

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

SUELLAYNE CORREIA VALÉRIO DA SILVA

**DISPONIBILIDADE AMBIENTAL E RISCO ECOLÓGICO DE
METAIS PESADOS EM SOLOS DE DIFERENTES POSIÇÕES
FISIOGRÁFICAS DE MANGUEZAL**

**RECIFE-PE
2022**

SUELLAYNE CORREIA VALÉRIO DA SILVA

**DISPONIBILIDADE AMBIENTAL E RISCO ECOLÓGICO DE
METAIS PESADOS EM SOLOS DE DIFERENTES POSIÇÕES
FISIOGRÁFICAS DE MANGUEZAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Engenharia Florestal da
Universidade Federal Rural de Pernambuco,
como parte das exigências para obtenção do
título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientadora:
Prof^a. Dra. Caroline Miranda Biondi

Coorientadora:
Dra. Paula Renata Muniz Araújo

**RECIFE-PE
2022**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S586d Silva, Suellayne Correia Valério da
Disponibilidade ambiental e risco ecológico de metais pesados em solos de diferentes posições
fisiográficas de manguezal / Suellayne Correia Valério da Silva. - 2022.
37 f. : il.
- Orientadora: Caroline Miranda Biondi.
Coorientadora: Paula Renata Muniz Araujo.
Inclui referências.
- Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Bacharelado em Engenharia Florestal, Recife, 2022.
1. estuário. 2. solos estuarinos. 3. elementos potencialmente tóxicos. 4. contaminação. I. Biondi,
Caroline Miranda, orient. II. Araujo, Paula Renata Muniz, coorient. III. Título

CDD 634.9

SUELLAYNE CORREIA VALÉRIO DA SILVA

**DISPONIBILIDADE AMBIENTAL E RISCO ECOLÓGICO DE
METAIS PESADOS EM SOLOS DE DIFERENTES POSIÇÕES
FISIOGRÁFICAS DE MANGUEZAL**

Aprovado em

BANCA EXAMINADORA

Dra. Adriana Alves Batista de Souza
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Profª. Dra. Maria da Penha Moreira Gonçalves
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Profª. Dra. Caroline Miranda Biondi
Orientadora – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Paula Renata Muniz Araújo
Coorientadora - Universidade Federal Rural de Pernambuco

**RECIFE-PE
2022**

Dedico a minha família
que amo infinitamente.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural de Pernambuco por proporcionar uma formação acadêmica de qualidade e ser mais que uma universidade, ser um verdadeiro lar, acolhedor e gentil. Obrigada à toda comunidade profissional e estudantil que compõe a nossa querida “ruralinda”!

A todos os professores do Departamento de Engenharia Florestal, pelos riquíssimos ensinamentos ao longo da graduação.

Ao Laboratório de Química Ambiental de Solos pela recepção e estrutura essencial para o desenvolvimento das minhas atividades; e a todos os seus integrantes, em especial aos colegas Carlos e Jennifer pela parceria e apoio ao longo dessa caminhada.

À Dra. Paula Araújo, pela orientação excepcional ao longo da minha jornada no laboratório como voluntária, iniciante científica e, agora, concluinte de graduação. Paula, não há palavras suficientes para agradecer por todos os seus ensinamentos, pela paciência, gentileza, dedicação e compromisso com a educação de qualidade. Você é uma referência pessoal e profissional para mim. Obrigada por tanto!

À Klívia, minha amiga querida, um grande presente que a universidade me deu, meu muito obrigada pelos momentos de estudo, lazer e inúmeras reflexões sobre a vida.

À minha mãe, Marta Correia, mãe solteira, profissional da saúde, mãe de três filhos, que mesmo com a escassez de renda não desistiu de custear educação de qualidade para todos, inclusive para mim. Mãe, você é um verdadeiro exemplo de força, fé e coragem. Obrigada por tudo!

À tia Elaine e à Marlene por todo amor, carinho e apoio nas horas mais difíceis. Vocês são seres iluminados na minha vida! Muito obrigada!

Ao meu companheiro, Hugo, pela paciência e cuidado, principalmente nos momentos mais exaustivos. Obrigada por enxugar minhas lágrimas e acreditar em mim mesmo quando nem eu mais acreditava.

“Deixe que mergulhe no mais profundo oceano ou flutue na mais alta nuvem.”

*Prof. Dumbledore
(ROWLING, J. K.)*

RESUMO

Os solos de manguezal são considerados filtros geoquímicos pela grande capacidade de retenção de metais pesados. O nível de contaminação desses solos pode ser avaliado por meio da determinação dos teores ambientalmente disponíveis de metais pesados e avaliação de risco ecológico. Com isso, o trabalho teve como objetivo avaliar os teores de metais pesados com base na análise 3051A, comparando com teores de referência regional e internacional, bem como estimar o risco ecológico em áreas de posições fisiográficas distintas do manguezal Botafogo. Amostras de solo foram coletadas (0-40 cm) ao longo de dois transectos (T1 e T2) nas distâncias de 0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo. Em campo, foi realizada a determinação do pH e Eh nas seções 0 a 5, 5 a 10, 10 a 20, 20 a 30 e 30 a 40 cm dos solos coletados. Em laboratório, as amostras foram preparadas para as análises granulométrica, de matéria orgânica (MOS) e de metais pesados. Os teores de metais foram determinados em ICP-OES após digestão ácida 3051A de amostras de solo. Foi adotada a estatística descritiva de todas as variáveis avaliadas. Os valores de pH das áreas avaliadas indicaram solos de levemente ácidos a neutros; enquanto os valores de Eh, ambientes subóxicos a anóxicos. Houve predomínio de solos argilosos e teores elevados de MOS no T1; solos arenosos predominaram no T2. De maneira geral, os teores médios de metais pesados no T1 foram superiores ao T2, além de ultrapassarem os backgrounds regionais. Apenas o Cr e o Cu apresentaram teores acima do Threshold Effect Level (TEL), indicando possíveis efeitos adversos à biota. A distribuição dos metais nos transectos variou em função dos teores de argila e MOS, conforme verificado nas correlações positivas e significativas entre metais e argila, e entre metais e MOS. Coeficientes de risco ecológico (E_i) foram mais elevados em T1 quando comparado à T2, mas todos os E_i foram abaixo de 40, indicando risco baixo. O Potencial Risco Ecológico (PRE), considerando o efeito do conjunto dos metais, foi abaixo de 150, evidenciando que a presença dos metais nos bosques de mangue não oferece riscos ecológicos elevados.

PALAVRAS-CHAVE: Estuário, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, contaminação, solos estuarinos, elementos potencialmente tóxicos.

ABSTRACT

Mangrove soils are considered geochemical filters due to their great capacity to retain heavy metals. The level of contamination of these soils can be assessed by the environmentally available levels of heavy metals and the ecological risk. With this, the work aimed to evaluate the levels of heavy metals based on the 3051A analysis, comparing with regional and international reference levels, as well as estimating the ecological risk in areas of different physiographic positions of the Botafogo mangrove. Soil samples were collected (0-40 cm) along two transects (T1 and T2) at distances of 0, 60, 120 and 180 meters from the bank of the Botafogo River. In the field, pH and Eh were determined in sections 0 to 5, 5 to 10, 10 to 20, 20 to 30 and 30 to 40 cm of the collected soils. In the laboratory, the samples were prepared for granulometric, organic matter (MOS) and heavy metal analysis. Metal contents were determined in ICP-OES after 3051A acid digestion of soil samples. Descriptive statistics were adopted for all variables evaluated. The pH values of the evaluated areas indicated slightly acidic to neutral soils; while the values of Eh, suboxic to anoxic environments. There was a predominance of clayey soils and high levels of SOM in T1; sandy soils predominated in T2. In general, the average levels of heavy metals in T1 were higher than in T2, and exceeded regional backgrounds. Only Cr and Cu showed levels above the Threshold Effect Level (TEL), indicating possible adverse effects on the biota. The distribution of metals in the transects varied as a function of clay and SOM contents, as verified in the positive and significant correlations between metals and clay, and between metals and SOM. Ecological risk coefficients (E_i) were higher at T1 when compared to T2, but all E_i were below 40, indicating low risk. The Potential Ecological Risk (PER), considering the effect of the set of metals, was below 150, showing that the presence of metals in mangrove forests does not offer high ecological risks.

KEYWORDS: Estuary, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, contamination, estuarine soils, potentially toxic elements.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Local de estudo: A) Estuário do Rio Botafogo; B) Pontos de coleta no transecto 1; C) Pontos de coleta no transecto 2; D) Esquema ilustrativo dos pontos de coleta em cada transecto (distâncias 0, 60, 120 e 180 m da margem do Rio Botafogo. Adaptado de Araújo et. al. (2021).....16
- Figura 2.** Preparo de amostras para análise de metais. A) Armazenamento das amostras em freezer. B) Secagem de subamostras em estufa a 35° C) Destorroamento e peneiramento (2 mm). D) Maceração e peneiramento (0,075 mm).....17
- Figura 3.** Pré-tratamentos: remoção de sais das amostras de solo com álcool a 60%. B) amostras após remoção dos sais com solução de álcool a 60%. C) remoção da matéria orgânica das amostras de solo com peróxido de hidrogênio a 15%.17
- Figura 4.** Caracterização química e física de amostras. A) medição de pH e Eh com equipamento de potencial de oxidação-redução (ORP) em campo. B) Cadinhos com amostras de solo em mufla.18
- Figura 5.** Análise granulométrica. A) dispersão das amostras de solo; B) determinação pelo método do densímetro.....18
- Figura 6.** Digestão ácida de amostras de solo para determinação dos teores de metais. A) filtração dos extratos em balões volumétricos; B) extratos armazenados em frascos de borossilicato.....19
- Figura 7.** Valores de pH e Eh nos pontos de coleta (0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo) nos transectos 1 (A-D) e 2 (E-H).....22
- Figura 8.** Distribuição, em valor médio percentual (%), de areia, silte e argila ao longo dos transecto 1 (A), transecto 2 (B), e das profundidades de 0 a 40 cm (C).23

