



UNIVERSIDADE
E D U A R D O
M O N D L A N E

FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
LICENCIATURA EM QUÍMICA AMBIENTAL

Trabalho de Licenciatura

**Análise da contaminação, por metais pesados, de
solos superficiais de rodovias do Município da
Matola**



Autora: Stela Gerónimo Henrique

Maputo, Julho de 2025



**UNIVERSIDADE
E D U A R D O
MONDLANE
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
LICENCIATURA EM QUÍMICA AMBIENTAL**

Trabalho de Licenciatura

**Análise da contaminação, por metais pesados, de
solos superficiais de rodovias do Município da
Matola**



Autora: Stela Gerónimo Henrique
Supervisor: Prof. Doutor Hermínio Francisco Muiambo
Co-supervisor: Lic. Hélio Lucas Ndima

Maputo, Julho de 2025

Agradecimentos

Em primeiro lugar, a minha grande gratidão a Deus pela vida, saúde e oportunidades concedidas ao longo de todo o percurso até ao presente momento.

À minha família, aos meus pais Gerónimo Henrique Pechiço e Felizarda Justino Taúla (que Deus a tenha) por suprirem todas as minhas necessidades, especificamente da minha educação e de formação, estendendo aos meus irmãos: Maura, Elton e Isy, ao meu tio Eugénio Chioze que, para além do apoio que me deram durante todo o processo da minha formação, ajudaram nas correcções, digitação e organização deste trabalho.

A minha sincera gratidão ao meu supervisor, Prof. Doutor Hermínio Muiambo, primeiro por aceitar a minha solicitação e pelas suas correcções e incentivos.

A esta Universidade, em particular ao Departamento de Química da Faculdade de Ciências, ao seu corpo docente no geral e, especificamente, ao Lic. Hélio Lucas Ndima, Lic. Amido Ussene Naran, Mestre Silvestre Muiambo e aos seus funcionários, em especial à Mestre Argentina Munguno por disponibilizar todo o material e acessórios necessários para este trabalho e ao Eng. Macuácuá pelo incentivo e sábias recomendações.

Ao André Kaduya, Onório Sigáúque e tio Gedeão Texeira pelo apoio incondicional e a todos que de forma directa ou indirecta contribuíram para que este estudo se tornasse uma realidade, o meu muito obrigada.

Declaração de Honra

Declaro que esta monografia é resultado da minha investigação pessoal e das orientações do meu supervisor, o seu conteúdo é original e todas as fontes consultadas estão devidamente mencionadas no texto e na bibliografia. O presente trabalho nunca foi apresentado até agora sob a mesma forma ou semelhante em nenhuma outra instituição para obtenção de qualquer grau académico.

Maputo, ____ de _____ 2025

.....

(Stela Gerónimo Henrique)

Dedicatória

Dedico este trabalho aos meus pais: Felizarda Justino Taúla e Gerónimo Henrique Pechiço, pelo sacrifício na alimentação da decisão que tomei em enveredar pela vida académica, que apoiaram, acreditaram e torceram por mim nesta jornada, em especial nos momentos de angústia. Este tributo alarga-se aos meus irmãos: Maura, Elton e a Isy Neyd Gerónimo Henrique Pechiço.

Resumo

As rodovias são um assentamento linear para a realização de inúmeras actividades formais e informais e as poeiras depositadas nas superfícies do solo constituem um problema para a saúde pública. Por isso, o objectivo deste estudo é analisar a contaminação, por metais pesados, das superfícies de solos nas rodovias do Município da Matola.

A amostragem realizou-se em sete rodovias com tráfego acentuado. Usando a técnica de ICP - OES, fez-se a análise quantitativa de metais pesados, dos quais 12 elementos, nomeadamente As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn, foram detectados nas amostras colectadas. Os resultados mostraram concentrações (mg/kg) variadas de metais pesados, com o registo de concentração elevada de Pb, de $26097,80 \pm 261,71$ mg/kg (rodovia 4), enquanto o Co registou a concentração mais baixa, de $6,19 \pm 0,65$ mg/kg (rodovia 1).

Considerando os padrões internacionais, observou-se que a maioria dos elementos encontram-se acima dos limites estabelecidos, com excepção de Mn, no intervalo de $141,72 \pm 0,20$ mg/kg (rodovia 6) mg/kg a $491,02 \pm 0,90$ mg/kg (rodovia 7), e V, no intervalo de $8,13 \pm 0,40$ mg/kg (rodovia 3) mg/kg a $192,12 \pm 2,19$ mg/kg (rodovia 4) (excepto rodovia 4), em comparação com os limites admissíveis de 1500 mg/kg e 130 mg/kg, respectivamente. Assim, a avaliação da contaminação do solo revelou que todas as rodovias (Avenida Eduardo Mondlane, Avenida Josina Machel, Avenida das Indústrias, Estrada Velha da Matola, Circular de Maputo, Estrada Nacional Número 2 e Avenida 4 de Outubro) apresentam elevado grau de contaminação, e o *FC* variando em contaminação baixa, contaminação moderada, contaminação considerável e contaminação elevada. Por sua vez, o risco ecológico para o metal pesado variou em risco baixo, risco moderado, risco considerável e risco alto, enquanto que o risco ecológico para os metais pesados foi avaliado em elevado para todas as rodovias.

A determinação do índice de geoacumulação concluiu que os solos são não contaminados a moderadamente contaminados e extremamente contaminados, e o factor de enriquecimento em enriquecimento baixo, enriquecimento moderado, enriquecimento considerável, enriquecimento alto e enriquecimento muito alto.

O presente estudo detectou uma prevalência elevada de metais pesados nos solos do Município da Matola e, por isso, recomenda medidas preventivas e correctivas para a minimização de potenciais problemas de saúde pública.

Palavras-chaves: Solo Superficial; Poeira Rodoviária; Metal Pesado, Contaminação.

Abstract

Roads serve as linear settlements for numerous formal and informal activities, and dust deposited on soil surfaces poses a significant public health concern. This study aims to analyze the contamination of roadside soil surfaces by heavy metals in the Matola Municipality. Sampling was conducted across seven high-traffic roads. Using the ICP-OES technique, quantitative analysis of heavy metals was performed, detecting 12 elements: As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V, and Zn, in the collected samples. The results revealed varying heavy metal concentrations (mg/kg), with the highest concentration of Pb recorded at $26097,80 \pm 261,71$ mg/kg on Road 4, while the lowest concentration, $6,19 \pm 0,65$ mg/kg for Co, was observed on Road 1. Based on international standards, most elements were found to exceed the established limits, except for Mn (ranging from $141,72 \pm 0,20$ mg/kg on Road 6 to $491,02 \pm 0,90$ mg/kg on Road 7) and V (ranging from $8,13 \pm 0,40$ mg/kg on Road 3 to $192,12 \pm 2,19$ mg/kg on Road 4, with Road 4 as an exception) compared to the permissible limits of 1500 mg/kg and 130 mg/kg, respectively. The assessment of soil contamination demonstrated a high degree of pollution across all roads studied, namely Avenida Eduardo Mondlane, Avenida Josina Machel, Avenida das Indústrias, Estrada Velha da Matola, Circular de Maputo, Estrada Nacional Número 2, and Avenida 4 de Outubro. Contamination factors ranged from low to moderate, considerable, and high contamination levels. The ecological risk assessment for individual heavy metals varied from low to high risk, while the overall ecological risk for all roads was evaluated as elevated. Additionally, the geo-accumulation index revealed the soil to range from uncontaminated to moderately contaminated, as well as extremely contaminated. The enrichment factor indicated levels of low, moderate, considerable, high, and very high enrichment. This study highlights the elevated prevalence of heavy metals in the soils of Matola Municipality, underscoring the need for preventive and corrective measures to mitigate potential public health risks.

Keywords: Surface Soil; Road Dust; Heavy metals, Contamination.

