	Médio	<LD	12,00	2,93	2,90	6,48	9,10
	Inferior	<LD	9,35	1,90	2,00	4,85	2,15
Máximo	Superior	<LD	14,70	3,75	3,65	8,60	13,20
	Médio	0,10	34,40	9,33	7,75	19,90	32,50
	Inferior	<LD	18,30	5,43	4,55	9,25	12,40

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ), LD: Limite de detecção (Cd = 0,001 mg L<sup>-1</sup>).

Entre distâncias, o Canal de Santa Cruz não apresentou variação significativa para a quase todos os metais (Cd, Cr, Cu, Ni e Pb) em todos os pontos de estudo. A exceção foi Zn (28,38 mg/kg<sup>-1</sup>) no ponto médio, que apresentou teores mais elevados próximo à margem (Figura 10). O Canal apresentou, predominantemente, frações granulométricas mais grossas em todos os pontos, e isso provavelmente está associado à menor retenção de metais no estuário, que tendem a ser removidos da coluna de água por processos que beneficiem a sedimentação das partículas.



**Figura 9** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no Canal de Santa Cruz. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

Ao observar os teores de argila em todos os pontos estudados, também se destaca o ponto médio com as maiores porcentagens, o que pode estar associado ao acúmulo de metais nesse ponto, já que há uma associação de elementos metálicos com a fração argila através de trocas iônicas e adsorção (SIQUEIRA, 2006).

A tabela 5 deste trabalho corrobora com essa constatação, onde foram obtidas correlações positivas significativas entre todos os metais estudados e a fração argila.

**Tabela 5**– Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no Canal de Santa Cruz (n=18)

Variáveis	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>Areia</b>	-0.71**	-0.93***	-0.95***	-0.94***	-0.92***	-0.89***
<b>Silte</b>	0.71**	0.83***	0.86***	0.84***	0.80**	0.79**
<b>Argila</b>	0.64*	0.75**	0.75**	0.76**	0.78**	0.73**

\* p < 0,05, \*\* p < 0,01, \*\*\* p < 0,001

#### 4.1.3. Comparação com valores orientadores nacionais e valores de referência internacionais para valores obtidos no estado de Pernambuco

Os elementos Cd (0,11 mg/kg<sup>-1</sup>), Cr (32,2 mg/kg<sup>-1</sup>), Ni (8,97 mg/kg<sup>-1</sup>) e Pb (17,30 mg/kg<sup>-1</sup>) na área inferior do rio Botafogo, apresentaram valores aproximados dos valores de referência de qualidade (VRQ) estabelecidos pela CETESB, em nível 1 de contaminação (Tabela 9). Valores abaixo desse nível foram encontrados nos demais pontos, indicam que não há contaminação expressiva, indicando o caráter natural do ecossistema. A origem desses metais para a região, provavelmente, está relacionada ao intemperismo e erosão das rochas das bacias de drenagem.

**Tabela 6**– Teores médios de metais pesados (mg kg<sup>-1</sup>) em solos de manguezal do Rio Botafogo e Canal de Santa Cruz, e comparação com valores orientados nacionais e valores de referência internacionais.

Local	Pontos	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>Rio Botafogo<sup>1</sup></b>	Superior	0,06	24,0	13,60	8,10	14,00	21,80
	Médio	0,05	18,5	14,00	7,38	11,50	19,20
	Inferior	0,11	32,2	13,00	8,97	17,30	31,10
<b>Canal de Santa Cruz<sup>1</sup></b>	Superior	<LD	12,50	3,22	3,06	7,80	10,80
	Médio	0,05	24,60	6,74	5,69	13,70	21,40
	Inferior	<LD	13,40	3,75	3,23	6,74	7,00

<b>CETESB- VRQ<sup>2</sup></b>	-	0,5	40,00	35,00	13,00	17,00	60,00
<b>CETESB- VP<sup>2</sup></b>	-	1,30	75,00	60,00	30,00	72,00	300,00
<b>CETESB- VI<sup>2</sup></b>	-	3,00	150,00	200,00	70,00	180,00	450,00
<b>SQGs (TEL)<sup>3</sup></b>	-	0,70	52,30	18,70	15,90	30,20	124,00
<b>SQGs (PEL)<sup>3</sup></b>	-	4,20	160,00	108,00	42,80	112,00	271,00
<b>ERL<sup>4</sup></b>	-	1,20	81,00	34,00	20,90	46,70	150,00
<b>ERM<sup>4</sup></b>	-	9,60	370,00	270,00	51,60	218,00	410,00

<sup>1</sup> Presente trabalho; <sup>2</sup> Valores estipulados pela CETESB; Valor de Referência de Qualidade (VRQ); Valor de Prevenção (VP); Valor de Intervenção (VI); <sup>3</sup>TEL: Nível de efeito limite/ PEL: Nível de efeito provável (CCME, 1999); <sup>4</sup>ERL: Faixa de efeitos baixa/ ERM: Faixa de efeitos mediana (Long et al., 1995).

Comparando com os valores de metais nos pontos do rio Botafogo com valores de referência de qualidade do sedimento nos Estados Unidos, Canadá e CETESB, todos os pontos apresentam valores abaixo dos estabelecidos, compactuando com a suposição de que, não há riscos ambiental significativo nos pontos de estudo. O teor de Cd no ponto superior e inferior foi maior que o limite TEL e VRQ mas, foi inferior ao PEL e VP, indicando a existência de possíveis efeitos tóxicos, no entanto, improváveis de acontecer.

Esses valores de referência estabelecidos pelo Canadá e Estados Unidos, são adotados mundialmente para estudos preliminares de potencial contaminação em ambientes costeiros.

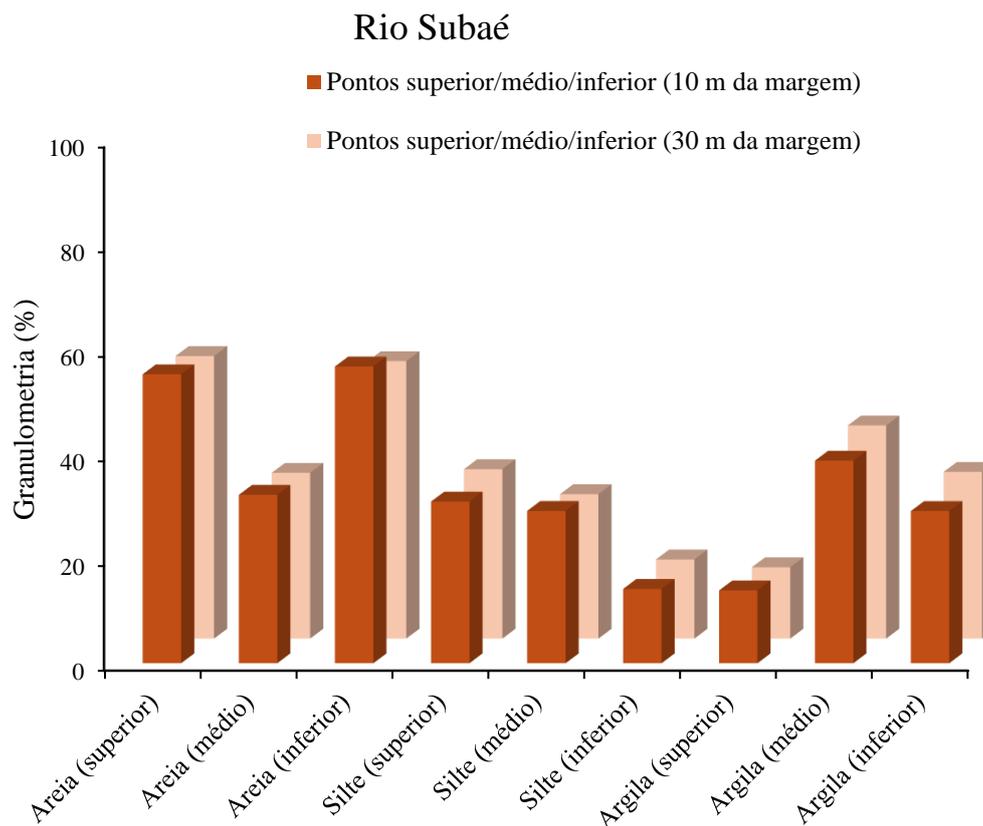
Teores muito abaixo aos valores de referência nacionais e internacionais são observados para o Canal de Santa Cruz (Tabela 9) indicando que, foram inferiores à concentração máxima em que efeitos adversos não são observados.