Figura 9. Teores de matéria orgânica do solo (MOS) ao longo dos transectos 1 (A-D) e 2 (E-H), nas profundidades de 0 a 40 cm.....	25
Figura 10. Gráficos boxplot dos teores de metais pesados nos solos avaliados dos transectos 1 (A) e 2 (B).	26
Figura 11. Distribuição de Ba, Cr, Cu, Pb, V e Zn ao longo do transecto 1 e nas profundidades de 0 a 40 cm.....	28
Figura 12. Distribuição de Ba, Cr, Cu, Pb, V e Zn ao longo do transecto 2 e nas profundidades de 0 a 40 cm.....	29
Figura 13. Valores médios e desvios-padrão dos coeficientes de risco ecológico (Ei) de metais pesados nos solos dos transectos 1 (A) e 2 (B).....	31

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	14
2.1. Objetivo Geral	14
2.2. Objetivos Específicos.....	14
3. METODOLOGIA/MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1. Área de estudo, coleta e preparo das amostras de solo	15
3.2. Caracterização química e física das amostras	18
3.3. Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados em solos.....	19
3.4. Avaliação da contaminação dos solos.....	19
3.5. Potencial risco ecológico.....	20
4. ANÁLISE DOS DADOS	21
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	22
5.1. pH e Eh.....	22
5.2. Distribuição das frações granulométricas	23
5.3. Matéria orgânica no solo (mos).....	24
5.4. Teores de metais pesados nos solos	26
5.5. Distribuição espacial de metais pesados nos solos	27
5.6. Risco ecológico.....	31
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	32
7. REFERÊNCIAS.....	33

1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros de regiões tropicais e subtropicais. São reconhecidos como reservas ecológicas e socioeconômicas, sujeitos à influência das marés e considerados como um elo entre os ambientes terrestre, marinho e de água doce (JAGTAP e NAGLE, 2007). Segundo Souza et.al (2018) esses ecossistemas são geradores de grandes bens e serviços, dentre eles, a proteção da linha da costa, atenuando tempestades, furacões e tsunamis, promovido pelo sistema de raízes de mangue que inibe o fluxo de maré terra a dentro; o sequestro de carbono, sendo considerado um ecossistema essencial no combate ao aquecimento global; a produção de alimentos e; áreas de repouso, nidificação e berçário de diversas espécies de peixes, crustáceos e moluscos (PINHEIRO et al., 2010); além de servirem como fonte de renda e alimento para as comunidades do entorno (ALVES, 2001).

O mangue, como é denominada a vegetação do manguezal, tem papel importante na consolidação dos sedimentos fluviomarinheiros que chegam às margens do ecossistema e na atenuação da força das ondas por meio do seu sistema intrincado de raízes, evitando assim, processos erosivos e assoreamento dos rios (SILVA et al., 2018). Para a sobrevivência em ambientes com solo pouco consolidado, inundado, anóxico e com alta salinidade, típicos de áreas de manguezal, a vegetação desenvolveu mecanismos adaptativos, fisiológicos e anatômicos, como rizóforos (*Rhizophora*), que permite a sustentação do vegetal em solos pouco consolidados; e pneumatóforos (*Laguncularia e Avicennia*), estruturas que auxiliam nas trocas gasosas (VIDAL-TORRADO et al., 2005).

O Novo Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012), enquadra o ecossistema manguezal, em toda sua extensão, como Área de Preservação Permanente (APP), reconhecendo-o como área protegida, ressaltando sua função ambiental de assegurar o bem-estar das populações humanas, assim como a necessidade de preservação dos recursos hídricos, do solo e da biota.

Apesar de sua importância ecológica, socioeconômica e da proteção por legislação, a localização dos manguezais na zona costeira propicia o avanço da população humana e, conseqüentemente, para as construções de moradias e grandes projetos industriais e metalúrgicos, tornando-o cada vez mais vulnerável à degradação. Decorrente dessas

atividades, os manguezais vem sendo alvo de fontes de contaminantes como os metais pesados, que são caracterizados pela alta toxicidade, não biodegradabilidade e alta persistência (OLIVEIRA & MARINS, 2011; BOA VENTURA et al., 2011).

A presença de metais pesados em solos de manguezais decorre de fontes naturais, como intemperismo de rochas e minerais que contém esses elementos (BANCI et al., 2017; LI et al., 2016); e de fontes antrópicas, tais como atividade industrial, carcinicultura, agricultura e esgotos domésticos (FONSECA et al., 2013); MOREIRA et al., 2011). Os metais oriundos dessas atividades alcançam as áreas de manguezal pelo transporte nos rios, aporte de água do mar, escoamento de águas pluviais ou mesmo deposição atmosférica (GHOSH et al. 2019).

Os solos de manguezais possuem características que podem favorecer o acúmulo de metais pesados, dentre as quais podem ser destacadas: valores de pH neutros a levemente alcalinos, elevadas taxas de sedimentação (que podem favorecer a deposição de argila e silte), assim como potenciais redox baixos (favorecendo a formação de sulfetos e a precipitação com metais) e altos teores de compostos orgânicos (formando complexos orgânicos ricos em metais) (BASTAMI et. al., 2014; FERREIRA et. al., 2010). Esses atributos físicos e químicos estão diretamente relacionados à imobilização dos metais nos compartimentos do solo ou sua disponibilidade na solução do solo (FERREIRA, 2002). Portanto, eventuais alterações nesses atributos comprometem a estabilidade desses contaminantes nos compartimentos geoquímicos do solo, tornando-os disponíveis (ANDRADE, 2013). Além disso, sabe-se que os teores dos metais nesses ambientes podem variar em função de parâmetros como profundidade, distância da costa, distância da fonte, e características do solo/sedimento (BAYEN, 2012; BRADY et al., 2014).

Os metais pesados têm maior potencial de toxicidade quando estão biodisponíveis. Altas concentrações de metais disponíveis no meio podem ser absorvidas ao longo da cadeia trófica, causando efeitos negativos à flora, afetando processos fisiológicos; e à fauna ao causar distúrbios metabólicos quando incorporados aos órgãos (PINHEIRO et al., 2012).

Estudos têm avaliado os níveis de contaminação e risco ecológico de metais pesados na fauna e flora de manguezais, assim como efeitos à saúde humana. Pinheiro et. al (2012) verificaram a bioacumulação de seis metais (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn e Pb) nos órgãos do

caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) no manguezal de Cubatão, SP, Brasil, com destaque para o cromo (Cr), que apresentou níveis não seguros para o consumo humano. Ostras (*Crassostrea rhizophorae*) do manguezal Botafogo – PE, Brasil, apresentaram altos teores de Zn nos tecidos moles avaliados, sendo observada a sua capacidade para bioacumular o metal (ARAÚJO, et. al., 2022). Ferreira et. al (2010) encontraram altos níveis de metais no fígado e rins da Garça-da-noite (*Nycticorax nycticorax*), mostrando que os metais podem alcançar níveis mais próximos ao topo da cadeia alimentar.

O manguezal do estuário do Rio Botafogo, localizado nos limites de Itapissuma, PE, está submetido à influência das comunidades ribeirinhas e atividades industriais, agrícolas e de carcinicultura e, por isso, está vulnerável à contaminação por metais pesados. É considerado um dos manguezais mais impactados do país, devido ao despejo de efluentes com Hg nas décadas de 60 a 80, como apontado por Marins et. al (2004). Estudos mais recentes indicaram a contaminação do manguezal de franja do estuário Botafogo (solos até 30 metros das margens do rio), com teores elevados de Hg, Cr, Cu, Ni e Pb (ARAÚJO et al., 2021; ARAÚJO et al., 2022).

Porém, não há informações sobre a presença de metais nos solos de bosques de mangue, no interior, tornando difícil dimensionar o alcance da contaminação e os riscos no estuário Botafogo. A partir dessas informações, verifica-se a necessidade de estudos que avaliem os teores de metais ambientalmente disponíveis nos solos de bosques de mangue do estuário Botafogo, incluindo metais como bário e vanádio, nunca antes analisados no local. Os resultados desse estudo elucidarão aspectos relacionados à difusão da contaminação na extensão do estuário, bem como aos fatores do solo que interferem na distribuição de metais.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a distribuição dos teores ambientalmente disponíveis de metais pesados ao longo de transectos do manguezal Botafogo, bem como estimar o potencial risco ecológico nessas áreas.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Realizar a caracterização química e física dos solos coletados em dois transectos de 180 m, localizados em posições fisiográficas distintas do manguezal Botafogo;
- II. Determinar os teores ambientalmente disponíveis de bário (Ba), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), vanádio (V) e zinco (Zn) em perfis de solo coletados em dois transectos do manguezal Botafogo para avaliar a distribuição dos metais ao longo dos transectos e em profundidade;
- III. Correlacionar os teores ambientalmente disponíveis de metais pesados com os atributos físicos e químicos dos solos para verificar os fatores do solo que condicionam a distribuição de metais nos solos;
- IV. Avaliar a contaminação dos solos por meio de comparação com valores de referência internacionais e background geoquímico local;
- V. Estimar os riscos ecológicos causados por cada metal (E_i) e pelo efeito do conjunto de todos os metais (PERI).