Índice

Agradecimentos	i
Declaração de Honra	ii
Dedicatória.....	iii
Resumo	iv
Abstract.....	v
Lista de Figuras	viii
Lista de Tabelas	ix
Anexos	x
Lista de Abreviação, Símbolos e Siglas	xi
CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Problema de Pesquisa	3
1.2 Justificativa.....	5
1.3 Objectivos.....	6
1.3.1 Objectivo Geral.....	6
1.3.2 Objectivos Específicos	6
1.4 Metodologia.....	7
1.4.1 Pesquisa Bibliográfica	7
1.4.2 Pesquisa Experimental.....	7
1.4.3 Análise dos Resultados e Conclusões.....	7
CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
2.1 Conceitos Básicos.....	8
2.1.1 Solo Superficial	8
2.1.2 Poeira Rodoviária	8
2.1.3 Metal Pesado	8
2.1.4 Contaminação	9
2.2 Contaminação do Solo por Metais Pesados.....	9
2.3 Principais Origens da Contaminação por Metais Pesados.....	10
2.3.1 Pneus.....	11
2.3.2 Travões	11
2.3.3 Degradação de Pavimentos.....	12
2.4 Efeitos dos Metais nos Humanos.....	12

2.5 Efeitos dos Metais Pesados nas Plantas.....	13
2.6 Avaliação da Contaminação do Solo.....	15
2.6.1 Factor de Contaminação (<i>FC</i>) e Grau de Contaminação (<i>DC</i>)	15
2.6.2 Risco Ecológico do Metal Pesado (<i>Er</i>) e Risco Ecológico dos Metais Pesados (<i>RI</i>)	16
2.6.3 Índice de Geoacumulação (<i>Igeo</i>).....	16
2.6.4 Factor de Enriquecimento (<i>FE</i>).....	17
2.7 Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) .	18
2.7.1 Interferências	20
2.7.2 Comprimento de Onda Analítico.....	21
2.7.3 Preparação do Padrão de Calibração	21
2.7.4 Controle e Garantia de Qualidade	21
2.7.5 Método de Calibração Normal	21
2.8 Valores de Referência.....	23
CAPÍTULO III - METODOLOGIA	25
3.1 Área de Estudo	25
3.2 Colecta e Pré-tratamento de Amostra.....	26
3.3 Digestão da Amostra	27
3.3.1 Preparação de Padrões de Calibração.....	27
3.4 Instrumentação.....	28
3.4.1 Método de ICP-OES.....	28
3.4.2 Método de Avaliação de Contaminação do Local.....	28
3.5 Análise de Dados	29
CAPÍTULO IV – RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1 Concentração de Metais Pesados.....	32
4.2 Factores de Contaminação por Metais Pesados.....	42
4.3 2 Risco Ecológico do Metal Pesado (<i>Er</i>) e Risco Ecológico dos Metais Pesados (<i>RI</i>)	45
4.4 Índice de Geoacumulação.....	48
4.5 Factor de Enriquecimento.....	50
CAPÍTULO V - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	52
5.1 Conclusões.....	52
5.2 Recomendações	53

RFEERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
Anexos.....	A

Lista de Figuras

Figura 1: Principais Componentes de ICP-OES	18
Figura 2: Mapa da área de estudo mostrando os pontos amostrais.	25
Figura 3: Concentrações (ppm) de metais pesados identificados nas rodovias do Município da Matola.....	38
Figura A: Mapa da Localização da Área de Estudo.....	E
Figura B: Avenida da Indústrias (R3: Zuide).....	K
Figura C: Avenida Josina Machel (R2: Tâmega).....	K
Figura D: Curva de Calibração de As.	L
Figura E: Curva de Calibração de Cd.	L
Figura F: Curva de Calibração de Co.	M
Figura G: Curva de Calibração de Cr.....	M
Figura H: Curva de Calibração de Cu.....	N
Figura I: Curva de Calibração de Fe.	N
Figura J: Curva de Calibração de Mn.	O
Figura K: Curva de Calibração de Ni.....	O
Figura L: Curva de Calibração de Pb.....	P
Figura M: Curva de Calibração de Sn.....	P
Figura N: Curva de Calibração de V.....	Q
Figura O: Curva de Calibração de Zn.	Q
Figura P: Valores críticos de Q ($P = 0,05$).....	S
Figura Q: Valores críticos de t ($P = 0,10$).....	S
Figura R: Valores críticos de F ($P = 0,05$).....	T

Lista de Tabelas

Tabela 1: Concentração máxima permitida (<i>MPC</i>) de metais pesados em solos de vários países (mg/kg). Fonte: Kabata-Pendias (2000) citado por Saha <i>et al.</i> (2017).	23
Tabela 2: Valores de referência. Fonte: Abah et al. (2023) e Crommentuijn et al. (1997). ...	24
Tabela 3: Parâmetros Operacionais Utilizados na Determinação de Metais Pesados por ICP – OES na Análise de Solos Superficiais	28
Tabela 4: Fórmulas para o cálculo da ANOVA Bimodal. Fonte: Fung (1996).....	30
Tabela 5: Médias \pm Desvios Padrões de Concentrações de Metais Pesados (mg/L) obtidas através do ICP-OES.....	33
Tabela 6: Médias \pm Desvios Padrões de Concentrações de Metais Pesados (mg/kg) Obtidas Após os Cálculos	34
Tabela 7: Resultados da ANOVA Bimodal	39
Tabela 8: Comparação de concentrações (mg/kg) de metais pesados deste estudo com estudos semelhantes de outras cidades	41
Tabela 9: Resultados da análise do Grau de contaminação (DC) e Factor de contaminação (FC) nas rodovias do Município da Matola.	43
Tabela 10: Resultados da análise do Risco ecológico do metal pesado (Er) e do Risco ecológico dos metais pesados (RI) no Município da Matola	45
Tabela 11: Resultados da análise do Índice de Geoacumulação (Igeo) das rodovias do Município da Matola.	48
Tabela 12: Resultados da análise do Factor de Enriquecimento (FE) das rodovias do Município da Matola.	50
Tabela A: Materiais, Reagentes e Equipamentos	B
Tabela B: Coordenadas Geográficas das Principais Rodovias do Município da Matola	C
Tabela C: Coordenadas Geográficas das Principais Rodovias do Município da Matola, calculadas com ArcGIS 10.8.x	D
Tabela D: Concentrações de Metais Pesados em Branco.....	F
Tabela E: Concentrações de Metais Pesados na Avenida Eduardo Mondlane (R1).....	F
Tabela F: Concentrações de Metais Pesados na Avenida Josina Machel (R2).....	G
Tabela G: Concentrações de Metais Pesados na Avenida das Indústrias (R3)	G
Tabela H: Concentrações de Metais Pesados na Estrada Velha (R4)	H
Tabela I: Concentrações de Metais Pesados na Circular de Maputo (R5).....	H

Tabela J: Concentrações de Metais Pesados na Estrada Nacional Número 2 (EN2) (R6)	I
Tabela K: Concentrações de Metais Pesados na Avenida 4 de Outubro (R7)	I
Tabela L: Resultados do Cálculo do teste – t de comparação de uma média experimental com o valor conhecido.....	J
Tabela M: Valores Obtidos nas Pesagens das Amostras colhidas em algumas rodovias do Município da Matola	R

Anexos

Anexo 1: Materiais, Reagentes e Equipamentos.....	B
Anexo 2: Coordenadas Geográficas.....	C
Anexo 3: Mapa da Localização da Área de Estudo	E
Anexo 4: Resultados das Concentrações de Metais Pesados (mg/L) obtidas através do ICP - OES.....	F
Anexo 5: Resultados do Cálculo do Teste – t	J
Anexo 6: Ilustração de algumas Rodovias do Município da Matola	K
Anexo 7: Figuras Ilustrativas de Curvas de Calibração Normal de Metais Pesados Estudados	L
Anexo 8: Valores Obtidos nas Pesagens das Amostras para a Realização de Procedimentos Experimentais	R
Anexo 9: Tabela de Valores Críticos para: Q (Teste de “outlier”), t e F (para uso da ANOVA)	S

Lista de Abreviação, Símbolos e Siglas

Ag	Prata
Al	Alumínio
As	Arsénio
<i>Bn</i>	Valores de referência de fundo (<i>background values</i>)
c	Nº de colunas (ANOVA)
Cd	Cádmio
cm	Centímetros
Co	Cobalto
Conc	Concentração
Cu	Cobre
Cr	Crómio
<i>DC</i>	Grau de contaminação
<i>DNA</i>	Ácido Desoxirribonucleico
<i>Er</i>	Risco ecológico para o metal pesado
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
F_{Cal}	Factor calculado
F_{Crit}	Factor crítico
<i>FC</i>	Factor de contaminação
<i>FE</i>	Factor de enriquecimento
Fe	Ferro
H_A	Hipótese alternativa
H_0	Hipótese nula
h	Hora
ICP-OES	Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Inductivamente
<i>Igeo</i>	Índice de geoacumulação
<i>RI</i>	Risco ecológico para os metais pesados
kg	Quilograma
m	Nº de linhas (ANOVA)
mg/kg	Miligramma por quilograma
mg/L	Miligramma por litro

<i>MPC</i>	Concentrações máximas permitidas
Mn	Manganês
MS	Quadrado médio
Ni	Níquel
n	Nº total de valores na amostra
N	Nº total de medições (ANOVA)
OMS	Organização Mundial da Saúde
Pb	Chumbo
pH	Potencial de hidrogénio
ppm	Partes por milhão
Q	Dixon
R ²	Coefficiente de determinação ou coeficiente de correlação múltipla
s	Desvio padrão
Sn	Estanho
SS	Soma dos Quadrados
T	Grande total (ANOVA)
Ti	Soma das medições (ANOVA)
<i>Tr</i>	Factor de resposta tóxica
1T	Teste unilateral
V	Vanádio
Zn	Zinco
UEM	Universidade Eduardo Mondlane
W	Watt
x_i	Medição individual
X_{ij}	Observação j do grupo i (ANOVA)
x_t	Valor verdadeiro
\bar{x}	Média
v	Nº de graus de liberdade
μm	Micrómetro
%	Percentagem

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO

Actualmente, o mundo enfrenta problemas de vária ordem, dos quais o mais grave está ligado à poluição ambiental que, para além de provocar problemas na saúde pública, é responsável pelas alterações climáticas (Ferreira, 2020).

