



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE
PERNAMBUCO
CAMPUS RECIFE
Departamento acadêmico de cursos superiores – dacs
Curso superior de tecnologia em gestão ambiental

GABRIELLA KALYNE DE SOUZA BRAZ

**TEORES DE METAIS-TRAÇO EM SOLO DO PARQUE DA JAQUEIRA
LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE RECIFE - PE**

**RECIFE
2025**

GABRIELLA KALYNE DE SOUZA BRAZ

**TEORES DE METAIS-TRAÇO EM SOLO DO PARQUE DA JAQUEIRA
LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE RECIFE - PE**

Trabalho de Conclusão de curso apresentado
ao Departamento de Cursos Superiores do
Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de
Pernambuco como requisito para obtenção do
título de tecnóloga em Gestão Ambiental

Orientadora: Dra. Rogéria M. do Nascimento

RECIFE

2025

Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária Danielle Castro da Silva CRB4/1457

B827t

2025 Braz, Gabriella Kalyne de Souza

Teores de metais-traço em solo do Parque da Jaqueira localizado no município de Recife - PE / Gabriella Kalyne de Souza Braz. --- Recife: A autora, 2025.

48f. il. Color.

Trabalho de Conclusão (Curso Superior Tecnológico em Gestão Ambiental) – Instituto Federal de Pernambuco, Recife, 2025.

Inclui Referências.

Orientadora: Prof.^a Dra. Rogéria Mendes do Nascimento.

1. Biodisponibilidade no Solo. 2. Metais-Traço. 3. Fases Geoquímicas. 4. Solo. Título. II. Nascimento, Rogéria Mendes do (orientadora). III. Instituto Federal de Pernambuco.

CDD 631.4

**TEORES DE METAIS-TRAÇO EM SOLO DO PARQUE DA JAQUEIRA
LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE RECIFE – PE**

Trabalho aprovado em Recife no dia 3 de Fevereiro ano 2025.

Documento assinado digitalmente
 **ROGERIA MENDES DO NASCIMENTO**
Data: 14/02/2025 15:01:53-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Rogéria Mendes do Nascimento

Professora Orientadora – CGAM/IFPE

Documento assinado digitalmente
 **MARILIA REGINA COSTA CASTRO**
Data: 04/02/2025 19:48:01-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. Marília Regina Costa Castro Lyra

Examinadora Interna – CGAM/IFPE

Documento assinado digitalmente
 **VIVIANNE LUCIA BORMANN DE SOUZA**
Data: 12/02/2025 14:12:02-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Dra. Vivianne Lúcia Bormann de Souza

Examinadora Externa - CRCN-NE

**RECIFE
2025**

RESUMO

O estudo das fases geoquímicas é muito importante, porque a análise de metais totais não retrata a realidade do impacto ao meio ambiente. Os estudos de especiação de metais (realizada por uma extração sequencial) deve-se ao fato de que pequenas mudanças na biodisponibilidade do metal e nas condições ambientais podem torná-los tóxicos para plantas e animais. O conhecimento dessas formas e de suas ligações químicas, nos solos, serve para reconhecer as fontes específicas de poluição. As fases geoquímicas são trocável, lixiviável, redutível, oxidável, pseudo-residual. Cada fase é extraída por um extrator específico, sendo eles: cloreto de magnésio, ácido acético, cloridrato de hidroxilamina, peróxido de hidrogênio, água régia. O objetivo do trabalho foi analisar a biodisponibilidade de metais-traço no Parque da Jaqueira localizado no bairro da Jaqueira na Zona Norte do Município de Recife, Pernambuco, Brasil. As amostras de solo coletadas no Parque Infantil da Jaqueira, foram secas em estufa, trituradas, peneiradas e pesadas e após a extração sequencial as amostras foram analisadas em AAS (Espectrofotômetro de Absorção Atômica para averiguar as concentrações de Mn e Fe (considerados majoritários) e Zn e Cu (considerados minoritários). De um modo geral, a biodisponibilidade no solo demonstrou a presença de metais, principalmente, na fase oxidável, seguida da fase redutível e lixiviável, embora alguns tenham sido encontrados também na fase trocável em menores concentrações. O zinco, por sua vez, apresentou as maiores concentrações na fase redutível, estando assim ligado a óxidos de Fe e Mn. Fase considerada ainda como biodisponível, cujas mudanças nas condições de aeração tornaria esse metal disponível para as plantas e animais, visto que as três primeiras fases geoquímicas são ditas como biodisponíveis. O metal Mn foi também encontrado, na maioria das determinações, nas fases redutível e oxidável. A degradação das substâncias húmicas do solo pode mobilizar esse metal e o mesmo pode acontecer com o elemento químico – Ferro, prejudicando consequentemente plantas, animais e até mesmo a saúde humana.

Palavras-chave: biodisponibilidade no solo; metais-traço; fases geoquímicas; solo.

ABSTRACT

The study of geochemical phases is very important because the analysis of total metals does not reflect the reality of the impact on the environment. Metal speciation studies (performed by sequential extraction) are due to the fact that small changes in the bioavailability of metals and environmental conditions can make them toxic to plants and animals. Knowledge of these forms and their chemical bonds in soils helps to identify specific sources of pollution. The geochemical phases are exchangeable, leachable, reducible, oxidizable, and pseudo-residual. Each phase is extracted by a specific extractant, namely: magnesium chloride, acetic acid, hydroxylamine hydrochloride, hydrogen peroxide, and aqua regia. The objective of the study was to analyze the bioavailability of trace metals in Jaqueira Park, located in the Jaqueira neighborhood in the North Zone of the city of Recife. The soil samples collected at the Jaqueira Children's Park were dried in an oven, crushed, sieved and weighed. After sequential extraction, the samples were analyzed in an AAS (Atomic Absorption Spectrophotometer) to determine the concentrations of Mn and Fe (considered major) and Zn and Cu (considered minor). In general, the bioavailability of the soil demonstrated the presence of metals mainly in the oxidizable phase, followed by the reducible and leachable phases, although some were also found in the exchangeable phase in lower concentrations. Zinc presented the highest concentrations in the reducible phase, for being bound to Fe and Mn oxides. This phase is also considered bioavailable, and changes in aeration conditions would make this metal available to plants and animals, since the first three geochemical phases are said to be bioavailable. The metal Mn was also found, preferentially, in the reducible and oxidizable phases. The degradation of humic substances from the soil can mobilize this metal and the same can happen with the chemical element – Iron, consequently affecting plants, animals and even human health.

Key-word: soil bioavailability; trace metals; geochemical phases; soil.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Localização do Parque da Jaqueira.	27
Figura 2.	Área Infantil do Parque da Jaqueira.	28
Figura 3.	Vegetação do Parque da Jaqueira.	29
Figura 4.	Área de Estudo.	30
Figura 5.	Estufa de Secagem das amostras.	31
Figura 6.	Utilização de almofariz para triturar as amostras.	31
Figura 7.	Série finas de peneiras para separar as amostras em partículas mais finas.	32
Figura 8.	Acondicionamento das amostras de solo.	32
Figura 9.	Pesagem das amostras.	34
Figura 10.	Medindo o pH da solução do solo.	34
Figura 11.	Extração das soluções.	35
Figura 12.	Identificando os elementos ligados à matéria orgânica.	36
Figura 13.	Espectrometria de Absorção Atômica (AAS – FS-220).	36
Figura 14.	Determinação da quantidade total de metais-traço no Ponto 1 do Parque da Jaqueira, no Município de Recife-PE, por EDX-RF. (A) Preparação das amostras para análise em equipamento de EDXRF. (B e C) Filme de Polipropileno utilizado. (D) Equipamento EDXRF para quantificação de metais.	37
Figura 15.	pH das amostras de solo do Parque da Jaqueira do Município de Recife – PE.	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Coordenadas dos pontos de coleta.	30
Tabela 2.	Valores de biodisponibilidade de Manganês no Parque da Jaqueira.	39
Tabela 3.	Valores de biodisponibilidade de Ferro no Parque da Jaqueira.	39
Tabela 4.	Valores de biodisponibilidade de Zinco no Parque da Jaqueira.	39
Tabela 5.	Valores de biodisponibilidade de Cobre no Parque da Jaqueira.	40
Tabela 6.	Valores orientadores para solo de Pernambuco.	42

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.	Lista de Mitigações e Conceitos.	18
Quadro 2.	Procedimento de extração sequencial.	33
Quadro 3.	Valores médios de metais-traço, para Ponto 1 de Amostragem de solo, do Parque da Jaqueira do Município de Recife – PE.	43

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS.....	14
2.1. OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
3.1 METAIS PRESENTES NATURALMENTE NO SOLO	15
3.2 METAIS-TRAÇO E SUAS CONSEQUÊNCIAS	16
3.3 POSSÍVEIS AÇÕES PARA MITIGAR ESSAS CONSEQUÊNCIAS DA PRESENÇA DE METAIS-TRAÇO NO SOLO	17
3.3.1 Fitorremediação	18
3.3.2 Biorremediação	18
3.3.3 Emendas no Solo	18
3.3.4 Técnicas de Extração e Separação.....	19
3.3.5 Solidificação e Estabilização	19
3.3.6 Remoção Física	19
3.3.7 Monitoramento e Avaliação Contínua	19
3.3.8 Restauração do Ecossistema.....	19
3.4 ESTUDOS DE METAIS NO SOLO E SUA IMPORTÂNCIA	20
3.4.1 Saúde Humana	20
3.4.2 Agricultura	20
3.4.3 Biodiversidade do Solo.....	20
3.4.4 Poluição da Água	21
3.4.5 Regulação Ambiental	21
3.4.6 Prevenção de Desastres Ambientais	21
3.4.7 Desenvolvimento Sustentável	21
3.4.8 Educação e Conscientização	22
3.4.9 Biodisponibilidade de metais no solo	22
4 METODOLOGIA	27
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	27
4.2 COLETAS DAS AMOSTRAS	29
4.3 BIODISPONIBILIDADE DOS SOLOS COLETADOS	33
4.3.1 ESPECTROMETRIA DE ABSORÇÃO ATÔMICA.....	36
4.3.2 ANÁLISE POR FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA (EDXRF).....	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	39
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
REFERÊNCIAS.....	45

1 INTRODUÇÃO

Nas áreas urbanas, os ambientes de uso comum para a população são os parques e as praças, estes são ambientes que sofrem a influência de fontes antropogênicas. A localização destes locais próximos a vias de intenso tráfego ocasiona a contaminação do solo, pois ocorre liberação de aerossóis pelos canos de escape dos veículos, sendo estes responsáveis pelos metais-traço encontrados no solo.