## 4.2 Bahia

### 4.2.1 Granulometria

A análise granulométrica demonstra predominância da fração areia nos pontos de coleta do rio Subaé, com concentrações mais elevadas nos pontos superior (55%) e inferior (57%) (Figura 11). Foi exceção o ponto médio do rio, predominado pelas frações silte (29%) e argila (39%). Não se observam grandes diferenças entre distâncias para nenhuma das frações em todos os pontos, demonstrando uma uniformidade dos pontos de coleta, que pode estar associada à cota de declive dos rios na Bahia, que varia de 5-20°, segundo informações da CPRH (2024).

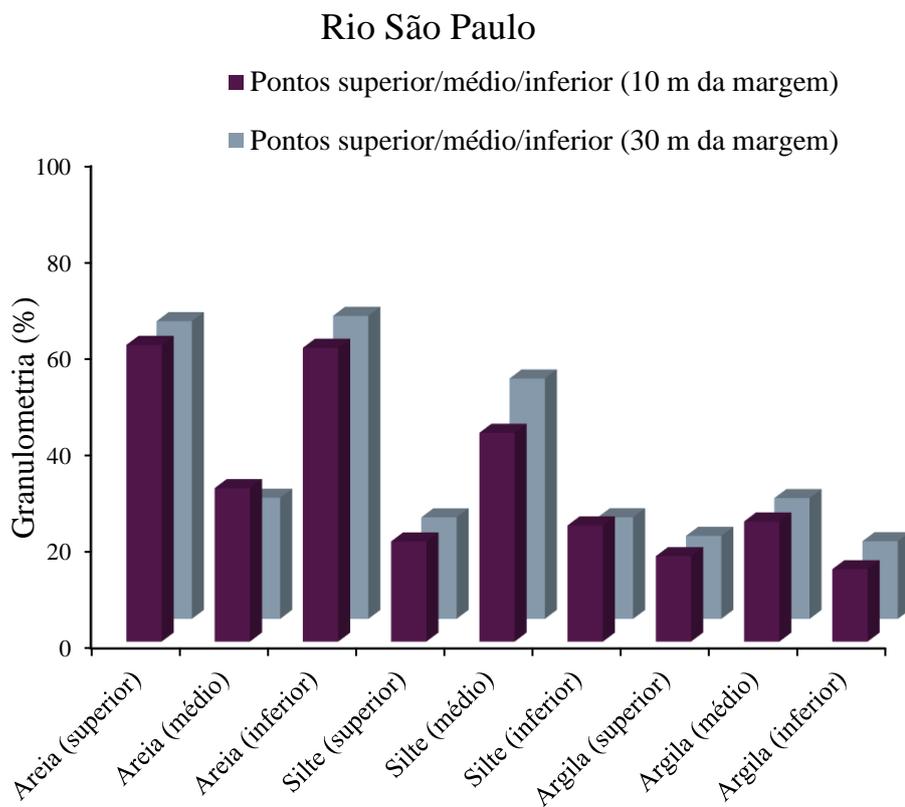
O predomínio de frações mais finas no ponto médio do rio Subaé, indica uma possível diminuição da hidrodinâmica nesse ponto. No contexto geral, as frações mais finas tendenderam a sedimentar no ponto médio do rio e a fração mais grossa se concentrou nos pontos superior e inferior (Figura 11).



**Figura 10** – Granulometria do rio Subaé, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior.

O rio São Paulo também apresentou os maiores teores de areia nos pontos superior e inferior do trecho de coleta, com 61% e 62%, respectivamente. As frações silte e argila predominam no ponto médio do rio, tendo 43% de silte e 18% de argila (Figura 13). Esse ponto é o de menor concentração de areia, sugerindo uma menor hidrodinâmica nessa área do rio.

Não são observadas variações consideravelmente elevadas entre distâncias, em que, a maior variação observada é de 5% para silte no ponto médio, como observado na figura 12.



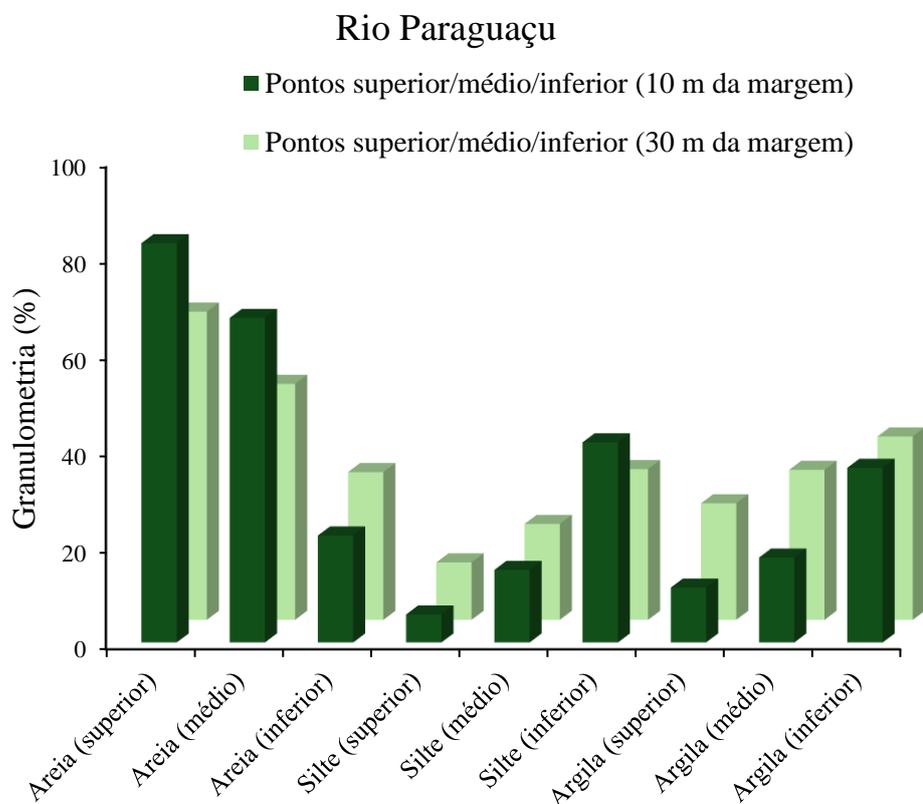
**Figura 11** – Granulometria do rio São Paulo, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior.

No rio Paraguaçu, diferente dos demais, apresenta uma tendência de redução da fração mais grossa no decorrer do trecho, onde os pontos superior, médio e inferior, a 10 metros da margem, apresentam 83, 67 e 22% de areia, e a 30 metros da margem 64, 49 e 31% de areia (Figura 13).

A jusante do rio (ponto superior), silte e argila apresentam 6 e 11% e a montante (ponto inferior) 42 e 36%, respectivamente.

A bacia do rio Paraguaçu recebe a captura fluvial do rio Santo Antônio (CORDEIRO, 2019); isso pode causar o aumento da hidrodinâmica em certos pontos do rio, tendo em vista que há um maior fluxo de água na bacia.

