



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO
CURSO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

TEORES DE MERCÚRIO TOTAL E ESTIMATIVA DE RISCO À SAÚDE
HUMANA EM SOLOS DE MANGUEZAL CONTAMINADOS POR
INDÚSTRIA DE SODA-CLORO

JOSÉ CARLOS DA SILVA NETO

RECIFE, PE

2024

JOSÉ CARLOS DA SILVA NETO

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**TEORES DE MERCÚRIO TOTAL E ESTIMATIVA DE RISCO À SAÚDE
HUMANA EM SOLOS DE MANGUEZAL CONTAMINADOS POR
INDÚSTRIA DE SODA-CLORO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental, pelo Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Caroline Miranda Biondi

Coorientadora: Dr^ª. Paula Renata Muniz Araújo

RECIFE, PE

2024

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)

N469t

Neto, José Carlos da Silva

Teores de mercúrio total e estimativa de risco à saúde humana em solos de manguezal contaminados por indústria de soda-cloro / José Carlos da Silva Neto. - 2024.
43 f. : il.

Orientadora: Caroline Miranda .
Coorientadora: Paula Renata Muniz .
Inclui referências.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Recife, 2024.

1. Estuário. 2. Metal pesado. 3. Poluição. 4. Rio Botafogo. I. , Caroline Miranda, orient. II. , Paula Renata Muniz, coorient. III. Título

CDD 628

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

TEORES DE MERCÚRIO TOTAL E ESTIMATIVA DE RISCO À SAÚDE HUMANA EM SOLOS DE MANGUEZAL CONTAMINADOS POR INDÚSTRIA DE SODA-CLORO

José Carlos da Silva Neto

Profa. Caroline Miranda Biondi (Orientadora)

Dra. Paula Renata Muniz Araújo (Coorientadora)

Prof. Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva (Examinador)

Profa. Leocádia Terezinha Cordeiro Beltrame (Examinadora)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), pela oportunidade de realizar um curso de graduação tão bem-conceituado e pelas oportunidades oferecidas durante minha graduação.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pela oportunidade de realizar o trabalho de iniciação científica.

À professora Caroline Biondi, pela orientação, relação profissional exemplar e confiança.

À Dra. Paula Araújo, pela orientação, profissionalismo, amizade, paciência e ensinamentos durante todos esses 3 anos. Por ter sido o meu primeiro contato com a pesquisa e quem eu tive como exemplo e inspiração, da qual obtive maravilhosas experiências nesta etapa da minha vida.

Ao Grupo de Pesquisa em Química Ambiental de Solos, onde desenvolvi meu projeto de pesquisa, tive a oportunidade de obter conhecimentos multidisciplinares e conheci pessoas incríveis que me ensinavam mais a cada dia.

À minha mãe, Gigliola Andrade, por ser sempre a minha maior apoiadora em todas as áreas da minha vida. Por ser quem me deu a oportunidade de estudo mesmo diante a todos os percalços enfrentados, quem sempre me incentivou a nunca desistir dos objetivos que pareciam impossíveis e que hoje são as minhas conquistas mais importantes.

À minha companheira, Anna Camila, pelo apoio, cuidado e carinho nos melhores e nos piores momentos da minha vida.

Aos meus amigos, que sempre me apoiaram, ensinaram, passaram por todas as adversidades comigo até o final desta minha jornada.

Por fim, expresso minha gratidão a todos que, de maneira direta ou indireta, contribuíram para a realização deste trabalho, mesmo que não tenham sido mencionados. Agradeço sinceramente por suas valiosas contribuições.

TEORES DE MERCÚRIO TOTAL E ESTIMATIVA DE RISCO À SAÚDE HUMANA EM SOLOS DE MANGUEZAL CONTAMINADOS POR INDÚSTRIA DE SODA- CLORO

RESUMO

O estuário do Rio Botafogo está situado entre as cidades de Goiana e Itapissuma, zona costeira de Pernambuco, e se destaca como o recurso hídrico mais relevante entre os rios litorâneos que margeiam a região, sendo responsável pelo principal reservatório de água utilizado para atender às necessidades de abastecimento da população local. Porém, a atividade de uma indústria de soda-cloro estabelecida nas proximidades do manguezal na década de 60 aportou efluentes contendo Hg no rio, apresentando potencial de contaminação em áreas de bosques de mangues, podendo interferir na saúde do ecossistema manguezal e da comunidade em contato com o manancial. Este trabalho teve como objetivo avaliar os teores totais de Hg, relacioná-los com a granulometria e os atributos químicos dos solos e estimar o risco à saúde humana em solos de dois transectos, localizados em diferentes posições fisiográficas do manguezal do Rio Botafogo. Para isso, foi realizada a coleta de 3 perfis de solo (0-40 cm) nas distâncias 0, 60, 120 e 180 metros da margem de cada transecto em períodos de maré baixa. Os perfis foram seccionados nas profundidades 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm e as frações granulométricas, a matéria orgânica, o pH, Eh e Hg total foram determinados. Com base nos resultados de Hg nos solos, foi estimado o risco não-carcinogênico à saúde humana. Os valores de pH e Eh indicaram solos levemente ácidos a neutros e ambientes subóxicos a anóxicos, respectivamente, representando condições favoráveis à retenção do Hg. Os teores de argila predominaram nos solos do Transecto 1 (T1), enquanto a fração areia predominou no Transecto 2 (T2). Os valores de MOS variaram de 144 a 424 g kg⁻¹, com teores mais elevados nos perfis do T1. Os teores médios de Hg variaram de 0,2 a 15,3 mg.kg⁻¹ no T1 e de 0,0 a 7,4 mg.kg⁻¹ no T2. Os teores de Hg no T1 foram mais elevados em comparação ao T2 devido, possivelmente, à posição do transecto na paisagem e ao maior acúmulo de argila e MO, corroborado pelas correlações positivas e significativas entre Hg e argila, e entre Hg e MOS. Ao comparar os valores de Hg encontrados com teores de referência internacionais, verificou-se valores máximos de Hg até 102 vezes superior ao valor de referência internacional TEL (Threshold Effect Level) e 15 vezes o PEL (Probable Effects Level). Cerca de 82% das amostras ultrapassaram o PEL, indicando que efeitos tóxicos à biota são prováveis. O risco à saúde para crianças foi superior ao de adultos por serem organismos mais sensíveis à toxicidade do metal. A principal rota de exposição foi a inalação de vapor de Hg. A contaminação dos solos do estuário do Rio Botafogo alcançou as áreas de bosques de mangue, evidenciando a ampla contaminação por Hg no local. As áreas mais contaminadas pelo metal oferecem riscos à comunidade ribeirinha.

Palavras-chave: Estuário; Metal pesado; Poluição; Rio Botafogo.

TOTAL MERCURY CONTENT AND ESTIMATED RISK TO HUMAN HEALTH IN MANGROVE SOILS CONTAMINATED BY CHLOR-ALKALI PLANT

ABSTRACT

The Botafogo River estuary is located between the cities of Goiana and Itapissuma, coastal area of Pernambuco, and is the most relevant water resource among the coastal rivers that border the region, being responsible for the main water reservoir used to supply the local population. However, the activity of a chlor-alkali plant established close to the mangrove in the 1960s brought effluents containing Hg into the river, presenting potential for contamination in areas of mangrove forests, which could interfere with the health of the mangrove ecosystem and the community. This work aimed to evaluate the total Hg levels, relate them to the granulometry and chemical attributes of the soils and estimate the risk to human health in soils from two transects, located in different physiographic positions of the Botafogo River mangrove. For this, 3 soil profiles (0-40 cm) were collected at distances 0, 60, 120 and 180 meters from the margin of each transect during periods of low tide. The profiles were sectioned at depths 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 and 30-40 cm and the particle size fractions, organic matter, pH, Eh and total Hg were determined. Based on the Hg results in the soils, the non-carcinogenic risk to human health was estimated. The pH and Eh values indicated slightly acidic to neutral soils and suboxic to anoxic environments, respectively, representing favorable conditions for Hg retention. Clay content predominated in the soils of Transect 1 (T1), while the sand fraction predominated in Transect 2 (T2). SOM values ranged from 144 to 424 g kg⁻¹, with higher levels in the T1 profiles. Average Hg levels ranged from 0.2 to 15.3 mg.kg⁻¹ in T1 and from 0.0 to 7.4 mg.kg⁻¹ in T2. The Hg contents in T1 were higher compared to T2, possibly due to the position of the transect in the landscape and the greater accumulation of clay and OM, corroborated by the positive and significant correlations between Hg and clay, and between Hg and OM. When comparing the Hg values found with international reference levels, maximum Hg values were found to be up to 102 times higher than the international reference value TEL (Threshold Effect Level) and 15 times the PEL (Probable Effects Level). About 82% of samples exceeded the PEL, indicating that toxic effects on biota are likely. The health risk for children was greater than that for adults because they are organisms more sensitive to the toxicity of the metal. The main route of exposure was inhalation of Hg vapor. Contamination of soils in the Botafogo River estuary reached mangrove forest areas, highlighting the widespread Hg contamination in the area. The areas most contaminated by the metal pose risks to the riverside community.

Keywords: Estuary; Heavy metal; Pollution; Rio Botafogo.