A denominação de metais-traço é utilizada para descrever elementos que são encontrados no solo em baixas concentrações e que tenham potencial para se tornarem contaminantes. Ainda sendo englobados nessa definição os metais, semi - metais e até mesmo os chamados não metais. Alguns metais-traço encontram-se naturalmente nos solos, independente se este local sofreu ou não influência antrópica. Os solos podem ainda sofrer influências do intemperismo e lixiviação, dos rejeitos industriais, dos efluentes domésticos, da queima de combustíveis fósseis, e de resíduos agrícolas.

É sabido que metais-traço como As, Pb e Hg estão entre os que mais precisam de monitoramento e controle. Para que seja definido se realmente são ou não contaminantes deve-se levar em consideração alguns fatores como: concentração, capacidade de assimilação dos metais pelas plantas e seres vivos, via de exposição, entre outros.

O processo de urbanização provocou modificações nos solos que se encontram em áreas urbanas, sendo essas modificações realizadas pelo homem. Algumas características de solos urbanos que podemos identificar é a compactação acentuada, uma estrutura modificada, drenagem e aeração restrita, ciclagem de nutrientes interrompida, presença de materiais antrópicos e outros contaminantes, maior suscetibilidade a erosão, temperatura e pH alterados.

Pesquisadores ambientalistas vêm estudando a presença de metais pesados (metais-traço) em solo e sedimentos há bastante tempo; essas pesquisas envolvem também a elucidação de qual o melhor método analítico para a análise de determinados elementos químicos.

Ainda, pesquisas feitas por Fabiańska e seu grupo de pesquisa concluíram que a poluição - do ar, da água, do solo - foi responsável em 2016 por 940.000 mortes

em crianças em todo o mundo; dois terços delas em crianças com menos de 5 anos. A maioria era por doenças respiratórias e gastrointestinais causadas por ar e água poluídos.

A poluição está ligada também a múltiplas doenças não transmissíveis (DNT's) em crianças, incluindo baixo peso ao nascer, asma, câncer e distúrbios do neurodesenvolvimento, e essas doenças estão aumentando. O impacto total da poluição, especialmente a poluição química no ônus global da doença pediátrica, ainda não é conhecido, mas, quase certamente está subestimado, porque os padrões de exposição química não estão bem mapeados e o potencial de toxicidade de muitos poluentes químicos não está caracterizada. A lista de DNT pediátricas atribuída à poluição, provavelmente, se expandirá à medida que os efeitos sobre a saúde dos novos poluentes químicos forem melhor definidos e forem descobertas associações adicionais entre poluição e doenças

Crianças e jovens por serem os grupos que mais demandam por atividades recreativas em parques e praças públicas, são os grupos mais susceptíveis a problemas de saúde, influenciados pela emissão de poluentes na atmosfera por veículos automotivos e aerossóis contendo elementos metálicos tóxicos advindos da atividade de revolver o solo, que causam problemas à população diretamente exposta.

Diante do exposto anteriormente, e com a ação da Prefeitura do Recife que resolveu implantar, expandir e recuperar alguns parques da Zona Norte e da Zona Oeste da cidade, de modo que, a realização dessas intervenções tem o objetivo de possibilitar o uso coletivo e público das margens do Rio Capibaribe; aumentar o acesso da população à infraestrutura urbana e serviços essenciais; reduzir a degradação ambiental de canais e do próprio Rio Capibaribe provocada pelo uso e ocupação inadequados de suas margens.

Contudo, os metais-traço no solo estão ligados à óxidos de Fe, Al e Mn, que sofrem influência do pH, textura e composição de argilas; há competição entre os metais relacionando-se ao seu potencial redox, há ocorrência de reações de complexação; há também a influência da temperatura e da atividade microbiana. De modo que, a identificação da biodisponibilidade dos metais-traço nesses solos de parques infantis e suas origens será de extrema importância para futuros estudos epidemiológicos.

A proteção ambiental é muito mais do que uma simples ideia. É uma responsabilidade que recai sobre todos, homens e mulheres, jovens e idosos, independentemente de onde se vive. A responsabilidade ambiental não se limita ao presente, pois suas repercussões se estendem para as futuras gerações.

As ações cotidianas, por vezes inadvertidas, têm impactos significativos no meio ambiente. O desmatamento desenfreado, a emissão de gases de efeito estufa, o consumo excessivo de recursos naturais e o descarte inadequado de resíduos têm contribuído para problemas ambientais críticos. Para combater as mudanças climáticas e preservar a biodiversidade, é vital entender como os comportamentos humanos afetam o planeta.

A Terra opera em um equilíbrio delicado, onde cada componente desempenha um papel essencial. Quando se interfere de maneira destrutiva, afeta-se não apenas um aspecto, mas todo o ecossistema. A perda de habitat, de espécies; a poluição dos oceanos e a degradação de ecossistemas terrestres são exemplos de como essas ações prejudicam a biodiversidade e o funcionamento dos sistemas naturais.

A compreensão da proteção ambiental não implica apenas em reconhecer os problemas, mas também em alcançar soluções. A sustentabilidade deve ser uma meta comum. Ela envolve a busca por formas de viver e prosperar que não esgotem os recursos do planeta, mas sim os utilizem de maneira responsável e equilibrada.

Portanto, a contaminação dos sedimentos por metais causada por atividades antrópicas pode ser originada de fontes difusas e pontuais. As fontes difusas são originadas pela atmosfera e pelas deposições sólidas. As fontes pontuais são as emissões de despejos industriais, esgotos domésticos, depósitos de lixo e despejos de mineração, que causam poluição por metais em uma escala local.

De modo que, esse trabalho irá relatar sobre os metais-traço em solo, suas consequências ambientais, maneiras de remediação e como determinar a biodisponibilidade dos metais no solo.

2 OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a biodisponibilidade de metais no solo do Parque da Jaqueira no Município de Recife - Pernambuco.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o pH do solo do Parque da Jaqueira.
- Determinar a concentração de metais como: Silício, Manganês, Ferro, Titânio, Cálcio, Cobre, Zinco, Vanádio, Lantânio, em solo do parque da Jaqueira.
- Realizar a biodisponibilidade no solo do parque da Jaqueira para fins recreativos.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 METAIS PRESENTES NATURALMENTE NO SOLO

Alguns metais pesados (metais-traço) tóxicos, como cádmio, arsênio, chumbo, mercúrio, ferro, manganês, ocorrem naturalmente no solo. Porém eles podem ser depositados no solo por conta de atividades humanas como, indústrias, mineradoras, terras agricultáveis (com o uso de fertilizantes, agrotóxicos e pesticidas) e tráfego de veículos (Fabiańska *et al.*, 2019). Um metal pode ter a mesma concentração em diferentes solos e apresentar toxicidade em apenas um deles, mostrando que a toxicidade é dependente da biodisponibilidade dos contaminantes.

Alguns desses elementos químicos são classificados como micronutrientes (cobre, ferro, zinco, manganês, molibdênio, cloro e boro) (Bezerra-Neto; Barreto, 2000), sendo essenciais para o crescimento e desenvolvimento dos seres vivos (plantas e animais, incluindo o homem), embora sejam tóxicos em elevadas concentrações (Williams *et al.*, 2000). Outros elementos são classificados como macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) e existem ainda elementos considerados úteis (ou benéficos) como sódio, silício, cobalto, níquel, alumínio e selênio; estes elementos não possuem essencialidade comprovada nos seres vivos.

Os metais-traço no solo associam-se a diversos componentes orgânicos e inorgânicos, apresentando-se em diversas formas químicas, que regulam sua solubilidade e mobilidade no solo, bem como sua disponibilidade aos sistemas biológicos (Souza, 2007). Co, Zn e Cu co-precipitam com Fe e Mn a uma taxa de aproximadamente 67%, 86% e 98%, respectivamente (Förstner; Wittmann, 1981). Quando o pH é mais alcalino, o metal precipita preferencialmente com o manganês.

Quando Fe, Mn e Ni estão ligados aos hidróxidos há uma menor influência de fatores externos (antrópicos). Cobalto, Cu e Cr formam esse tipo de ligação com hidróxidos como uma ligação secundária, de modo que, quando a força de ligação aos hidróxidos decresce, aumenta a força de ligação aos minerais. Elementos como Fe, Ni e Co, são menos afetados por atividades humanas, sendo geralmente encontrados na fase pseudo-residual dos sedimentos/solos (Silva *et al.*, 2020).

A co-precipitação dos metais com carbonatos ocorre quando há pouco óxido de ferro e mais substâncias orgânicas. É comum a ligação de Zn e Cd a carbonatos em pH ácido, o que leva à co-precipitação destes elementos com o carbonato de cálcio (Souza *et al.*, 2022).

3.2 METAIS-TRAÇO E SUAS CONSEQUÊNCIAS

Os metais-traço são considerados contaminantes importantes, pois não se biodegradam e sim bioacumulam-se nos organismos, levando essa contaminação até o homem pela cadeia alimentar, alcançando, assim, níveis mais altos do que na água.

Segundo Fabiańska *et al.* (2019), a poluição por metais é decorrente do processo industrial e o descarte indevido e sem tratamento de seus efluentes, esgotos urbanos, falta de saneamento básico, atividades portuárias, entre outros, que em grandes quantidades tornam-se extremamente tóxicos, põe em risco o equilíbrio do meio ambiente e a saúde do próprio homem, o que faz desse fato um motivo de preocupação.

As principais propriedades dos metais pesados, também denominados elementos-traço, são os elevados níveis de reatividade e bioacumulação. A intervenção humana pode ser considerada como a maior responsável pela magnitude e frequência da disposição dos metais no ambiente, uma vez que a sua utilização como subproduto, nas atividades industriais, ocorre em escala exponencial, gerando diversos impactos em níveis local e global, levando a um estresse contínuo da natureza, e conseqüentemente, a efeitos agudos ou crônicos à saúde dos ecossistemas e do próprio homem (Bertoncini; Mattiazzo, 1999).