Essa captura fluvial pode interferir nas frações do solo, tendo em vista que, se há um aumento da hidrodinâmica, há também um arraste de partículas finas ao longo do rio, e conforme a hidrodinâmica é reduzida, essas partículas podem ser depositadas em outros pontos mais baixos do rio. Isso pode explicar a tendência à diminuição de areia e aumento de silte e argila ao longo do trecho do rio Paraguaçu.



**Figura 12** – Granulometria do rio Paraguaçu, a 10 e 30 m da margem, em um transecto com três pontos de coleta: Superior, médio e inferior.

#### 4.2.2 Teores médios de metais pesados encontrados no solo de manguezal dos rios Subaé, São Paulo e Paraguaçu, na Bahia

O ponto médio do rio Subaé apresentou teores médios significativamente maiores para a maioria dos metais, exceto Pb ( $41,40 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) que tem maior concentração no superior ( $44,30 \text{ mg/kg}^{-1}$ ), no entanto não há diferença significativa (Tabela 8). O ponto superior é o de menores teores para os demais metais estudados.

Os teores de metais obtidos no ponto médio do rio Subaé para Cd, Cr, Cu, Ni e Zn são 1,7, 1,8, 1,7, 1,8 e 1,5 vezes maiores, respectivamente, que no ponto superior. No ponto inferior,

Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn são 1,5, 1,3, 1,2, 1,3, 1,3 e 1,4 vezes menores, respectivamente, que no ponto médio.

Esses teores mais elevados no ponto médio do rio Subaé estão associados ao teor de argila e silte nessa área de coleta, que apresenta maiores concentrações nesse mesmo ponto, ocasionando um acúmulo maior de metais.

**Tabela 7**– Estatística descritiva das médias (0-10 cm) de metais no rio Subaé, nos pontos de coleta superior, médio e inferior do rio.

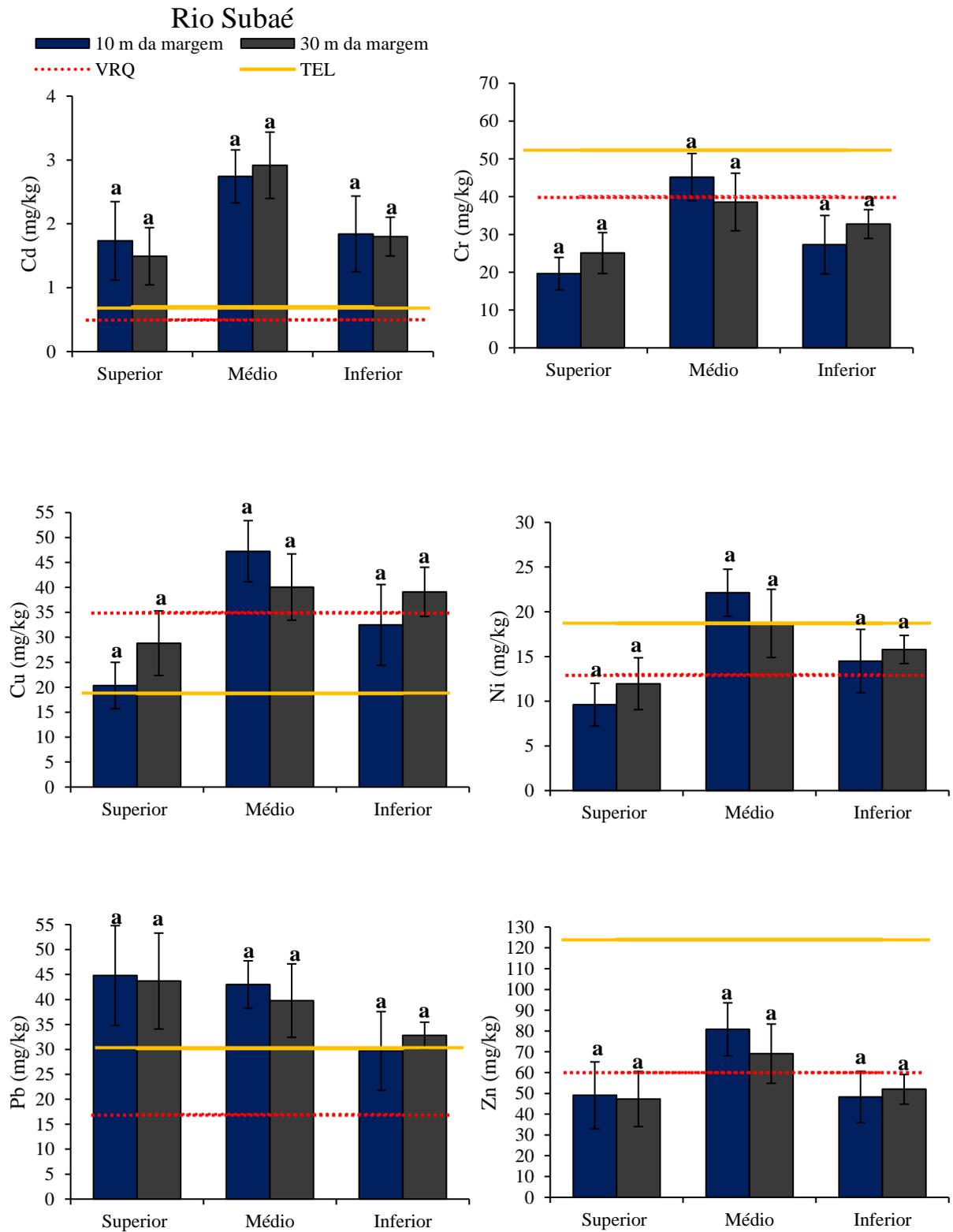
SUBAÉ	PONTOS	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg kg <sup>-1</sup> )					
Média	Superior	1,62b	22,40c	24,60b	10,80c	44,30a	48,20b
	Médio	2,83a	41,90a	43,70a	20,40a	41,40a	74,90a
	Inferior	1,82b	30,00b	35,80a	15,10b	31,20b	50,10b
DP	Superior	0,50	5,29	6,86	2,70	8,79	13,20
	Médio	0,43	7,20	6,93	3,48	5,82	13,70
	Inferior	0,42	6,22	7,01	2,55	5,54	9,25
Mínimo	Superior	0,98	15,40	15,80	7,53	33,10	32,50
	Médio	2,30	29,90	32,80	14,80	31,30	54,00
	Inferior	1,48	18,40	23,10	10,60	20,90	34,60
Máximo	Superior	2,33	29,90	34,40	14,40	55,40	66,90
	Médio	3,30	51,10	52,50	24,50	45,80	90,50
	Inferior	2,53	36,50	43,80	17,40	36,00	58,70

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student (p< 0,05).

Concentrações médias dos metais não diferiram entre distâncias em todos os pontos do rio Subaé (Figura 16). Esse fato pode estar associado à declividade observado na área, que, na região estudada, varia de 5° a 20° (CPRM, 2024) onde, com o aumento de maré, ocorre a inundação completa da área de estudo, observada em campo, influenciando assim na deposição e remoção de elementos de forma semelhante.

Os teores de Cd e Pb ultrapassam o VRQ e TEL em todos os pontos, indicando níveis acima dos teores de referência para esses elementos no rio Subaé.

Teores médios de Cr e Zn ultrapassam o VRQ mas ficam abaixo de TEL no ponto médio do rio Subaé. Já nos demais pontos, os teores são inferiores aos valores de referência. Teores de Cu ultrapassam o VRQ no ponto médio e inferior, e está acima de TEL no ponto superior. Ni também ultrapassa o VRQ no ponto médio e inferior, e está abaixo do TEL nos pontos superior e inferior.



**Figura 13** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio Subaé. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

Ao correlacionar os teores de metais com as frações do solo, foram obtidas correlações positivas significativas entre argila e Cd, Cr, Cu e Ni, demonstrando a importância de partículas finas na adsorção de metais (Tabela 12).