Tendo em conta a localização geográfica de Moçambique, que o coloca como corredor de transporte regional, assim como as actividades da sua indústria, torna-o vulnerável a agentes poluidores como poeiras rodoviárias em algumas regiões. A poeira que se deposita e se acumula nas superfícies do solo, ao longo das estradas, é designada poeira rodoviária (Verma, 2015). Essas poeiras são causadas pelos fumos libertados, bem como pelo desgaste da frenagem dos automóveis, actividades da indústria, explosões, entre outros (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 2010; Pernagorda, 2007). As poeiras podem depositar-se no solo ou em qualquer outra superfície (mediante o peso), e através da acção eólica são levantadas para a atmosfera, interferindo no balanço radioactivo terrestre, ciclos biogeoquímicos, padrões de precipitação, saúde humana e poluição do ar (Christoforidis & Stamatis, 2009).

As poeiras apresentam diferentes contaminantes que podem potencialmente poluir o ambiente em que se depositam (Yu *et al.*, 2016). Os metais pesados fazem parte das substâncias inorgânicas que podem ser encontradas nas poeiras (Brusseau *et al.*, 2020; Kabir *et al.*, 2021; Verma, 2015; Wuana & Okieimen, 2011), embora existam naturalmente na crosta terrestre (Azeh Engwa *et al.*, 2019).

Existem várias fontes de libertação de metais pesados no ambiente, como o intemperismo de rochas. Todavia, actualmente, as actividades antropogénicas vêm aumentando os níveis destes poluentes no solo, água e atmosfera (Souza *et al.*, 2018). Este crescente fenómeno foi ignorado até um evento do ano de 1932, quando em Minamata no Japão, uma indústria de fabrico de acetaldeído expandiu, aumentou o despejo dos seus efluentes contaminados com mercúrio no mar, que se acumulou nos peixes da região e conseqüentemente chegou à população local, onde várias pessoas morreram devido aos efeitos da intoxicação e outras sofreram com as deformações em fetos durante a gravidez. Após a tragédia, observou-se um crescente interesse no monitoramento dos metais pesados nos compartimentos ambientais (solo, água e atmosfera) (Souza *et al.*, 2018).

A exposição a metais pesados tem efeitos adversos à saúde, com potencial surgimento de doenças cardiovasculares, cancro do pulmão, paralisias, delírios, convulsões, coma (Cruz *et al.*,

2021). Para além dos problemas de saúde pública, importa referir que drasticamente são, igualmente, afectados o clima, a vegetação, a fauna e a economia.

As emissões podem classificar-se como fontes estacionárias (indústria, lixeiras, postos de gasolina) e móveis (combustíveis veiculares, veículos automotores, transporte aéreo, tráfego urbano e autoestradas) (Maciel, 2017). Estudos realizados (Duong & Lee, 2011; Mafuyai *et al.*, 2015) mostraram que o tráfego rodoviário vem contribuindo com o aumento das concentrações de metais pesados, por meio da queima de combustíveis para movimentação de veículos, abrasão de veículos, pneus e travões que geram estes elementos durante o desgaste devido ao uso.

Os solos das bermas das estradas têm sido objecto de estudo de inúmeros autores (Ahmed & Ishiga, 2006; Christoforidis & Stamatis, 2009; Denny *et al.*, 2022; Feng *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2014; Lu *et al.*, 2009; Suryawanshi *et al.*, 2016; Wei & Yang, 2016), devido ao facto de estes locais serem propícios à concentração elevada de metais pesados, oriundos de diversas fontes como o tráfego rodoviário, agricultura e outras indústrias.

De forma genérica, a pesquisa deste trabalho será: contaminação de solos superficiais de rodovias do município da Matola, por metais pesados. No sentido de se procurar responder à questão de investigação, focar-se-á nas bermas das rodovias seleccionadas, recolhendo-se os solos superficiais como amostras, procurando qualificar e quantificar os metais pesados existentes, empregando-se a técnica de espectroscopia de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). Finalmente, também será um aspecto relevante na pesquisa avaliar o nível de contaminação dos solos em estudo através da combinação dos resultados laboratoriais com os modelos recomendados de: factor de contaminação, grau de contaminação, risco ecológico do metal pesado, risco ecológico dos metais pesados, índice de geoacumulação e factor de enriquecimento.

1.1 Problema de Pesquisa

Em Moçambique, a exposição às poeiras é uma realidade devido a múltiplas actividades antropogénicas, tais como a mineração, agricultura, queimadas florestais, construções, uso de veículos de combustão interna, incineração de resíduos sólidos, bem como devido a fenómenos naturais como ventanias. As poeiras têm causado obstrução e avaria de máquinas industriais, bem como problemas no desenvolvimento das plantas e na saúde dos seres humanos (Souza *et al.*, 2018). Um dos contaminantes possíveis de se encontrar nas poeiras são os metais pesados, presentes no ambiente em concentrações bastante variáveis (Costa, 2015). Desde as primeiras civilizações desenvolvidas que o Homem utiliza os metais, verificando-se a sua dispersão no ambiente. No entanto, foi apenas a partir do século XX que a contaminação do ambiente com estes elementos ganhou proporções significativas, alertando as autoridades mundiais para os problemas causados, a todos os níveis (Costa, 2015).

Os metais pesados provocam efeitos nocivos nos organismos vivos, sendo alguns em excesso e outros em deficiência (Souza *et al.*, 2018). Entre os efeitos adversos de concentrações excessivas de metais pesados no Homem destacam-se os envenenamentos, a curto-prazo, e doenças oncológicas, a longo prazo, caso exista uma exposição prolongada e crescente ao longo da cadeia alimentar (Costa, 2015).

As vias de exposição do Homem aos contaminantes do solo podem ser: inalação (exemplo: compostos voláteis, fungos), ingestão de solo (sobretudo comum em crianças), consumo de água ou alimentos oriundos de solos contaminados, contacto dérmico com a fonte de poluição (solo contaminado) e via sanguínea (Azeh Engwa *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2018). Os metais pesados, depois de darem entrada no corpo humano, são facilmente acumuláveis devido à sua natureza não-biodegradável, e consequentemente de difícil remoção (Costa, 2015; Ferreira, 2020; Ferreira-Baptista & De Miguel, 2005; Souza *et al.*, 2018).

Um dos muitos problemas associados à contaminação dos solos urbanos consiste na ingestão accidental de partículas de solo contaminadas (Costa, 2015). Esta via de exposição é mais significativa para crianças tendo em conta o tempo que elas despendem a brincar no exterior, metendo à boca objectos ou as mãos que podem ter estado em contacto com solo contaminado (Lu *et al.*, 2009). Abrahams (2002) analisou os resultados de algumas investigações relacionadas com a quantidade de solo ingerido pelas crianças em várias faixas etárias. Crianças de 1-4 anos ingerem entre 9 e 96 mg de partículas/dia, enquanto as de 6-12 anos ingerem apenas 25 % dessa quantidade. Já as crianças de 12 não ingerem mais do que 10 % do que é ingerido pelas crianças de 1-6 anos. Adultos, por sua vez, ingerem uma média de 10 mg de partículas/dia.

A exposição a metais pesados presentes em poeiras representa um risco significativo para diversos grupos em Moçambique, incluído os comerciantes informais, passageiros e residentes de áreas adjacentes a rodovias. Diante dessa preocupação, torna-se crucial investigar especificamente o nível de exposição a esses metais pesados entre os Munícipes da Matola. Assim, foram formuladas as seguintes perguntas de pesquisa:

- Quais metais pesados estão presentes nos solos superficiais das bermas das rodovias do Município da Matola?
- Qual é o nível de concentração de metais pesados encontrados nos solos superficiais das bermas das rodovias do Município da Matola?
- Qual é o nível de contaminação, por metais pesados, da superfície do solo de algumas rodovias do Município da Matola?

1.2 Justificativa

Em Moçambique encontramos uma situação de concentração de actividades comerciais ao longo de estradas. Adicionalmente, a maioria das estradas passam pelos centros das cidades ou vilas densamente habitadas, por isso, encontrando várias residências ao longo do seu percurso. O Município da Matola, o local de estudo, afigura-se como a cidade mais industrializada do país, com pressão significativa sobre as suas estradas devido à enorme circulação de veículos de transporte de mercadorias e passageiros. Para agravar mais a situação, algumas vias em análise servem de ligação de Moçambique a outros países do *interland*, como a África do Sul, Eswatini, Botswana, concorrendo assim para os altos índices de poeiras depositadas. Para além de poeiras depositadas pelos veículos, são de maior relevância as poeiras industriais libertadas pelo maior parque industrial do país. Essas poeiras depositam-se ao longo das bermas das estradas, onde são realizadas várias actividades de comércio informal. Desta forma, entram em contacto directo com as pessoas, sejam vendedores ou clientes, passageiros e residentes, uma vez que esses locais são densamente povoados. É notório, nas bermas destas vias, uma vegetação deficiente quando comparada com outras vegetações distantes, assim como os empoeiramentos sobre os tectos dos edifícios. Em alguns casos, quando estes tectos forem metálicos (chapas de zinco), apresentam-se corroídos (enferrujados), como provavelmente resultado de pouso de alguns metais contidos em poeiras.