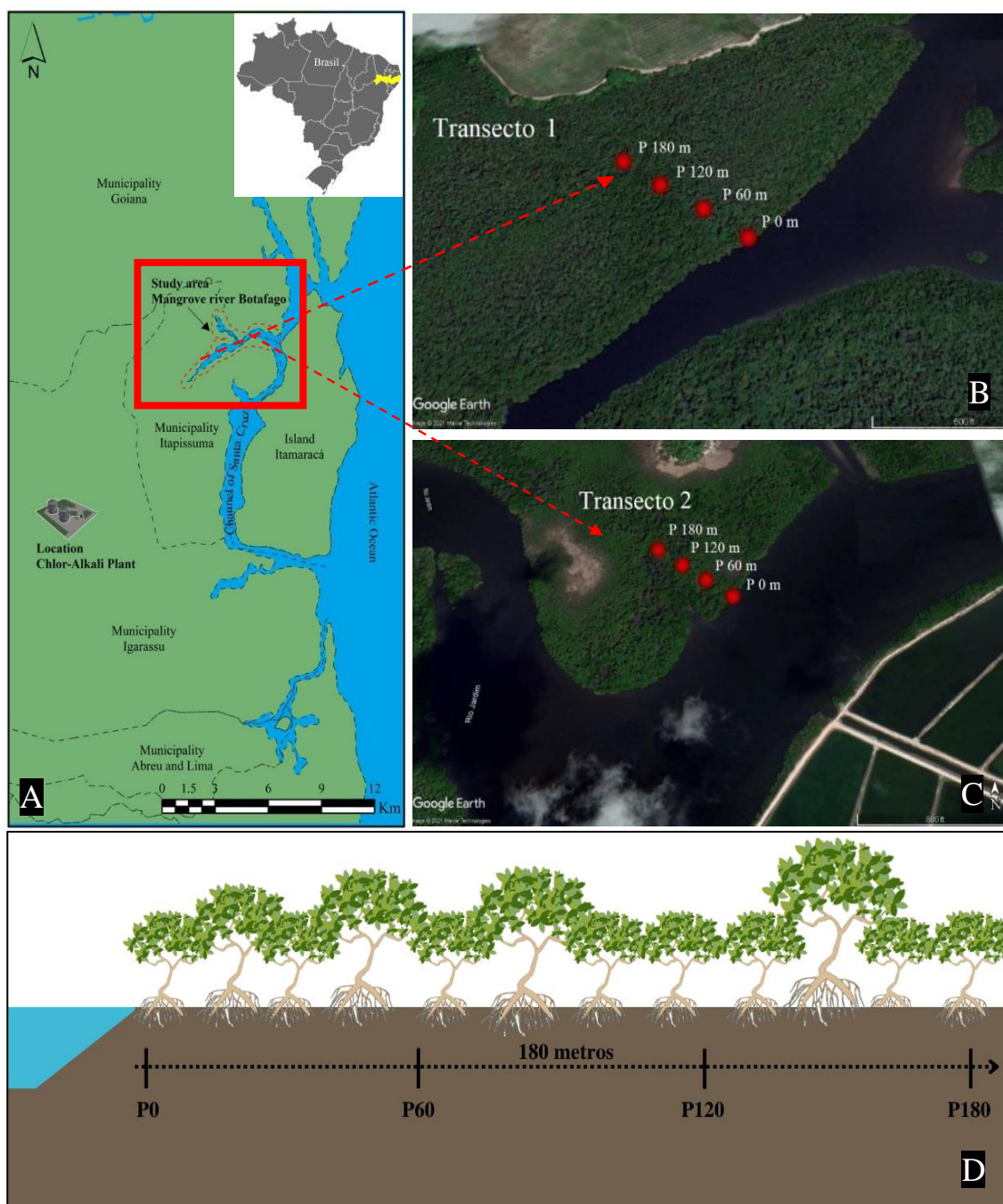
3. METODOLOGIA/MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO, COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE SOLO

A área de manguezal avaliada, adjacente ao estuário do Rio Botafogo, está situada na costa do nordeste do Brasil, nos limites do município de Itapissuma (Figura 1A). O rio, com extensão de 51 km e recurso hídrico mais importante dentre os rios litorâneos da região, contém o principal reservatório de água para o abastecimento da população local (CPRH, 2003). Segundo a classificação de Köppen e Geiger, o clima da região é o tropical úmido do tipo As, com temperaturas entre 25 e 30 °C e precipitação entre 1.300 e 2.200 mm ao ano (INPE, 2017). As marés são semidiurnas e regulares com 2 preias-mar (maré alta) e 2 baixas-mar (maré baixa) em cada ciclo de maré, com amplitude variando de 1,0 m (marés de quadratura) a 2,2 m (marés de sizígia). A geologia regional é representada por rochas do embasamento cristalino e recobrimentos de arenitos de granulometria média a fina (CPRH, 2003).

Com base em pesquisa anterior (ARAÚJO et al., 2022), duas áreas localizadas em posições distintas do manguezal Botafogo foram selecionadas para a avaliação da distribuição e disponibilidade de metais da margem ao interior do bosque de mangue (0-180 metros) (Figura 1B e 1C). No transecto 1, a vegetação predominante é a *Laguncularia racemosa* e no transecto 2, *Rizophora mangle*. Em cada transecto, foram definidas as distâncias 0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo (Figura 1D).

Figura 1. Local de estudo: A) Estuário do Rio Botafogo; B) Pontos de coleta no transecto 1; C) Pontos de coleta no transecto 2; D) Esquema ilustrativo dos pontos de coleta em cada transecto (distâncias 0, 60, 120 e 180 m da margem do Rio Botafogo. Adaptado de Araújo et. al. (2021).



Em cada distância, foram coletados 3 perfis de solo (0-40 cm) com o auxílio de um amostrador de solos específico para ambiente alagado. Em campo, as amostras foram seccionadas nas profundidades de 0 a 5, 5 a 10, 10 a 20, 20 a 30 e 30 a 40 cm e transportadas em sacos plásticos, em temperatura próxima a 4 °C para evitar alterações químicas das amostras.

Em laboratório, as amostras de solo foram divididas: uma parte destinada à análise de metais foi transferida para pote plástico devidamente identificado e mantida em freezer. A outra parte foi seca em estufa a 60 °C para as análises de granulometria e matéria orgânica.

Para a análise de metais, amostras armazenadas no freezer foram secas em estufa a 35 °C, destorroadas e peneiradas (malha de abertura de 2 mm) (Figura 2C-D). Aproximadamente 2 gramas de amostra foi macerada e peneirada novamente em peneira de 200 mesh (malha de abertura de 0,075 mm). Para a análise granulométrica e de matéria orgânica, as amostras secas em estufa foram destorroadas e peneiradas em malha de 2 mm.

Figura 2. Preparo de amostras para análise de metais. A) Armazenamento das amostras em freezer. B) Secagem de subamostras em estufa a 35° C) Destorroamento e peneiramento (2 mm). D) Maceração e peneiramento (0,075 mm).



Para a análise granulométrica, as amostras foram submetidas aos pré-tratamentos para remoção de sais e de matéria orgânica (Figura 3), com a finalidade de promover uma melhor dispersão das partículas. Para a eliminação dos sais, as amostras de solo foram lavadas com álcool a 60% (Figura 3A-B); a remoção de matéria orgânica ocorreu por oxidação com solução de peróxido de hidrogênio 1:1 (Figura 3C).

Figura 3. Pré-tratamentos: remoção de sais das amostras de solo com álcool a 60%. B) amostras após remoção dos sais com solução de álcool a 60%. C) remoção da matéria orgânica das amostras de solo com peróxido de hidrogênio a 15%.



3.2. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DAS AMOSTRAS

O potencial redox (Eh) e o pH das amostras de solo foram determinados em campo por meio de um equipamento de potencial de oxidação-redução (ORP) (Figura 4A).

A MOS foi quantificada por termogravimetria, onde 5,0 gramas do solo devidamente preparado foi levado a mufla em cadinho de porcelana por 2 horas, a 450 °C (DAVIES, 1974) (Figura 4B). O teor total de MOS foi obtido por diferença entre as massas dos solos antes e após a combustão.

Figura 4. Caracterização química e física de amostras. A) medição de pH e Eh com equipamento de potencial de oxidação-redução (ORP) em campo. B) Cadinhos com amostras de solo em mufla.



As frações granulométricas dos solos foram determinadas segundo método do densímetro (Figura 5A-B), utilizando solução de hexametáfosfato de sódio e hidróxido de sódio como dispersante (CAMARGO et al., 2009).

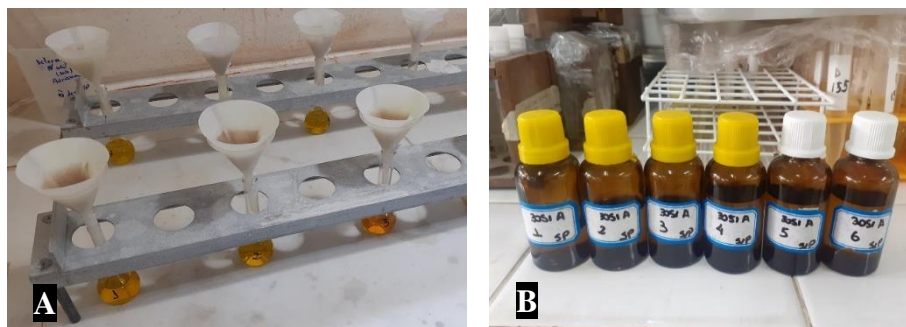
Figura 5. Análise granulométrica. A) dispersão das amostras de solo; B) determinação pelo método do densímetro.



3.3. TEORES AMBIENTALMENTE DISPONÍVEIS DE METAIS PESADOS EM SOLOS

Pesou-se 0,500 g das amostras previamente secas, maceradas e peneiradas em tubo de teflon. Foram adicionados 9 mL de ácido nítrico (HNO_3) e 3 mL de ácido clorídrico (HCl). O conjunto foi mantido em sistema fechado, forno de microondas (Mars Xpress) e digerido a uma temperatura de 175 °C por 4' 30" minutos (USEPA, 1998). Após resfriamento a temperatura ambiente, as amostras foram transferidas para balões volumétricos de 25 mL, completando-os com água ultrapura e os extratos filtrados (Figura 6).