**Tabela 8**– Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio Subaé (n=18)

Variáveis	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Areia	-0,41	-0,33	-0,31	-0,34	0,009	-0,33
Silte	0,03	-0,1	-0,18	-0,12	0,38	0,06
Argila	0,52*	0,52*	0,56*	0,55*	-0,30	0,39

\*  $p < 0,05$

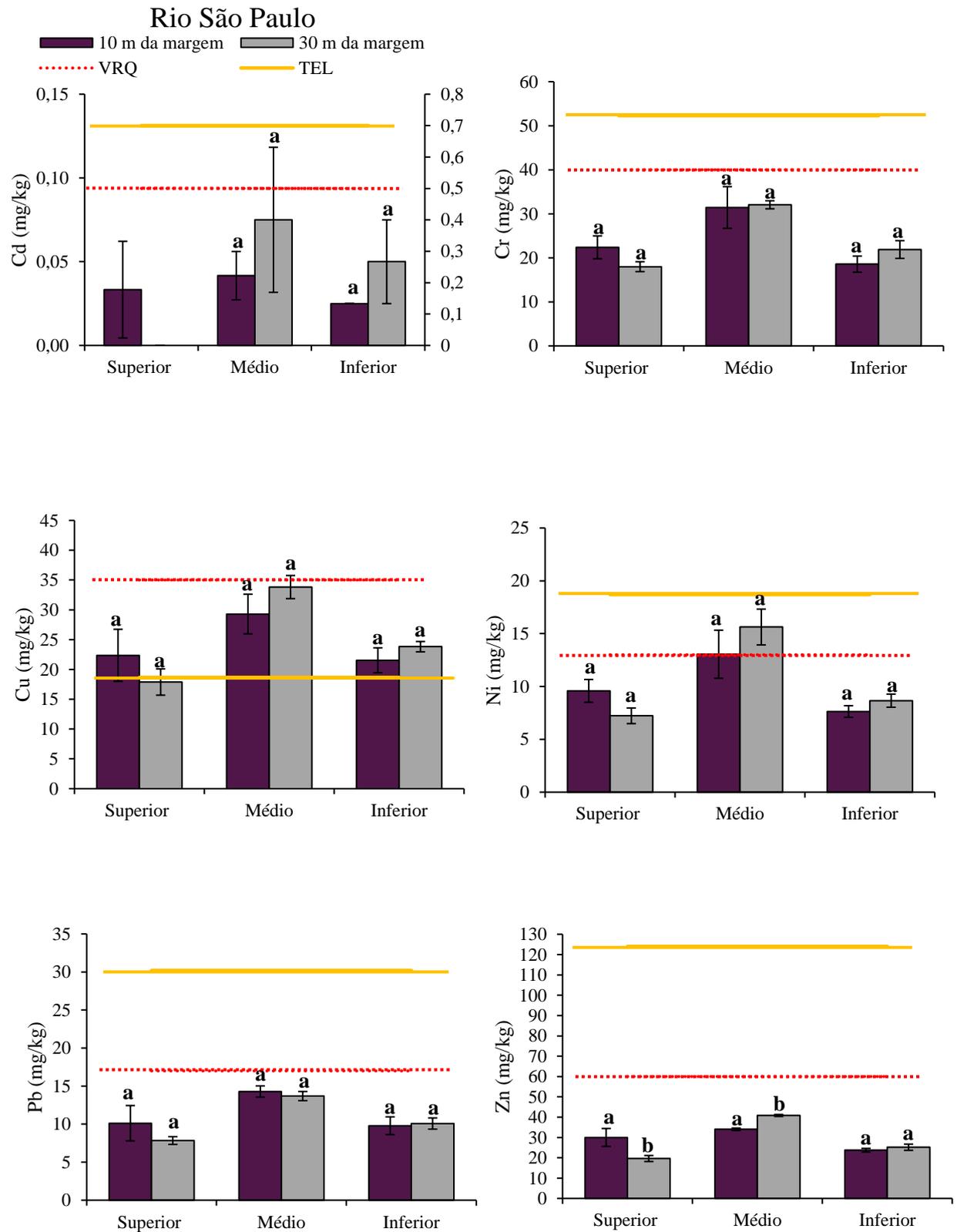
O rio São Paulo apresentou valores médios, em mg/kg, mais significativos no ponto médio do rio, com destaque para Zn (37,40), Cr (31,70) e Cu (31,60) (Tabela 13). Os teores de Cr, Cu, Ni, Pb e Zn são estatisticamente iguais nos pontos superior e inferior.

**Tabela 9**– Teores médios (010 cm) de metais no rio São Paulo, nos pontos superior, inferior e médio

SÃO PAULO	PONTOS	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg kg <sup>-1</sup> )					
Média	Superior	0,02b	20,20b	20,10b	8,40b	8,98b	24,80b
	Médio	0,06a	31,70a	31,60a	14,30a	14,00a	37,40a
	Inferior	0,04a	20,20b	22,70b	8,15b	9,93b	24,50b
DP	Superior	0,03	3,00	3,95	1,53	1,95	6,39
	Médio	0,03	3,07	3,47	2,28	0,69	3,76
	Inferior	0,02	2,51	1,90	0,77	0,89	1,38
Mínimo	Superior	0,00	16,90	15,60	6,45	7,40	18,80
	Médio	0,03	28,50	26,70	11,40	13,30	33,60
	Inferior	0,03	16,40	19,10	7,00	8,58	22,80
Máximo	Superior	0,05	24,80	25,90	10,60	12,20	32,70
	Médio	0,10	36,90	36,00	17,40	15,10	41,20
	Inferior	0,08	24,20	24,70	9,35	10,90	26,80

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

Os teores médios de metais não variaram significativamente entre distâncias no rio São Paulo, exceto Zn que apresentou maior concentração a 10 metros da margem nos pontos superior e médio do rio São Paulo (Figura 18).



**Figura 14** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio São Paulo. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

Os teores de Cd, Cr, Pb e Zn não ultrapassam os limites de VRQ e TEL no rio São Paulo. Cu apresenta valores um pouco acima de TEL, mas abaixo de VRQ, e Ni apresenta teores um pouco maiores que VRQ no ponto médio, mas abaixo de TEL (Figura 18).

A análise de correlação de Pearson demonstra altas correlações significativamente positivas entre fração argila e Cr, Cu, Ni, Pb e Zn (Tabela 11), demonstrando uma alta interação dessa fração com esses metais no rio São Paulo.

**Tabela 10**– Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo rio São Paulo (n=18)

Variáveis	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
<b>Areia</b>	-0.44	-0.82***	-0.82***	-0.83***	-0.80***	-0.83***
<b>Silte</b>	0.46	0.81***	0.84***	0.83***	0.80***	0.82***
<b>Argila</b>	0.31	0.74***	0.64**	0.71***	0.70***	0.75***