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.	21
Figura 2 - Etapas da análise granulométrica. A) Lavagem das amostras de solo com álcool a 60%; B) Extrato de lavagem de amostra de solo livre de sais (a partir do teste com nitrato de prata); C) Extrato de lavagem de amostra de solo com presença de sais (a partir do teste com nitrato de prata); D) Eliminação da matéria orgânica do solo com solução de peróxido de hidrogênio a 15%; E) Análise granulométrica pelo método do densímetro; F) Quantificação de matéria orgânica por termogravimetria.....	22
Figura 3 - Etapas da digestão total de Hg. A) Digestão em sistema fechado (forno micro-ondas) com tempo e temperatura ajustados; B) filtração dos extratos da digestão ácida.....	23
Figura 4 - Valores médios de Hg total (mg.kg^{-1}) do transecto 1 de solos de manguezal situados em diferentes posições fisiográficas.....	30
Figura 5 - Valores médios de Hg total (mg.kg^{-1}) do transecto 2 de solos de manguezal situados em diferentes posições fisiográficas.....	31
Figura 6 - Quocientes de Perigo (QP) considerando as doses de exposição diária para as rotas de ingestão (Ding), inalação de partículas (Dinh), dermal (Ddermal) e de inalação de vapor (Dvapor), e o índice de risco (IR) para crianças e adultos.....	32
Figura 7 - Composição do Índice de risco (IR) para crianças e adultos (%).....	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Descrição e valores dos parâmetros utilizados para avaliação do risco à saúde humana dos solos do manguezal de Botafogo.....	25
Tabela 2- Valores médios, mínimos e máximos de pH em solos de manguezal do Rio Botafogo situados em diferentes posições fisiográficas.....	26
Tabela 3- Valores médios, máximos e mínimos de Eh (mV) em solos de manguezal do Rio Botafogo situados em diferentes posições fisiográficas.....	27
Tabela 4- Valores médios, máximos e mínimos da fração argila (g kg ⁻¹) em solos de manguezal situados em diferentes posições fisiográficas.....	28
Tabela 5- Valores médios, máximos e mínimos de matéria orgânica (g kg ⁻¹) em solos de manguezal situados em diferentes posições fisiográficas.....	29

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al	Alumínio
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Ding	Doses de Exposição Diária para Ingestão
Dinh	Doses de Exposição Diária para Inalação de Partículas de Solo
Ddermal	Doses de Exposição Diária para Contato Dermal
Dvapor	Doses de Exposição Diária para Inalação de Vapor de Hg
EDL	Lâmpadas de Descarga sem Eletrodos
Eh	Potencial Redox
Fe	Ferro
FeS ₂	Pirita
HCl	Ácido Clorídrico
Hg	Mercúrio
IR	Índice de Risco
ISQG	Interim Sediment Quality Guidelines
Mn	Manganês
MOS	Matéria Orgânica do Solo
ORP	Potencial de Oxidação-Redução
pH	Potencial Hidrogeniônico
PE	Pernambuco
PEL	Probable Effect Level
QP	Quociente de Perigo
RfD	Dose de Referência Diária
TEL	Threshold Effect Level
T1	Transecto 1
T2	Transecto 2
V	Vanádio
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO.....	12
2. OBJETIVOS.....	14
2.1. Objetivo geral.....	14
2.2. Objetivos específicos.....	14
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	15
3.1. Manguezais no mundo e no brasil.....	15
3.2. Solos de manguezal.....	16
3.3. Degradação de manguezais.....	16
3.4. Mercúrio em solos de manguezais.....	17
3.5. Riscos do mercúrio à saúde humana em manguezais.....	18
3.6. Mercúrio no Rio Botafogo.....	19
4- METODOLOGIA.....	20
4.1. Área de estudo.....	20
4.2. Coleta e preparo das amostras de solo.....	20
4.3. Caracterização química e física dos solos.....	21
4.4. Mercúrio total no solo.....	23
4.5. Análise dos dados.....	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
5.1. Características físicas e químicas dos solos de manguezal.....	26
5.2. Hg total.....	30
5.3. Estimativa do risco à saúde humana por Hg.....	32
6. CONCLUSÃO.....	34
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	35

1. INTRODUÇÃO

No contexto da acelerada evolução tecnológica, a capacidade humana de alterar significativamente o equilíbrio dos ecossistemas tem crescido exponencialmente. Essas modificações, sejam diretas ou indiretas, geram impactos ambientais que refletem nos ciclos de vida da fauna e flora, afetando não apenas a biodiversidade, mas também a própria sociedade. O desflorestamento, a poluição dos mares e rios, e o empobrecimento do solo, causados por queimadas intencionais, agricultura, atividades industriais e urbanização, são exemplos de atividades antrópicas que desencadeiam efeitos negativos no meio ambiente, contribuindo para a degradação de ecossistemas, como os manguezais.

Os manguezais desempenham um papel vital na sociedade, fornecendo uma gama de benefícios essenciais que impactam diretamente a vida humana. Comunidades costeiras dependem desses ecossistemas como fonte primária de pesca, sendo os manguezais berçários naturais para diversas espécies marinhas. Além disso, atuam como barreiras naturais, oferecendo proteção contra tempestades e inundações, contribuem na manutenção da qualidade dos recursos hídricos circunvizinhos, e na retenção de contaminantes como os metais pesados (Arrivabene et al. 2016; Walters et al. 2008).

Devido ao desenvolvimento não planejado das regiões costeiras, incluindo a expansão da aquicultura e das fronteiras agrícolas, as atividades industriais e o desenvolvimento de centros urbanos, a Conferência das Nações Unidas sobre os Oceanos, realizada em Lisboa (Portugal), em 2022, alertou que aproximadamente, 67% de todos os manguezais do mundo desapareceram ao longo do último século. Entre os poluentes associados à essas atividades, o mercúrio (Hg) destaca-se como um metal pesado amplamente utilizado no processo produtivo, presente em efluentes industriais que são despejados diretamente nos rios e manguezais. Embora o Hg seja encontrado em níveis baixos no meio ambiente, sua toxicidade, persistência e capacidade de bioacumulação ainda podem representar uma ameaça à saúde humana e outros organismos vivos, podendo interferir nas funções metabólicas do corpo humano de várias maneiras, acumulando-se em órgãos vitais como o cérebro, coração, fígado e rins, e causando alterações nas funções biológicas normais (Fu, 2020).

O Hg pode existir nas formas inorgânica e orgânica. No contexto das fontes naturais de Hg nos solos, destacam-se o intemperismo de minerais ricos em Hg e as emissões vulcânicas (Oliveira et al., 2007). Já as principais fontes antrópicas de Hg no mundo derivam da mineração de ouro, produção de soda-cloro, fabricação de pilhas e lâmpadas fluorescentes (Almeida,

2005). A emissão global de Hg para a atmosfera devido às atividades industriais é estimada em 2000 a 3000 toneladas por ano, e análises indicam que das 200.000 toneladas de Hg emitidas para a atmosfera desde 1890, aproximadamente 95% estão no solo, 3% nas águas oceânicas superficiais e 2% na atmosfera (Lacerda, Santos e Marins, 2007). O Hg proveniente dessas atividades alcança as áreas de manguezal por meio do transporte pelos rios, entrada de água do mar, escoamento de águas pluviais ou até mesmo deposição atmosférica (Ghosh et al., 2019).

Segundo a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) (2003), desde a década de 80, há registros de contaminação por Hg no Rio Botafogo, resultado do processo de produção de soda cáustica. Decorrente disto, as comunidades ribeirinhas que habitam regiões próximas ao estuário e utilizam o manguezal como fonte de alimento e de renda, podem estar enfrentando sérios riscos relacionados ao contato com o metal.

Estudos mais recentes apontaram a contaminação em áreas de manguezal de franja mais próximas da margem do Rio Botafogo com teores elevados de Hg (Araújo, 2018; Araújo et al., 2021). Porém, não há informações sobre a presença de Hg nos solos do interior dos bosques de mangue, tornando difícil dimensionar o alcance da contaminação e os riscos associados. Partindo desse contexto, verifica-se a necessidade de estudos que avaliem o alcance da contaminação por Hg em posições fisiográficas distintas e em áreas com bosques de mangue, além de estimar o risco à saúde humana em locais de alta contaminação.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar os teores e a distribuição de Hg ao longo dos transectos e em profundidade, bem como estimar o risco à saúde humana do metal em solos de dois transectos, localizados em diferentes posições fisiográficas do manguezal do Rio Botafogo.

2.2 Objetivos Específicos

2.2.1 Realizar a caracterização química e física dos solos;

2.2.2 Determinar os teores de Hg total em solos de dois transectos para verificar a distribuição do metal em posições fisiográficas distintas e em profundidade;

2.2.3 Correlacionar os teores de Hg com as características físicas e químicas dos solos avaliados;

2.2.4 Estimar o risco à saúde humana por Hg na área com o pior cenário de exposição.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Manguezais no mundo e no Brasil

O manguezal é um ecossistema costeiro situado na transição entre os ambientes marinho, fluvial e terrestre, sendo característico de regiões tropicais e subtropicais do planeta (Souza, 2018). Os manguezais distribuem-se entre as latitudes 30°N e 30°S, e está presente em 118 países nas Américas, Oceania, África e Ásia, abrangendo uma área de 137.760 km² (Giri et al., 2011; Spalding, Kainuma e Collins, 2010).

O Brasil detém cerca de 50% da área de manguezal da América do Sul (FAO, 2007). Com cerca de 13 mil km², representando 8,5% da área global, os manguezais brasileiros estão predominantemente situados na região norte, nos estados do Maranhão, Pará e Amapá que abrigam 80% das áreas de manguezais do país e apresentam condições ideais para o crescimento e desenvolvimento máximo desses ecossistemas, como alta umidade ao longo do ano, numerosos rios que depositam matéria orgânica e sedimentos, marés elevadas e temperaturas médias superiores a 20°C (FAO, 2007; Santos, 2021; Zanardi-Lamardo et al., 2016). Já entre os estados do Rio Grande do Norte e o Rio de Janeiro encontram-se 10% dos manguezais e o restante, 5%, localizam-se entre os estados do Rio de Janeiro até Santa Catarina (Santos, 2021).

O manguezal desempenha diversos serviços ecossistêmicos, destacando: 1) a proteção da linha costeira, devido à malha formada pelo sistema radicular dos mangues que dispersam a energia cinética das ondas; 2) acúmulo de nutrientes, provenientes dos rios e do mar, resultando em uma produtividade elevada da vegetação; 3) ação depuradora, funcionando como um filtro biológico, no qual bactérias aeróbias e anaeróbias colaboram para a degradação da matéria orgânica, eliminando patógenos e liberando nutrientes na água; 4) berçário natural, em regiões de águas calmas, rasas e abundantes em alimento, fornecendo condições ideais para a reprodução e desenvolvimento de formas jovens de diversas espécies, incluindo aquelas de interesse econômico, como crustáceos e peixes; e 5) sequestro de carbono realizado ao absorver carbono atmosférico durante o processo de fotossíntese e armazená-lo, mitigando o efeito estufa (Albuquerque, 2015; Cogliatti e Fonseca, 2004; Santos, 2021; Souza, 2018).

3.2 Solos de Manguezal

Dentre as características que os solos dos manguezais podem apresentar, destacam-se: valores elevados de condutividade elétrica (CE) e dominância de sódio provenientes da água do mar (processos de salinização e solodização); a presença de hidromorfismo, condição de excesso de água sobre um solo, o que interfere diretamente na ausência de diferenciação de cor entre os horizontes; sedimentos com pH próximo à neutralidade; condições anóxicas, que favorecem a formação de sulfetos ou pirita (FeS_2) (processo de sulfidização); além de teores elevados de matéria orgânica por conta da lenta decomposição em ambiente inundado (processo de paludização) e a cor acinzentada, resultante do processo de gleização (Gomes et al., 2016; Marques, 2010; Silva, 2005).