Figura 6. Digestão ácida de amostras de solo para determinação dos teores de metais. A) filtração dos extratos em balões volumétricos; B) extratos armazenados em frascos de borossilicato.



O controle de qualidade das análises foi realizado pelo uso de amostras em branco e de sedimento estuarino certificado (NIST - New York/New Jersey Waterway Sediment) com teores conhecidos dos metais em estudo. As análises foram realizadas em duplicata.

Metais nos extratos de digestão foram determinados em Espectrômetro de Emissão Óptica por Plasma Indutivamente Acoplado (ICP – OES).

3.4. AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DOS SOLOS

Para avaliar a contaminação nos solos do manguezal do Rio Botafogo, os teores médios de metais obtidos (0-40 cm) ao longo de cada transecto foram comparados com os valores de background regional e valores de referência mundiais. Os valores de background regional utilizados foram obtidos em solos de manguezal do Rio Jaguaribe, localizado em Itamaracá – PE, local com semelhança geológica, mas com reduzida influência antrópica.

Os valores de referências mundiais utilizados foram da Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), agência ambiental do Canadá, que preconiza dois valores de referência para toxicidade em solos e sedimentos estuarinos, o Threshold Effect Level (TEL) e o Probable Effects Level (PEL). O TEL indica a concentração máxima de determinado metal onde nenhum efeito tóxico é observado; e o PEL refere-se à concentração mínima de determinado metal onde efeitos tóxicos já podem ser verificados em espécies mais sensíveis.

Como para bário (Ba) e vanádio (V) não há valores de TEL e PEL e nem backgrounds regionais em áreas de manguezal com reduzida interferência antrópica, os teores desses metais encontrados nos solos do manguezal Botafogo, foram comparados com os valores de referência de qualidade dos solos de Pernambuco (CPRH, 2014).

3.5. POTENCIAL RISCO ECOLÓGICO

A estimativa do risco ecológico de cada metal estudado foi calculada a partir da equação 1:

$$E_i = T_i \times f_i \quad (\text{Eq.1})$$

Onde,

- E_i é o coeficiente de risco ecológico;
- T_i é o fator de toxicidade do metal; e
- f_i é o índice de contaminação do metal.

O fator de toxicidade do metal (T_i) dos metais estudados são os seguintes: Cr = 2; Cu = 5; Pb = 5; V = 2; e Zn = 1 (CHAI et al., 2017; HAKANSON, 1980). Como não existe valor de T_i para Ba (bário), não foi calculado o E_i para o metal.

O valor do índice de contaminação do metal (f_i) compreende a razão entre o valor do metal nos solos em estudo (C_i) e o background geoquímico dos metais (B_i):

$$f_i = \frac{C_i}{B_i}$$

Os coeficientes de risco ecológico (E_i) de cada metal foram interpretados e enquadrados em uma das quatro seguintes categorias: $E_i < 40$ (risco baixo), $40 < E_i < 80$ (risco moderado), $80 < E_i < 160$ (risco considerável), $160 < E_i < 320$ (risco alto), e $E_i > 320$ (risco muito alto) (HAKANSON, 1980).

Foi calculado também o Potencial Risco Ecológico (PRE), que expressa o risco ecológico causado pelo conjunto de metais:

$$\text{PRE} = \sum E_i$$

Cujo resultado foi enquadrado em uma das quatro seguintes categorias: $\text{PERI} < 150$ (potencial risco ecológico baixo), $150 \leq \text{PERI} < 300$ (potencial risco ecológico moderado), $300 \leq \text{PERI} < 600$ (potencial risco ecológico considerável) e $\text{PERI} \geq 600$ (potencial risco ecológico muito alto) (HAKANSON, 1980).

4. ANÁLISE DOS DADOS

Valores médios, máximos, mínimos e desvios padrão foram calculados, com auxílio do Excel, para todas as variáveis avaliadas. Correlações de Pearson foram estabelecidas entre os teores de metais ambientalmente disponíveis e variáveis físicas e químicas dos solos, após a verificação da normalidade dos dados.

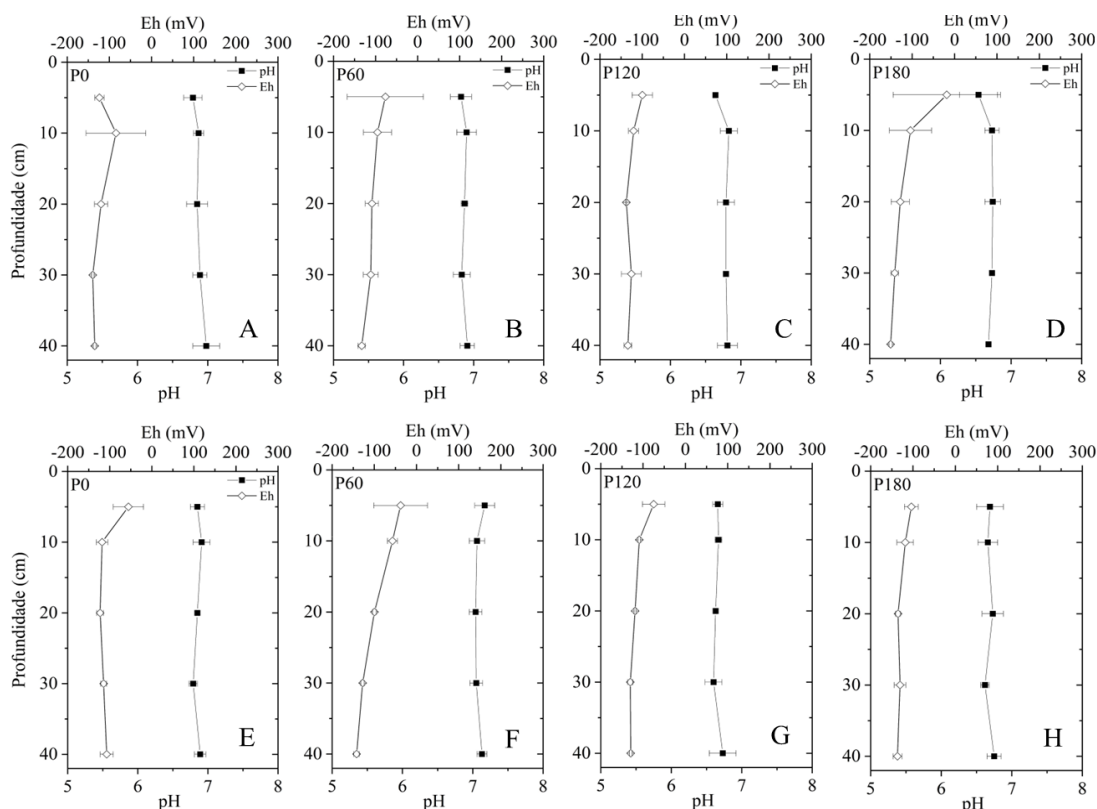
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. pH e Eh

Os valores médios de pH em ambos os transectos apresentaram baixa variação tanto em profundidade (0 – 40 cm) quanto em distância da margem do rio (P0, P60, P120 e P180 m) (Figura 7). Para o transecto 1, observou-se valores de pH variando entre 6,7 e 7,0; já para o transecto 2 foi observado uma faixa de 6,8 a 7,2. Os valores de pH próximos à neutralidade são comuns em solos de manguezal porque nesses ambientes ocorrem tanto o consumo de prótons nas reações de redução, gerando hidroxilas, quanto há liberação de prótons nas reações de oxidação de matéria orgânica e sulfetos (DU LAING et al., 2009).

Para o potencial redox, observou-se valores médios superiores nas camadas superficiais (0-10 cm), em ambos os transectos, exceto pelo P0 do T1. Em profundidade foi verificada diminuição desses valores, devido à difusão dos gases que ocorre com menos dificuldades nas camadas superficiais. De modo geral, foram encontrados valores médios de Eh < 100 mV, o que caracteriza os solos como anóxicos, indicando ambiente fortemente reduzido, condição que favorece a formação de sulfetos, importante compartimento mineral na retenção de metais (ZHANG et al., 2014).

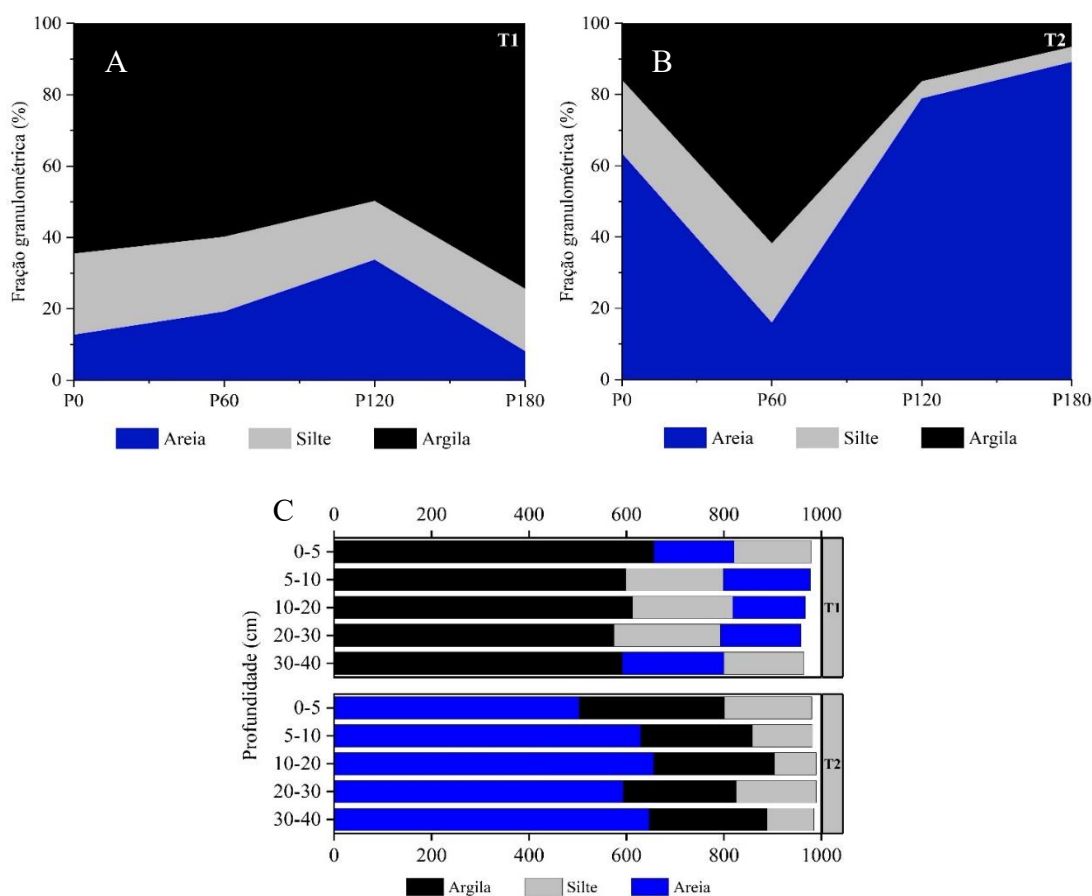
Figura 7. Valores de pH e Eh nos pontos de coleta (0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo) nos transectos 1 (A-D) e 2 (E-H).