\* p < 0,05, \*\* p < 0,001, \*\*\* p < 0,001

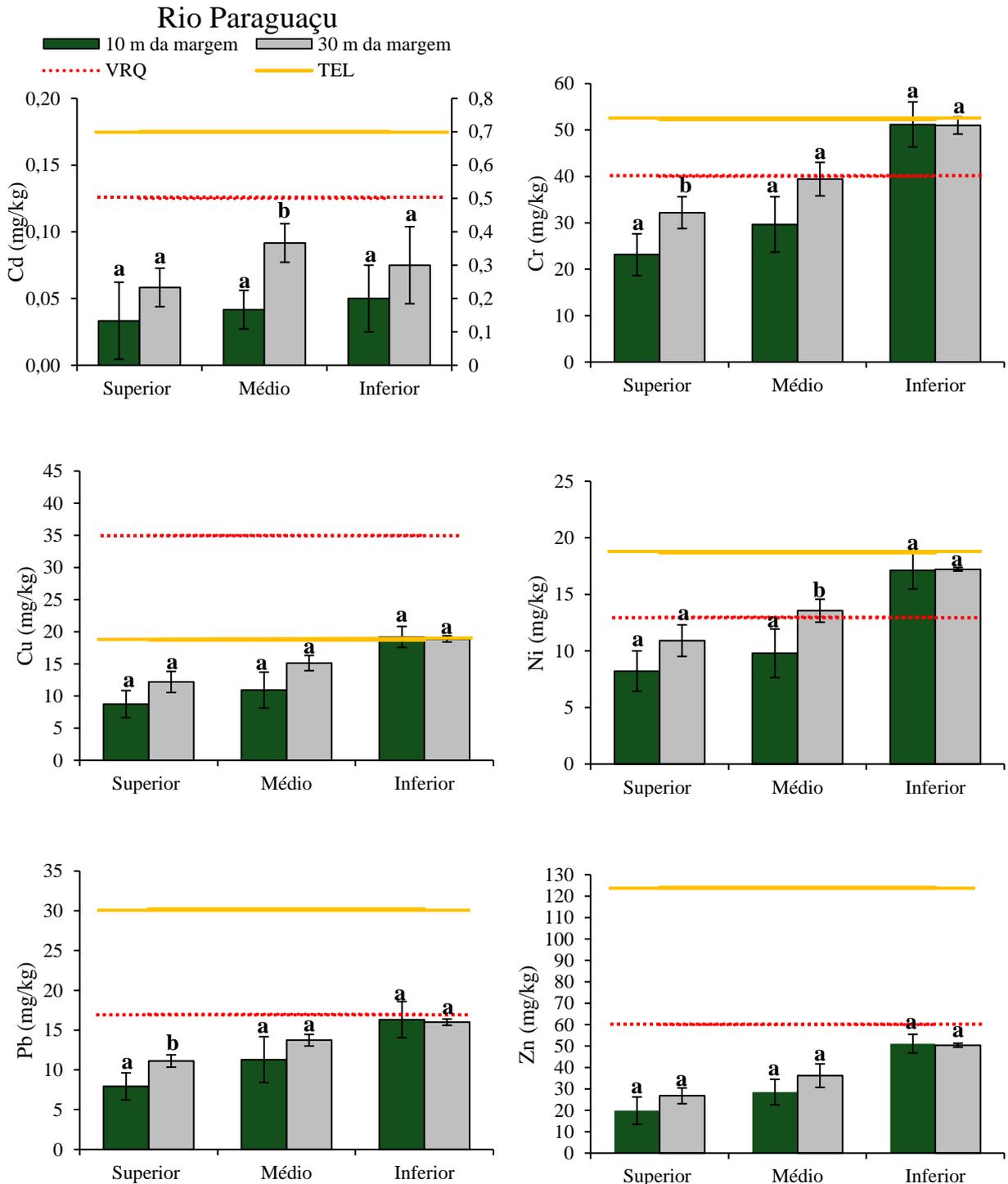
O rio Paraguaçu apresentou aumento significativo em quase todos os metais ao longo do transecto de coleta, tendo menores teores no ponto superior e maiores no ponto inferior (Tabela 12). Os teores chegam a ser, no ponto inferior, 1,8 vezes maiores para Cr, Cu e Ni e 1,6 e 2,2 vezes maiores para Pb e Zn. Esse ponto é o de maior concentração de argila, o que possibilita uma maior adsorção e acúmulo de metais.

**Tabela 11**– Teores médios de metais no rio Paraguaçu, nos pontos superior, médio e inferior.

PARAGUAÇU		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		(mg kg <sup>-1</sup> )					
Média	Superior	0,05b	27,70c	10,50c	9,56b	9,52c	23,30c
	Médio	0,07a	34,50b	13,00b	11,7b	12,50b	32,30b
	Inferior	0,07a	51,20a	19,40a	17,5a	16,10a	51,60a
DP	Superior	0,03	6,12	2,53	2,06	2,11	6,02
	Médio	0,03	6,94	3,00	2,55	2,31	6,61
	Inferior	0,02	3,90	1,28	1,16	1,48	3,33
Mínimo	Superior	0,00	18,10	6,38	6,33	6,05	13,30
	Médio	0,03	23,40	7,78	7,48	9,33	22,50
	Inferior	0,05	46,10	17,00	15,60	13,90	45,40
Máximo	Superior	0,08	36,00	13,60	12,50	11,80	30,60
	Médio	0,10	43,60	16,50	14,60	14,60	42,30
	Inferior	0,10	55,80	20,60	18,90	18,40	55,10

Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student (p < 0,05).

Entre distâncias, no ponto superior do rio, os metais Cr e Pb tiveram maiores concentrações a 50 metros da margem, e os demais metais não tiveram diferença significativa. O ponto médio indicou diferença estatística para os metais Cd, e Ni, nos quais menores concentrações foram obtidas a 10 metros da margem.



**Figura 15** – Valores médios (0-10 cm) para Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, nas distâncias 10 e 30 m da margem, em três pontos de coleta (superior, médio e inferior) no rio Paraguaçu. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste t-student ( $p < 0,05$ ).

A matriz de correlação de Pearson para o rio Paraguaçu destaca uma correlação positiva e significativa entre metais e frações mais finas do solo para todos os metais, em que há um maior destaque para Cr, Cu, Ni, Pb e Zn que se correlacionam fortemente com a fração argila (Tabela 13).

**Tabela 12**– Matriz de correlação entre metais pesados (0-10 cm) e frações minerais do solo no rio Paraguaçu (n=18)

Variáveis	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Areia	-0,59 *	-0,97***	-0,97***	-0,96***	-0,93***	-0,96***
Silte	0,53*	0,87***	0,90***	0,89***	0,83***	0,92***
Argila	0,59*	0,94***	0,91***	0,91***	0,91***	0,88***

\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,001$ , \*\*\*  $p < 0,001$

#### 4.2.3 Comparação com valores orientadores nacionais e valores de referência internacionais para valores obtidos no estado da Bahia

Os valores obtidos indicaram que, o rio Subaé apresenta valores de Cd superiores ao VRQ ( $0,5 \text{ mg/kg}^{-1}$ ), VP ( $1,3 \text{ mg/kg}^{-1}$ ), TEL ( $0,7 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) e ERL ( $1,2 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) em todos os pontos (Tabela 14). Cr apresenta teores maiores que VRQ ( $40 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) no ponto médio do rio Subaé e abaixo nos demais pontos.

**Tabela 13**– Teores médios de metais pesados ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solos de manguezal dos rios Subaé, São Paulo e Paraguaçu, e comparação com valores orientados nacionais e valores de referência internacionais.

Local	Pontos	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Rio Subaé <sup>1</sup>	Superior	1,62	22,40	24,60	10,80	44,30	48,20
	Médio	2,83	41,90	43,70	20,40	41,40	74,90
	Inferior	1,82	30,00	35,80	15,10	31,20	50,10
Rio São Paulo <sup>1</sup>	Superior	0,02	20,20	20,10	8,40	8,98	24,80
	Médio	0,06	31,70	31,60	14,30	14,00	37,40
	Inferior	0,04	20,20	22,70	8,15	9,93	24,50
Rio Paraguaçu <sup>1</sup>	Superior	0,05	27,70	10,50	9,56	9,52	23,30
	Médio	0,07	34,50	13,00	11,70	12,50	32,30
	Inferior	0,07	51,20	19,40	17,50	16,10	51,60
CETESB- VRQ <sup>2</sup>	-	0,5	40,00	35,00	13,00	17,00	60,00
CETESB- VP <sup>2</sup>	-	1,30	75,00	60,00	30,00	72,00	300,00
CETESB- VI <sup>2</sup>	-	3,00	150,00	200,00	70,00	180,00	450,00
SQGs (TEL) <sup>3</sup>	-	0,70	52,30	18,70	15,90	30,20	124,00
SQGs (PEL) <sup>3</sup>	-	4,20	160,00	108,00	42,80	112,00	271,00

<b>ERL</b> <sup>4</sup>	-	1,20	81,00	34,00	20,90	46,70	150,00
<b>ERM</b> <sup>4</sup>	-	9,60	370,00	270,00	51,60	218,00	410,00

<sup>1</sup> Presente trabalho; <sup>2</sup> Valores estipulados pela CETESB; Valor de Referência de Qualidade (VRQ); Valor de Prevenção (VP); Valor de Intervenção (VI); <sup>3</sup> TEL: Nível de efeito limite/ PEL: Nível de efeito provável (CCME, 1999); <sup>4</sup> ERL: Faixa de efeitos baixa/ ERM: Faixa de efeitos mediana (Long et al., 1995).