Através da avaliação do nível de contaminação dos solos por metais pesados nas bermas das rodovias, tendo como exemplo do Município da Matola, o presente trabalho pretende alertar as entidades ambientais e competentes sobre os riscos do elevado nível de contaminação dos solos nas bermas das rodovias.

A partir dos resultados deste estudo, as entidades de saúde poderão desencadear uma pesquisa ou uma campanha de rastreio de infecções por metais pesados, a fim de apurar o real impacto na saúde e aconselhar medidas de prevenção ou mitigação.

Aos agentes económicos locais (indústrias), este estudo pode fornecer informações para melhorar os seus sistemas de retenção de poeiras, minimizando os custos de manutenção e substituição rápida de equipamentos, assim como a perda do pessoal técnico por razões de doenças profissionais.

À comunidade académica, este estudo pode despertar o interesse em utilizar a informação para desencadear outras pesquisas complementares, uma vez que, no nosso país, esta é uma área ainda pouco explorada, mesmo sendo de maior relevo.

1.3 Objectivos

1.3.1 Objectivo Geral

- Analisar a contaminação, por metais pesados, das superfícies de solos nas rodovias do Município da Matola.

1.3.2 Objectivos Específicos

- Determinar quantitativamente os metais pesados;
- Comparar os resultados das concentrações obtidos de metais pesados com padrões internacionais;
- Avaliar as concentrações de metais pesados utilizando o factor de contaminação, grau de contaminação, risco ecológico para o metal pesado, risco ecológico para os metais pesados, índice de geoacumulação e factor de enriquecimento.

1.4 Metodologia

Para a realização do presente trabalho, recorreu-se à seguinte metodologia:

1.4.1 Pesquisa Bibliográfica

A pesquisa bibliográfica consistiu no levantamento, selecção e arquivamento de informação relacionada com a pesquisa. Na pesquisa feita para realização deste trabalho observaram-se as seguintes etapas:

- i. Escolha do tema;
- ii. Delimitação do tema e formulação do problema;
- iii. Elaboração do plano de desenvolvimento da pesquisa;
- iv. Identificação e localização das fontes, e obtenção do material;
- v. Tomada de apontamentos; e
- vi. Produção textual do trabalho.

A pesquisa bibliográfica, no presente trabalho, foi realizada recorrendo-se a artigos de revistas científicas, trabalhos de culminação de curso, páginas da *internet* e outras fontes.

1.4.2 Pesquisa Experimental

A parte experimental inicial do presente trabalho consistiu na identificação dos pontos de amostragem, de seguida a colheita das amostras e transporte ao Laboratório do Departamento de Química, Faculdade de Ciências. No laboratório, as amostras passaram pelo processo de preparação, digestão e análise química qualitativa e quantitativa de metais pesados.

1.4.3 Análise dos Resultados e Conclusões

A análise dos resultados deste estudo foi feita de forma simultânea à sua apresentação e discussão, seguindo a sequência lógica dos objectivos específicos do trabalho, buscando o apoio da teoria trabalhada nos fundamentos teóricos. Dos resultados obtidos, foram formuladas as conclusões, a respeito de cada objectivo, baseando-se no que foi identificado no capítulo da apresentação e discussão dos resultados e foram formuladas as recomendações inerentes ao estudo.

CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Conceitos Básicos

2.1.1 Solo Superficial

Solo é um corpo natural, tridimensional que ocorre na parte mais externa da crosta terrestre e que surge ao longo do tempo, como produto da acção do clima, organismos vivos e relevo sobre o material de origem (EP Solo e Sedimentos, 2012).

Para Almeida (2004), solo superficial é a camada superior extrema da terra, geralmente composta por uma mistura de areias, argilas e matéria orgânica, exposta à acção dos factores climáticos e agentes vegetais e animais. Esta camada é caracterizada pela presença de restos orgânicos que podem ser identificados (com cerca de 1 cm de espessura), sendo também uma zona rica em minerais.

2.1.2 Poeira Rodoviária

Rodovia, também conhecida como estrada, é uma via de transporte terrestre projectada para o tráfego de veículos motorizados, como carros, camiões e motociclos (Kupianen, 2007).

Poeira são partículas sólidas que variam de tamanho de 1 a 100 μm , que podem ser ou tornar-se aerotransportadas, dependendo da sua origem, características físicas e condições ambientais (Kaonga *et al.*, 2021).

Para Kupianen (2007), poeira rodoviária é a suspensão de partículas sólidas produzidas pela desintegração mecânica de materiais do veículo, pavimento ou materiais no pavimento. A poeira rodoviária também inclui o rearrasto de materiais produzidos e que se depositaram na estrada ou nas suas proximidades.

2.1.3 Metal Pesado

Segundo Duffus (2003) e Souza *et al.* (2018), metal pesado é qualquer elemento com número atómico entre 21 (escândio) e 92 (urânio), cuja densidade é superior a 5 g.cm^{-3} .

Na perspectiva de Duffus (2003), os metais pesados apresentam o típico brilho metálico, com capacidade de perder electrões para formar iões positivos, e são bons condutores de calor e electricidade. Alguns podem danificar os seres vivos, em baixas concentrações, e tendem a acumular-se na cadeia alimentar.

2.1.4 Contaminação

De acordo com Ferreira (2020) e Ribeiro (2013), contaminação é a introdução no meio ambiente de organismos patogénicos, substâncias tóxicas ou outros elementos em concentrações que possam afectar a saúde humana, sendo considerada um tipo particular de poluição. Esta definição implica que a contaminação é introduzida por acção antropogénica no ambiente. Assim, para substâncias e elementos que ocorrem na natureza, como os metais, é importante definir qual a concentração natural no ambiente.

2.2 Contaminação do Solo por Metais Pesados

A contaminação pode ser biológica, quando associada à presença de microrganismos patogénicos (parasitas, vírus, fungos e bactérias), ou química, quando relacionada com a presença de substâncias químicas ou compostos indesejáveis, incluindo, nesta tipologia, os contaminantes com propriedades radioactivas.

Embora as fontes sejam diversas, a poluição do solo pode ser dividida em duas categorias. A poluição pontual, que pode ocorrer em zonas bem localizadas e definidas, e a poluição difusa, que ocorre numa vasta área (Ferreira, 2020). As fontes de poluição difusa resultam de uma grande variedade de actividades antropogénicas, sobre a superfície do solo, e a determinação da sua origem pode ser mais difícil de especificar do que no caso das fontes de poluição pontuais. Entretanto, uma das importantes fontes é causada pelo tráfego rodoviário e pelas estradas, sobre o meio circundante (Duong & Lee, 2011; Mafuyai *et al.*, 2015).

De acordo com Briffa *et al.* (2020), os solos estão sujeitos a um processo de contaminação por metais pesados, que são um subconjunto do maior grupo dos elementos que ocorre em baixa concentração na crosta terrestre. Em muitos casos, as emissões destes metais a partir de fontes antropogénicas superam as de fontes naturais (intemperismo, erupções vulcânicas, incêndios florestais).

Segundo Souza *et al.* (2018), a toxicidade dos metais no solo depende da biodisponibilidade, definida como a sua capacidade de ser transferida a partir de um compartimento do solo a um organismo vivo. A biodisponibilidade do metal é uma função não apenas da sua concentração total, mas também de factores físico-químicos (por exemplo pH, potencial redox e matéria orgânica, conteúdo de argila) e biológicos (por exemplo, bioissorção, bioacumulação e solubilização). O aumento das actividades antropogénicas associadas com a industrialização e actividades agrícolas, mineração, metalurgia, queima de combustíveis, deposição atmosférica,

tratamento de resíduos, aplicação a longo prazo de fertilizantes, irrigação com água residual e o crescimento populacional ou urbanização, são os principais factores que contribuem para a poluição em ambientes do solo.

Os metais pesados são considerados poluentes graves do solo devido à sua toxicidade, persistência e características não degradáveis no ambiente. Além disso, o processo de autopurificação dos metais pesados, presentes no solo contaminado, é mais lento que o do ar e da água contaminados. Assim, o tratamento inadequado do solo contaminado pode representar um grande risco à saúde humana (Ferreira, 2020).

2.3 Principais Origens da Contaminação por Metais Pesados

De acordo com Pernagorda (2007), os contaminantes presentes nas rodoviárias têm origem em processos naturais e actividades humanas. A quantificação exacta das cargas poluentes destas rodovias em função de fontes poluentes bem definidas é muito difícil, uma vez que o ambiente onde estes fenómenos ocorrem constitui um sistema aberto.