5.2. DISTRIBUIÇÃO DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS

Os teores de argila variaram de 370 a 874 g kg⁻¹ no transecto 1 e de 50 a 698 g kg⁻¹ no transecto 2. No T1 observou-se predomínio da fração argila ao longo de todo o transecto, destacando o P180, com média de 70% de argila (Figura 8A). No T2 houve predomínio da fração areia (de 63 a 89%) em todos os pontos de coleta, exceto no P60, com 60% de argila (Figura 8B). As diferenças encontradas na distribuição das frações granulométricas entre T1 e T2 podem estar associadas à posição dos transectos na paisagem. O T1 está localizado no estuário superior (a 6 km da foz do rio), com pouca influência da hidrodinâmica marinha, o que favorece a deposição de partículas mais finas como a argila e o silte. Já o T2 localiza-se próximo à desembocadura do rio Botafogo, onde a energia da água é maior e, conseqüentemente, as partículas de areia permanecem depositadas, havendo ressuspensão de argila e silte.

Figura 8. Distribuição, em valor médio percentual (%), de areia, silte e argila ao longo dos transecto 1 (A), transecto 2 (B), e das profundidades de 0 a 40 cm (C).



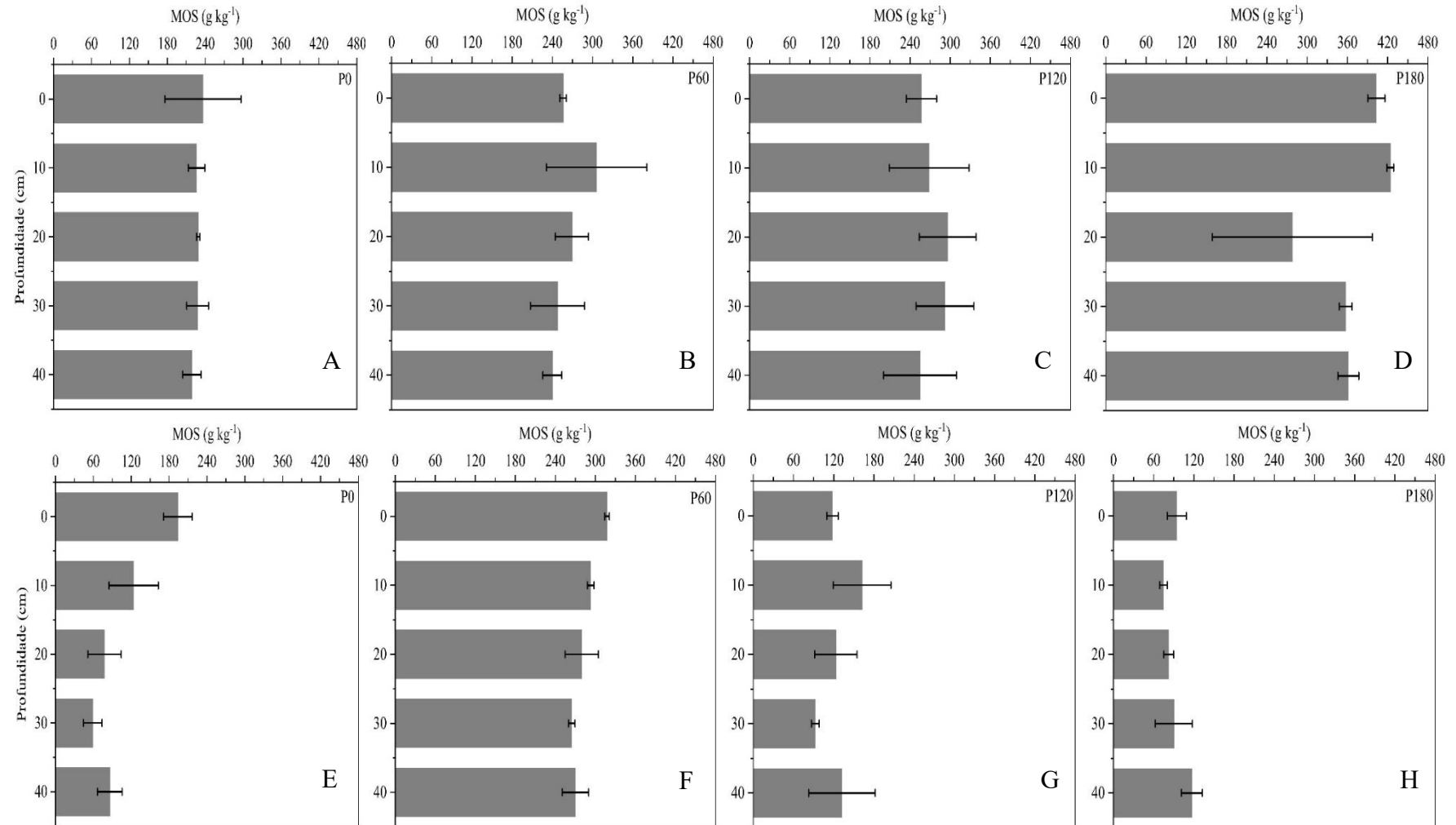
As variações observadas nos teores de areia, silte e argila em profundidade podem ser justificadas pela sucessão de sedimentos diferentes depositados ao longo dos ciclos de sedimentação no manguezal (Figura 8C).

5.3. MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO (MOS)

Altos teores de MOS foram observados no transecto 1, com valores médios variando entre 219 e 306 g kg⁻¹ (Figura 9A-D). Foi verificado ainda diferenças no acúmulo de MO ao longo do T1, com destaque para o P180, com teores mais elevados em comparação com os demais pontos de coleta. A distribuição de MO em profundidade não sofreu variação expressiva, com exceção da camada de 10-20 cm do P180, com amplitude de 160 a 390g kg⁻¹. Teores elevados de MOS são característicos dos solos de manguezal que, por estarem em condições de constante alagamento, favorecem a manutenção do ambiente anóxico, a decomposição anaeróbica e menos eficiente da MOS, promovendo a sua manutenção e acúmulo (ADAME et al., 2016). Considerada um complexante orgânico natural, a matéria orgânica é um importante atributo na retenção de metais pesados no solo, podendo interagir com os mesmos por meio da adsorção à sua superfície negativa ou por complexação, podendo assim diminuir ou aumentar a disponibilidade dos contaminantes para o meio (FERREIRA, 2002).

Para o transecto 2, os valores médios de MOS variaram entre 59 e 318 g kg⁻¹. Com exceção do P60, que apresentou teor médio de MOS de 320 g kg⁻¹, todos os demais pontos de coleta apresentaram valores inferiores de MOS em comparação ao T1 (Figura 9E-H). Essa diferença pode ser explicada pelo predomínio da fração areia no T2 que, por não ser uma fração mineral reativa, interage fracamente com a MOS e, conseqüentemente, não a protege da ação microbiana (LAIR et al., 2007). Considerando a vegetação fonte de MO para solos do T1 e T2, foi verificado que o bosque de *R. mangle* (T2) é mais denso que o de *L. racemosa* (T1), no entanto, os solos mais arenosos em T2, possivelmente, desfavorecem a manutenção da MO por mais tempo.

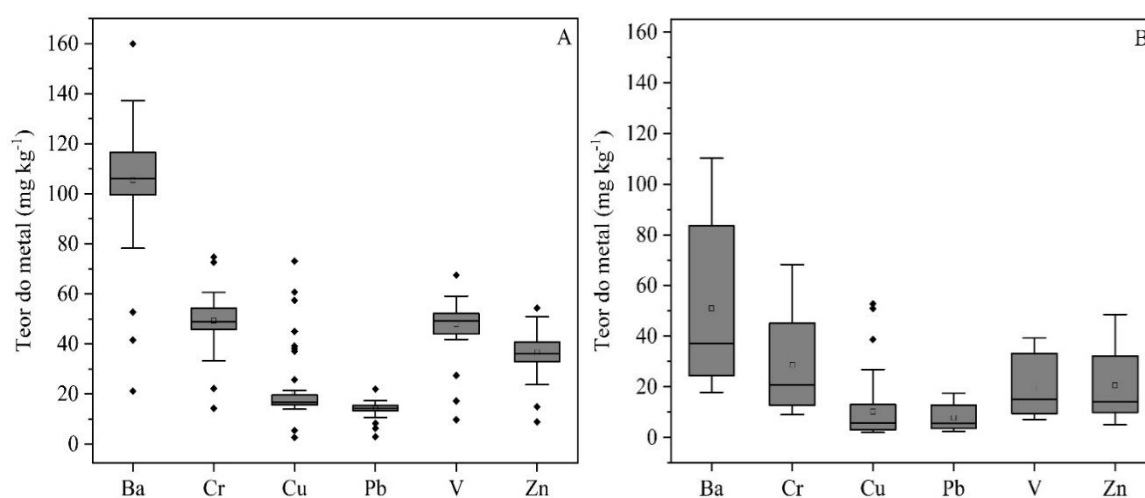
Figura 9. Teores de matéria orgânica do solo (MOS) ao longo dos transectos 1 (A-D) e 2 (E-H), nas profundidades de 0 a 40 cm.