Os teores de Cu no rio Subaé são mais elevados que o VRQ (35 mg kg<sup>-1</sup>) no ponto médio, ao TEL (18,7 mg kg<sup>-1</sup>) em todos os pontos e ao ERL (34 mg kg<sup>-1</sup>) no ponto médio e inferior, no entanto, abaixo do VP, PEL e ERM (Tabela 14).

Médias obtidas para Ni no rio Subaé são maiores que o VRQ (13 mg kg<sup>-1</sup>) nos pontos médio e inferior, e maiores que TEL no ponto médio, mas, inferiores ao VP e PEL (Tabela 14).

Os teores de Pb no rio Subaé apresentaram valores mais elevados que os VRQ e TEL em todos os pontos, mas abaixo de dos demais valores de referência, e Zn obteve valores acima do VRQ no ponto médio do rio Subaé. Valores inferiores ao VRQ nos pontos superior e inferior foram obtidos para Zn no presente trabalho (Tabela 14).

No rio São Paulo, Cu apresentou valores acima de TEL (18,7 mg kg<sup>-1</sup>) para todos os pontos do rio. Ni apresentou valores acima do VRQ e abaixo de VP no ponto médio. Os demais metais foram inferiores a todos os valores de referência utilizados.

No rio Paraguaçu, Cu obteve valores acima do TEL no ponto inferior e abaixo dos demais valores de referência. Cr obteve concentração maior que VRQ no ponto inferior, no entanto, menor que VP, e Ni obteve valores acima do VRQ e TEL mas abaixo do VP e PEL.

## 5 DISCUSSÕES

### 5.1 Pernambuco

De acordo com os resultados obtidos para as análises realizadas em solos de manguezais do estado de Pernambuco, análises granulométricas mostram que o rio Botafogo apresenta textura mais argilosa que os demais rios estudados no estado. Em contrapartida, o Canal de Santa Cruz apresenta textura mais arenosa, relacionado a uma maior hidrodinâmica.

Essa concentração de partículas menores encontradas no ponto inferior do rio Botafogo, como a argila, pode estar associada à maior hidrodinâmica nos pontos acima, que favorece o

transporte de sedimentos finos ao longo do rio; juntamente com as características geomorfológicas da área. A interação desses fatores facilita a deposição de partículas menores, levando a uma maior concentração de argila nesse local.

O Rio Botafogo é um afluente do Canal Santa Cruz, que é um complexo estuarino classificado como um estuário do tipo Ria, que se forma em vales fluviais inundados pelo mar (SILVA et al., 2011). Esse tipo de estuário é comum em regiões costeiras com relevo suave e origem tectônica. A formação de ilhas, como a Ilha de Itamaracá, é uma característica marcante desse tipo de estuário. A Ilha de Itamaracá funciona como uma barreira física à ação direta das ondas condicionando um menor regime hidrodinâmico no rio Botafogo, o que favorece a sedimentação de frações mais finas.

Áreas mais susceptíveis a ação de ondas do mar e próximas a desembocadura de rios tendem a ter maiores teores de areia em solos e sedimentos (ESSIEN; ANTAI; OLAJIRE, 2009), o que explica a maior predominância de areia no Canal de Santa Cruz. Esses teores granulométricos descrevem um ambiente de sedimentação associado a uma hidrodinâmica intensa, representada pela ação de ondas, correntes de maré, deriva litorânea e fluviais, que removem o material mais fino e o depositam em áreas de menor agitação.

A presença de argila principalmente no rio Botafogo, pode ser explicada pela contribuição da geologia regional, que contribui no aporte de sedimentos finos carreados pelo rio e pela geomorfologia da região, que apresenta sedimentos sílticos-argilosos e quartzo-arenosos (CPRH, 2024). A argila se associa a metais pesados por meio de mecanismos de adsorção, troca catiônica, formação de complexos com substâncias orgânicas e respostas variáveis às condições ambientais (NGUYEN, 2022). Essa interação demonstra a importância dessa fração granulométrica na retenção de metais pesados e sua capacidade de reduzir a liberação desses contaminantes em outros ambientes.

Em relação aos teores de metais obtidos para os rios de Pernambuco, o rio Botafogo apresentou as maiores concentrações médias para todos os metais estudados, seguido pelo Canal de Santa Cruz. Esses teores, possivelmente, estão relacionados à contaminação proveniente do escoamento de resíduos de atividades agrícolas, pesqueira e industrial que se localiza no entorno do rio (CPRM, 2018).

No geral, teores mais elevados de metais e argila foram obtidos a 10 metros de distância da margem para o rio Botafogo e Canal de Santa Cruz. A matriz de correlação de Pearson entre metais e fração argila demonstra uma grande interação positiva e significativa entre eles para

todos os rios do estudo em Pernambuco, sendo ela o atributo físico com maior fator de predição para os metais de estudo.

Isso demonstra a importância de frações mais finas na retenção de elementos metálicos. A argila interage com os metais principalmente por meio de troca iônica, onde cátions trocáveis nas camadas de argila atraem e retêm íons metálicos de soluções aquosas (TAIBI et al., 2020).

De acordo com os resultados de teores ambientalmente disponíveis de metais, Cr, Pb e Zn tiveram maior destaque no rio Botafogo. Uma porcentagem dos teores de Cr provavelmente é proveniente de fertilizantes e defensivos agrícolas que contém este metal como impureza (SILVA et al., 2017). O Pb e Zn provavelmente estão associados a resíduos de indústrias que se localizam nas imediações do litoral norte de Pernambuco (CPRM,2018).

A avaliação de potencial risco ambiental se deu por meio da comparação dos teores obtidos no presente trabalho e valores de referências nacionais estabelecidos pela CETESB, e internacionais estabelecidos por agências internacionais de meio ambiente canadense e estadunidense.

Os valores médios de metais obtidos nos rios de Pernambuco não ultrapassam o VRQ estabelecido pela CETESB nem o TEL estabelecido pelas agências ambientais canadense, demonstrando que não há risco ambiental associado a metais nos solos coletados. Esses valores encontrados, possivelmente, estão mais associados a contribuições litológicas das áreas de estudo, que possuem formação caracterizada pela interação entre rochas antigas do embasamento cristalino e coberturas sedimentar. Essas rochas são ricas em metais como Cu, Pb, Zn e Ni (TIJANI & ABIMBOLA, 2006). Apesar disso, é de grande importância manter o monitoramento das áreas estudadas, tendo em vista que se trata de um ambiente deposicional e de grande interferência antrópica.

## *5.2 Bahia*

A análise granulométrica realizada em sedimentos de manguezais localizados no estado da Bahia evidenciou que as maiores concentrações de frações finas (silte e argila) foram observadas no ponto médio dos rios Subaé e São Paulo, bem como no ponto superior do rio Paraguaçu. Dentre os sistemas fluviais investigados, os rios Subaé e Paraguaçu apresentaram maior teor de argila, sendo, portanto, classificados como os mais argilosos.