Ainda segundo Pernagorda (2007), estudos têm provado que as fontes de poluição móveis mais importantes estão associadas (de forma directa ou indirecta) aos veículos (degradação dos pneus, queima parcial do combustível, desgaste dos travões). Nas fontes de poluição estacionárias inclui-se a erosão do solo adjacente e a degradação do pavimento e do mobiliário urbano.

Em regiões de elevada densidade populacional, as fontes de poluição locais podem desempenhar um papel de maior importância do que a que se verifica em áreas com menor densidade populacional (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 2010).

Segundo Pernagorda (2007), alguns dos poluentes temporariamente acumulados nas superfícies impermeáveis ou semi-impermeáveis são transportados por via atmosférica. Estes poluentes aparecem na forma gasosa (substâncias voláteis), aerossóis (partículas líquidas e associadas a gotas de água ou nevoeiro) e partículas suspensas (poeiras).

O tráfego rodoviário é uma importante fonte de poluentes (Pernagorda, 2007). Segundo Hvitved-Jacobsen *et al.* (2010), as mais importantes fontes de poluição associadas ao tráfego rodoviário são: produtos de degradação dos pneus; produtos de corrosão do corpo do automóvel; perdas da massa transportada; produtos de combustão; materiais usados na construção da estrada; e o uso de agentes anticongelantes. O Pb, Cu, Zn, Cd e, por vezes, Ni e Cr, são considerados os metais pesados mais importantes associados a fontes móveis e estacionárias.

As concentrações de metais nos solos de rodovias são influenciadas pelo tipo de solo do local, pelas condições meteorológicas locais (Nabulo *et al.*, 2006), a densidade do tráfego (Mafuyai *et al.*, 2015; Duong & Lee, 2010) e o tipo de veículo que trafega pela rodovia (Nabulo *et al.*, 2006) e em alguns estudos os parâmetros do solo também influenciaram nas concentrações de metais (Costa, 2015). As concentrações de poluentes diminuem com a distância à estrada, a profundidade do solo e com a diminuição da intensidade do tráfego (Turer & Maynard, 2003).

2.3.1 Pneus

Embora a composição química exacta varie com o fabricante, um pneu é tipicamente constituído por 85 % de uma mistura de borracha, 12 % de ligas de aço e 3 % de materiais têxteis (Pernagorda, 2007). Durante a sua vida útil, um pneu perde cerca de 10 a 20 % do seu peso total (Cobert, 2009), dando origem a partículas que se vão transformando sucessivamente em partículas de menor dimensão.

Uma porção considerável do Zn total encontrado em rodoviárias tem como origem o desgaste dos pneus, sendo os seus principais responsáveis o óxido de zinco, usado no fabrico da mistura de borracha, e o zinco presente na liga usada no revestimento dos filamentos metálicos (Pernagorda, 2007). Segundo Lindgren (1996), o óxido de zinco nos pneus é de 1,5 a 2 % da mistura de borracha.

O desgaste específico dos pneus, definido como a perda de massa de pneu, num determinado veículo, por unidade de espaço percorrido, pode variar entre 0,024 a 0,36 g/veículo/km (Roger *et al.*, 1998). Lindgren (1996), num trabalho experimental na Suécia, registou uma taxa de desgaste específico de 0,2 g/veículo/km.

2.3.2 Travões

O desgaste dos sistemas de travagem origina a emissão de metais pesados: Cr, Ni, Pb, Fe, Cu (Kobriger & Geinopoulos, 1984) e Mn (Sansalone & Buchberger, 1996).

A composição exacta do revestimento dos travões, discos e tambores varia em função do fabricante e, frequentemente, não é especificada (Pernagorda, 2007). Estima-se que o Cu associado a sistemas de travagem de veículos seja responsável por um terço da poluição por Cu (Pernagorda, 2007).

2.3.3 Degradação de Pavimentos

Os metais nas rodoviárias têm também origem no desgaste nos materiais de constituição dos pavimentos rodoviários (Lindgren, 1996).

Os poluentes resultantes do desgaste do pavimento dependem fundamentalmente do tipo de pavimento, assumindo particular relevância os pavimentos betuminosos, constituídos por uma mistura de agregados (aproximadamente 95 %) e betume, sendo que o mesmo contém vestígios de metais (Lindgren, 1996).

Para Pernagorda (2007), a complexidade da composição do betume torna a sua caracterização química difícil. É um hidrocarboneto formado por uma mistura complexa de diversas formas químicas. Podem ser identificados grupos de substâncias orgânicas e quantidades de metais como o vanádio, níquel, ferro, manganês. A composição precisa depende da origem do crude que serve de matéria-prima para o fabrico do betume e das suas futuras transformações.

2.4 Efeitos dos Metais nos Humanos

Na perspectiva de Cruz *et al.* (2021), a exposição aos metais pesados pode provocar nos humanos: stress oxidativo, lesões neurológicas, danos ao *DNA*, modificações no metabolismo da glucose e do cálcio, além de interferências em elementos essenciais. A exposição ambiental e ocupacional a metais, pode estar relacionada com o aparecimento de diversas doenças ao nível do sistema imunitário, pulmonar, renal, neurológico, endócrino, reprodutor e cardiovascular. Salienta-se que o factor mais importante para a retenção do material no organismo é o seu tempo de meia-vida (tempo que o organismo demora a excretar metade da dose tóxica absorvida), que depende do tecido ou órgão onde o metal se encontra. Assim, a exposição sistemática a estas substâncias tem um grande potencial para desencadear processos inflamatórios crónicos.

Segundo Cameron *et al.* (2011), os metais pesados provocam a carcinogénese, que ocorre maioritariamente por inalação. A via pulmonar favorece o processo de toxicidade nos principais órgãos, como os rins, fígado, coração, os próprios pulmões. Muitos compostos são genotóxicos e apresentam elevada potencialidade para causar alterações genéticas em tecido-alvo. Desta forma, esse processo ocorre em proto-oncogenes e genes supressores tumorais, que actuam no controlo do crescimento ou diferenciação das células, favorece o desenvolvimento de cancro nesses órgãos-alvos.

Koedrith e Seo (2011) também verificaram que os metais pesados podem gerar processos de carcinogénese através de mecanismos como o ataque oxidativo, reparo do *DNA*, vias de

transdução de sinal particulares e homeostase redox celular. Estas observações fornecem evidências de que factores reguladores emergentes em resposta ao stress oxidativo e proteínas de reparo do *DNA* que predizem o início da progressão de um tumor.

Para Lee *et al.* (2012), os metais pesados podem influenciar directamente na geração de mediadores que actuam não só na transcrição nuclear e proteínas de sinalização, mas também em danos no *DNA* com conseqüente interrupção celular alterando o equilíbrio de oxirredução celular e aumentando o número de espécies reactivas de oxigénio, um dos principais mecanismos da carcinogénese. Os possíveis tipos de cancro causados por metais pesados incluem: cancro do pulmão, cancro da pele, cancro do ovário, cancro da mama, cancro do estômago, cancro da próstata, cancro do cérebro e cancro da laringe.

Para Perlroth e Castelo Branco (2017), a exposição materna a agentes químicos, na sua vasta abrangência, durante a gravidez, resultante da actividade industrial, agrícola ou da exploração de minerais, poderá reflectir-se significativamente na prematuridade, podendo ainda causar nos filhos: malformações, distúrbios endócrinos, neurológicos e comportamentais, além de cancros hematopoiéticos.

Cruz *et al.* (2021) explanam que a intoxicação pelo metal pb pode acarretar o desenvolvimento de células cancerígenas no estômago. O excesso de metais pesados pode danificar membranas, ácidos nucleicos, e lípidos.

Parodi *et al.* (2017), verificaram que o processo de carcinogénese mediado por metais, em especial o Cd, favorece o aumento de células-tronco progenitoras, que são alvos de transformação maligna na mama, contribuindo para o cancro mamário. Lubovac-Pilav *et al.* (2013) descrevem que o Cd é um metal que favorece activação do receptor de estrogénio promovendo o crescimento das células da mama e provocando a desregulação de genes que actuam intimamente no desenvolvimento do cancro de mama.

Na perspectiva de Cruz *et al.* (2021), os metais pesados podem gerar irritação no intestino, pulmão, estômago e pele, diminuição da produção de eritrócitos e leucócitos, além de casos de hiperpigmentação e diabete. O consumo de grandes quantidades de metais como o As, pode contribuir para o desenvolvimento de cancro, em especial da pele, linfático, pulmão e fígado.

2.5 Efeitos dos Metais Pesados nas Plantas

Segundo Souza *et al.* (2018), todos os organismos vivos, incluindo as plantas, são frequentemente sensíveis tanto à deficiência quanto ao excesso de disponibilidade de alguns iões de metais pesados de Cd e Hg, que são fortemente tóxicos para as actividades metabólicas.