Os solos de manguezal apresentam granulometria variada devido à fonte do sedimento e à dinâmica das marés, que desempenha o papel de agentes transportadores de sedimentos, matéria orgânica e de sementes dos manguezais. Enquanto os sedimentos argilosos são depositados em áreas com dinâmica hídrica de menor intensidade, os sedimentos arenosos se utilizam de correntes que possuam alta energia para que seja suficiente transportar sedimentos muito mais pesados, sendo comumente encontrados próximo à foz (Alves, 2001; Marques, 2010).

3.3 Degradação de Manguezais

Devido ao desenvolvimento urbano descontrolado das regiões costeiras, à expansão da aquicultura e agricultura e à poluição decorrente de atividades industriais, a Conferência das Nações Unidas sobre os Oceanos, em Lisboa, de 2002, alertou que, aproximadamente, 67% de todos os manguezais do mundo desapareceram durante o século 20. Nos últimos 70 anos tem-se revelado uma redução na área coberta por esse ecossistema a uma taxa anual de aproximadamente 0,4% (Valiela; Bowen; York, 2001; Miththapala, 2008; Friess et al. 2019).

Em apenas uma década (1980-1990), uma das maiores e mais ricas florestas de mangue do mundo, localizada na Ásia, perdeu um terço de sua extensão devido ao desmatamento (Giri et al., 2011). Já de acordo com estimativas globais, desde 1980, aproximadamente 20 a 35% da área total de manguezais teria sofrido impactos significativos (Valiela; Bowen; York, 2001). No período de 2000 a 2016, as atividades humanas foram responsáveis por 62% das principais causas de perda de manguezais, com destaque para a produção de commodities, que contribuiu com 47%, seguida por conversões não produtivas (12%) e assentamentos humanos (3%). Os

38% restantes foram atribuídos a causas naturais, sendo a erosão destacada com uma contribuição de 27% (Goldberg et al., 2020).

Um levantamento das áreas de carcinicultura no Nordeste, realizado entre 2013 e 2016, revelou que mais de 36 mil hectares de manguezais foram convertidos em tanques de carcinicultura (ICMBio, 2018). Já no litoral de Pernambuco, há diversos impactos aos rios com lançamento de contaminantes advindos de indústrias com o despejo de resíduos; a agricultura, devido ao uso deliberado de agrotóxicos; e a aquicultura, com a conversão do manguezal em viveiros e a manipulação inadequada de produtos químicos durante o cultivo (Araújo et al., 2021). Em relação à contaminação industrial, em trabalhos no estuário do Rio Botafogo, foram verificados teores elevados de Hg em áreas próximas à margem, provenientes de descargas de rejeitos ricos em Hg, de indústria de produção de soda-cloro instalada próximo ao estuário do Rio Botafogo, principal recurso hídrico da região (Araújo et al., 2021; CPRH, 2003).

3.4 Mercúrio em Solos de Manguezais

O Hg é um metal pertencente à família 2B na tabela periódica e é frequentemente categorizado como um metal pesado devido à sua alta densidade e ao seu potencial tóxico no ambiente. Historicamente, houve esforços para restringir e controlar o uso do Hg na produção industrial devido aos seus impactos adversos, especialmente após a adoção do Acordo de Minamata, em 2013, um tratado internacional que visa proteger a saúde humana e o meio ambiente dos efeitos adversos do Hg (UNEP, 2015). As principais fontes antropogênicas de contaminação por Hg incluem indústrias de processamento de metais, produção de soda-cloro, fabricação de pilhas, lâmpadas fluorescentes, aparelhos de medição e agroquímicos contendo o metal (Oliveira et al., 2007; Vázquez, 2009).

Após ser introduzido no ambiente, o Hg passa por um ciclo complexo no meio natural, podendo se apresentar nas formas inorgânica e/ou orgânica. Na forma inorgânica, pode ser encontrado sob três diferentes estados de oxidação: o Hg elementar (Hg^0); o íon Hg dimérico (Hg_2^{2+}), forma pouco estável em sistemas naturais; e o íon mercúrico (Hg^{2+}) (Lee et al., 2009). Na forma orgânica, o Hg^{2+} apresenta-se nas formas de metilmercúrio (CH_3Hg^+) e dimetilmercúrio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$), os mais comuns. Em sua forma metálica, o Hg possui uma baixa pressão de vapor nas condições normais atmosféricas, o que facilita sua volatilização. Devido a essa característica, o ciclo do Hg ocorre tanto em escala local quanto global (Lee et al., 2009; Hypolito, Ferrer e Nascimento, 2005). Já na forma de íon, em grande parte proveniente de

atividades humanas, o Hg move-se em escalas locais, passando por transformações ao participar de reações físicas e bioquímicas nas interações com diferentes ecossistemas (Miranda et al., 2007).

Os solos de manguezais atuam como filtros geoquímicos de Hg, acumulando-o na fase sólida e mitigando a difusão do Hg para outros compartimentos ambientais. A retenção do Hg ocorre em locais de adsorção de matéria orgânica (MOS) e em superfícies minerais como óxidos de Fe, Mn, e Al e minerais de silicato (Jing, He, Yang, 2007; Zhu, Zhang, Zagar, 2018). Por isso, as características do solo como pH, potencial redox (Eh), teor de argila, composição mineralógica, MOS e salinidade, desempenham um importante papel na retenção de Hg (Araújo et al., 2019; Chennuri et al., 2020).

A importância de se determinar Hg em solos de manguezais é justificada pela sua elevada toxicidade e pelo potencial de bioacumulação, biomagnificação e metilação. A assimilação das formas metiladas de Hg pelo ser humano pode atingir até 90% por meio da ingestão de alimentos contaminados, especialmente peixes, que concentram o metal até 10^3 a 10^4 vezes em relação à água (Oliveira et al., 2007).

Diante do problema apresentado, é crucial destacar que, embora os solos de manguezal desempenhem o papel como filtros de Hg, eles também podem atuar como uma fonte potencial secundária de contaminação. Isso pode ocorrer devido às alterações químicas no meio, como, por exemplo, mudanças no pH e Eh, ou mesmo por modificações físicas do manguezal, resultando na maior disponibilidade do metal (Silva, 2023). Por outro lado, estudos indicam uma relação positiva entre matéria orgânica, argila e Hg em sedimentos de regiões aquáticas e costeiras, onde a matéria orgânica e a argila podem ser os principais fatores que aumentam a estabilidade do Hg no sedimento, diminuindo a sua incorporação nas cadeias alimentares (Lacerda; Malm, 2008).

3.5 Riscos do Mercúrio à Saúde Humana

A exposição humana ao Hg pode causar uma variedade de efeitos tóxicos, incluindo problemas neurológicos, cardíacos, respiratórios, imunológicos, renais e reprodutivos (Oliveira, 2011). A forma mais tóxica, o metilmercúrio, está associada à danos irreversíveis no sistema nervoso, provocando prejuízos à coordenação motora, além de disartria, parestesia, visão de túnel e perda da audição (Oliveira et al., 2007). A exposição crônica ao Hg, mesmo em concentrações baixas, pode resultar em disfunções imunológicas, contribuindo para doenças

autoimunes e, possivelmente, afetando o desenvolvimento e progressão do câncer (Dhivert et al. 2016). Casos notáveis incluem a doença de Minamata no Japão, com sintomas como distúrbios sensoriais, paralisia, perda de visão e audição. A gravidade dos efeitos depende da concentração, duração da exposição e suscetibilidade individual, com populações vulneráveis, como mulheres grávidas e crianças, sendo mais impactadas (Consolaro; Pinheiro, 2013).

3.6 Mercúrio no Rio Botafogo

Em 1963, uma fábrica que produz soda cáustica e cloro foi instalada no trecho superior do rio Botafogo e devido ao seu antigo processo de produção se tornou uma das principais atividades geradoras de resíduos contendo Hg (Niu et al., 2019; Walker, 2016). Por ter sido o primeiro método para a produção de cloro, o antigo processo químico industrial empregou células eletrolíticas de Hg por 24 anos, gerando resíduos sólidos que consistem em uma lama contendo Hg, cerca de 1,3g de Hg por tonelada de cloro produzido, no qual estes resíduos deveriam ser armazenados em tanques de concreto fechados e posteriormente encaminhada para incineração (Araújo et al, 2021; CETESB, 1984; Fernandes; Guimarães; Glória, 2009; Lima, 2009; Meyer, 1996).

No Brasil, cerca de 86% da capacidade instalada para produzir soda cáustica e cloro já foi substituída por diafragma e tecnologias de membrana, e 14% continua usando eletrolíticos de Hg células (Abiclor, 2020). Apesar das novas tecnologias diminuírem o uso de Hg na indústria, as áreas próximas às fábricas de cloro e álcalis que usavam células eletrolíticas ainda apresentam solos contaminados com Hg e necessitam de avaliação e monitoramento para verificar os riscos à saúde humana e ecossistemas (Bolaños Alvarez et al., 2016; Feng et al., 2019; Fernández-Martínez et al., 2019; Song et al., 2018). Até cerca de 1987, estima-se que entre 22 e 35 toneladas de Hg inorgânico tenham sido descartadas no Rio Botafogo e, aproximadamente, 1,2 a 1,5 tonelada de Hg, cerca de 10% do total descartado, pode estar retida nos solos e sedimentos do estuário do Rio Botafogo (Meyer, 1996).

4. METODOLOGIA

4.1. Área de Estudo

O estuário do Rio Botafogo está localizado nos municípios de Goiana e Itapissuma, na costa do estado de Pernambuco, abrangendo uma extensão de 51 km. Este estuário destaca-se como o recurso hídrico de maior relevância na região, sendo responsável pelo principal reservatório de água utilizado para suprir as necessidades de abastecimento da população do litoral norte de PE (CPRH, 2003; SRH, 2001). 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 semi-diurnas e regulares, com amplitude variando de 1,0 m a 2,2 m. A geologia regional é representada por rochas do embasamento cristalino e recobrimentos de arenitos de granulometria média a fina (CPRH, 2003).