Os metais-traço são encontrados nos solos, e sua presença é decorrente de processos químicos, biológicos e físicos que ocorrem. A variação espacial dos metais-traço na superfície desses solos é o resultado da combinação desses processos (Lin *et al.*, 2002).

Os solos são considerados um compartimento de acumulação ou repositório de espécies poluentes Ling *et al.* (2021), em caráter permanente, onde as concentrações apresentam ordens de grandeza que os tornam bons indicadores de

poluição ambiental, atual ou pretérita, possibilitando ainda se reconhecer as fontes poluidoras. Um exame detalhado da variação espacial da deposição de metais-traço em solos pode fornecer informações valiosas a respeito de sua origem e dos mecanismos de transporte, permitindo que se faça uma estimativa do impacto desses metais no meio ambiente e na população (Rodrigues *et al.*, 2014).

A possibilidade de sua remobilização depende do tipo de ligação do metal aos solos e da transformação do metal em espécies mais lábeis. É importante verificar a concentração e a distribuição espacial de cada metal para avaliar o seu potencial de remobilização, transporte e a absorção de metais pelos organismos vivos.

3.3 POSSÍVEIS AÇÕES PARA MITIGAR ESSAS CONSEQUÊNCIAS DA PRESENÇA DE METAIS-TRAÇO NO SOLO

De acordo com Ribeiro-Filho *et al.*, 2001 as ações para mitigar (diminuir) as consequências de presenças de metais traços são necessárias como atividades relacionadas no quadro 1, abaixo:

Quadro 1: Lista de Mitigações e Conceitos.

MITIGAÇÃO	CONCEITO
Fitorremediação	Técnica da biorremediação que envolve o emprego de plantas e sua microbiota associada.
Biorremediação	São capazes de transformar ou remover metais-traço do solo e aqueles que têm a capacidade de fixar ou podem precipitar os metais.
Emendas no solo	A adição dos compostos orgânicos, que se ligam aos metais e diminuem sua mobilidade pode ser utilizada.
Técnicas de extração e separação	Técnicas físicas que podem ser utilizadas como a retirada do solo contaminado para ser tratado em outro local ou mesmo o encapsulamento daquele solo.
Solidificação e estabilização	A adição de materiais solidificantes que transformam os metais-traço em formas menos biodisponíveis e mais estáveis.
Remoção física	Remoção do solo contaminado para um tratamento em outro local.
Monitoramento e avaliação contínua	Avaliar se as medidas de mitigação foram alcançadas e a verificação da adequação das estratégias com base nos resultados obtidos.

Restauração do ecossistema	A remediação do solo, pode - se plantar vegetação nativa para acelerar o processo de recuperação do ecossistema.
-----------------------------------	--

Fonte: Autora, 2025

3.3.1 Fitorremediação

Existem possíveis ações para lidar com a presença de metais-traço no solo, dentre elas está a fitorremediação que é a utilização de plantas conhecidas como hiperacumuladoras, que têm a capacidade de absorver e acumular metais-traço em suas partes aéreas, ainda há plantas que não só acumulam, mas também têm mecanismos para tolerar os efeitos tóxicos dos metais.

A fitorremediação é uma técnica da biorremediação que envolve o emprego de plantas e sua microbiota associada, com o objetivo de amenizar poluentes no solo através de práticas agronômicas. Quando aplicadas no solo, removem, imobilizam, ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema.

No Brasil, solos contaminados por metais pesados precisam ser remediados, e programas para essa finalidade incluem estratégias de mitigação da fitotoxicidade e seleção de plantas tolerantes ao excesso de metais pesados (Ribeiro-Filho *et al.*, 2001)

3.3.2 Biorremediação

Há microrganismos, como bactérias e fungos, que são capazes de transformar ou remover metais-traço do solo e aqueles que têm a capacidade de fixar ou podem precipitar os metais, de modo a torná-los menos móveis e menos tóxicos.

3.3.3 Emendas no Solo

A adição dos compostos orgânicos, que se ligam aos metais e diminuem sua mobilidade pode ser utilizada, bem como o uso de aditivos inorgânicos, como os fosfatos, que ao reagirem com os metais formam compostos insolúveis e menos tóxicos.

3.3.4 Técnicas de Extração e Separação

Há técnicas físicas que pode ser utilizadas como a retirada do solo contaminado para ser tratado em outro local ou mesmo o encapsulamento daquele solo. Ou, ainda pode se fazer a separação de acordo com o tamanho das partículas para concentrar metais em algumas frações específicas do solo.

3.3.5 Solidificação e Estabilização

Uma opção é a adição de materiais solidificantes que transformam os metais-traço em formas menos biodisponíveis e mais estáveis; esses agentes estabilizadores reduzem a solubilidade e mobilidade dos metais no solo.

3.3.6 Remoção Física

De acordo com o que já foi citado anteriormente, pode-se realizar a remoção do solo contaminado para um tratamento em outro local e o uso de técnicas de lavagem do solo para remover os metais dessa matriz.

3.3.7 Monitoramento e Avaliação Contínua

Programas de monitoramento para avaliar se as medidas de mitigação foram alcançadas e a verificação da adequação das estratégias com base nos resultados obtidos, durante o monitoramento, deve ser realizada sempre.

3.3.8 Restauração do Ecossistema

Após a remediação do solo, pode-se plantar vegetação nativa para acelerar o processo de recuperação do ecossistema, sendo fundamental notar que a escolha dessas ações depende das características do local contaminado, incluindo o tipo de metal presente, a extensão da contaminação, o tipo de solo e as condições climáticas. Além disso, a consulta a especialistas em remediação de solos e a conformidade com regulamentações ambientais são importantes para planejar e implementar estratégias de mitigação.

3.4 ESTUDOS DE METAIS NO SOLO E SUA IMPORTÂNCIA

Os estudos sobre metais em solo são importantes porque envolvem problemas ambientais, podem ainda, causar mal à saúde humana e prejudicar a agricultura.

Para atender aos requisitos impostos pela legislação vigente, os organismos de monitoramento ambiental necessitam de indicadores capazes de servir como referência para a avaliação continuada dos impactos ambientais causados pelas atividades antrópicas sobre os solos. Nesse sentido, as agências de proteção ambiental propõem o estabelecimento de valores orientadores que permitam identificar áreas poluídas ou contaminadas e, concomitantemente, avaliar o potencial de risco ao meio ambiente e à saúde humana (Soares, 2004).

3.4.1 Saúde Humana

A contaminação do solo por metais pesados pode resultar na absorção desses elementos pelas plantas, que podem ser consumidas pelos humanos (Alleoni *et al.*, 2005). Quando esses metais estão em concentrações muito elevadas ou são elementos considerados extremamente tóxicos como chumbo, cádmio e mercúrio eles podem causar danos à saúde, incluindo problemas neurológicos, renais, dentre outros.

3.4.2 Agricultura

A produção agrícola depende basicamente do solo, de modo que, a presença excessiva de metais no solo pode afetar negativamente o crescimento das plantas (Peijnenburg; Jager, 2003), reduzir a produtividade agrícola e contaminar os alimentos cultivados. E tudo isso tem implicações diretas na segurança alimentar (Alleoni *et al.*, 2005).

3.4.3 Biodiversidade do Solo

O solo é um ecossistema complexo que abriga uma grande variedade de organismos, como bactérias, fungos, insetos, dentre outros parasitas. Porém os metais presentes no solo podem interferir nessa biodiversidade do solo, prejudicando negativamente esses organismos e afetando os processos biológicos que ocorrem naturalmente no solo.

3.4.4 Poluição da Água

A lixiviação dos metais do solo para as águas subterrâneas ou a contaminação de corpos d'água resulta em poluição da água. Tudo isso influencia nos ecossistemas aquáticos e pode comprometer a qualidade da água potável a ser consumida pelo homem.

3.4.5 Regulação Ambiental

Muitos locais têm regulamentações distintas e que estabelecem limites para a presença de metais no solo. Sendo assim, estudos mais detalhados são necessários para monitorar o cumprimento dessas regulamentações e identificar as áreas que precisam de intervenção ou remediação.

3.4.6 Prevenção de Desastres Ambientais

O conhecimento da presença de metais no solo também é fundamental para a prevenção de desastres ambientais. A identificação de áreas contaminadas pode ajudar na implantação de medidas preventivas e mitigatórias, evitando a propagação da contaminação.

3.4.7 Desenvolvimento Sustentável

De forma a garantir a saúde a longo prazo do meio ambiente é fundamental a gestão sustentável do solo. Os estudos sobre metais no solo fornecem informações importantes para o uso de práticas agrícolas sustentáveis, a preservação da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável (Alleoni *et al.*, 2005).

3.4.8 Educação e Conscientização

Vários estudos exercem um papel de alto conhecimento na educação e conscientização pública. Pois, ao compreender os riscos associados à presença de metais no solo, as comunidades podem adotar práticas mais seguras e sustentáveis.

3.4.9 Biodisponibilidade de metais no solo

O estudo das fases geoquímicas é muito importante, porque a análise de metais totais não retrata a realidade do impacto ao meio ambiente. Os estudos de especiação de metais (realizada por uma extração sequencial) deve-se ao fato de que pequenas mudanças na biodisponibilidade do metal e nas condições ambientais podem torná-los tóxicos para plantas e animais (Zhao *et al.*, 2017; Kovacs *et al.*, 2018).

A associação química de espécies metálicas em solos fornece indicações acerca da possibilidade de liberação dos metais-traço no ambiente, com efeitos tóxicos sob determinadas condições que ocorram nos ecossistemas (Beladel *et al.*, 2012; Ohajinwa *et al.*, 2018). O conhecimento dessas formas e de suas ligações químicas, nos solos, serve para reconhecer as fontes específicas de poluição. Sua especiação tem significado essencial quanto à biodisponibilidade e à toxicidade.

É preciso esclarecer que, embora a biodisponibilidade dos metais no solo esteja relacionada à fase geoquímica em que esses metais se encontram, sua efetiva biodisponibilidade para animais e plantas vai depender das condições ambientais que ocorrem (composição iônica, mudanças de pH, presença de matéria orgânica), que poderão ou não os tornar mais lábeis e disponíveis ao meio ambiente.