Os metais pesados são transferidos para as plantas por meio do acúmulo na superfície da planta, por musgos e por deposição húmida e seca, devido à capacidade de troca catiónica de suas paredes celulares. Os metais pesados podem modificar a permeabilidade da membrana celular e subcelular, a estrutura e função de proteínas e ácidos nucleicos, o metabolismo dos neuromoduladores e hormonas com uma consequente influência sobre os fenómenos homeostáticos.

As chuvas de leve e longa duração provocam maior absorção de poluentes do que chuvas fortes, mesmo que a quantidade total de chuva seja a mesma como a precipitação cai através do dossel das folhas, as concentrações dos elementos são bastante afectadas pela captação e conversão de substâncias (Hall, 2002).

Em ambientes contaminados com metais pesados, as raízes das plantas são a zona de contacto primário com os poluentes do solo. Para sobreviverem, as plantas desenvolvem mecanismos pelos quais quantidades excessivas de metais pesados podem ser absorvidas e transformadas em formas fisiologicamente toleráveis (Souza *et al.*, 2018).

Segundo Hall (2002), na presença de quantidades excessivas de metais pesados, os sintomas de toxicidade se manifestam por meio de várias respostas a uma série de interacções em nível celular ou molecular. Essas respostas incluem a ligação de metais com grupos sulfídricos de proteínas, levando à inibição da actividade ou à ruptura dessas estruturas, ou ainda deslocamento de um elemento essencial, conduzindo ao estado de deficiência.

O excesso de metais pesados pode induzir à formação de radicais livres e de espécies reactivas de oxigénio (ERO), resultando em estresse oxidativo às plantas, danificando membranas, pigmentos fotossintéticos, proteínas, ácidos nucleicos e lípidos (Hall, 2002). Para Foyer *et al.* (1994), este excesso ocasiona um desequilíbrio, caracterizado pelo excesso na produção desses radicais, onde os níveis estão acima da capacidade antioxidante celular e o processo fica caracterizado como estresse oxidativo. A primeira linha de defesa visa evitar ou aliviar os efeitos do estresse, a qual inclui adaptações anatómicas: movimento e enrolamento das folhas; adaptações fisiológicas e mecanismos moleculares que rearranjam o aparelho fotossintético a fim de promover um balanço de ERO dentro das células; e a segunda estratégia é agir directamente sobre elas através das defesas antioxidantes formadas por componentes enzimáticos como a superóxido dismutase, a catalase e a ascorbato peroxidase e componentes não enzimáticos como o ácido ascórbico, a glutatona reduzida, os carotenóides.

2.6 Avaliação da Contaminação do Solo

O solo tem sido reconhecido como um dos componentes ambientais vitais para a sobrevivência humana. Nos últimos anos, tem havido um aumento no esforço para formular critérios a serem usados na determinação da qualidade do solo e no desenvolvimento de índices de poluição. Os índices de poluição são ferramentas poderosas no monitoramento, avaliação do risco ambiental, degradação por metais pesados e para avaliação do risco à saúde humana (Suryawanshi *et al.*, 2016). Alguns exemplos incluem: factor de contaminação (*FC*), grau de contaminação (*DC*), factor de enriquecimento (*FE*), índice de geoacumulação (*Igeo*), risco ecológico do metal pesado (*Er*) e risco ecológico dos metais pesados (*RI*).

2.6.1 Factor de Contaminação (*FC*) e Grau de Contaminação (*DC*)

De acordo com Abah *et al.* (2023) e James *et al.* (2020), factor de contaminação (*FC*), determina o impacto individual de cada elemento (metal pesado) para a poluição de um local no solo (Fórmula 1). Grau de contaminação (*DC*) visa fornecer o somatório global do impacto dos elementos (metais pesados) em camadas superficiais num determinado local de amostragem (Fórmula 2). Esses parâmetros são utilizados por diversos autores nos seus estudos para a avaliação da contaminação do solo (Abah *et al.*, 2023; Denny *et al.*, 2022; James *et al.*, 2020; Qing *et al.*, 2015; Suryawanshi *et al.*, 2016).

Hakanson (1980) sugeriu quatro classes de *FC* e *DC*. As classes de *FC* foram: $FC < 1$ contaminação baixa; $1 \leq FC < 3$ contaminação moderada; $3 \leq FC < 6$ contaminação considerável; $FC > 6$ contaminação elevada. As classes de *DC* são: $DC < 6$ contaminação baixa; $6 \leq DC < 12$ contaminação moderada; $12 \leq DC < 24$ contaminação considerável; $DC \geq 24$ contaminação elevada. Cada um desses critérios de avaliação foi calculado utilizando as Fórmulas 1 e 2 conforme descrito por Abah *et al.* (2023) e James *et al.* (2020):

$$FC = \frac{Cn}{MPC} \quad (1)$$

$$DC = \sum FC \quad (2)$$

Cn (mg.kg⁻¹): concentração média de um metal pesado;

MPC (mg.Kg⁻¹): concentrações máximas permitidas de um determinado metal pesado.

2.6.2 Risco Ecológico do Metal Pesado (*Er*) e Risco Ecológico dos Metais Pesados (*RI*)

O *Er* e *RI* são modelos empregues para a avaliação do risco ecológico, o qual fornece informações sobre a probabilidade de metais pesados no meio ambiente causarem efeitos ecológicos adversos devido à exposição excessiva (Abah *et al.*, 2023; James *et al.*, 2020). A diferença entre os dois parâmetros é que o *Er* avalia o grau de risco ecológico individual de cada elemento (metal pesado), enquanto o *RI* fornece o somatório global no solo para a poluição de um local (Fórmulas 4 e 5). Esses parâmetros foram desenvolvidos pelo estudioso sueco Hakanson em 1980 e vêm sendo empregados por outros cientistas (Abah *et al.*, 2023; Denny *et al.*, 2022; James *et al.*, 2020; Mkhize, 2020; Qing *et al.*, 2015; Suryawanshi *et al.*, 2016) para a avaliação da contaminação do solo.

As classes propostas por Hakanson (1980) para *Er* foram: $Er < 40$, baixo risco; $40 \leq Er < 80$, risco moderado; $80 \leq Er < 160$, risco considerável; $160 \leq Er < 320$, alto risco; $Er \geq 320$, risco muito alto. Para *RI* são: $RI < 150$, baixo risco; $150 \leq RI < 300$, risco moderado; $300 \leq RI < 600$, risco considerável; $RI \geq 600$, risco muito alto. Cada um destes critérios de avaliação foi determinado através do uso das Fórmulas 3 e 4 (Abah *et al.*, 2023; James *et al.*, 2020):

$$Er = Tr \times FC \quad (3)$$

$$RI = \sum Er = \sum Tr \times FC \quad (4)$$

Tr: factor de resposta tóxica para cada poluente.

2.6.3 Índice de Geoacumulação (*Igeo*)

O índice de geoacumulação (*Igeo*) é utilizado para caracterizar a contaminação por metais pesados em solos, comparando a concentração actual com os tempos anteriores (qualidade actual do solo com os valores de fundo da base) (Fórmula 6) (Briffa *et al.*, 2020). O *Igeo* é um dos primeiros índices, formalmente desenvolvido por Muller (1969), para avaliar metais em sedimentos, e posteriormente melhorado por Hakanson em 1980. Desde então, o índice tem sido usado por muitos pesquisadores (Barbieri *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2014) para avaliar o nível de contaminação por metais nos solos.

As classes de *Igeo* propostas por Muller (1969) foram: $Igeo \leq 0$, não contaminado; $0 < Igeo < 1$, não contaminado a moderadamente contaminado; $1 < Igeo < 2$, moderadamente

contaminado; $2 < I_{geo} < 3$, moderadamente a fortemente contaminado; $3 < I_{geo} < 4$, fortemente contaminado; $4 < I_{geo} < 5$, fortemente a extremamente contaminado; $I_{geo} \geq 5$, extremamente contaminado. O critério de avaliação foi determinado utilizando a Fórmula 5 (Abah *et al.*, 2023; James *et al.*, 2020):

$$I_{geo} = \frac{\ln C_n}{1,5 \times B_n} \quad (5)$$

B_n (mg.Kg⁻¹): valor de referência de fundo e **1,5** é uma constante que permite analisar as flutuações naturais no conteúdo de cada metal na superfície do solo e detectar influência antropogénica muito pequena.

2.6.4 Factor de Enriquecimento (*FE*)

Segundo Briffa *et al.* (2020), o factor de enriquecimento (*FE*), é usado para avaliar o efeito antropogénico no solo (Fórmula 5). É calculado pela normalização de uma concentração de metal na camada superficial do solo em relação à concentração de um elemento de referência. Considera-se um elemento de referência aquele que for particularmente estável no solo, que se caracteriza pela ausência de mobilidade vertical e ou fenómenos de degradação. Os elementos em maior uso nos estudos para a determinação do *FE* são Al, Fe, Mn e Rb, e também o carbono orgânico total. Esse parâmetro é utilizado por diversos autores (Abah *et al.*, 2023; Al-Rubaiee & Al-Owaidi, 2022; James *et al.*, 2020) para a avaliação da contaminação do solo.