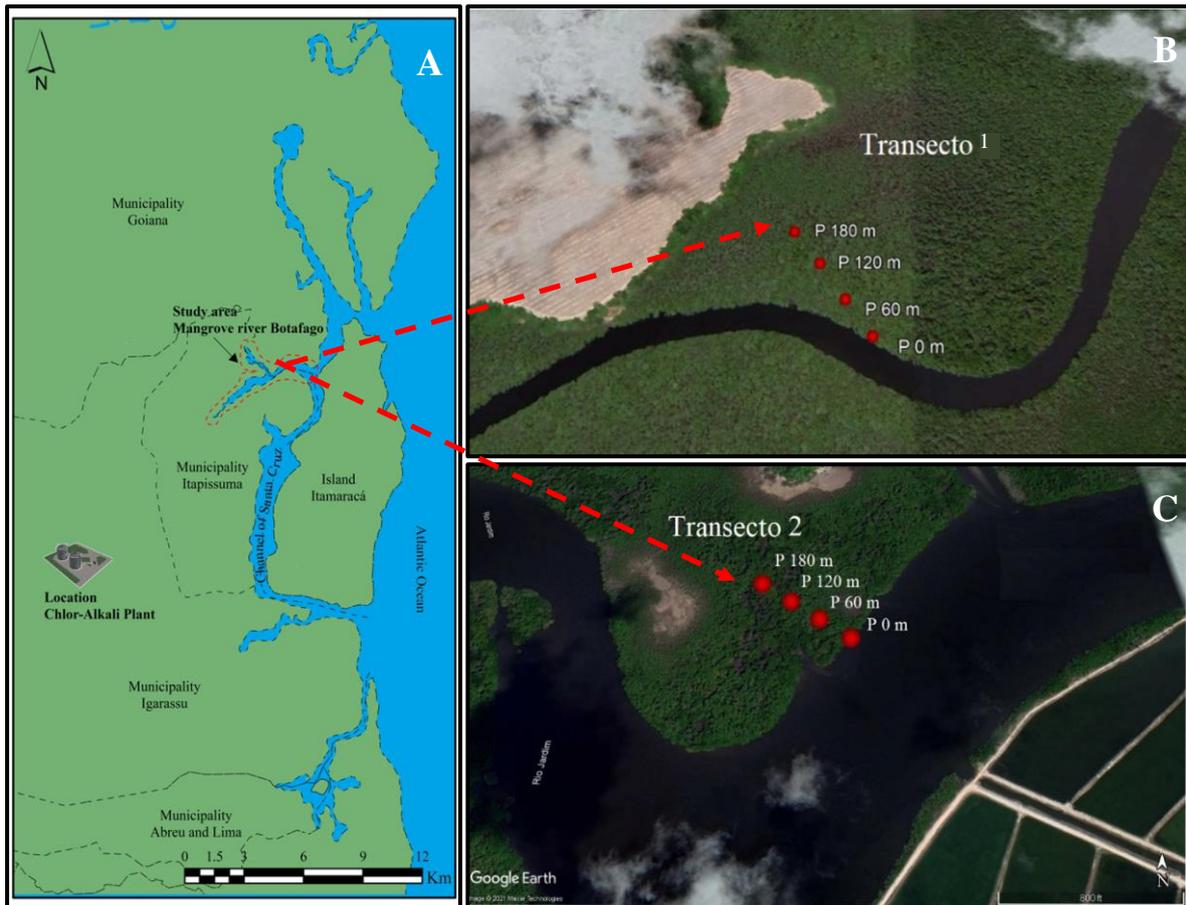
O estuário do Rio Botafogo desempenha um papel fundamental na subsistência das comunidades ribeirinhas, que dependem diretamente da água para suas atividades diárias, como consumo de água potável, em sua dieta alimentar e na venda de alimentos provenientes da pesca e/ou coleta de crustáceos para manter a sua fonte de renda. No entanto, a sua proximidade com uma instalação industrial dedicada à produção de soda-cloro torna-se uma preocupação, uma vez que, entre as décadas de 60 e 80, essa indústria lançou resíduos contendo Hg diretamente no Rio Botafogo (Figura 1A).

4.2 Coleta e Preparo das Amostras de Solo

Para a verificação da distribuição fisiográfica dos teores de Hg ao longo da margem do rio e da extensão do bosque, foram selecionadas duas áreas em posições distintas do manguezal Botafogo, uma mais próxima a fonte de contaminação (Transecto 1) e outra mais distante (Transecto 2), com distância de 6 km entre si (Figura 1B e C) para determinação do alcance da distribuição dos teores de Hg. Em cada área, foi definido um transecto de 180 metros da margem do manguezal e coletadas amostras de solo nas distâncias 0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo, nomeando-as respectivamente de P0, P60, P120 e P180, para a verificação da distribuição do Hg ao longo da extensão do bosque. Em cada distância, foram coletados três perfis de solo (0-40 cm). As amostras foram seccionadas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-

20, 20-30 e 30-40 cm em campo, para obtenção da variação dos teores de Hg em relação à profundidade, e transportadas em sacos plásticos em temperatura próxima a 4°C para evitar alterações químicas das amostras. Em laboratório, as amostras foram congeladas.

Figura 1 - Local de estudo. A) Estuário do Rio Botafogo; B) Pontos de coleta no transecto 1; C) Pontos de coleta no transecto 2.



Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2021).

4.3 Caracterização Química e Física dos Solos

Os potenciais redox (Eh) e hidrogeniônico (pH) das amostras de solo em cada profundidade foram determinados em campo por meio de equipamento de potencial de oxidação-redução (ORP) portátil contendo um eletrodo de platina previamente calibrado.

Para a granulometria, foram separadas subamostras para a realização dos pré-tratamentos: lavagem com álcool a 60 % para a retirada de sais (Figura 2A-C); tratamento com solução de peróxido de hidrogênio a 15% para a retirada de matéria orgânica (Figura 2D). Após

os tratamentos, as amostras foram lavadas com água destilada, secas em estufa à 60 °C e destorroadas. Em seguida, 25 ml de uma solução de hexametáfosfato de sódio e hidróxido de sódio e 100 ml de água destilada foram adicionados em 20 g do solo previamente tratado, seguido de agitação por 16 h à 35 rpm. Foi utilizado o método do densímetro para obtenção das frações granulométricas (Almeida, 2008; Teixeira et al., 2017) (Figura 2E).

A matéria orgânica do solo (MOS) foi quantificada por termogravimetria, utilizando-se cinco gramas de solo seco (60°C) em mufla a 450°C por 2 horas (Davies, 1974) (Figura 2F).

Figura 2 - Etapas da caracterização física e química dos solos. A) Lavagem das amostras de solo com álcool a 60%; B) Extrato de lavagem de amostra de solo livre de sais (a partir do teste com nitrato de prata); C) Extrato de lavagem de amostra de solo com presença de sais (a partir do teste com nitrato de prata); D) Eliminação da matéria orgânica do solo com solução de peróxido de hidrogênio a 15%; E) Análise granulométrica pelo método do densímetro; F) Quantificação de matéria orgânica por termogravimetria.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4. Mercúrio Total no Solo

Para os teores totais de Hg, amostras de solo foram submetidas à digestão ácida 3051A (U.S.EPA, 2006). Amostras de solo previamente secas (35°C), peneiradas e pulverizadas (\emptyset 0,15 mm) foram pesadas (0,500 g) e submetidas à digestão total com ácido nítrico (HNO_3) e ácido clorídrico (HCl) (relação 3:1) a 175°C por 4' 30" minutos em sistema fechado (Figura 3A). Após a digestão, os extratos foram filtrados e diluídos para 25 ml com água ultrapura (18,2 m Ω .cm) em balões certificados. Os extratos foram armazenados em frascos de borossilicato (Figura 3B). O controle de qualidade da análise de Hg total foi realizado utilizando-se amostras em branco e de solo certificado do National Institute of Standards and Technology (NIST SAN JOAQUIN – 2709) com concentração conhecida do elemento ($1.4 \pm 0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Figura 3 - Etapas da digestão total de Hg. A) Digestão em sistema fechado (forno microondas) com tempo e temperatura ajustados; B) filtração dos extratos da digestão ácida.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Os teores de Hg nos extratos de digestão total foram dosados por espectrômetro de absorção atômica com geração de vapor frio (AAAnalyst 800 Perkin Elmer) utilizando o sistema de injeção de fluxo de Hg com lâmpadas de descarga sem eletrodos (EDL) e o borohidreto de sódio a 0,2% como agente redutor.

4.5. Análise dos Dados

Valores médios, máximos, mínimos e coeficientes de variação foram calculados para as variáveis determinadas. Os dados foram avaliados quanto à normalidade, utilizando o teste de Shapiro Wilk para verificar a distribuição normal dos dados. Para as variáveis sem distribuição normal, foram utilizadas transformações logarítmicas. As variáveis físicas e químicas do solo foram correlacionadas com o Hg total, utilizando correlação de Pearson. A recuperação do Hg variou de 92 a 95% com base nos valores lixiviados do solo certificado.

A estimativa do risco à saúde humana, considerando os efeitos não carcinogênicos do Hg, foi realizada na área com o teor de Hg mais elevado. Para isso, as doses de exposição diárias foram calculadas considerando as rotas de ingestão de solo, contato dermal, inalação de partículas sólidas e inalação de vapor de Hg (Eq.1-4). As doses de exposição diária foram calculadas para crianças (até 6 anos de idade) e adultos.

$$D_{ing} = \left[\frac{C \times IngR \times FE \times DE}{PM \times TME} \right] \times 10^{-6} \quad (Eq. 1)$$

$$D_{inh} = \frac{C \times FE \times InhR \times DE}{FEP \times PM \times TME} \quad (Eq. 2)$$

$$D_{dermal} = \left[\frac{C \times APE \times GAP \times FP \times FE \times DE}{PM \times TME} \right] \times 10^{-6} \quad (Eq. 3)$$

$$D_{vapor} = \frac{C \times FE \times DE \times InhR}{FV \times PM \times TME} \quad (Eq. 4)$$

Onde D_{ing} , D_{inh} , D_{dermal} e D_{vapor} referem-se às doses de exposição diária ($\text{mg.kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) para ingestão, inalação de partículas de solo, contato dermal e inalação de vapor de Hg, respectivamente. Os parâmetros utilizados na Eq. 1 a 4 estão indicados na tabela 1.

Tabela 1. Descrição e valores dos parâmetros utilizados para avaliação do risco à saúde humana dos solos do manguezal de Botafogo.