Os principais processos que afetam a disponibilidade dos metais são a adsorção, as reações de oxirredução, a diluição e o equilíbrio entre precipitação e dissolução de metais. A mobilidade de elementos traços é reduzida com o aumento do pH, devido à precipitação de formas insolúveis como hidróxidos, carbonatos e complexos orgânicos. No geral, o mecanismo de adsorção dos metais ocorre em altos valores de pH, porque com o aumento do pH, a superfície de cargas negativas

é aumentada, favorecendo a atração eletrostática entre o sorvente e o metal (Reis *et al.*, 2020).

Quando reações de oxidação estão envolvidas, a solubilidade de metais aumenta com a redução do pH. Porém, em condições de redução, a solubilidade de Zn, Cu, Cd e Pb é maior em valores de pH mais altos, na faixa alcalina, devido à formação de complexos organo-minerais estáveis. Por outro lado, na faixa de pH entre 4-6, a solubilidade dos metais traços é menor devido à formação de complexos organo-minerais insolúveis e/ou complexos com sulfetos (Lee *et al.*, 2006).

Sendo assim, um metal pode apresentar a mesma concentração em diferentes sedimentos e exibir toxicidade em apenas um deles, pois a toxicidade depende da biodisponibilidade do contaminante (Lima *et al.*, 2014). A especiação química aliada à concentração do metal contaminante indicará o real grau de contaminação e toxicidade do metal.

Desse modo, em solos contaminados, pode acontecer que apenas uma fração do conteúdo metálico total esteja biodisponível, de modo que a toxicidade dos metais varia não apenas em função da sua concentração, mas da forma como esses estão fixados ao solo. Mesmo que o solo possa ter sido contaminado em determinada época, o metal nele contido pode não ser considerado um contaminante, apenas a forma química em que se encontra é que pode caracterizá-lo como impactante ou não.

A distribuição de um metal entre as fases ou frações pode ser determinada por meio de uma extração sequencial baseada em métodos de lixiviação seletiva (Kovacs *et al.*, 2018). Em um dos primeiros trabalhos de fracionamento de metais em solos foram consideradas as seguintes fases e respectivos extratores: trocável (KNO_3 1 mol/L), adsorvida (KF 0,5 mol/L), orgânica ($\text{Na}_2\text{P}_2\text{O}_7$ 0,1 mol/L), carbonatada (EDTA 0,1 mol/L) e residual (HNO_3 1 mol/L). Os autores concluíram que a maior parte dos metais se encontrava na fase orgânica e o restante na forma de sulfatos e carbonatos. Alguns problemas foram identificados, dentre eles, a baixa seletividade do KF, que pode extrair metais ligados a óxidos amorfos e a extração da matéria orgânica antes da carbonatada, visto que o pirofosfato pode solubilizar metais ligados a esta última.

Portanto, devido às limitações do método proposto por Stover *et al.* (1976), alguns trabalhos como os de Sposito *et al.* (1982), Emmerick *et al.* (1982), Chang

et. al. (1984), Taylor *et. al.* (1995), utilizam-no com modificações baseadas nos estudos realizados por Lund *et. al.* (1980).

Os dados referentes às frações de metais nas formas trocável, adsorvida, orgânica, carbonatada e residual foram determinados pela extração sequencial utilizando os seguintes reagentes: KNO_3 0,5 mol/L, água deionizada, NaOH 0,5 mol/L, EDTA 0,05 mol/L e HNO_3 4 mol/L, respectivamente. Candelária e Chang (1997) modificaram o método na extração da fase residual e obtiveram uma digestão mais completa das amostras com a mistura de HNO_3 , HF e HCl concentrados.

Atualmente, são consideradas cinco fases quando se estuda a biodisponibilidade de elementos traço em sedimentos: a) fase trocável; b) fase lixiviável; c) fase redutível; d) fase oxidável; e) fase pseudo-residual (Cotta *et al.*, 2023).

De acordo com Sharamel *et. al.* (2000), Lima *et. al.* (2014), e Pérez-Moreno *et. al.* (2018) a acumulação de metais nas partículas dos sedimentos ocorre segundo os seguintes mecanismos:

a) Adsorção ao material de partículas mais finas (na superfície das argilas ou oxi-hidróxidos de ferro e manganês); b) precipitação do elemento na forma de compostos (metais presentes na rede cristalina de minerais secundários como, carbonatos, sulfatos ou óxidos); c) co-precipitação do elemento com óxidos de ferro e manganês (oclusos em materiais amorfos como, oxi-hidróxidos de ferro e manganês); d) complexação com a matéria orgânica; e) incorporação na rede cristalina de minerais primários (como os silicatos). Tessier *et. al.* (1979) desenvolveram um método de fracionamento de solos que se tornou o mais usado para vários tipos de matrizes. O método utiliza a seguinte sequência de extratores: MgCl_2 (trocável), $\text{NaCH}_3\text{COO} + \text{CH}_3\text{COOH}$ (carbonatos), $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ em 25% de CH_3COOH (óxidos de Fe e Mn), $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$ (matéria orgânica), $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ (1:3) e lixiviação com HCl (pseudo-residual) e HF + HClO_4 (residual).

Cada um dos agentes de extração descritos acima corresponde a uma das fases geoquímicas, e que é responsável por mobilizar os metais presentes em cada fração de acordo com os seguintes mecanismos: a) MgCl_2 (provoca mudanças iônicas, retirando metais com interações eletrostáticas baixas como o solo); b) ácido acético (provoca mudança de pH); c) cloridrato de hidroxilamina (permite a liberação dos metais ligados aos oxi-hidróxidos de ferro e manganês; d) o peróxido de

hidrogênio e o acetato de amônio (promovem a degradação da matéria orgânica, seguido de lixiviação, respectivamente); e) água-régia e ácido clorídrico (permitem a liberação dos metais associados aos minerais primários e secundários) (Reis *et al.*, 2020; Cotta *et al.*, 2023).

A biodisponibilidade dos metais no solo decresce com a sequência de extração, dos mais disponíveis para os menos disponíveis, devido à força iônica dos reagentes utilizados, que aumenta de acordo com a sequência proposta por Sharamel *et al.* (2000) (Lima *et al.*, 2014).

Amostras mais contaminadas demonstram grandes quantidades de metais na fração trocável, sendo esta fração a mais biodisponível. Amostras com altas concentrações de carbono inorgânico levam a uma menor concentração dos metais na fase trocável (Lima *et al.*, 2014).

Na fração lixiviável, extraída com o ácido acético, os metais ligados a carbonatos ou íons ligados a superfícies de óxidos são liberados. Na fração redutível, a hidroxilamina atua como um agente redutor que dissolve óxidos amorfos de ferro, manganês e alumínio presentes nos solos e liberam os metais associados aos mesmos. A acidificação da hidroxilamina permite a troca de íons e a obtenção da fração ligada aos carbonatos.

Na fração oxidável, o peróxido de hidrogênio atua degradando a matéria orgânica. Os minerais de argila, silte e areia fina mostram altos conteúdos de metais (Costa, 2017), e as concentrações de metais geralmente diminuem à medida que as frações são compostas, em maior parte, por componentes contendo quartzo; assim para a extração da fração residual, é necessária a destruição do quartzo pelo ácido fluorídrico para a obtenção de metais ligados à estrutura primária do sedimento.

Enquanto na fração pseudo-residual, ácidos como clorídrico e nítrico são capazes de extrair metais ligados à estrutura secundária do sedimento (ou seja, a água régia é utilizada).

Os metais contidos na fração lixiviável são liberados com a variação do pH e esta fase ou fração é considerada também muito biodisponível. Em um pH neutro, a mobilidade dos metais é baixa (pois limita os processos de adsorção e mobilidade de cátions bivalentes); em condições de pH ácido, essa mobilidade aumenta e em altos valores de pH (pH básico) a mobilidade dos metais é limitada.

A fração orgânica é relativamente estável na natureza e os metais nela

presentes podem ser removidos em condições oxidantes fortes permitindo a liberação do metal na forma solúvel no ambiente. Os metais presentes na fração residual medem o grau de poluição ambiental, pois, uma grande quantidade de metais nessa fração indica um menor grau de poluição (Gismera *et al.*, 2004).

Quando a maior parte do metal se encontra na fração residual significa que o mesmo apresenta uma maior mobilidade. Nas três últimas frações, os metais estão, geralmente, fortemente ligados aos constituintes do solo e normalmente não estão disponíveis para animais e plantas (Reis *et al.*, 2020).

Quando a maioria do metal se encontra nas frações oxidável e residual, e a sua quantidade nas fases redutível e trocável é menor, isso pode ser devido à influência de poluição atmosférica próxima aos pontos de coleta.

Freitas *et al.* (2009) verificaram que o Cu e Cr se ligavam preferencialmente aos óxidos de Fe e Mn, exceto em solos com elevados teores de matéria orgânica; nessas condições, tais metais foram encontrados associados à fase ligada à matéria orgânica, enquanto o Pb e Cd apareceram nas formas mais biodisponíveis (trocável e ligada a carbonatos).

Amaral-Sobrinho *et al.* (1997) realizando o fracionamento de metais em amostras de solo com resíduos siderúrgicos, sem extrair a fração trocável, verificaram que todos os metais se encontram nas formas menos biodisponíveis, sendo Ni, Cd e Cu os mais encontrados na fração residual.

Segundo Souza *et al.* (2007) e Lima *et al.* (2014), cobalto e níquel são geralmente encontrados na fase pseudo-residual, sendo relativamente imóveis; esses metais foram encontrados em menor proporção na fase oxidável (associados à matéria orgânica) podendo ser mobilizados apenas em condições oxidantes; o cobre encontrava-se principalmente na fase oxidável. Sendo a complexação do cobre com a matéria orgânica do solo, a que mais ocorre entre os metais de transição divalentes (Silva *et al.*, 2018).