5.4. TEORES DE METAIS PESADOS NOS SOLOS

Os teores médios dos metais pesados (mg kg^{-1}) encontrados no transecto 1, em ordem decrescente, foram: Ba (105,44) > Cr (49,16) > V (47,71) > Zn (36,51) > Cu (20,52) > Pb (14,03) (Figura 10A). Os teores máximos de Ba, Cr, Cu, Pb, V e Zn foram até 1,9; 2,5; 3,8; 1,2; 2,8 e 1,4 superiores aos backgrounds regionais (Tabela 1), evidenciando a contaminação dos solos. Apenas Cr e Cu apresentaram valores acima do TEL, indicando que efeitos adversos à biota podem ocorrer ocasionalmente.

Figura 10. Gráficos boxplot dos teores de metais pesados nos solos avaliados dos transectos 1 (A) e 2 (B).



No transecto 2, os teores médios de metais pesados (mg kg^{-1}) encontrados, em ordem decrescente, foram: Ba (51,50) > Cr (28,61) > Zn (20,31) > V (19,33) > Cu (10,27) > Pb (7,72) (Figura 10B). Os valores máximos de Ba, Cr, Cu, V e Zn ultrapassaram até 1,3; 2,3; 2,7; 1,6; 1,3 os backgrounds regionais, respectivamente. Os teores de Pb encontrados no T2 foram inferiores ao background. Semelhante ao T1, foi verificado que os teores máximos de Cr e Cu foram acima do TEL, o que indica a vulnerabilidade de espécies mais sensíveis à efeitos adversos causados a partir da exposição a esses metais nas áreas.

As adições antrópicas de Ba, Cr, Cu, Zn e Pb nos solos do manguezal Botafogo podem ser provenientes dos insumos agrícolas usados no cultivo da cana-de-açúcar; já o Cu e o Zn também podem ter origem nos resíduos da carcinocultura. Outros estudos em áreas de manguezal no mundo mostram o aporte de metais como Cr, Cu, Pb e Zn, inclusive ultrapassando valores de referência internacionais, decorrente das atividades industriais e agrícolas desenvolvidas no entorno (Ghosh et al. 2019; Silva, 2002).

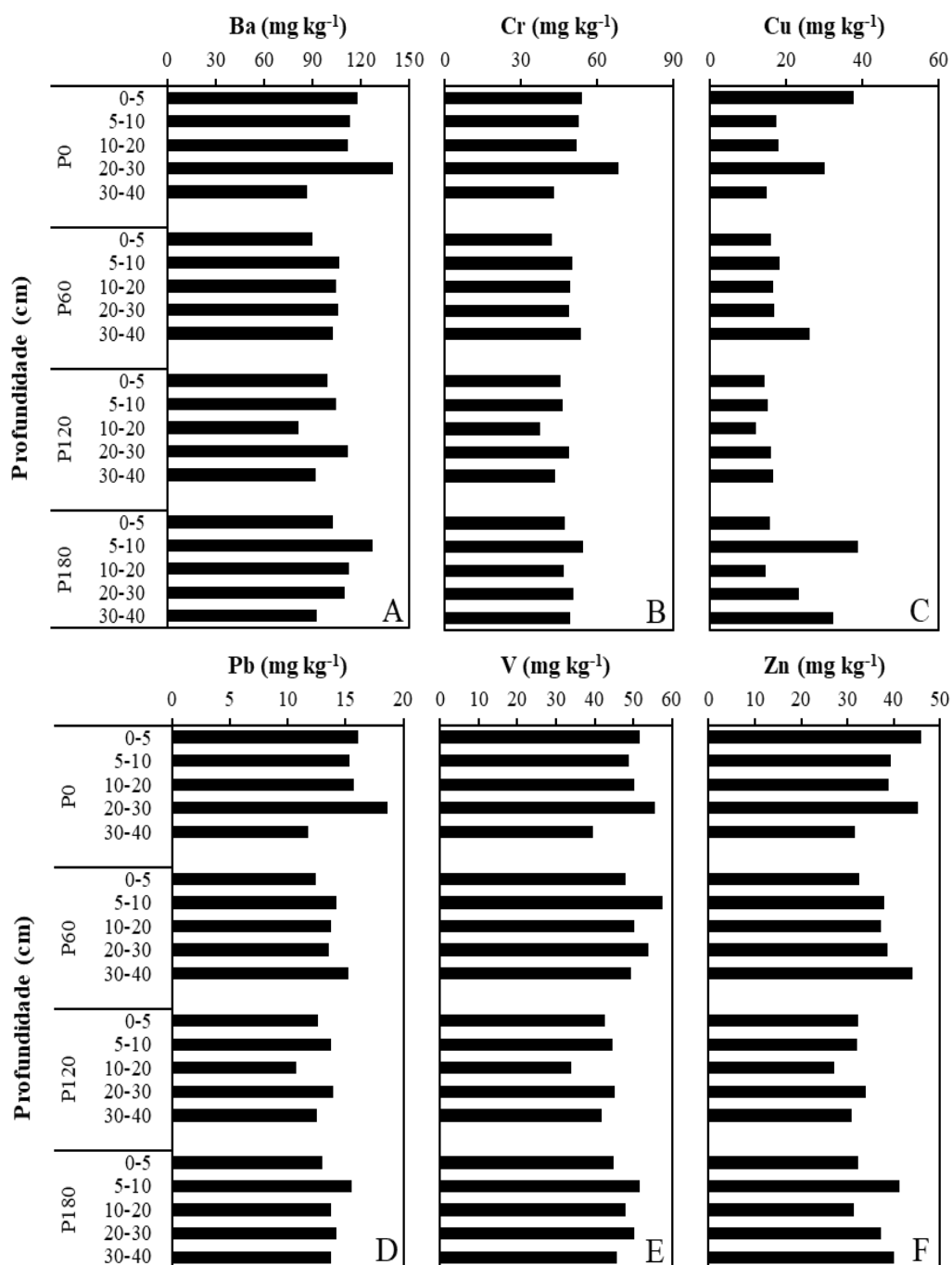
Tabela 1. Teores médios de metais pesados (mg kg^{-1}) dos solos coletados do manguezal Botafogo comparados ao background regional e a valores de referência internacionais. ¹Presente trabalho; ²Concentrações de metais em manguezal sob mesmo contexto geológico e com menor interferência antrópica; ³Valores de Referência de Qualidade para Ba e V em solos de Pernambuco (CPRH, 2014); ⁴TEL: Threshold Effect Level. ⁵PEL: Probable Effect level (CCME, 1999).

Local	-	Ba	Cr	Cu	Pb	V	Zn
TRANSECTO 1							
Manguezal	Média	105,4	49,1	20,5	14,0	47,7	36,5
Botafogo ¹	Mín-Máx	21,2-159,9	14,3-74,7	2,65-73,0	2,9-22,0	9,7-67,5	8,8-54,3
TRANSECTO 2							
Manguezal	Média	51,0	28,6	10,2	7,8	19,4	20,6
Botafogo ¹	Mín-Máx	17,8-110,2	9,0-68,3	2,0-52,8	2,4-17,6	7,1-39,3	5,1-48,6
VALORES DE REFERÊNCIA							
Background Regional ²	-	-	30,1	19,3	18,6	-	38,3
VRQ ³	-	84,0	-	-	-	24,0	-
TEL ⁴	-	-	52,3	18,7	30,2	-	124,0
PEL ⁵	-	-	160,0	108,0	112,0	-	271,0