Parâmetros	Descrição	Unidades	Criança	Adulto	Referência
C	Concentração de Hg no solo	mg kg ⁻¹	---	---	This research
IngR	Taxa de consumo do solo	mg kg ⁻¹	200.0	100.0	USEPA, 2002
InhR	Frequência respiratória	m ³ dia	7.6	12.8	Li et al., 2014
EF	Frequência de exposição	dia ano ⁻¹	350.0	350.0	USEPA, 2002
ED	Duração da exposição	ano	6.0	24.0	USEPA, 2002
BW	Peso médio	kg	20.0	65.0	IBGE, 2011
ATnc	Tempo médio de exposição	dia	365×ED	365×ED	USEPA, 2002
PEF	Fator de emissão de partículas	kg m ⁻¹	1.3×10 ⁹	1.3×10 ⁹	BQESB, 2009
SA	Área de pele exposta	cm ²	2800.0	5700.0	USEPA, 2001
SL	Graus de adesão à pele	mg cm ⁻²	0.2	0.07	USEPA, 2002
ABS	Fator pele	---	0.001	0.001	BQESB, 2009
VF	Fator de volatilização (Hg elementar)	m ³ kg ⁻¹	32376.4	32376.4	USEPA, 2001
R _f D _{ing}	Dose de referência de ingestão	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	3.00×10 ⁻⁴	3.00×10 ⁻⁴	USDoE, 2005
R _f D _{inh}	Dose de referência para inalação	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	8.57×10 ⁻⁵	8.57×10 ⁻⁵	USDoE, 2005
R _f D _{dermal}	Dose dérmica de referência	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	2.10×10 ⁻⁵	2.10×10 ⁻⁵	USDoE, 2005
R _f D _{vapor}	Dose de referência para inalação de vapor	mg kg ⁻¹ dia ⁻¹	8.57×10 ⁻⁵	8.57×10 ⁻⁵	USDoE, 2005

O Quociente de Perigo (QP) foi obtido pela relação entre a dose de exposição diária de cada rota de exposição e a sua respectiva dose de referência diária (RfD) (USDoE, 2005) (Eq.5). Posteriormente, foi realizado o somatório dos QPs para obtenção do Índice de Risco (IR) (Eq.6), que indica a ocorrência ou não de efeitos adversos à saúde humana.

$$QP = \frac{D_n}{RfD} \quad (Eq. 5)$$

$$IR = \sum QP \quad (Eq. 6)$$

Valores de IR > 1 indicam que o contaminante pode vir a ser importante para efeitos potenciais não-carcinogênicos à saúde humana, enquanto IR ≤ 1 significa improvável efeito adverso crônico.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Características Físicas e Químicas dos Solos de Manguezal

Os valores médios de pH foram próximos à neutralidade, variando de levemente ácido (6,3) a levemente alcalino (7,3) (Tabela 2). De maneira geral, observou-se o aumento do pH com a profundidade no transecto 1 (T1). Essa tendência pode estar associada à ocorrência de reações de oxidação nas camadas de maior contato com o oxigênio (0-10 cm), liberando íons H^+ no meio e diminuindo o pH das camadas superficiais (Barbosa Filho; Fageria; Zimmermann, 2005). No transecto 2 (T2), foi verificada a mesma tendência para o P0; os perfis P60, P120 e P180 apresentaram leve diminuição do pH com a profundidade, possivelmente, devido à presença de bolsões de ar provocados pela abertura de tocas maiores por caranguejo (Araújo Júnior, 2010).

Tabela 2. Valores médios, mínimos e máximos de pH em solos de manguezal do Rio Botafogo situados em diferentes posições fisiográficas.

Profundidade (cm)	Posição (m)			
	0	60	120	180
Transecto 1				
0-5	6,8 6,7 a 6,9	6,8 6,6 a 6,9	6,7 6,6 a 6,7	6,5 6,3 a 6,8
5-10	6,9 6,8 a 6,9	6,9 6,8 a 7,0	6,8 6,7 a 6,9	6,8 6,7 a 6,9
10-20	6,9 6,7 a 7,0	6,9 6,8 a 6,9	6,8 6,7 a 6,9	6,7 6,6 a 6,8
20-30	6,9 6,8 a 7,0	6,8 6,7 a 6,9	6,8 6,8 a 6,8	6,7 6,7 a 6,7
30-40	7,0 6,8 a 7,0	6,9 6,8 a 7,0	6,8 6,7 a 6,9	6,7 6,7 a 6,7
Transecto 2				
0-5	6,8 6,7 a 6,9	7,2 7,0 a 7,3	6,7 6,6 a 6,7	6,7 6,5 a 6,9
5-10	6,9 6,8 a 7,0	7,1 7,0 a 7,2	6,7 6,6 a 6,7	6,7 6,6 a 6,8
10-20	6,9 6,8 a 6,9	7,1 7,0 a 7,2	6,6 6,6 a 6,6	6,7 6,6 a 6,9
20-30	6,8 6,8 a 6,9	7,1 7,0 a 7,1	6,6 6,5 a 6,7	6,6 6,6 a 6,7
30-40	6,9 6,8 a 7,0	7,1 7,1 a 7,2	6,7 6,6 a 7,0	6,6 6,7 a 6,9

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Quanto à variação do pH ao longo dos transectos, foi verificado que o P0 e P60 dos transecto 1 e 2 apresentaram os valores de pH mais elevados em comparação com as demais

posições. A origem provável desses resultados pode estar associada à proximidade das áreas à margem do Rio Botafogo. Essas regiões estão mais suscetíveis à influência de íons de reação básica, que têm o potencial de elevar o pH (Oliveira et al., 2007). Além disso, a menor densidade de vegetação nessas áreas pode contribuir, uma vez que ficam menos sujeitas aos processos de oxidação que, normalmente, ocorrem nas raízes das espécies predominantes de mangue nos arredores.

Os valores de Eh variaram de -155 a 118 mV, com valores médios indicando ambiente fortemente reduzido, onde pode ocorrer a redução de sulfato (Eh < 100 mV) (Oliveira et al., 2007) (Tabela 3). Nesta condição, há ausência de oxigênio e os microrganismos utilizam outros compostos como aceptores de elétrons no processo de decomposição da matéria orgânica, incluindo o sulfato. A redução de sulfato e formação de sulfeto são processos importantes para o Hg, especialmente porque este metal tem alta afinidade pelo enxofre e pode precipitar na forma de sulfetos (Ding et al., 2017).

Tabela 3. Valores médios, máximos e mínimos de Eh (mV) em solos de manguezal do Rio Botafogo situados em diferentes posições fisiográficas.

Profundidade (cm)	Posição (m)			
	0	60	120	180
	Transecto 1			
0-5	-123 -133 a -111	-77 -130 a 28	-100 -122 a -74	-18 -132 a 118
5-10	-84 -132 a -3,00	-95 -116 a -57	-120 -134 a -112	-104 -146 a -49
10-20	-120 -137 a -107	-109 -125 a -94	-138 -139 a -137	-128 -149 a -106
20-30	-139 -141 a -136	-111 -130 a -95	-126 -142 a -99	-141 -151 a -135
30-40	-135 -138 a -131	-133 -140 a -123	-134 -127 a -144	-151 -155 a -148
	Transecto 2			
0-5	-55,7 -96 a -27	-37,7 -93 a 32	-75 -104 a -52	-104 -119 a 87
5-10	-118,3 -134 a -109	-57 -68 a -44	-109 -111 a -106	-118,3 -130 a -96
10-20	-123 -131 a -115	-99,7 -102 a -95	-119 -121 a -117	-135,3 -139 a -129
20-30	-139 -119 a -107	-127,7 -132 a -124	-130,3 -137 a -126	-130,6 -144 a -117
30-40	-107,3 -123 a -92	-142 -147 a -135	-129,3 -132 a -126	-136,7 -148 a -128

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

De maneira geral, verificou-se diminuição do Eh com o aumento da profundidade. Esse resultado é esperado porque as camadas superficiais estão mais expostas ao contato com o oxigênio. Também foram observadas variações de Eh entre as áreas de cada transecto,

destacando o P180 que apresentou valores médios de Eh mais elevados em comparação às demais áreas dos transectos. Essas variações podem estar associadas às variações de cotas altimétricas ao longo dos transectos, à presença de raízes, e às galerias formadas por caranguejos (Ferreira et al., 2007).

No T1, os teores de areia, silte e argila variaram (em g kg⁻¹) de 49 a 681, 76 a 428 e de 162 a 954, respectivamente. Já no transecto 2, a amplitude para areia, silte e argila foi de 32 a 920 g kg⁻¹, 11 a 958 g kg⁻¹ e de 26 a 699 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 4). A partir dos resultados, observou-se o predomínio de argila nos solos avaliados no T1; e da fração areia no T2. As variações identificadas nos teores de argila em diferentes profundidades e ao longo dos transectos podem ser atribuídas à sequência de materiais de diversas localidades depositados durante os ciclos de sedimentação no manguezal.

Tabela 4. Valores médios, máximos e mínimos das frações areia, silte e argila (g kg⁻¹) em solos de manguezal situados em diferentes posições fisiográficas.

Profundidade (cm)	Posição (m)											
	0			60			120			180		
	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila
	Transecto 1											
0-5	144	234	622	143	208	649	267	167	480	104	91	874
5-10	141	209	649	171	194	635	341	136	433	59	263	678
10-20	142	216	642	133	315	552	253	166	449	67	129	803
20-30	115	253	633	249	218	533	229	153	451	68	252	680
30-40	89	229	683	260	116	624	384	101	370	103	210	687
Máx	237	318	746	433	428	749	681	241	649	172	374	954
Min	49	111	560	65	76	399	116	80	162	49	81	538
	Transecto 2											
0-5	247	393	360	100	267	633	771	60	198	886	32	71
5-10	613	218	169	209	150	480	632	83	252	900	43	56
10-20	842	51	107	160	205	636	733	26	285	890	60	50
20-30	910	497	65	54	248	698	821	47	121	892	34	75
30-40	857	44	99	104	247	649	753	72	197	874	44	82
Máx	915	958	546	232	311	699	843	132	344	920	66	101
Min	86	11	42	32	63	246	516	21	98	844	12	26

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

É importante destacar que a fração mineral do solo mais reativa, a argila, devido às suas propriedades físicas e químicas, interage com o Hg graças às cargas elétricas superficiais, desempenhando um papel fundamental na retenção do metal (Bayen, 2012). Dessa forma, os perfis e camadas que exibem concentrações mais elevadas de argila apresentam maior capacidade de retenção de Hg, em comparação às camadas mais arenosas.