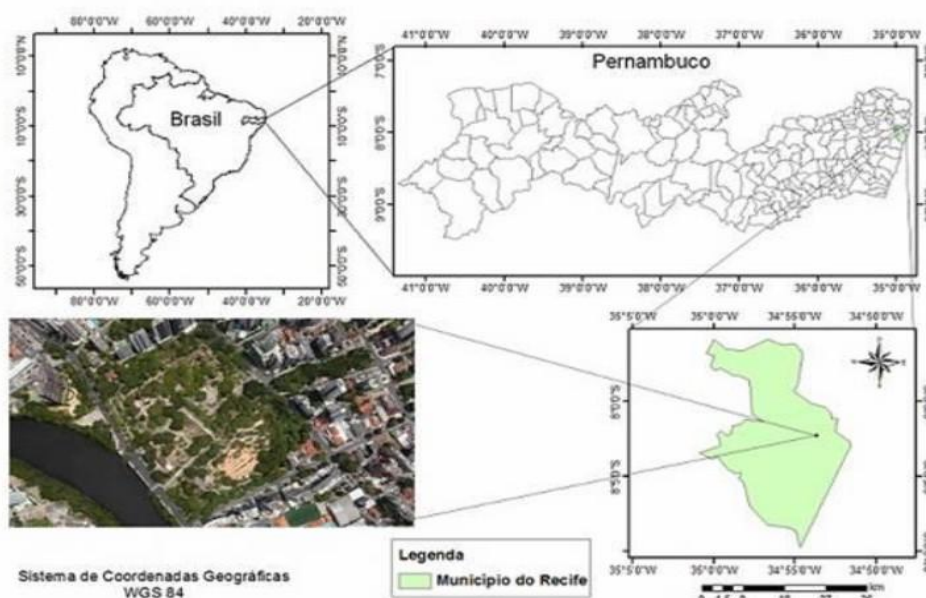
4 METODOLOGIA

A pesquisa em si traz o nosso objeto de estudo contendo a área do parque da Jaqueira, coleta das amostras, a biodisponibilidade dos solos coletados e a quantidade de metais totais.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O parque estudado, Parque da Jaqueira (Figura 1) está localizado no Brasil, no Estado de Pernambuco, no Município do Recife. As áreas verdes dos parques urbanos são de extrema importância para a qualidade de vida da população, tanto para os homens quanto para o meio nela inserido, proporcionando um ambiente favorável, de qualidade ambiental, tanto para as atividades físicas quanto culturais, proporcionando lazer e educação (Szemereta, Zannin, 2013).

Figura 1. Localização do Parque da Jaqueira



Fonte: Autora, 2025

O Parque da Jaqueira se localiza entre a Rua do Futuro e a Avenida Rui Barbosa. Era considerado o maior do Município de Recife, porém, com a construção do Parque da Macaxeira, passou a ocupar o segundo posto. O parque é dividido em duas etapas: o sítio histórico (onde se localiza uma capela tombada na década de

1970) e uma área reservada à prática de esportes e atividades culturais e contemplativas (Figura 2). Entre sua estrutura, destaca-se: uma pista de “cooper” (1.000 m); bicicross (400 m); ciclovia (1.100 m) e patinação, com 600 metros.

O parque com áreas verdes, em áreas urbanas, traz benefícios para o meio ambiente, servindo como fator de amenização climática. Além do uso da vegetação para a estética local (Figura 3).

Figura 2 - Área Infantil do Parque da Jaqueira



Fonte: Autora, 2025

Tendo o Parque da Jaqueira um importante papel para sociedade como um todo, pois além de abranger uma grande área de lazer para atividades físicas, para leitura, e para as brincadeiras das crianças, ele é acima de tudo é um ambiente tranquilo, livre de barulho, onde as pessoas gostam de ficar. Sendo uma área verde favorável ao descanso e que apresenta uma qualidade de vida melhor para todos os frequentadores.

A grande maioria dos frequentadores costumam ir ao parque, uma vez por mês, portanto, há aqueles que vão ao parque mais de uma vez por semana. Os frequentadores questionados sobre a frequência de uso do parque, geralmente, passa mais que duas horas e meia no parque, mas nenhum deles passa mais de três horas.

Figura 3 - Vegetação do Parque da Jaqueira



Fonte: Autora, 2025

O local é palco, também, de programações culturais, eruditas, folclóricas e cívicas. Melhorias estão para ser implantadas, dentre elas, contempla-se também um espaço destinado à atividade física de idosos e pessoas com limitações físicas. Conta, desde a sua inauguração, com a Sociedade Protetora dos Amigos da Jaqueira (SODEPAJA), que elaborou um regulamento para uso do parque. Lá foram plantadas espécies de árvores ornamentais e frutíferas, entre elas a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*), mangueiras (*Mangifera indica* L.), pitangueiras (*Eugenia uniflora*), jambeiros (*Syzygium jambos*), sapotizeiros (*Manilkara zapota*), além de sombreiros (*Clitoria fairchildiana*), flamboyants (*Delonix regia*), palmeiras imperiais (*Roystonea oleracea*), espatódeas (*Spathodea campanulata*), pau-brasil (*Paubrasilia echinata*), xinxás (*Dicksonia sellowiana*).

A área passou por um período de abandono, antes da sua destinação como parque. Durante a década de 1930 foi sede do Campeonato Pernambucano de Futebol e nos anos de 1970, funcionou a Feira do Comércio e Indústria de Pernambuco (FECIN).

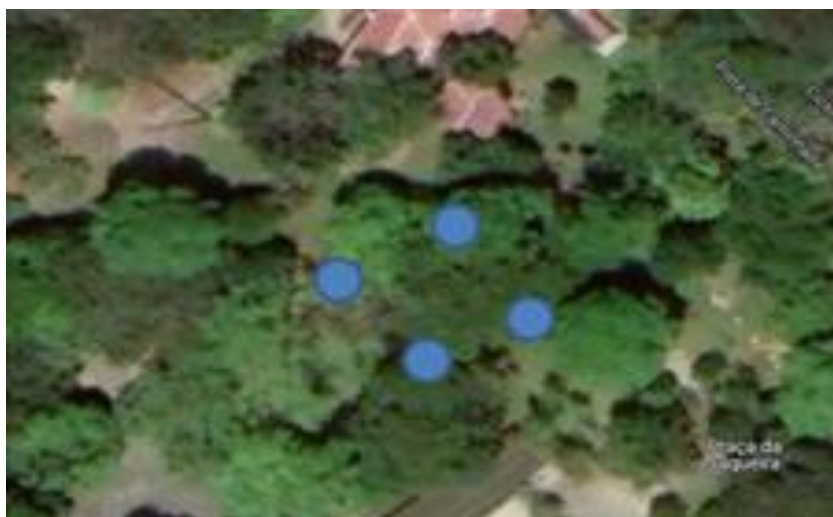
4.2 COLETAS DAS AMOSTRAS

Inicialmente foram feitas coletas de solos em quatro pontos distintos em torno da área de recreação infantil do parque da Jaqueira (totalizando 16 amostras, 4 em cada ponto). Segundo Coordenadas Geográficas apresentadas na Tabela 1 e Figura 4.

Tabela 1. Coordenadas dos pontos de coleta

Pontos	Coordenadas
Ponto 1	-8.036041, -34.904845
Ponto 2	-8.036110, -34.904958
Ponto 3	-8.036219, -34.904840
Ponto 4	-8.036153, -34.904740

Fonte: Autor, 2023

Figura 4 - Área de Estudo

Fonte: Google Earth, 2023

As coletas de solos foram realizadas com o auxílio de espátula, as amostras, foram armazenadas em sacos plásticos (ziploc) e etiquetadas. Ao chegar no laboratório, as amostras foram secas em estufa de secagem (Figura 5), trituradas em almofariz (Figura 6), peneiradas em série fina de peneiras (Figura 7) e acondicionadas em frascos plásticos (Figura 8).

Figura 5 – Estufa de Secagem das amostras.



Fonte: CRCN-NE, 2023.

Figura 6. Utilização de almofariz para triturar as amostras.



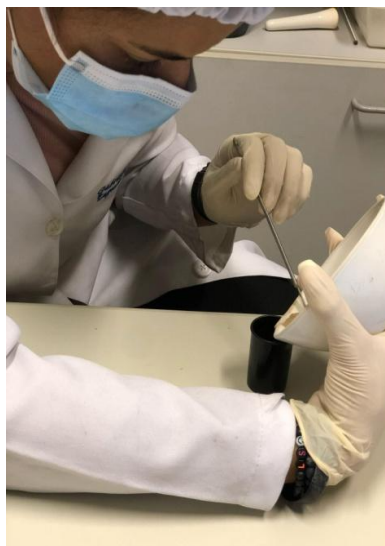
Fonte: Autora, 2023.

Figura 7. Série finas de peneiras para separar as amostras em partículas mais finas.



Fonte: originallab.com.br, 2023

Figura 8. Acondicionamento das amostras de solo.



Fonte: Autora, 2023

4.3 BIODISPONIBILIDADE DOS SOLOS COLETADOS

Utilizou o passo a passo com os seus respectivos reagentes em cada fase dando início a extração sequencial e com isso a biodisponibilidade dos elementos, nos solos (Quadro 2), foi realizada de acordo com o método de Tessier *et. al.* (1979), Lima *et. al.* (2014), e Farias (2018) onde, 1 g das amostras foi pesadas (Figura 9) se utilizou, 1 mL de água para a medida do pH da solução do solo (Figura 10), em seguida utilizou-se a solução de $MgCl_2$ para obtenção dos elementos adsorvidos na superfície das argilas ou oxi-hidróxidos de ferro e manganês (mais biodisponíveis para animais e plantas – **fase trocável**).

Quadro 2. Procedimento de extração sequencial.

PASSO	FASE	REAGENTES	TEMPO DE AGITAÇÃO E TEMPERATURA
1	Trocável	20ml de Cloreto de Magnésio ($MgCl_2$) a (1M) (Concentração do solo (mol) pelo volume da solução em Litros.	16h, à Temperatura Ambiente
2	Lixiviável	20ml de Ácido Acético (CH_3COOH) a (0,11M)	16h, à Temperatura Ambiente
3	Redutível	20ml de Cloridrato de Hidroxilamina (NH_2OH) a (0,1 M) em 25% de Ácido Acético ($C_2H_4O_2$).	16h, à Temperatura Ambiente
4	Oxidável	3ml de Ácido Clorídrico (HCl), 5ml de Peróxido de Hidrogênio (H_2O_2) e 20ml de Acetato de Amônio ($C_2H_7NO_2$) a (1M).	100°C 16h, à Temperatura Ambiente
5	Residual	Água – Régia 20ml de Ácido Clorídrico (HCl) (5%).	100°C 16h, à Temperatura Ambiente

Fonte: Autora, 2023

Figura 9. Pesagem das amostras.



Fonte: Autora, 2023.

Figura 10. Medindo o pH da solução do solo.