A granulometria e a composição dos sedimentos constituem parâmetros fundamentais na avaliação da capacidade de retenção de contaminantes, influenciando diretamente os processos de adsorção de metais traço (DEVESA-REY et al., 2011). Nesse contexto, a

predominância de sedimentos finos, como argila e silte, especialmente em ambientes de baixa energia hidrodinâmica, favorece a adsorção e a imobilização de metais pesados no ambiente sedimentar.

Correlações de Pearson demonstram associações significativas das frações silte e argila com os metais, principalmente no rio Paraguaçu, onde, altas correlações foram obtidas. Essas correlações são mais fracas nos rios Subaé e São Paulo (entre 50 e 70). A adsorção de metais nesses rios pode estar mais associada a fração orgânica.

Os pontos de coleta no rio Subaé e São Paulo se encontram mais próximos a áreas residências, tendo assim uma maior contribuição de matéria orgânica pelo ser humano. A matéria orgânica (como ácidos húmicos e fúlvicos) pode formar complexos estáveis com metais, influenciando sua mobilidade e biodisponibilidade (NGUYEN, 2022).

As maiores concentrações médias de metais pesados foram registradas no rio Subaé, com destaque para os elementos Cd, Pb e Zn. Esses metais são reconhecidamente associados à contaminação resultante das atividades da antiga planta de beneficiamento de chumbo instalada na região, responsável por um dos mais significativos desastres ambientais em escala global. Estudos realizados ao longo do curso do rio Subaé evidenciam a persistência desses elementos nos sedimentos, indicando contaminação crônica e potencial risco ambiental contínuo (DA SILVA JUNIOR, 2020).

A avaliação de possíveis efeitos tóxicos averiguou que, o rio subaé possui valores acima dos Valores de Prevenção (VP) estabelecidos pela CETESB em todos os pontos estudados. Também obteve valores acima do TEL e ERL o que pode indicar uma provável ocorrência de efeitos tóxicos às espécies mais sensíveis do ambiente. Os demais metais foram superiores ao VRQ e TEL, no entanto, inferiores ao VP e PEL. Esses valores indicam que há uma probabilidade de efeito tóxico, mas pouco provável.

O rio São Paulo não apresentou nenhum nível de contaminação para Cd, Cr, Pb e Zn, mas obteve valores próximos ao VRQ e TEL para Cu e Ni. Estudo recente feito próximo a refinarias de petróleo, localizadas nas proximidades do rio São Paulo, demonstram uma considerada poluição por metais pesados (SANTOS, 2021). Dessa forma, é importante que haja um monitoramento dessas áreas, tendo em vista as contribuições antrópicas nesse ambiente.

O rio Paraguaçu apresentou valores um pouco acima dos limites de VRQ e TEL para Cr, Cu e Ni, no entanto, esses valores estão distantes do VP e PEL, que são indicadores de prováveis efeitos tóxicos. Isso demonstra baixo risco ambiental aos organismos nos pontos estudados.

Embora os teores de metais detectados nos rios estudados não excedam os valores orientadores estabelecidos para indicar contaminação elevada, destaca-se a importância do monitoramento contínuo desses estuários. Isso se justifica pelo fato de estarem inseridos em áreas sujeitas a intensas pressões antrópicas, como a presença de atividades industriais, práticas agrícolas e lançamento de efluentes domésticos, os quais representam potenciais fontes difusas de poluição.

## **5 CONCLUSÃO**

Os teores de metais encontrados no rio Botafogo, em Pernambuco, ultrapassam os encontrados no Canal de Santa Cruz, indicando que há um maior potencial tóxico no estuário do rio Botafogo por conta do seu histórico de contaminação. Entretanto, não foram verificados teores que ultrapassem limites de referências nacionais e internacionais, levando a conclusão de que não foi verificada alta contaminação nos rios de estudo do estado de Pernambuco, de acordo com os valores de referência.

O rio Subaé apresentou teores de metais mais elevados do que os encontrados nos rios São Paulo e rio Paraguaçu. O estudo indica contaminação por Cd nos solos de manguezal no rio Subaé, em todos os pontos de amostragem. Os valores estão acima do VP e ER para Cd, indicando que ações de investigação e controle são necessárias. A contaminação por Cd é decorrente dos efeitos ainda persistentes do derramamento de contaminantes ocasionado pela Cobrac, e vem sendo estudado desde 1970 no rio Subaé.

Observou-se que, em pontos onde houve maiores concentrações de argila, houve também maiores teores de metais, e conforme diminuiu essa fração ao longo do trecho dos rios, e aumenta a fração areia, houve, conseqüentemente, menores concentrações de metais. Isso é observado de forma muito nítida quando verificamos a concentração de argila em gráficos e comparamos com os teores médios de cada ponto em tabelas. Dessa forma, concluiu-se que a hidrodinâmica foi a principal contribuidora da retenção e remoção de metais no estudo.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, T. S.; RODRIGUES, M. V. M.; ALMEIDA, R. P.; LIMA, D. S.; SILVA, A. S.; SILVA, A. C. F.; SANTOS, J. O.; COSTA, F. C. O -. Sucessão ecológica no ecossistema manguezal: análise bibliográfica e implicações para a conservação. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 12, e3600313054, 2022
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). **APA Estuarina do Canal de Santa Cruz**. Recife, 2024.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). **Relatório de Bacia Hidrográfica**. Recife, 2018.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). **Zoneamento Ambiental da área de proteção ambiental - APA Santa Cruz – Itapissuma, Itamaracá e Goiana/PE**. Recife, p. 33, 2010.
- ARAÚJO, P. R. M.; BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. do.; SILVA, F. B. V. da.; ALVAREZ, A. M. Bioavailability and sequential extraction of mercury in soils and organisms of a mangrove contaminated by a chlor-alkali plant. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 183, n. 109469, 2019.
- BRITO, G. B.; DA SILVA JÚNIOR, J. B.; DIAS, L. C.; DE SANTANA SANTOS, A.; HADLICH, G. M.; FERREIRA, S. L. C. Evaluation of the bioavailability of potentially toxic metals in surface sediments collected from a tropical river near an urban area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 156, p. 111215, jul. 2020.
- CARMO, E.; TEIXEIRA, M. Desastres tecnológicos e emergências em saúde pública: o caso do vazamento de óleo na costa brasileira. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 36, n. 2, e00234419, 2020.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. 73 p. 2005.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Levantamento de cargas e dispersão de mercúrio do Rio Botafogo, em Recife**. São Paulo: CETESB, 1984. 125 p.
- CPRH – Governo do Estado de Pernambuco. Diagnóstico Socioambiental – Litoral Norte de Pernambuco. Recursos Hídricos Superficiais. **Série Publicações Técnicas**, n. 6, p. 54, 2014.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Base de dados, 2024. Disponível em: <https://geoportal.sgb.gov.br/geosgb/>.
- DA SILVA GOMES, B. R.; BARROS, L. C. **Fácies sedimentares no canal de Santa Cruz (PE). Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 3046-3052, 2017.

DA SILVA JÚNIOR, J. B.; ABREU, I. M.; DE OLIVEIRA, D. A. F.; HADLICH, G. M.; DE ALBERGARIA BARBOSA, A. C. R. Combining geochemical and chemometric tools to assess the environmental impact of potentially toxic elements in surface sediment samples from an urban river. **Marine Pollution Bulletin**, v. 155, p. 111146, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111146>.

DESTITO, M. C. S. **Manguezais urbanos de São Sebastião (litoral norte de São Paulo): análise espaço-temporal, caracterização estrutural e lixo no mangue**. 2024. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade de Ambientes Costeiros) - Instituto de Biociências do Campus do Litoral Paulista, Universidade Estadual Paulista, São Vicente, 2024.