Os teores de matéria orgânica do solo (MOS) variaram de 144 a 424 g kg⁻¹ no T1 e de 43 a 320 g kg⁻¹ no T2 (Tabela 5). Verificou-se, de maneira geral, uma redução dos teores de MOS à medida que a profundidade aumentou com exceção do ponto P120 do transecto 1 e dos pontos P120 e P180 do transecto 2. O acúmulo de MOS em solos de manguezal pode ser explicado, principalmente, pelo ambiente fortemente reduzido, onde a mineralização da matéria orgânica ocorre com baixo rendimento energético, gerando uma redução na velocidade do processo de decomposição, promovendo assim seu acúmulo no ambiente (Kristensen et al., 2008).

Tabela 5. Valores médios, máximos e mínimos de matéria orgânica (g kg⁻¹) em solos de manguezal situados em diferentes posições fisiográficas.

Profundidade (cm)	Posição (m)			
	0	60	120	180
	Transecto 1			
0-5	236	256	257	403
	194 a 279	256 a 256	241 a 273	394 a 412
5-10	226	306	269	424
	213 a 239	253 a 359	204 a 321	424 a 424
10-20	229	269	296	278
	227 a 232	243 a 292	250 a 333	144 a 372
20-30	228	248	292	358
	218 a 248	201 a 274	252 a 338	351 a 364
30-40	219	240	255	361
	204 a 233	230 a 250	192 a 288	345 a 376
	Transecto 2			
0-5	194	317	118	94
	178 a 210	315 a 320	112 a 124	78 a 103
5-10	124	293	164	75
	100 a 169	293 a 293	125 a 209	71 a 81
10-20	78	280	123	82
	59 a 108	256 a 306	89 a 151	74 a 87
20-30	59	264	90	270
	43 a 72	264 a 265	86 a 95	73 a 122
30-40	86	270	132	114
	66 a 105	248 a 286	97 a 189	100 a 131

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

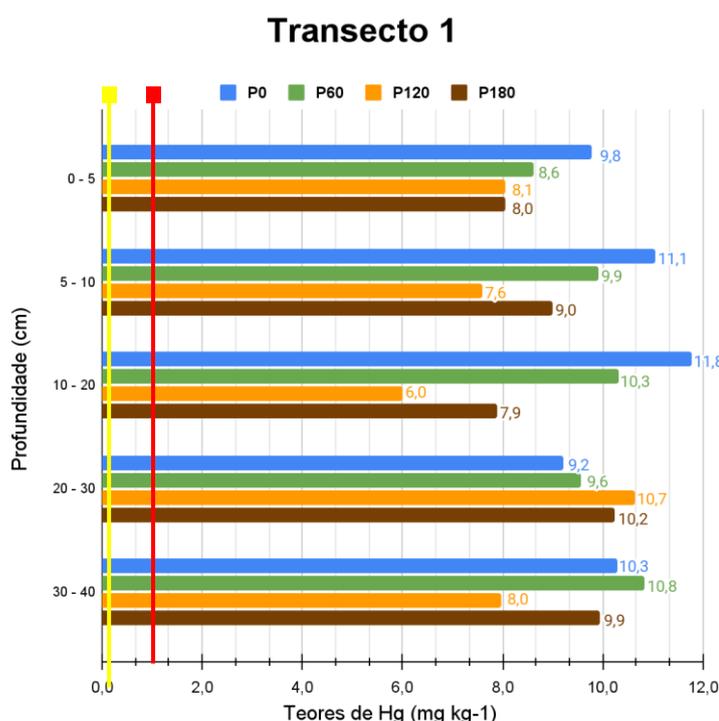
Observou-se que nos solos com teores de argila elevados, também houve um aumento nos teores de MOS. Essa associação ocorre devido ao papel significativo da argila na proteção

química do material orgânico contra a degradação. Foi encontrada correlação positiva e significativa entre MOS e argila (0,90, $p < 0,05$).

5.2 Hg Total

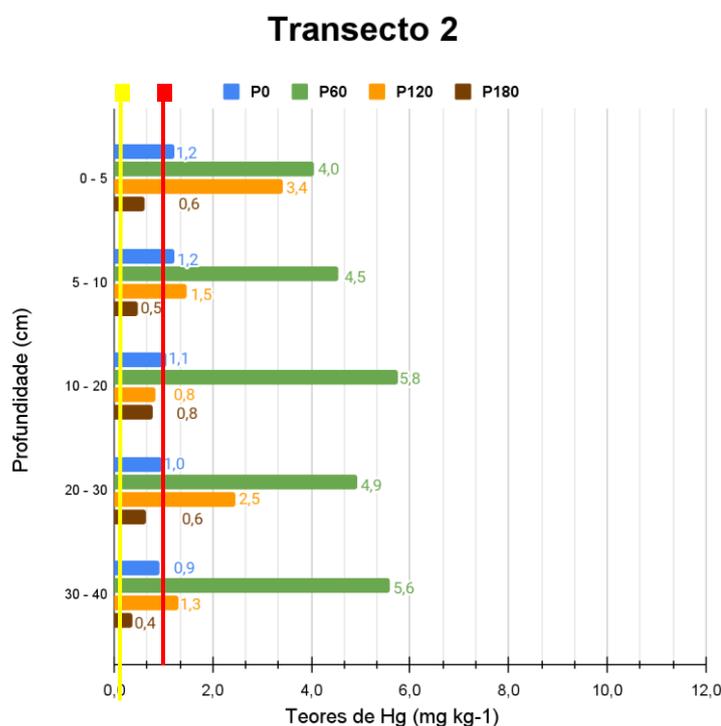
Os teores de Hg total variaram de 0,2 a 15,3 mg.kg⁻¹ no T1 e de 0,0 a 7,4 mg.kg⁻¹ no T2 (Figura 4 e 5). Observou-se diferenças entre os teores de Hg nos transectos 1 e 2, com o T1 apresentando teores mais elevados, alcançando 102 vezes o TEL e 15 vezes o PEL. Essa diferença nos teores de Hg pode ser explicada, parcialmente, pela maior proximidade do T1 da fonte de contaminação (Araújo et al., 2021). Todos os teores de Hg encontrados no T1 e 65% das amostras do T2 estavam acima dos valores de referência TEL (0,15 mg.kg⁻¹) e PEL (1,0 mg.kg⁻¹) (ANZECC, 2000). TEL (Threshold Effect Level) indica a concentração máxima de determinado metal onde nenhum efeito tóxico é observado; e o PEL (Probable Effect Level) representa a concentração mínima do metal onde efeitos tóxicos já podem ser verificados em espécies mais sensíveis (Hortellani et al., 2008). Na faixa entre TEL e PEL, situam-se os valores onde ocasionalmente se esperam tais efeitos.

Figura 4. Valores médios de Hg total (mg.kg⁻¹) do transecto 1 de solos de manguezal nas distâncias 0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 5. Valores médios de Hg total ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) do transecto 2 de solos de manguezal nas distâncias 0, 60, 120 e 180 metros da margem do Rio Botafogo.



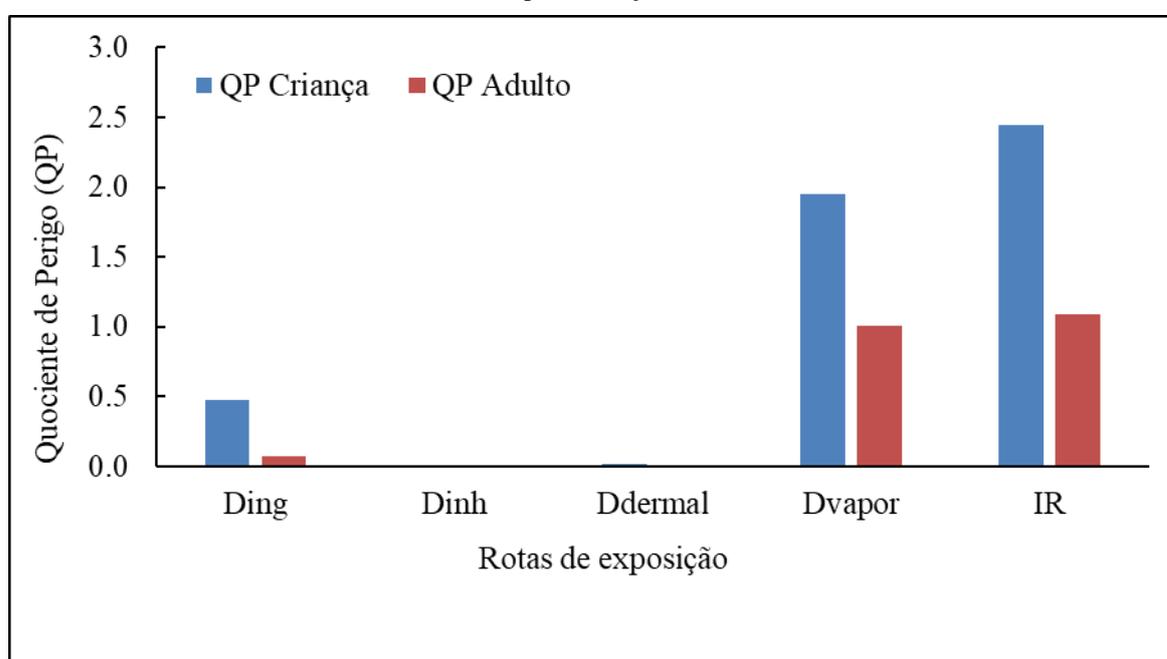
Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Outro fator que também está relacionado à distribuição do Hg nos solos é a composição das partículas minerais e orgânicas de cada área. A sedimentação de materiais diferentes ao longo do tempo pode contribuir para as variações observadas. Os perfis do T1 apresentaram teores de argila (Tabela 4) e MOS (Tabela 5) mais elevados que T2 e, provavelmente, essas características do solo auxiliaram na retenção de mais Hg no T1 (Figura 4). O papel da argila e da MOS na retenção de Hg é amplamente documentado em áreas de manguezal (Ferrer, 2001; Oliveira, 2011) e pode ser corroborado a partir das correlações positivas e significativas entre Hg e MOS ($r = 0,78$, $p < 0,05$) e Hg e argila ($r = 0,81$, $p < 0,05$). Conseqüentemente, em áreas com teores de argila baixos como o P180 do T2, a fração areia predominou e os teores de Hg diminuíram, obedecendo o que foi encontrado na correlação entre areia e Hg ($r = -0,69$, $p < 0,05$).