Fonte: Autora, 2023.

Então a **fase lixiviável**, foi extraída com uma solução 0,11 M de ácido acético dos carbonatos, sulfatos ou óxidos presentes na rede cristalina dos minerais secundários, contido no solo; para a **fase redutível**, houve a extração com uma solução 0,1 M de cloreto de hidroxilamina em ácido acético, que identifica os elementos ligados aos óxidos de ferro e manganês (Figura 11);

Figura 11. Extração das soluções.



Fonte: Autora, 2023.

Para a **fase oxidável** ocorreu a extração com peróxido de hidrogênio à quente e sob agitação, que identifica os elementos ligados à matéria orgânica (Figura 12); e a **fase pseudo-residual** é extraída com água régia, após aquecimento sob agitação, identificando os elementos associados a minerais primários e secundários incorporados na rede cristalina dos silicatos, que é mais difícil de se separar do solo (Péres-Moreno *et al.*, 2018), portanto, neste trabalho, essa fase, última fase, não foi contabilizada. A análise do material de referência certificado de sedimento da “Community Bureau of Reference” (BCR-701) foi também realizada para verificar a metodologia de determinação de metais-traço em solos nas diversas fases geoquímicas.

Figura 12. Identificando os elementos ligados à matéria orgânica.



Fonte: Autora, 2023.

Figura 13 - Espectrometria de Absorção Atômica (AAS – FS-220).



Fonte: CRCN-NE, 2023.

4.3.1 ESPECTROMETRIA DE ABSORÇÃO ATÔMICA

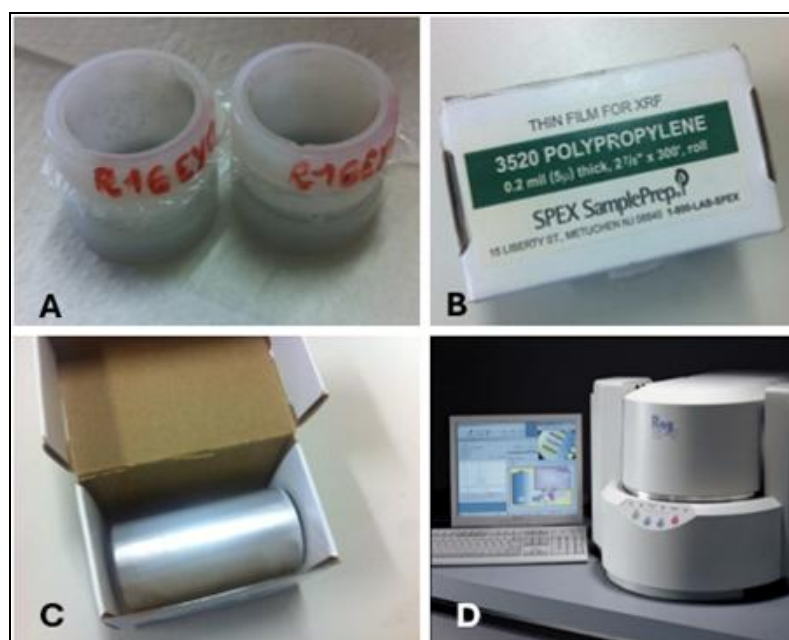
No Espectrofotômetro de Absorção Atômica (AAS) um comprimento de onda de cada elemento é gerado e a radiação é absorvida por átomos livres (no estado gasoso, produzidos por vaporização da amostra) desse elemento químico, presente na amostra a ser analisada é identificada e a concentração dos átomos em seu estado fundamental contabilizadas e registrada no equipamento (AAS) (Ferreira, 2016). As amostras de cada passo que foram extraídas com seus respectivos reagentes e seguiram para análises no AAS.

4.3.2 ANÁLISE POR FLUORESCÊNCIA DE RAIOS-X POR DISPERSÃO DE ENERGIA (EDXRF)

A Fluorescência de Raios-X por Dispersão de Energia – EDX-RF é uma técnica que utiliza um feixe de raios-X para promover a excitação dos elétrons dos elementos químicos nas amostras. Esta excitação proporciona a emissão de raios-X característicos que são detectados e por meio dos espectros gerados, os elementos químicos podem ser identificados e quantificados.

Neste trabalho, a determinação de metais-traço (totais), foi realizada por EDX-RF, inicialmente, realizou-se a calibração do equipamento EDX-720 da Shimadzu, com padrões de calibração em energia e resolução, A-750 e SUS. As amostras foram transferidas para cápsulas de polietileno (Figura 14 A) específicas para análise por EDX-RF e vedadas com filme de polipropileno (Figura 14 B e C). A quantificação dos elementos químicos nas amostras foi realizada a partir de curvas analíticas obtidas por padrões de referência (Sousa *et al.*, 2013).

Figura 14. Determinação da quantidade total de metais-traço no Ponto 1 do Parque da Jaqueira, no Município de Recife-PE, por EDX-RF. (A) Preparação das amostras para análise em equipamento de EDXRF. (B e C) Filme de Polipropileno utilizado. (D) Equipamento EDXRF para quantificação de metais.



Fonte: (A, B e C) Autora, 2023 (D) Google, 2023

A análise dos resultados compreende técnicas estatísticas para a expressão dos resultados das concentrações dos elementos químicos determinadas por EDX-RF. Para a validação do procedimento analítico, utiliza-se o número E_n (Equação 1). Para alcançar o nível de confiança de 95%, a faixa adequada para os resultados do Número E_n é entre [-1 e 1], conforme recomendação da ISO 13528/2005, tendo a mais atualizada em 2022.

$$\text{Equação 1: } E_n = (X_{\text{obs}} - X_{\text{ref}}) / \sqrt{U_{\text{obs}}^2 + U_{\text{ref}}^2}$$

X_{obs} = Valor observado na análise do material de referência;

X_{ref} = Valor do material de referência certificado;

U_{obs}^2 = Incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança do valor obtido do material de referência;

U_{ref}^2 = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança do valor certificado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nas Tabelas a seguir são apresentados os resultados da biodisponibilidade dos metais-traços estudados no Parque da Jaqueira, Recife – Pernambuco.

Tabela 2. Valores de Biodisponibilidade de Manganês no Parque da Jaqueira

PONTO DE AMOSTRAGEM	TROCÁVEL	LIXIVIÁVEL	REDUTÍVEL	OXIDÁVEL
P1	11,350 ± 11,54	9,921 ± 27,01	361,542 ± 18,60	255,284 ± 8,95
P2	20,352 ± 5,80	22,444 ± 17,11	602,853 ± 16,52	442,414 ± 8,33
P3	6,867 ± 6,55	0,798 ± 27,57	290,419 ± 5,93	257,828 ± 13,31
P4	15,908 ± 9,55	2,455 ± 20,37	488,198 ± 7,01	1051,490 ± 14,66
Média	13,619	8,905	435,753	501,754

oxidável > redutível > trocável > lixiviável

Fonte: Autora, 2023

Tabela 3. Valores de Biodisponibilidade de Ferro no Parque da Jaqueira

PONTO DE AMOSTRAGEM	TROCÁVEL	LIXIVIÁVEL	REDUTÍVEL	OXIDÁVEL
P1	3,338 ± 14,68	70,434 ± 27,23	2031,494 ± 11,52	3796,718 ± 18,76
P2	2,785 ± 0,33	95,074 ± 5,06	2874,697 ± 11,89	6457,016 ± 25,78
P3	3,258 ± 17,19	108,097 ± 4,82	2165,334 ± 12,13	4404,989 ± 16,64
P4	3,668 ± 8,45	56,472 ± 12,86	2750,289 ± 6,55	5859,007 ± 13,02
Média	3,262	82,519	2455,454	5129,433

oxidável > redutível > lixiviável > trocável

Fonte: Autora, 2023

Tabela 4. Valores de Biodisponibilidade de Zinco no Parque da Jaqueira

PONTO DE AMOSTRAGEM	TROCÁVEL	LIXIVIÁVEL	REDUTÍVEL	OXIDÁVEL
P1	2,104 ± 15,20	15,692 ± 18,41	9,091 ± 10,41	6,600 ± 7,94
P2	2,406 ± 11,64	7,980 ± 40,55	16,477 ± 8,25	9,394 ± 6,57
P3	3,255 ± 0,00	4,449 ± 20,92	13,105 ± 9,48	7,154 ± 8,15
P4	2,869 ± 0,70	13,056 ± 17,85	13,792 ± 5,60	8,957 ± 10,90
Média	2,659	10,294	13,116	8,026

redutível > lixiviável > oxidável > trocável

Fonte: Autora, 2023

Tabela 5. Valores de Biodisponibilidade de Cobre no Parque da Jaqueira

PONTO DE AMOSTRAGEM	TROCÁVEL	LIXIVIÁVEL	REDUTÍVEL	OXIDÁVEL
P1	1,026 ± 5,25	Não detectável	Não detectável	Não detectável
P2	1,322 ± 9,20	Não detectável	Não detectável	Não detectável
P3	1,173 ± 1,95	Não detectável	Não detectável	Não detectável
P4	1,299 ± 7,20	Não detectável	Não detectável	Não detectável
Média	1,205	Não detectável	Não detectável	Não detectável

Fonte: Autora, 2023

A presença de metais pesados (metais-traço) em solo e sedimentos vêm sendo estudada por pesquisadores há algum tempo; e essas pesquisas envolvem também a verificação de qual o melhor método analítico para a análise dos metais-traço (Lima *et al.*, 2014; Tighe *et al.*, 2004; Fonseca *et al.*, 2018). De modo que, neste parque, o Cu não foi detectado nas demais fases, tendo sido obtido apenas na fase trocável, é provável, portanto, que, a determinação por Absorção Atômica sem o acoplamento com o forno de grafite, talvez não tenha sido a melhor opção para a detecção do cobre. Além disso, o fato de a abertura das amostras seguirem de forma aberta, desvios padrões de até 30% foram considerados aceitáveis.

De um modo geral, a biodisponibilidade dos solos demonstrou a presença de metais sejam eles majoritários (Mn e Fe) e minoritários (Zn e Cu), principalmente, na fase oxidável seguida da fase redutível e lixiviável, embora alguns elementos tenham sido encontrados na fase trocável em menores concentrações.