DEVESA-REY, R.; DÍAZ-FIERROS, F.; BARRAL, M. T. Avaliação dos fatores de enriquecimento e influência do tamanho do grão na distribuição do metal em sedimentos do leito do rio (Rio Anllóns, NW Espanha). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 179, p. 371–388, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1742-7>.

DIAS, H. Q.; NAYAK, G. N. Geochemistry and bioavailability of mudflats and mangrove sediments and their effect on bioaccumulation in selected organisms within a tropical (Zuari) estuary, Goa, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 227-236, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.026>.

ESSIEN, J. P.; ANTAI, S. P.; OLAJIRE, A. A. Distribution, seasonal variations and ecotoxicological significance of heavy metals in sediments of cross river estuary mangrove swamp. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 197, n. 1-4, p. 91-105, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-008-9793-x>.

FERREIRA, M. L.; DA SILVA, W. M.; DAVANZO, J. G. C.; GUILHERME, P. D. B. Perspectiva ambiental dos estudantes do ensino básico de Paranaguá (PR) sobre o ecossistema manguezal. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, v. 19, n. 1, p. 192-217, 2024.

GONÇALVES, M. P.; SILVA, I. R.; RAMOS, A. B. D. S.; SANTOS, R. A.; PAIXÃO, L. H. C.; ALENCAR, C. M. M. D.; ALVA, J. C. R. Qualidade das águas e análise de metais em folhas de mangue na APA Tinharé-Boipeba (BA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 4, p. 583-596, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020192874>.

HEJNA, M.; MOSCATELLI, A.; ONELLI, E.; BALDI, A.; PILU, S.; ROSSI, L. Avaliação da concentração de metais pesados no sistema de criação animal. **Revista Italiana de Ciência Animal**, v. 18, p. 1372-1384, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1828051X.2019.1642806>.

LIMA, D. F. **Biorremediação de sedimentos impactados por petróleo na Baía de Todos os Santos: avaliação de hidrocarbonetos saturados**. 2010. 234 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.

LIN, C.; HE, M.; ZHOU, Y.; GUO, W.; YANG, Z. Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 137, p. 329–420, 2008.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. Estudo das áreas de manguezais do nordeste do Brasil - Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza: **Universidade Federal do Ceará**, Instituto de Ciências do Mar, v. 60, 2005.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J. D.; MAIA, S. R. R.; LACERDA, L. D. D.; MARQUES, W. S. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, v. 27, p. 763–770, out. 2004.

MERIGOT, B.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; FERREIRA, B. P.; JUNIOR, E. D. N. C.; DA SILVA JÚNIOR, C. B.; FRÉDOU, T. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. **Ocean & Coastal Management**, v. 143, p. 175–183, 1 jul. 2017.

MEYER, U.; HAGEN, W.; MEDEIROS, C. Mercury in a northeastern Brazilian mangrove area, a case study: potential of the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* as bioindicator for mercury. **Marine Biology**, v. 131, n. 1, p. 113-121, 1998. <https://doi.org/10.1007/s002270050302>.

NATESAN, U.; KAVITHA, M.; KALIYAPERUMAL, K.; DEEPA, K. Fracionamento de metais em sedimentos do estuário de Vellar, costa sudeste da Índia. *Monitoramento e Avaliação Ambiental*, v. 186, n. 4, p. 2281–2296

NGUYEN, H. Sorption of Fulvic Acids and Their Compounds with Heavy Metal Ions on Clay Minerals. **Soil Systems**, v. 6, n. 1, p. 2, 2022. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6010002>.

PEREIRA, E. A. S. **A dinâmica dos manguezais no Nordeste do Brasil: uma abordagem a partir de dados de sensores remotos e SIG**. Tese (Doutorado em Geologia e Geoquímica) - Universidade Federal do Pará, Pará, 2015.

PEREIRA, T. D. S.; MOREIRA, Í. T.; DE OLIVEIRA, O. M.; RIOS, M. C.; WILTON FILHO, A. C. S.; DE ALMEIDA, M.; DE CARVALHO, G. C. Distribution and ecotoxicology of bioavailable metals and As in surface sediments of Paraguaçu estuary, Todos os Santos Bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1-2, p. 166–177, out. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.031>.

QUEIROZ, H. M.; FERREIRA, T. O.; FANDIÑO, V. A.; BRAGANTINI, I. O. B. F.; BARCELLOS, D.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, A. D.; BERNARDINO, L. E. O. G. A. Mudanças na biogeoquímica do ferro do solo em resposta à morte regressiva de manguezais. **Biogeochemistry**, v. 158, p. 357–372, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00903-1>.

REITERMAJER, D.; CELINO, J. J.; QUEIROZ, A. F. DE S. Heavy metal distribution in the sediment profiles of the Sauípe River Estuary, north seashore of the Bahia State, Brazil. **Microchemical Journal**, v. 99, n. 2, p. 400–405, nov. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2011.06.015>.

ROCHA, C. M. C. **Meiofauna da margem Sul da ilha de Itamaracá (PE), com especial referência aos Tardigrada**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1991.

SANTOS, M. V. S.; DA SILVA JÚNIOR, J. B.; MELO, V. M. M.; SOUSA, D. S.; HADLICH, G. M.; DE OLIVEIRA, O. M. C. Evaluation of metal contamination in mangrove ecosystems near oil refining areas using chemometric tools and geochemical indexes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112179, 2021.

SANTOS, M. A. C. **Crustáceos decápodos de substratos móveis do mediolitoral do estuário do rio Paripe – Itamaracá, PE – Brasil**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2001.

SARKER, M. M. H.; GAIN, A. K.; PAUL, N. K.; BISWAS, S. R. A trait-based approach to quantify ecosystem services delivery potentials in the Sundarbans mangrove forest of Bangladesh. **Ecological Indicators**, v. 166, p. 112390, set. 2024.

SILVA, F. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; ARAÚJO, P. R. M. Environmental risk of trace elements in P-containing fertilizers marketed in Brazil. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, n. 3, p. 635-647, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017000300007>.

SILVA, J. B.; GALVÍNCIO, J. D.; CORRÊA, C. B.; SILVA, D. G.; MACHADO, C. C. C. Classificação Geomorfológica dos Estuários do Estado de Pernambuco (Brasil) com Base em Imagens do LANDSAT 5/TM. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 1, p. 118-133, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20110001>.

SILVA, L. A. D. Sedimentologia do Canal de Santa Cruz-Ilha de Itamaracá-PE. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

SIQUEIRA, G. W.; PEREIRA, S. F. P.; APRILE, F. M. Determinação dos elementos-traço (Zn, Co e Ni) em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 36, p. 321-326, 2006.

TAIBI, M.; ELAZIOUTI, A.; LAOUEDJ, N.; DELLAL, A. Study of the Interaction of Heavy Metals (Cu(II), Zn(II)) Ions with a Clay Soil of the Region of Naima-Tiaret-Algeria. **Bulletin of Chemical Reaction Engineering & Catalysis**, v. 15, n. 3, p. 765–785, 2020. <https://doi.org/10.9767/BCREC.15.3.8773.765-785>.

TIJANI, M.; OKUNLOLA, O.; ABIMBOLA, A. Concentrações litogênicas de metais traço em solos e saprólitos sobre rochas de embasamento cristalino: Um estudo de caso do sudoeste da Nigéria. **Journal of African Earth Sciences**, v. 46, p. 427-438, 2006. <https://doi.org/10.1016/J.JAFREARSCI.2006.08.003>.

WORTHINGTON, T., & AMP; SPALDING, M. Mangrove Restoration Potential: A global map highlighting a critical opportunity. **Apollo - University of Cambridge Repository**, 2018. <https://doi.org/10.17863/CAM.39153>