Como critério de avaliação do enriquecimento, alguns autores aceitam que valores entre $\leq 0,5$ $FE \leq 1,5$ indicam que o elemento não é enriquecido, enquanto valores $\geq 1,5$ significam um enriquecimento do elemento em questão (Zhang & Liu, 2002). Entretanto, para Hernandez *et al.* (2003), apenas quando os valores de *FE* são maiores que 2,0 é que se pode considerar que o elemento possui origem antrópica no local avaliado. Sutherland (2000), após justificar a ausência ou falta de critérios para definir um grau de poluição fundamentado para o *FE*, propôs cinco categorias de enriquecimento, que são: $FE < 2$, depleção ou enriquecimento baixo; $2 < FE < 5$, enriquecimento moderado; $5 < FE < 20$, enriquecimento significativo; $20 < FE < 40$, enriquecimento muito alto; $FE > 40$ enriquecimento extremamente alto. O critério de avaliação foi determinado utilizando a Fórmula 6 (Abah *et al.*, 2023; James *et al.*, 2020):

$$FE = \frac{\left(\frac{C_n}{M_n}\right)_{amostra}}{\left(\frac{C_n}{M_n}\right)_{refer\hat{e}ncia}} \quad (6)$$

2.7 Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES)

A técnica de espectroscopia de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) fornece ampla aplicação como instrumento analítico para análises qualitativas e quantitativas. Uma das principais vantagens sobre as outras técnicas de análise é a sua capacidade de fornecer determinações de múltiplos elementos numa única amostra, e grande faixa de concentração na qual as curvas de calibração são lineares (Alloway, 1995; Skoog *et al.*, 2019).

O princípio de ICP-OES baseia-se na capacidade dos átomos e iões absorverem energia suficiente para mover electrões da amostra para um estado excitado, e quando esses electrões ou iões voltam ao estado fundamental a energia na forma de luz (fotões) é emitida em comprimentos de onda específicos. Entretanto, a quantidade de luz emitida, em cada comprimento de onda, é medida e é directamente proporcional à concentração do elemento (Ghosh *et al.*, 2013). A Figura 1 mostra uma representação do esquema de ICP-OES.

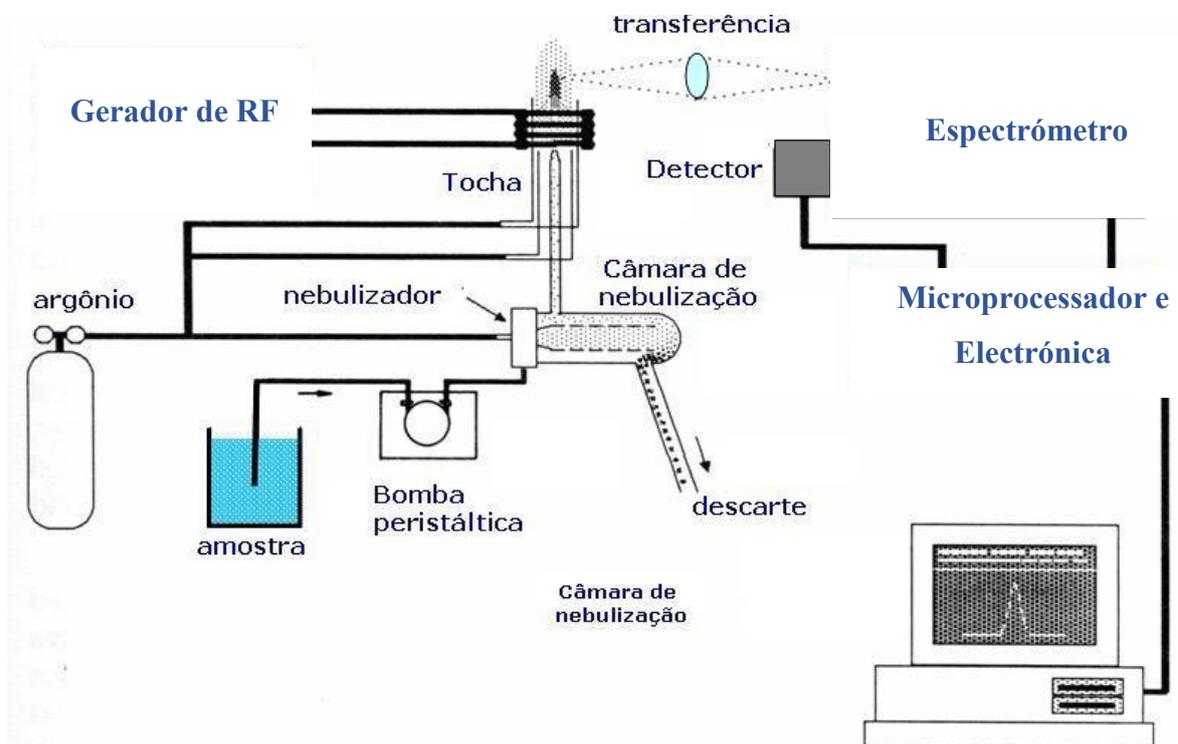


Figura 1: Principais Componentes de ICP-OES. **Fonte:** Ghosh *et al.* (2013).

Segundo Hou *et al.* (2016), amostras líquidas e gasosas podem ser introduzidas directamente no instrumento, enquanto amostras sólidas requerem digestão com um ácido para que o analito esteja presente em uma solução. A solução contendo o analito é aspirada para um nebulizador através de uma bomba peristáltica acoplada a um amostrador automático, que converte a solução em aerossol com gotículas de amostra muito finas. Estas são introduzidas no canal central de tocha de plasma de argon, que mantém à alta temperatura de atomização de cerca de 10000 K. Na tocha de plasma, o solvente evapora da amostra, deixando-a em pequenas partículas de sal, que são decompostas em moléculas discretas e, em seguida dissociadas em átomos. Assim, ocorrem os processos de excitação e ionização. Ambas as espécies de estados excitados atómicos e iónicos podem retornar a estados mais baixos após a libertação de energia luminosa em comprimentos de onda característicos de seus respectivos elementos. A intensidade da luz emitida pelos átomos e iões de um elemento específico é então analisada quantitativamente.

À medida que o átomo excitado ou ionizado pouso e liberta fotões, um ou mais podem ser obtidos para detecção (Mkhize, 2020), dependendo da natureza e da sensibilidade exigida. As três posições nas quais o instrumento pode ser configurado são visão radial, axial e dupla. A visualização radial (orientação vertical) permite que o plasma seja visto lateralmente, proporcionando uma ampla faixa linear. A visualização axial (orientação horizontal) oferece excelentes limites de detecção devido ao maior comprimento do caminho; por sua vez, a visualização dupla fornece ambas as opções de visualização (Tatro & Amarasiriwardena, 2016). A técnica de ICP apresenta problema de interferências espectrais, interferências físicas, causadas por variações de viscosidade e de tensão superficial; interferências químicas causadas pela formação de compostos moleculares, efeitos de ionização e efeitos termoquímicos associados à vaporização e atomização da amostra no plasma; e limites de detecção elevados para algumas aplicações. Contudo, é menos susceptível à essas interferências em comparação com outras técnicas espectroscópicas baseadas em chama (Mkhize, 2020).

De acordo com Ghosh *et al.* (2013), a primeira decisão a ser tomada no desenvolvimento do método de ICP-OES é determinar os elementos por analisar, de seguida preparar as amostras e os padrões. Esta etapa depende das características físicas e químicas das amostras, desde uma simples diluição até uma série complexa de reacções químicas e outras etapas de preparação. A etapa seguinte é a programação do instrumento utilizando o *software* de computador, usado para o processamento de dados. Para tal, devem ser tomadas decisões relativas às condições de operação, selecção do comprimento de onda, calibração do instrumento, medição de emissões

e análise real da amostra. Em muitas análises, as condições-padrão recomendadas pelo fabricante do instrumento fornecem resultados satisfatórios. Uma vez preparadas as amostras e os padrões, o *hardware* configurado adequadamente e o computador programado, a análise pode iniciar. O analista começa introduzindo a primeira solução padrão no plasma. Supondo que tudo esteja funcionando correctamente, o analista continua introduzindo outros padrões (caso tenham) e uma solução em branco para completar a calibração do instrumento. Caso não sejam necessárias outras calibrações ou verificações, a calibração é seguida pela introdução de amostras. Concluída a análise das amostras, os resultados podem ser tabulados e relatados conforme necessário.

Na perspectiva de Boss & Fredeen (2004), o plasma de OES é submetido a temperaturas suficientemente elevadas para provocar não só a dissociação em átomos, mas também a ocorrência de quantidades significativas de excitação por colisões (e ionização) dos átomos da amostra. Uma vez que os átomos ou iões se encontram nos seus estados excitados, podem decair para estados mais baixos através de transições de energia térmica ou de radiação (emissão). A intensidade da luz emitida em comprimentos de onda específicos é modificada, permitindo determinar as concentrações dos elementos de interesse.