Segundo Souza *et al.* (2007), o cobre encontrava-se principalmente na fase oxidável. Sendo a complexação do cobre com a matéria orgânica do solo, a que mais ocorre entre os metais de transição divalentes (Silva *et al.*, 2018). Segundo, Wang *et al.* (1997) o Cu foi encontrado principalmente na fração oxidável. De acordo com os resultados obtidos nesse trabalho, do parque da Jaqueira, o cobre foi encontrado principalmente na fase trocável, não corroborando com os trabalhos acima citados. Ferro e Manganês foram principalmente obtidos na fração trocável, como citado por Souza *et al.* (2007); no Parque da Jaqueira, Fe e Mn foram obtidos, preferencialmente, nas fases oxidáveis e redutíveis, diferenciando-se dos resultados obtidos por Souza *et al.* (2007).

Ainda, Wang *et al.* (1997) encontraram Zn e Pb na fase redutível. Lima *et al.* (2014) identificaram Zn, principalmente, nas frações pseudo-residual e redutível. No Parque da Jaqueira o Zn foi encontrado, preferencialmente, na fase redutível e lixiviável (fases biodisponíveis) e que concordam com a literatura que cita que a co-precipitação dos metais com carbonatos ocorre quando há pouco óxido de ferro e mais substâncias orgânicas. E que a ligação de Zn e Cd a carbonatos em pH ácido, leva à co-precipitação destes elementos com o carbonato de cálcio (fase lixiviável).

Wang *et al.* (1997) fracionaram o Ni em solos de efluentes de estação de tratamento de esgotos e solos sob aplicação de bio sólidos, e verificaram que o metal adicionado ao solo por efluentes ficou retido principalmente nas frações lixiviável e redutível, enquanto o Ni adicionado por meio de bio sólidos foi extraído nas frações citadas, bem como na fase trocável. Segundo, Wang *et al.* (1997) o Cu foi encontrado principalmente na fração oxidável e Fe e Mn na fração trocável, como citado por Souza *et al.* (2007); ainda Lima *et al.* (2014) encontraram Cu e Ni na fração pseudo-residual. Também identificaram Ni e Co na fração oxidável. Reis *et al.* (2020) também apontam Cr, Co e Zn como estando presentes na fase pseudo-residual, sendo biologicamente inativos, demonstrando baixo risco ambiental. E, Soares *et al.* (2017) identificaram Cu e Cd nas fases oxidável e residual. E Pb na fase trocável. Resultados que diferem do obtido neste trabalho. No Parque da Jaqueira os metais estão menos biodisponíveis que nos parques Santana e Caiara.

Pois, apesar do fato que o teor total dos metais no solo não seja a melhor maneira de qualificá-los, como comprova a necessidade da biodisponibilidade, o valor total dos elementos químicos foi levado em consideração para uma comparação com os valores sugeridos para solos não contaminados em Pernambuco (CPRH, 2014) (Tabela 6). Os valores médios foram comparados com os resultados dos parques Santana e Caiara (também do Município de Recife) (Souza *et al.*, 2020); sendo os valores de Cu de 55 mg/kg nos parques Caiara e Santana; esse valor é superior ao sugerido pela CPRH (2014). Os valores totais de Fe, nos solos chegam a 26.000 mg/kg, no Parque Santana, valor próximo à média mundial para solos, enquanto no Parque Caiara o valor encontrado é superior a 33.000 mg/kg. Lange (2018) observou teores de Fe acima do esperado (4,0 a 4,7%), próximos ao valor médio observado no solo superficial (4,0%). Neste parque da Jaqueira estudado, os valores totais de Fe excedem 7,6 %. O valor médio dos

parques para Zn (Caiara = 78 mg/kg e Santana = 47 mg/kg é maior que o valor sugerido para os solos em Pernambuco pelo CPRH. No caso do parque da Jaqueira, o valor médio para Zn excede 34 mg/Kg. O valor total de Mn no parque da Jaqueira excede 960 mg/kg.

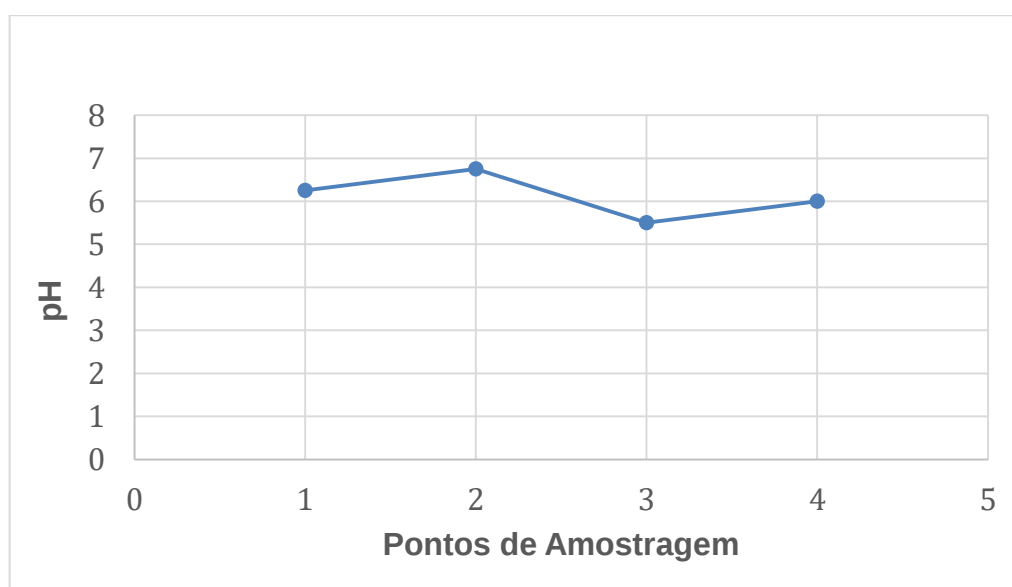
A verificação do pH do solo (Figura 15) mostra valores próximos de 6. Normalmente, os valores de pH ideal do solo é entre 6 e 7. De modo que, esses valores estão adequados.

Tabela 6. Valores orientadores para solo de Pernambuco.

Elementos	Valores (mg/Kg)
Pb	13
Cu	5
Ni	9
Zn	35

Fonte: Adaptada da Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH, 2014.

Figura 15. pH das amostras de solo do Parque da Jaqueira do Município de Recife – PE.



Fonte: Autora, 2023

O Quadro 3 retrata o resultado para o ponto 1 de amostragem de solo do Parque infantil da Jaqueira.

Quadro 3. Valores médios de metais-traço, para Ponto 1 de Amostragem de solo, do Parque da Jaqueira do Município de Recife – Pernambuco.

Elementos Químicos	Média (mg/Kg)
Mn	184
Fe	17932
Ni	13
Cu	17,5
Zn	95
Ti	4332
Mg	6855
Si	267770
Ca	10921
V	146
La	33

Fonte: Autora, 2023

O “ranking” das concentrações de metais no solo do Parque da Jaqueira, Recife-PE, é o seguinte: Si>Fe>Ca>Mg>Ti>Mn>V> Zn>La>Cu>Ni. Observa-se que pela metodologia do EDX-RF, os valores de Mn diferem muito do valor total de concentração deste elemento considera-se a soma de todas as fases geológicas. De modo que, esta metodologia para a concentração total do manganês, não é muito viável, tendo em vista que para esse equipamento, e o tipo de solo, a determinação do Mn não foi muito precisa.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No solo do Parque da Jaqueira, a contaminação não é advinda de aerossóis emitidos por canos de escape dos veículos, devido a localização do parque infantil estudado, está localizado dentro do parque da Jaqueira, não se encontrando tão próximo das avenidas e ruas de maior circulação de veículos automotivos.

Dos elementos ensaiados para a biodisponibilidade (Mn, Fe, Zn, Cu), pode-se dizer que, se encontram em sua maioria, em fases (ou frações) menos biodisponíveis, com exceção do ferro e do manganês que se encontram também em altas concentrações na fase redutível (biodisponível), de modo que, em caso de serem mobilizados, esses elementos podem afetar animais e plantas.

A biodisponibilidade do solo demonstrou a presença de metais principalmente na fase oxidável seguida da fase redutível e lixiviável. O zinco, por sua vez, apresenta as maiores concentrações na fase redutível, estando ligados a óxidos de Fe e Mn. Fase na qual mudanças nas condições de aeração tornariam esses metais disponíveis para as plantas e animais.

O metal Mn foi encontrado, preferencialmente, nas fases oxidável e redutível. A degradação das substâncias húmicas, mobilizariam esse metal. E o mesmo aconteceria com o Ferro.

Portanto, o estudo permite caracterizar os solos de parques infantis com relação à presença de metais-traço e suas biodisponibilidades, podendo também, no futuro, se relacionar esses dados à estudos epidemiológicos que associem poluição e doenças pediátricas não transmissíveis (DNT).

REFERÊNCIAS

- ALLEONI, L. R. F.; IGLESIAS, C. S. M.; MELLO, S. C.; Camargo, O. A.; Casagrande, J. C. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v.27, n.4, p.729-737, 2005.
- AMARAL-SOBRINHO, N. M. B.; VELOSO, A. C. X.; COSTA, L. M.; OLIVEIRA, C. Solubilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 21, p. 9-16. 1997.
- BELADEL, B.; NEDJIMI, B.; MANSOURI, A.; BENAMAR, M. E. A. Trace elements determination in Algerian wheat by instrumental neutron activation analysis (INAA). **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 293, p. 497–50. DOI 10.1007/s10967-012- 1784-0. 2012.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p.737-744, 1999.
- BEZERRA NETO, E.; BARRETO, L. P. **Técnicas de cultivo hidropônico**. Recife. UFRPE. 2000.
- CPRH-Agência estadual de meio ambiente. **Instrução normativa CPRH nº 007/2014**. Diário Oficial do Estado de Pernambuco – Poder Executivo. 2014.
- COTTA, J. A. O.; BRANDÃO, J. F. C.; LIMA, E. N.; ARAÚJO, M. A. T. F.; TIBÚRCIO, C. S. Especiação química de metais em sedimento do rio Conceição/MG, **Research, Society and Development**, v. 12, n. 11, e70121143545. 2023.
- CANDELARIA, L. M.; CHANG, A. C. Cadmium activities, solution speciation and solid phase distribution of Cd in cadmium nitrate in sewage sludge-treated soil system. **Soil Science**, v. 162, n. 10, p. 722-732. 1997.
- CHANG, A. C.; PAGE, A. L.; WARNEKE, J. E.; GRGUREVIC, E. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. **Journal of Environmental Quality**, v. 13, n.1, p. 33-38.1984.
- COSTA, C. M. M. **Extração sequencial na interpretação das concentrações de elementos traços nos sedimentos do reservatório Guarapiranga São Paulo - SP**. Dissertação de Mestrado do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, SP, 2017.
- DIAS, B. S.; SOUZA, V. L. B.; SILVA, W. A. Characterization of soils from recreational parks in Pernambuco – Brazil, p. 2905 -2915. 2019.
- EMMERICK, W. E.; LUND, L.J.; PAGE, A. L. CHANG, H.M. Solid phases forms of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **Journal of Environmental Quality**. v. 11, p.174-178. 1982.