5.5. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS PESADOS NOS SOLOS

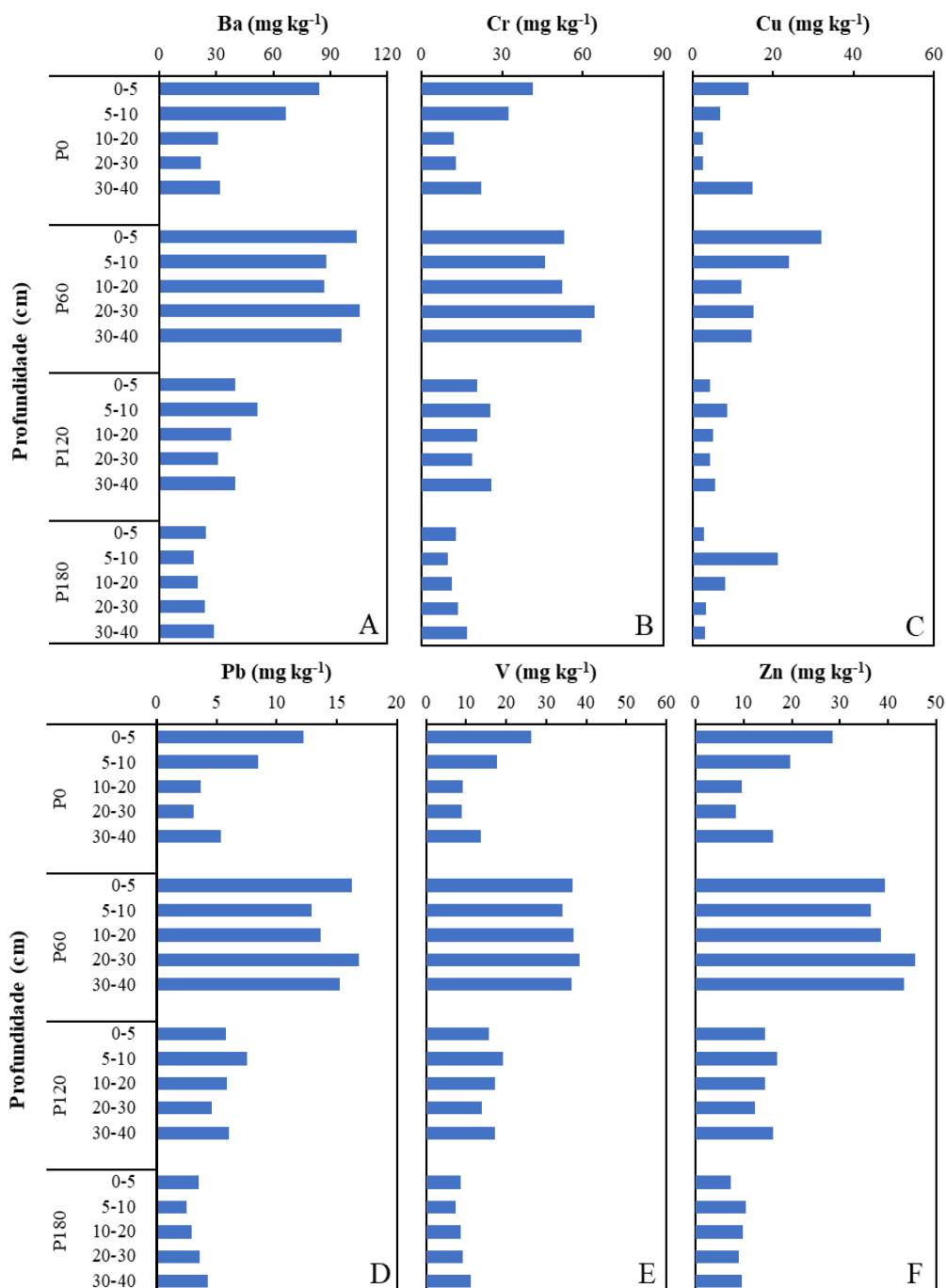
A distribuição dos metais ao longo do T1 é apresentada na figura 11. Verificou-se, de maneira geral, teores de metais mais elevados no P0 em comparação aos demais pontos de coleta. Adicionalmente, foi observado que os teores de Cu e Zn na camada de 0-5 cm do P0 foram mais elevados em comparação às demais profundidades. Esses resultados podem ser devido a maior influência do P0 à carga recente de sedimentos com metais, trazida pelo fluxo do rio, especialmente para Cu e Zn. Não foram observadas variações expressivas dos metais em profundidade, indicando uma distribuição vertical uniforme dos metais.

Figura 11. Distribuição de Ba, Cr, Cu, Pb, V e Zn ao longo do transecto 1 e nas profundidades de 0 a 40 cm.



No transecto 2 observou-se, para todos os metais, concentrações mais elevadas na camada 0-5 do P0, com diminuição gradativa em profundidade, com leve aumento na última camada (30-40 cm) (Figura 12). No ponto 60 m à margem do rio, destaca-se teores superiores para todos os metais em comparação com os demais pontos, podendo-se inferir sobre a contaminação mais antiga, com tendências a adentrar o bosque de mangue.

Figura 12. Distribuição de Ba, Cr, Cu, Pb, V e Zn ao longo do transecto 2 e nas profundidades de 0 a 40 cm.



Ao comparar os padrões de distribuição entre T1 e T2, observou-se que, de modo geral, as concentrações de metais pesados são mais elevadas ao longo do transecto 1 do que no transecto 2, exceto pelo ponto 60 do T2, que apresentou tendências de valores igualmente elevados. Isso pode ser explicado pelos altos teores de argila e MOS no T1 e P60 do T2, indicando o papel desses atributos físicos e químicos na retenção de metais pesados no solo.

As correlações de Pearson confirmam a importância das frações granulométricas e da MOS no acúmulo e distribuição de metais nos solos avaliados (Tabela 2). As correlações entre argila e todos os metais foram positivas e significativas ($p < 0,05$), indicando que nas áreas com teores mais elevados de argila, espera-se maior acúmulo de metais. Embora a relação entre Cu e argila tenha sido significativa ($r = 0,38$, $p < 0,05$), a mesma foi menor que para os demais metais. Por ser uma fração com predominância de cargas negativas, a fração argila está interligada com a maioria das reações físico-químicas que ocorrem no solo, apresentando alta capacidade de interação e adsorção de elementos, como os metais pesados. Com isso, a argila desempenha papel importante na retenção de metais pesados no solo, contribuindo na função ecossistêmica do solo como filtro desses contaminantes, evitando a difusão dos mesmos para a biota (SUNDARAMANICKAM et al., 2016).

Tabela 2. Correlações de Pearson entre os metais pesados avaliados e as características dos solos de manguezal

	Areia	Silte	Argila	MOS	pH	Eh
Ba	-0.75*	0.42*	0.72*	0.78*	0.28*	0.07
Cr	-0.72*	0.40*	0.70*	0.76*	0.37*	0.06
Cu	-0.44*	0.33*	0.38*	0.49*	0.14	0.01
Pb	-0.73*	0.43*	0.70*	0.77*	0.37*	0.06
V	-0.77*	0.42*	0.75*	0.79*	0.21*	0.04
Zn	-0.73*	0.44*	0.69*	0.76*	0.39*	0.04

*Correlação significativa a 5%

Conforme esperado, as correlações entre areia e metais foram negativas e significativas devido à fraca interação entre essa fração granulométrica e os metais. Por serem partículas de baixa reatividade no solo, apresentam limitações para a retenção de metais por ligações químicas (BAYEN, 2012).

As correlações entre metais e MOS seguiram a mesma tendência que a argila. As correlações foram positivas e significativas, evidenciando o papel importante da MO na retenção de metais. Isso ocorre porque a matéria orgânica apresenta vários grupos funcionais, com presença de enxofre, nitrogênio e oxigênio, com afinidade para complexar metais pesados, interferindo na sua disponibilidade (ZHANG et al., 2010).

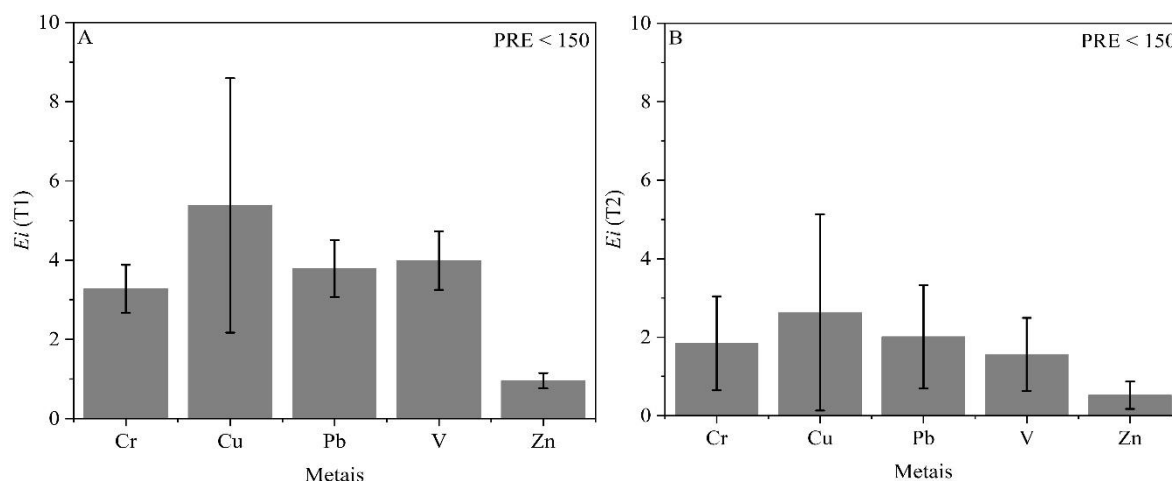
Embora tenha sido observada correlações positivas e significativas entre pH e metais, os coeficientes de correlação foram baixos. Isso é esperado visto que os teores de metais acessados pela digestão 3051A acessam frações dos metais pouco sensíveis às variações de pH do meio. Não foram verificadas correlações entre Eh e MOS devido, possivelmente, pela condição geral de homogeneidade do Eh no solo, sendo a argila e a matéria orgânica

sobressaindo como atributos que influenciam na distribuição de metais no solo do manguezal Botafogo.

5.6. RISCO ECOLÓGICO

Os valores médios dos coeficientes de risco ecológico (Ei) encontrados para metais pesados, nos transectos 1 e 2, podem ser visualizados na Figura 13. No T1, os metais apresentaram os seguintes valores de Ei , em ordem decrescente: Cu (5,31) > V (3,98) > Pb (3,76) > Cr (3,26) > Zn (0,95). Para o T2, os valores médios de Ei encontrados, em ordem decrescente, foram: Cu (2,64) > Pb (2,10) > Cr (1,90) > V (1,62) > Zn (0,54).

Figura 13. Valores médios e desvios-padrão dos coeficientes de risco ecológico (Ei) de metais pesados nos solos dos transectos 1 (A) e 2 (B).



Comparando os coeficientes de risco ecológico dos dois transectos avaliados, percebe-se valores mais elevados no T1 (Figura 13A), isso se deve aos teores de metais no T1 que foram maiores do que em T2. Os valores de Ei de Cu foram mais altos em ambos os transectos devido ao fator de toxicidade do metal (T_i) ser mais alto comparado aos demais metais. O Zn, como metal de menor toxicidade, apresentou os coeficientes de risco ecológico mais baixos. Para todos os metais avaliados, os coeficientes de risco ecológico foram abaixo de 40, enquadrando na categoria de risco baixo.