5.3. Estimativa do Risco à Saúde Humana por Hg

Para estimar o risco à saúde humana para Hg nas áreas, foram escolhidas as amostras da área com maior teor de Hg total, para representar o pior cenário de exposição (profundidade 10-20 do P0, no transecto 1) (Figura 4). Os resultados mostraram que a presença do Hg no estuário Botafogo oferece riscos à saúde humana (Figura 6).

Figura 6. Quocientes de Perigo (QP) considerando as doses de exposição diária para as rotas de ingestão (Ding), inalação de partículas (Dinh), dermal (Ddermal) e de inalação de vapor (Dvapor), e o índice de risco (IR) para crianças e adultos.

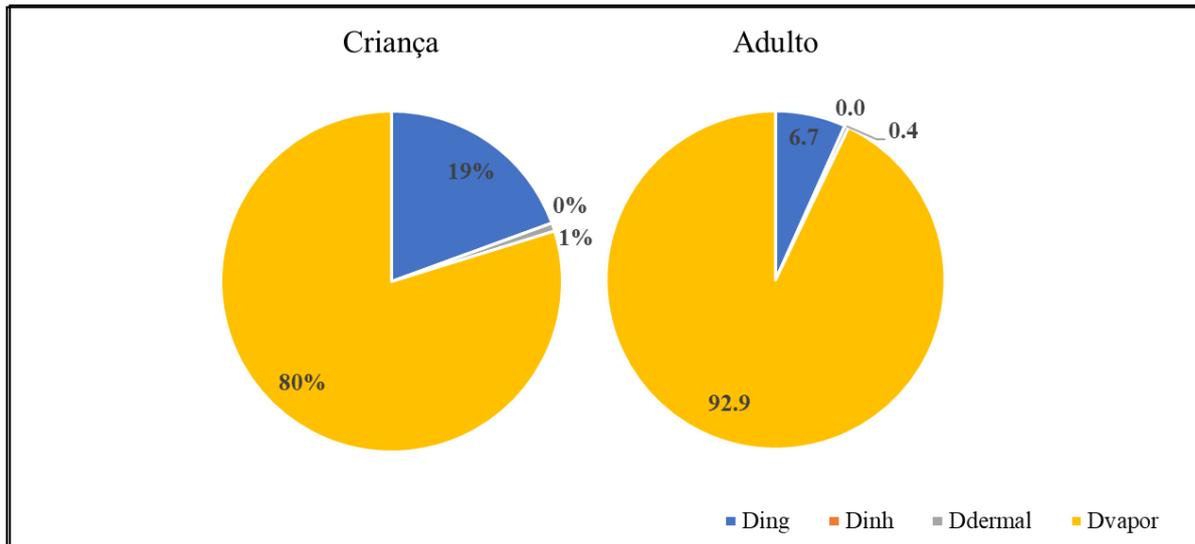


Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

O IR para crianças e adultos foi maior que 1 e a principal rota de exposição ao Hg foi a inalação de vapor de Hg (Dvapor), contribuindo com 80% e 93% do risco total para crianças e adultos, respectivamente (Figura 7). Na sequência, a rota de ingestão (Ding) foi a segunda mais importante, contribuindo com 7% e 19% do risco total para adultos e crianças. As rotas de inalação de partículas (Dinh) e contato dermal (Ddermal) apresentaram valores de QP baixos, contribuindo com, no máximo, 0,78% do risco total. Verificou-se que o risco à saúde de crianças (IR = 2,45) foi maior que o de adultos (1,09), resultado esperado já que são os seres mais sensíveis à toxicidade pelo metal. Como observado por Costa et al. (2020), as crianças enfrentam um risco significativamente maior de exposição ao Hg, uma vez que apresentam menor peso corporal, se tornando mais sensíveis às altas doses desse metal. No caso do estuário

Botafogo, famílias ribeirinhas que utilizam o manguezal para extração de recursos naturais como fonte de renda e subsistência, estão mais expostas aos efeitos adversos devido à exposição diária ao Hg.

Figura 7. Composição do Índice de risco (IR) para crianças e adultos (%).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

6. CONCLUSÃO

A partir dos resultados deste trabalho, observou-se valores de pH do solo próximos à neutralidade e ambiente predominantemente anóxico ($E_h < 100$ mV), condições que favorecem a redução de sulfato e a formação de sulfetos nos solos, compartimento importante para a retenção de Hg.

Os teores de argila predominaram nos solos avaliados, configurando-se como um fator positivo no acúmulo de Hg devido ao seu poder reativo. Os teores de MOS apresentaram valores elevados nos solos e é um fator positivo no acúmulo de Hg.

As concentrações de Hg revelaram números consideravelmente elevados, atingindo até 102 vezes o TEL e 15 vezes o PEL, indicando que efeitos adversos podem ocorrer aos organismos expostos à contaminação por Hg.

A estimativa de risco à saúde humana apontou a inalação de vapor de Hg como a principal rota de exposição ao Hg, enquanto a segunda principal rota foi a ingestão de solo. Verificou-se que o risco à saúde em crianças ($IR = 2,45$) foi superior ao de adultos ($IR = 1,09$) devido à sua sensibilidade ao metal. O risco à saúde humana acima de 1,0 indicou a vulnerabilidade das comunidades ribeirinhas, que dependem do manguezal para sua subsistência e se tornam mais expostas aos efeitos causados pela presença do Hg nos solos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira da Indústria de Álcalis, Cloro e Derivados (Abiclor), 2020. **Production Technologies**. Disponível em: <<http://www.abiclor.com.br/tecnologias-de-producao/>>. Acesso em: 13 Março 2024).

ALBUQUERQUE, A. G. B. M.; FERREIRA, T. O.; NÓBREGA, G. N.; ROMERO, R. E.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; MEIRELES, A. J. A.; OTERO, X. L. Soil genesis on hypersaline tidal flats (apicum ecosystem) in a tropical semi-arid estuary (Ceará, Brazil). **Soil Research**, v. 52, n. 2, p. 140-154, 2015.

ALMEIDA, B. G. **Métodos alternativos de determinação de parâmetros físicos do solo e uso de condicionadores químicos no estudo da qualidade do solo**. 2008. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

ALMEIDA, M. D. **Biogeoquímica do mercúrio na interface solo-atmosfera na Amazônia**. 2005. 186 p. Tese (Programa de Pós-Graduação em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2005.

ALVES, J. R. P. Manguezais: educar para proteger. Rio de Janeiro: Femar: Semads, v. 96, 2001.

ANZECC, A. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, v. 1, p. 1-314, 2000.

ARAÚJO JÚNIOR, J. M. C. **Biogeoquímica de solos de manguezal do rio Jaguaribe (Brasil - CE) em resposta a bioturbação por caranguejos**. 2010. 89 f. Dissertação (Mestrado em ecologia e recursos naturais)- Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2010.

ARAÚJO, P. R. M. **Biogeoquímica de metais pesados em solos de manguezal do Rio Botafogo - PE, Brasil**. 2018. 149 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

ARAÚJO, P. R. M.; BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; DA SILVA, F. B. V.; 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, p. 109469, 2019.

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

ARRIVABENE, H.P.; CAMPOS, C. Q.; SOUZA, I. C.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R.; MACHADO, S. R. Differential bioaccumulation and translocation patterns in three mangrove plants experimentally exposed to iron. Consequences for environmental sensing. **Environmental Pollution**, v. 2015, p. 302-313, 2016.

Atlas dos Manguezais do Brasil / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). – **Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, 2018. 176 p.

BARBOSA FILHO, M. P.; FAGERIA, N. K.; ZIMMERMANN, F. J. P. Atributos de fertilidade do solo e produtividade do feijoeiro e da soja influenciados pela calagem em superfície e incorporada. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 3, p. 507–514, 2005.

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

BOLAÑOS-ÁLVAREZ, Y., ALONSO-HERNÁNDEZ, C.M., MORABITO, R., DÍAZ-ASENCIO, M., PINTO, V., GÓMEZ-BATISTA, M. Mercury contamination of riverine sediments in the vicinity of a mercury cell chlor-alkali plant in Sagua River, Cuba. **Chemosphere** 152, 376–382, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.025>.

BQESB (Beijing Quality Engineering Supervision Bureau). **The venue environment evaluation guide** (DB11/T 656-2009), 2009.

Companhia Ambiental do estado de São Paulo (CETESB). **Survey of Loads and Dispersion of Mercury from the Botafogo River in Recife - PE**. São Paulo (in Portuguese), 1984.

CHENNURI, K.; CHAKRABORTY, P.; JAYACHANDRAN, S.; MOHAKUD, S. K.; ISHITA, I.; RAMTEKE, D.; PADALKAR, P. P.; BABU, P. C.; BABU, K. R. Operationally defined mercury (Hg) species can delineate Hg bioaccumulation in mangrove sediment systems: A case study. **Science of The Total Environment**, v. 701, p. 134842, 2020.

COGLIATTI, L.; FONSECA, S. *Avicennia shaueriana* e *Laguncularia racemosa* no manguezal da laguna de Itaipu, Niterói - RJ. **VI Simpósio de Ecossistemas Brasileiros - Programa e Resumos**. INPA, São José dos Campos: [s.n.], 2004.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE (CPRH). Diagnóstico Sócio-Ambiental e Mapeamento das Potencialidades e Restrições de Uso: Área Piloto da RBMA – Complexo de Igarassu, Itapissuma e Itamaracá. Recife, 2003. v. 01.

CONSOLARO, A.; PINHEIRO, T. N. Amálgama dentário e mercúrio: o fim de uma era! **Rev Dental Press Estét**, v. 10, p. 242–247, 2013.

COSTA, O. C.; GAMA, C. S.; HACON, S. S.; BASTA, P. C.; FERREIRA, R.; YOKOTA, D. Exposição ao mercúrio pelo consumo de peixes: o potencial impacto à saúde das populações locais e economia pesqueira do Amapá. **Nota Técnica**. WWF/Iepa/Iepé/Fiocruz, 2020.

DAVIES, B. E. Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. Soil Science Society of America journal. **Soil Science Society of America**, v. 38, n. 1, p. 150–151, 1974.