FABIAŃSKA, M. J.; KOZIELSKA, B.; KONIECZYŃSKI, J.; BIELACZYK, P. Occurrence of organic phosphates in particulate matter of the vehicle exhausts and outdoor environment – A case study, **Environmental Pollution**, v. 244, p. 351-360, 2019.

FARIAS, C. V. **Avaliação da disponibilidade de metais em resíduos de lâmpadas fluorescentes utilizando esquema de extração sequencial**. Trabalho de Conclusão de Curso da Universidade Federal de Rio de Janeiro, 2018.

FREITAS, E. V. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; GOULARD, D. F.; SILVA, J. P. S. Disponibilidade de cádmio e chumbo para milho em solo adubado com fertilizantes fosfatados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** (Impresso), v. 33, p. 1899-1907, 2009.

FONSECA, C. K. L.; MELO, B. E. S.; SOUZA, V. L. B.; BARBOSA, S. D.; SILVA, W. A. Environmental quality evaluation of soil from Pernambuco's recreation park. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 06, p. 01 - 17, 2018.

FORSTNER, U.; WITTMANN, G.T. **Metal Pollution in Aquatic Environment**. 2nd Edition, Springer-Verlag, Berlin. 1981. 486p.

GISMER, M. J.; LACAL, J.; SILVA, P.; GARCÍA R.; SEVILLA, M. T.; PROCOPIO, J. R. Study of metal fractionation in river sediments: a comparison between kinetic and sequential extraction procedures. **Environmental Pollution**, v. 127, p.175 – 182. 2004.

KOVÁCS, K.; HALÁSZ, G.; TAKÁCS, A.; HELTAI, G.; SZÉLES, É.; GYŐRI, Z.; HORVÁTH, M.; Arsenic and Trace Metals In Water And Sediment Of The Velhas River, Southeastern Iron Quadrangle Region, Minas Gerais, Brazil. **Microchemical Journal**, v. 136, n. 80, 2018.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO 13528:2005 - Statistical methods for use in proficiency testing by interlaboratory comparisons. **ISO**. 2005.

LEE, C. S.; LI, X.; SHI, W.; CHEUNG, S. C.; THORNTON, I. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistic. **Science of the Total Environment**, v. 356, p. 45-61. 2006.
LIMA, V.L.; SOUZA, V.L.B.; NASCIMENTO, R.K.; SANTOS, P.N.C.; ALMEIDA, M.G.O.; HAZIN, C.A. Metal fractionation in sediments as a tool for assessing the availability of trace metals: The case of Apipucos Reservoir. **Radiation Physics and Chemistry** (1993), v.95, p.329 - 332, 2014.

LIN, J. F.; HEINZ, D. L.; CAMPBELL, A. J.; DEVINE, J. M.; MAO, W. L.; SHEN, G. **Iron-Nickel alloy in the Earth's core**, v. 29, n. 10, p. 109-1 - 109-3. 2002.

LING, YAN; ZHANG, JIXIONG; XIAO, XIN; WANG, LI. Risk Assessment of Heavy Metals in Overlapped Areas of Farmland and and Coal Resources in Xuzhou, China.

Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 2021. Doi: 10.1007/s00128-021-03337-x.

LUND, L. J.; PAGE, A. L.; SPOSITO, G. Determination and prediction of chemical forms of trace metals in sewage sludges and sludge-amended soil. **Technical Report of Environmental Protection Agency**. 1980.

OHAJINWA, C. M.; BODEGON, P. M. V.; VIJVER, M. G.; PEIJNENBURG, W. J. G. M. Impact of informal electronic waste recycling on metal concentrations in soils and dusts. **Environmental Research**, v. 164, p. 385 – 394, 2018.

PÉREZ-MORENO, S. M.; GÁZQUEZ, M. J.; PÉREZ-LÓPEZ, R.; BOLIVAR, J. P.; Validation of the BCR sequential extraction procedure for natural radionuclides. **Chemosphere**, v. 198, p. 397. 2018.

PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and of metals: matrix issues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.56, p.63-77, 2003.

REIS, D. A.; MARQUES, L. S.; NASCIMENTO, L. P.; SANTIAGO, A. F. Potencial de risco dos sedimentos de fundo afetados por rejeitos de mineração oriundos da barragem de Fundão/ Brasil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, p. e611974041. DOI: 10.33448/rsd-v9i7.4041. 2020.

RIBEIRO-FILHO, M. R.; SIQUEIRA, J. O.; CURI, N.; SIMÃO, J. B. P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 495-507, 2001.

RODRIGUES, S. V.; MARINHO, M. M.; JONCK, C. C. C.; GONÇALVES, E. S.; BRANT, V. F.; PARANHOS, R.; CURBELO, M. P.; FALCÃO, A. P. Phytoplankton community structures in shelf and oceanic waters off southeast Brazil (201–251S), as determined by pigment signatures. **Deep-Sea Research I**, v. 88, p. 47-62. 2014.

SHARAMEL, O.; MICHALKE, B.; KETTRUP, A. Study of the copper distribution in contaminated soils of hop fields by single and sequential extraction procedures. **Science of the Total Environment**, v. 263, p. 11-22. 2000.

SILVA, D. C.; BELLATO, C. R., MARQUES-NETO, J. O.; FONTES, M. P. F. Arsênio e metais traço em águas e sedimentos do rio das Velhas, quadrilátero ferrífero sudeste, Minas Gerais, Brasil. **Química Nova**, v. 41, p. 1011-1018. 2018.

SILVA, D. S.; CERQUEIRA, U. M. F. M.; AGUIAR, R. M.; CARNEIRO, P. L. S.; BEZERRA, M. A. Characterization, fractionation and mobility of trace elements in surface sediments of the Jequiezinho River, Bahia, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. v. 92, n. 3, p. e20190558. 2020.

STOVER, R. C.; SOMMERS, L.E.; SILVEIRA, P. J. Evaluation of metals in wastewater sludge. **Journal of the pollution Control Federation**, v.48, p. 2165-2175.1976.

SPOSITO, G.; LUND, L. J.; CHANG, A. C. Trace metal chemistry in arid-zone field soil amended with sewage sludge I: Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. **Soil Science Society of America Journal**. v. 46, p. 260-264. 1982.

SOARES, M. R. **Coeficiente de distribuição (Kd) de metais pesados em solos do Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz de Piracicaba, São Paulo, 2004. 202f.

SOARES, R.; SANTOS, M. C. B.; MADDOCK, J. E. L.; MACHADO, W. T. V.; BERTOLINO, L. C.; CAMPOS, D. V. B.; FREIRE, A. S.; SANTELLI, R. E. Avaliação do Risco Ambiental e Comportamento Geoquímico de Metais em Área Impactada por Resíduos Industriais em Queimados (RJ). **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 5, 2151-2176. 2017

SOUSA, E. E.; PAIVA, J. D. D.; FRANÇA, E. J.; ALMEIDA, M. E. S.; CANTINHA, R. S.; HAZIN, C. A. Qualidade nas análises químicas de matrizes biológicas pela fluorescência de raio-X por dispersão de energia. **International Nuclear Atlantic Conference – INAC 2013**. Recife, 2013. 1 DVD – Rom.

SOUZA, V. L. B. **Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos da Lagoa Olho d'Água: Uma ferramenta da contaminação para avaliação ambiental**. Tese de doutorado, Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco. 2007. 154f.

SOUZA, V. L. B.; HAZIN, C.A.; LIMA, R. A. Trace element dating by ^{210}Pb : application to an estuarine lagoon. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A**, v.580, p. 690-693. 2007.

SOUZA, V.L.B.; BARBOSA, S. D.; SILVA, W. A.; SOARES, A. L. B.; Villar, H. P. Characterization of soil from recreational parks in Pernambuco Brazil. **Agricultural Science Research Journal**. v.10, p.55 - 61, 2020.

SOUZA, V. L. B.; BARBOSA, S. D.; SILVA, L. C. D.; SILVA, W. A. Soil metals and sediments: a review. **Journal of Engineering Research**, v. 2, p. 2-6. 2022.

SZMERETA, B.; ZANNIN, P. H. T. A importância dos parques urbanos e áreas verdes na promoção da qualidade de vida em cidades. **RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 29, p. 177 – 193. 2013.

TIGHE, M.; LOCKWOOD, P.; WILSON, S.; LISLE, L. Comparison of Digestion Methods for ICP-OES Analysis of a Wide Range of Analytes in Heavy Metal Contaminated Soil Samples with Specific Reference to Arsenic and Antimony **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 35, n. 9 - 10, p. 1369–1385. 2004.

TAYLOR, R. W.; XIU, H. MEHADI, A. A.; SHUFORD, J. W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead and zinc in previously sludge-amended soil. **Communications in soil science and plant analysis**. v. 26. p. 2193-2204. 1995.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G.; BISSON, M. Sequential extration procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analitical Chemistry**, v. 51, p. 844 - 851. 1979.

WANG, P; QU, E.; LI, Z; SHUMAN, L. M. Fractions and availability of nickel in loessial soil amended with sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v. 26, p. 795 – 801. 1997.

WILLIAMS L. E., PITTMAN J. K., HALL J. L. Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1465, p. 104–126. 2000.

ZHAO, X.; GAO, B.; DONGYU, X.; GAO, L.; YIN S. Heavy metal pollution in sediments of the largest reservoir (Three Gorges Reservoir) in China: a review. **Environmental Contamination and Toxicology**, v. 24, p. 20844 - 20858. 2017.