O Potencial Risco ecológico (PRE) que indica o risco ocasionado pelo conjunto de metais, foi abaixo de 150, sendo categorizado como potencial risco ecológico baixo (T1 = 17,6/ T2 = 9,1). Isso quer dizer que, embora as áreas avaliadas estejam contaminadas, a presença dos metais não oferece riscos ecológicos elevados.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os transectos estudados apresentaram diferenças quanto à distribuição de MOS e argila, condicionadas pela posição dos transectos na paisagem.

De acordo com as correlações obtidas, a argila e a matéria orgânica do solo são os principais atributos que governam a dinâmica de metais pesados nos solos do manguezal Botafogo, com papel fundamental na sua retenção, evidenciando a função ecossistêmica do solo como filtro desses contaminantes.

Observou-se contaminação dos solos por todos os metais pesados estudados (Ba, Cr, Cu, Pb, V e Zn), em ambos os transectos. Adicionalmente, Cr e Cu também apresentaram valores máximos acima do TEL, sugerindo que efeitos tóxicos podem ocorrer na biota do Manguezal Botafogo.

Embora as áreas tenham apresentado contaminação por metais pesados, valores de coeficiente de risco ecológico (Ei) e de Potencial de Risco Ecológico (PRE) dos metais pesados foram baixos, indicando que a presença dos metais nos solos de bosques de mangue não oferece riscos ecológicos elevados.

7. REFERÊNCIAS

ADAME, M. F.; FRY, B. Source and stability of soil carbon in mangrove and freshwater wetlands of the Mexican Pacific coast. **Wetlands Ecology and Management**, Dordrecht, v. 24, n. 2, p. 129-137, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11273-015-9475-6>>. Acesso em 30 de set. de 2022.

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CPRH). Instrução Normativa Nº 7 de 07/07/2014; ANEXO I - LISTA DE VALORES ORIENTADORES PARA SOLOS DE PERNAMBUCO. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=279789>. Acesso em: 29 de set, 2022.

ALVES, J. R. P. Manguezais: educar para proteger. Rio de Janeiro: **FEMAR: SEMADS**, 2001.

ARAÚJO, P. R. M.; BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, F. B. V.; FERREIRA, T. O.; ALCÂNTARA S. F. Geospatial modeling and ecological and human health risk assessments of heavy metals in contaminated mangrove soils. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, 2022.

ARAÚJO, P. R. M.; BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, F. B. V.; SILVA, W. R.; SILVA, F. L.; FERREIRA, D. K. M. Assessing the spatial distribution and ecologic and human health risks in mangrove soils polluted by Hg in northeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 266, p. 129019, 2021.

ANDRADE, K. V. S. **A dinâmica físico-química dos solos de florestas de mangue do Estado de Sergipe**. 2013. 53 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 2013.

BANCI, K. R. S; MORI, G. M.; OLIVEIRA, M. A.; PAGANELLI, F. L.; PEREIRA, M. R.; PINHEIRO, M. A. A. Can environmental pollution by metals change genetic diversity? *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) as a study case in Southeastern Brazilian mangroves. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 116, n. 1-2, p. 440-447, 2017.

BASTAMI, K.D.; BAGHERI, H.; KHEIRABADI, V.; ZAFERANI, G. G.; TEYMORI, M.B.; HAMZEHPOOR, A.; SOLTANI, F; HAGHPARAST, S.; HARAMI, S. R. M.; GHORGHANI, N.F.; GANJI, S. Distribution and exological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin**. 81: 262 – 267, 2014.

BAYEN, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. **Environment International**, v. 48, p. 84-101. 2012.

BOAVENTURA, S. F; HADLICH, G. M; CELINO, J. J. Índices de contaminação de metais traço em encostas, manguezais e apicuns, Madre de Deus, Bahia. São Paulo, UNESP. **Geociências**, v.30, n. 4, p. 631-639, 2011.

BRADY, J. P.; AYOKO, G. A.; MARTENS, W. N.; GOONETILLEKE, A. Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, p. 248-255. 2014.

BRASIL, LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012, Capítulo II – DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE, Art. 4. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm. Acesso em: 12 de set. 2022.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic Life**. Winnipeg, 1999.

CHAI, L.; Li, H.; YANG, Z.; MIN, X.; LIAO, Q.; LIU, Y. Heavy metals and metalloids in the surface sediments of the Xiangjiang River, Hunan, China: distribution, contamination, and ecological risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 1, p. 874–885, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7872-x>. Acesso em: 30 de set. 2022.

CHAUDHURI, P.; NATH, B.; BIRCH, G. Accumulation of trace metals in grey mangrove *Avicennia marina* fine nutritive roots: the role of rhizosphere processes. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 79, n. 1-2, p. 284-292, 2014.

DU LAING, G.; RINKLEBE, J.; VANDECASTEELE, B.; MEERS, E.; TACK, F. M. G. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. **Science of the Total Environment, Amsterdam**, v. 407, n. 13, p. 3972-3985, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.025>. Acesso em 29 de set, 2022.

FERREIRA, A. P.; HORTA, M. A. P.; CUNHA, C. de L. N. da. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 2, p. 229-241, 2010.

FERREIRA, T. O. Solos de mangue do Rio Grumahú (Guarujá – SP): **pedologia e contaminação por esgoto doméstico**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2002.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; SOUZA JUNIOR, V. S.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. FIRME, L. P. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (São Paulo). **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 2, p. 995- 1006, 2010.

FONSECA, E. M.; BAPTISTA NETO, J. A.; SILVA, C. G.; MCALISTER, J. J.; SMITH, B. J.; FERNANDEZ, M. A. Stormwater impact in Guanabara Bay (Rio de Janeiro): evidences of seasonal variability in the dynamic of the sediment heavy metals. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, London, v. 130, p. 161-168, 2013.

GHOSH, S., BAKSHI, M., KUMAR, A. et al. Assessing the potential ecological risk of Co, Cr, Cu, Fe and Zn in the sediments of Hooghly–Matla estuarine system, India. **Environ Geochem Health**. 41, 53–70, 2019.

GUIMARÃES, F. P. **Potencial de macrófitas para remoção de arsênio e atrazine em solução aquosa**. 2006. 87 p. Tese (Magister Scientiae) - UFV, Programa de Pós-Graduação em botânica, 2006.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water Research**, Oxford, v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)>.

JAGTAP, T. G. E.; NAGLE V. L. Response and Adaptability of Mangrove Habitats from the Indian Subcontinent to Changing Climate, **Ambio: A Journal of the Human Environment**. v.36, n. 4, p.328–334, 2007.

LAIR, GJ, GERZABEK, MH & HABERHAUER, G. Sorção de metais pesados em constituintes orgânicos e inorgânicos do solo. **Environ Chem Lett** 5, p. 23-27, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10311-006-0059-9>. Acesso em: 30 de set, 2022.

LI, R.; XU, H.; CHAI, M.; QIU, G. Y. Distribution and accumulation of mercury and copper in mangrove sediments in Shenzhen, the world's most rapid urbanized city. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 188, n. 2, p. 87, 2016.

MOREIRA, I. T. A.; OLIVEIRA, O. M. C.; TRIGUIS, J. A.; SANTOS, A. M. P.; QUEIROZ, A. F. S.; MARTINS, C. M. S.; SILVA, C. S.; JESUS, R. S. Phytoremediation using *Rizophora mangle* L. in mangrove sediments contaminated by persistent total petroleum hydrocarbons (TPH's). **Microchemical Journal**, v. 99, n. 2, p. 376-382, 2011.

OLIVEIRA, R. C. B. de; MARINS, R. V. Dinâmica de Metais-Traço em solo e Ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático. **Revista virtual de química**, 3 (2), 88-102, 2011.

ONOFRE, C. R. de E.; CELINO, J. J.; NANO, R. M. W.; QUEIROZ, A. F. de S. Biodisponibilidade de metais traços nos sedimentos de manguezais da porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia. Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v. 7.n 2. p. 65 – 81. 2017

PINHEIRO, M. A. A.; TOLEDO, T. R. Malformation in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae), in São Vicente, state of São Paulo, Brazil. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha*. v. 1, n. 1, p. 61-65, 2010.

SILVA, M. R. C. Estudo de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Moji-Guaçu, com ênfase na determinação de metais. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2002.

SOUZA, C.A.; DUARTE, L.F.A.; JOÃO, M.C.A. & PINHEIRO, M.A.A. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, Cap. 1: p. 16-56. In: Pinheiro, M.A.A. & Talamoni, A.C.B. (Org.). Educação Ambiental sobre Manguezais. São Vicente: UNESP, **Instituto de Biociências**, Câmpus do Litoral Paulista, p.165. 2018.

SUNDARAMANICKAM, A.; SHANMUGAN, N.; CHOLAN, S.; KUMARESAN, S.; MADESWARAN, P.; BALASUBRAMANIAN, T. Spatial variability of heavy metals in estuarine, mangrove and coastal ecosystems along Parangipettai, Southeast coast of India. *Environmental Pollution*, Oxford, v. 218, p. 186-195, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.048>. Acesso em: 30 de set. de 2022.

VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; MACIAS, F.; BÍCEGO, M.; GARCÍA-GONZÁLES, M. T. Solos de mangue: características, gênese e impactos Antrópicos. *Edafología*, Santiago de Compostela, v. 12, n. 3, p. 199-244, 2005.

ZHANG, Q.; YAN, C.; LIU, J.; LU, H.; DUAN, H.; DU, J.; WANG, W. Silicon alleviation of cadmium toxicity in mangrove (*Avicennia marina*) in relation to cadmium compartmentation. *Journal of Plant Growth Regulation*, Nova York, v. 33, n. 2, p. 233-242, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00344-013-9366-0>. Acesso em: 29 de set. 2022.