DHIVERT, E.; GROSBOIS, C.; COURTIN-NOMADE, A.; BOURRAIN, X.; DESMET, M. Dynamics of metallic contaminants at a basin scale-Spatial and temporal reconstruction from four sediments cores (Loire fluvial system, France). **Science of the Total Environment**, v. 541, p.1504–1515, 2016.

DING, X.; WANG, R.; LI, Y.; GAN, Y.; LIU, S.; DAI, J. Insights into the mercury (II) adsorption and binding mechanism onto several typical soils in China. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 24, n. 30, p. 23607–23619, 2017.

FAO, Agriculture Organization of the United Nations. The world's mangroves 1980-2005. Rome: FAO. v. 77, 2007.

FENG, C., PEDRERO, Z., LIMA, L., OLIVARES, S., ROSA, D., BERAIL, S., TESSIER, E., PANNIER, F., AMOUROUX, D. Assessment of Hg contamination by a chlor-alkali plant in riverine and coastal sites combining Hg speciation and isotopic signature (Sagua la Grande River, Cuba). **J. Hazard. Mater.** 371, 558e565, 2019. [https://doi.org/ 10.1016/j.jhazmat.2019.02.092](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.092).

FERNANDES, E; GUIMARÃES, B. A.; GLÓRIA, A. M. S. **O setor de soda-cloro no Brasil e no mundo**. Rio de Janeiro, 2009.

FERNANDEZ-MARTÍNEZ, R., ESBRÍ, J.M., HIGUERAS, P., RUCANDIO, I. Comparison of mercury distribution and mobility in soils affected by anthropogenic pollution around chlor-alkali plants and ancient mining sites. **Sci. Total Environ.** 671, 1066e1076, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.348>.

FERREIRA, T. O.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. L.; MACÍAS, F. Are mangrove forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brazil. **Catena**, v. 70, n. 1, p. 79–91, 2007.

FERRER, L. M. **Fixação e mobilidade de espécies de mercúrio no sistema sedimento/Água do mangue no município de Cubatão, São Paulo**. 2001. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

FRIESS, D. A.; ROGERS, K.; LOVELOCK, C. E.; KRAUSS, K. W.; HAMILTON, S. E.; LEE, S. Y.; LUCAS, R.; PRIMAVERA, J.; RAJKARAN, A.; SHI, S. The state of the world's

mangrove forests: past, present, and future. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, p. 89-115, 2019.

FU, Z.; XI, S. The effects of heavy metals on human metabolism. **Toxicology Mechanisms and Methods**, v. 30, n. 3, p. 167-176, 2020.

GHOSH, S.; BAKSHI, M.; KUMAR, A.; RAMANATHAN, A. L.; BISWAS, J. K.; BHATTACHARYYA, S.; CHAUDHURI, P.; SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J. Assessing the potential ecological risk of Co, Cr, Cu, Fe and Zn in the sediments of Hooghly–Matla estuarine system, India. **Environmental Geochemistry and Health**. 41, 53–70, 2019.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data: Status and distributions of global mangroves. **Global ecology and biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154–159, 2011.

GOMES, F. H.; KER, J. C.; FERREIRA, T. O.; MOREAU, A. M. S. S.; MOREAU, M. S. Caracterização e pedogênese de solos de mangue de Ilhéus-BA, Brasil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, p. 599-608, 2016.

GOLDBERG, L.; LAGOMASINO, D.; THOMAS, N.; FATOYINBOL, T. Global declines in human-driven mangrove loss. **Global change biology**, v. 26, n. 10, p. 5844–5855, 2020.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; ABESSA, D.; SOUSA, E. C. P. M. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do Estuário Santos - São Vicente. **Química nova**, v. 31, n. 1, p. 10–19, 2008.

HYPOLITO, R.; FERRER, L. M.; NASCIMENTO, S. C. Comportamento de espécies de mercúrio no sistema sedimento-água do mangue no município de Cubatão, São Paulo. **Águas subterrâneas**, v. 19, n. 1, 2005.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa de Orçamentos Familiares). **2008-2009: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE; 2011.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Centro de previsão de tempo e estudos climáticos, 2017. Disponível em <[http:// http://www.cptec.inpe.br/](http://www.cptec.inpe.br/)>. Acesso em 09 de Dezembro de 2023.

JING, Y. D.; HE, Z. L.; YANG, X. E. Effects of pH, organic acids, and competitive cations on mercury desorption in soils. **Chemosphere**, v. 69, n. 10, p. 1662-1669, 2007.

KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201-219, 2008.

LACERDA, L. D.; SANTOS, A. F.; MARINS, R. V. Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. **Química Nova**, v. 30, n. 2, p. 366-369, 2007.

LACERDA, L. D. DE; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 173–190, 2008.

LEE, R.; MIDDLETON, D.; CALDWELL, K.; DEARWENT, S.; JONES, S.; LEWIS, B.; MONTEILH, C.; MORTENSEN, M. E.; NICKLE, R.; ORLOFF, K.; REGER, M.; RISHER, J.; ROGERS, H. S.; WATTERS, M. A review of events that expose children to elemental mercury in the United States. **Environmental Health Perspectives**, v. 117, n. 6, p. 871-878, 2009.

LI, X., HE, J. Z., HUGHES, J. M., LIU, Y. R., ZHENG, Y. M. Effects of super-absorbent polymers on a soil–wheat (*Triticum aestivum* L.) system in the field. **Soil Ecol.** v.73, 58–63, 2014. doi: 10.1016/j.apsoil.2013.08.005

MARQUES, A. G. **Caracterização e Gênese de Solos de Mangue, Apicum e Tabuleiro da Região Costeira de Acaraú-CE**. 123 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Ceará, 2010.

MEYER, U. On the fate of mercury in the northeastern Brazilian mangrove system, Canal de Santa Cruz, Pernambuco. **ZMT Contrib.**, n. 3, p. 105, 1996.

MIRANDA, M. R.; COELHO-SOUZA, S. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; CORREIA, R. R. S.; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 240-251, 2007.

MITHTHAPALA, S. **Coastal Ecosystems Series (Volume 2)**. Ecosystems and Livelihoods Group Asia, IUCN. Vol. 2. Mangroves: Coastal Ecosystems Series, 2008.

OLIVEIRA, L. C. Influência das características físico-químicas dos solos no ciclo hidrobiogeoquímico do mercúrio na região do Rio Aracá-AM. **Química Nova**, v. 34, p. 1303–1308, 2011.

OLIVEIRA, M. L. J.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. L.; FERREIRA, J. R. Mercúrio total em solos de manguezais da Baixada Santista e Ilha do Cardoso, estado de São Paulo. **Química nova**, v. 30, n. 3, p. 519–524, 2007.

REZENDE, C. E.; MARQUES, J. S. J.; RANGEL, T. P.; BRITO, F. P.; ALMEIDA, M. G.; SALOMÃO, M. S. M. B.; GOBO, A. A. R.; SOUZA-SANTOS, L. P.; ARAÚJO-CASTRO, C. M. V.; COSTA, M. F. Geoquímica de metais em sedimentos da zona estuarina do complexo industrial porto de Suape, PE-Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 11, n. 4, p. 379-387, 2011.

SANTOS, A. L. G.; LIMA, N. G. B. Biogeografia dos manguezais: ocorrência, área de distribuição e diversidade de espécies. In: ENANPEGE, 15., 2021. [Anais...]. Campina Grande: Realize Editora, 2021.

SILVA, M. **Biogeoquímica de elementos traço em solos de sistemas estuarinos: manguezais do Estado de São Paulo (Brasil) e Marismas da Galícia (Espanha)**. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SILVA, R. B. M. **Acumulação de mercúrio em uma área de manguezal em Tumbes (norte peruano) sob efeitos do cultivo de camarão**. 2023. 55 f. Trabalho de Conclusão de Curso

(Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2023.

SONG, Z., LI, P., LI, Z., ZHU, W., HE, T., FENG, X. Environmental mercury pollution by an abandoned chlor-alkali plant in Southwest China. **J. Geochem. Explor.** 194, 81e87, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.07.017>

SOUZA, C. A. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. **Educação Ambiental sobre Manguezais. São Vicente: Unesp.** p. 16–56, 2018.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves.** v.3; Routledge: London, UK, 2010.

SECRETARIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (SRH). **Plano Estadual de Recursos Hídricos – Documento Síntese.** Recife, 2001. 215p.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo.** 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p.

U.S. Department of Education. **Innovative pathways to school leadership.** Washington, DC: Author, 2005.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Atrazine– DACT Fourth Report of the Hazard Identification and Review Committee,** 2002. Disponível em: [www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/atrazine/hed hiarc atrazine 5april02.pdf](http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/atrazine/hed%20hiarc%20atrazine%205april02.pdf).

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Basic Information about Radionuclides in Drinking Water,** 2006. Disponível em: <http://epa.gov/safewater/radionuclides/basicinformation.html>.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites.** OSWER 9355.4-24. Office of Solid Waste and Emergency Response; 2001.

US Environmental Protection Agency (U.S.EPA). **Child-Specific Exposure Factors Handbook**. EPA-600-P-00-002B. National Center for Environmental Assessment. Washington, DC; 2002a.

US Environmental Protection Agency (U.S.EPA). **Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites**. Washington, 2002b.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L.; YORK, J. K. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. **Bioscience**, v. 51, n. 10, p. 807, 2001.

VÁZQUEZ, F. M.; ANTA, R. C. Niveles genéricos de metales pesados y otros elementos traza em suelos de Galicia. **Xunta de Galicia**, v. 229, 2009.

WALTERS, B. B.; RÖNNBÄCK, P.; KOVAC, J. M.; CRONA, B.; HUSSAIN, S. A.; BADOLA, R.; PRIMAVERA, J. H.; BARBIER, E.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 220-236, 2008.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Minamata Convention on Mercury**. 2015. Disponível em Acesso em 20/01/2024.

ZANARDI-LAMARDO, E.; NÓBREGA, A. S. C.; SANTOS, R. H. A.; MACIEL, D. C. Fontes e níveis de contaminação do sistema estuarino do rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). **Tropical oceanography: International Journal of Marine Science in Tropical and Subtropical Seas**, v. 44, n. 2, 2016.

ZHU, S.; ZHANG, Z.; ŽAGAR, D. Mercury transport and fate models in aquatic systems: A review and synthesis. **Science of the Total environment**, v. 639, p. 538-549, 2018.