2.7.1 Interferências

Por definição, uma interferência provoca alteração na intensidade do sinal do analito (Boss & Fredeen, 2004). Para Ginsbach & Dunnivant (2009), as interferências na análise elementar são classificadas em: químicas, físicas e espectrais.

As interferências químicas ocorrem quando uma espécie está presente na matriz da amostra, e afecta a atomização ou ionização do analito. As interferências químicas são raras no ICP devido à eficiência da atomização no plasma de alta temperatura.

As interferências físicas resultam de alterações nas propriedades físicas da amostra (matriz, densidade, viscosidade), que afectam o processo de nebulização. Os efeitos das interferências físicas podem ser superados diluindo a amostra ou matriz e a técnica de calibração por adição padrão é preferida quando a matriz da amostra é desconhecida.

As interferências espectrais ocorrem quando a emissão de uma espécie que não está sendo analisada se sobrepõe à emissão do elemento de interesse levando a resultados falsos.

2.7.2 Comprimento de Onda Analítico

A escolha da linha ideal para cada elemento é baseada na qualidade desejada dos resultados em termos de precisão e exactidão (Gaines, 2011). Existem diversas medidas a considerar na selecção do comprimento de onda analítico. Primeiramente, recomenda-se seleccionar mais de um comprimento de onda para cada elemento que se pretende analisar, em seguida encontrar uma vasta gama de concentrações do elemento a analisar e o comprimento de onda de alta sensibilidade pode ser escolhido junto ao de menor sensibilidade, terceiro, o comprimento de onda seleccionado deve estar livre de interferências espectrais (Ticová *et al.*, 2019).

2.7.3 Preparação do Padrão de Calibração

A preparação dos padrões para o ICP-OES é realizada dissolvendo metais ou sais de alta pureza usando ácidos e depois diluindo para obter as concentrações necessárias (Mkhize, 2020). Ao preparar padrões multielementos de sais deve-se garantir que as propriedades físicas sejam quase as mesmas.

2.7.4 Controle e Garantia de Qualidade

A abordagem apropriada para validar o método é utilizar material de referência adequado. Segundo Geboy *et al.* (2011), um material de referência é uma amostra comprada que foi testada e recebeu uma concentração certificada do analito com nível de incerteza. A precisão e exactidão do método são validados comparando o conteúdo do analito medido com o valor certificado (verdadeiro). A composição e concentração do material de referência seleccionado devem ser compatíveis e possuir semelhantes matrizes às das amostras analisadas.

2.7.5 Método de Calibração Normal

Um método de calibração é indispensável para assegurar a precisão e a exactidão das medições realizadas por instrumentos e equipamentos (Skoog *et al.*, 2019). A calibração é definida como o conjunto de operações que estabelece, sob condições especificadas, a relação entre os valores indicados por um instrumento ou sistema de medição e os valores correspondentes das grandezas estabelecidas por padrões rastreáveis (Skoog *et al.*, 2019).

Segundo Fung (1996), uma experiência típica de calibração consiste na preparação de uma série de soluções-padrão que contêm quantidades conhecidas do analito. Para cada solução, o

instrumento gera um sinal, representado no eixo y de um gráfico de calibração, enquanto as concentrações são dispostas no eixo x , formando, assim, uma curva de calibração.

Para ILAC & OIML (2007), existem diferentes modos de calibração, incluindo a calibração pontual e a calibração multipontual. Para este trabalho, optou-se pela calibração multipontual, que utiliza mais de dois padrões e pode apresentar uma relação linear ou não linear. A calibração multipontual é preferida por proporcionar maior confiabilidade nos resultados, principalmente quando a relação entre o sinal gerado e a concentração não é perfeitamente linear.

De acordo com Lira (2013), as curvas de calibração são fundamentais para a interpretação dos resultados analíticos, pois permitem relacionar as intensidades dos sinais obtidos (no eixo y) com as concentrações dos analitos (no eixo x). Entre os tipos mais comuns de curvas estão a curva de calibração externa, a curva de adição de padrão e o padrão interno. Neste trabalho, utilizou-se a curva de calibração externa, que relaciona os valores medidos (intensidades dos sinais em determinadas posições) com as grandezas analíticas, caracterizando os tipos de analitos e suas respectivas concentrações ou quantidades (Anexo 7), conforme descrito por Fung (1996).

Segundo Lira (2013), a determinação dos intervalos de calibração exige uma análise complexa de dados matemáticos e estatísticos. Factores como a incerteza de medição, o risco de ultrapassar os limites de erro admissível, os custos das acções correctivas e as condições ambientais desempenham um papel crucial na definição da periodicidade da calibração. Além disso, a análise de variância (ANOVA) e outros testes estatísticos são frequentemente utilizados para validar a adequação do modelo de calibração.

Para ajustar os valores experimentais, aplica-se o coeficiente de determinação (R^2), que está directamente relacionado ao método dos mínimos quadrados (Lira, 2013). Ele mede a proporção da variância dos dados que é explicada pelo modelo ajustado, sendo uma métrica de qualidade do ajuste do modelo (ILAC & OIML, 2007). Um R^2 próximo de 1 indica uma forte correlação linear entre os dados, garantindo que o modelo é confiável para prever concentrações desconhecidas com base nos sinais obtidos (Lira, 2013).

Conforme ILAC & OIML (2007), adicionalmente, é importante destacar que a rastreabilidade metrológica, ou seja, a conexão dos padrões utilizados em calibração a referências reconhecidas internacionalmente, é essencial para assegurar a qualidade dos resultados analíticos. A rastreabilidade fortalece a comparabilidade dos dados e é um requisito básico em sistemas de qualidade como a norma ISO/IEC 17025, aplicada em laboratórios de ensaio e calibração.

2.8 Valores de Referência

A legislação Moçambicana, no que diz respeito à qualidade de solo, é deficiente, verificando-se que não foram estabelecidos padrões nacionais nos termos da Lei ou segundo os padrões de Desempenho da *IFC* (Padrões de Desempenho Social e Ambiental da Sociedade Financeira Internacional) (Anadarko, 2010).

Sendo a legislação Moçambicana, no âmbito da qualidade de solo, reconhecida como deficitária, foi necessário recorrer à legislação internacional nesse âmbito. Deste modo, este estudo usou valores de referência da Namíbia e dos Países Baixos no que diz respeito ao solo. Para a aplicabilidade dos modelos empregues neste trabalho, precisou-se de valores de referências que foram: concentrações máximas permitidas (*MPC*), valores de referência de fundo, *background values* (*Bn*) e factor de resposta tóxica (*Tr*).

Diferentes países, membros da comunidade Europeia, implementaram leis para limitar a carga de poluentes nos solos, que incluem concentrações máximas permitidas de metais pesados para solos agrários (Tabela 1). A *MPC* é a concentração na qual não é esperado efeito adverso em 95 % das espécies ou dos processos do solo (Crommentuijn *et al.*, 1997).

Tabela 1: Concentração máxima permitida (*MPC*) de metais pesados em solos de vários países (mg/kg). **Fonte:** Kabata-Pendias (2000) citado por Saha *et al.* (2017).

País	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As
Áustria	5	100	100	100	100	300	50
Polónia	1-3	50-80	30-75	30-75	70-150	100-300	30
Alemanha	1,5	100	60	50	100	200	20
Rússia	-	0,05	23	35	200	110	2
Reino Unido	3-15	-	50	20	500-2000	130	10
EUA	20	1500	750	210	150	1400	-
Comissão Europeia	1-3	50-150	50-140	30-75	50-300	150-300	-

Os valores de referência de fundo (*Bn*), referem-se à concentração de determinada substância em níveis naturais no meio ambiente, isenta de fontes antropogénicas de poluição (Barbieri *et al.*, 2015). O factor de resposta tóxica baseia-se no princípio da abundância, que indica que o potencial efeito toxicológico de um elemento é proporcional à sua abundância, ou raridade, na natureza (Denny *et al.*, 2022).

A Tabela 2, apresentada abaixo, contém os valores de referência para a Namíbia, utilizados na determinação dos diferentes modelos para avaliação da contaminação do solo.

Tabela 2: Valores de referência. **Fonte:** Abah *et al.* (2023) e Crommentuijn *et al.* (1997).

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
<i>Bn</i> (mg/kg)	13	0,30	19	90	45	46000	850	68	20	-	13	95
<i>Tr</i>	10	30	5	2	5	-	1	5	5	-	2	1
MPC (mg/kg)	10	3	30	100	100	5000	1500	75	100	53	43	200

Bn = Valores de referência de fundo, ***Tr*** = Factor de risco tóxico, ***MPC*** = Concentração máxima permitida.

CAPÍTULO III - METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

O Município da Matola localiza-se na Província de Maputo, sul de Moçambique, e ocupa uma área de 368,4 km². Situa-se aproximadamente entre os paralelos 25° 41' 36" e 25° 50' 36" de latitude sul e entre os meridianos 32° 24' 02" e 32° 35' 12" de longitude leste.

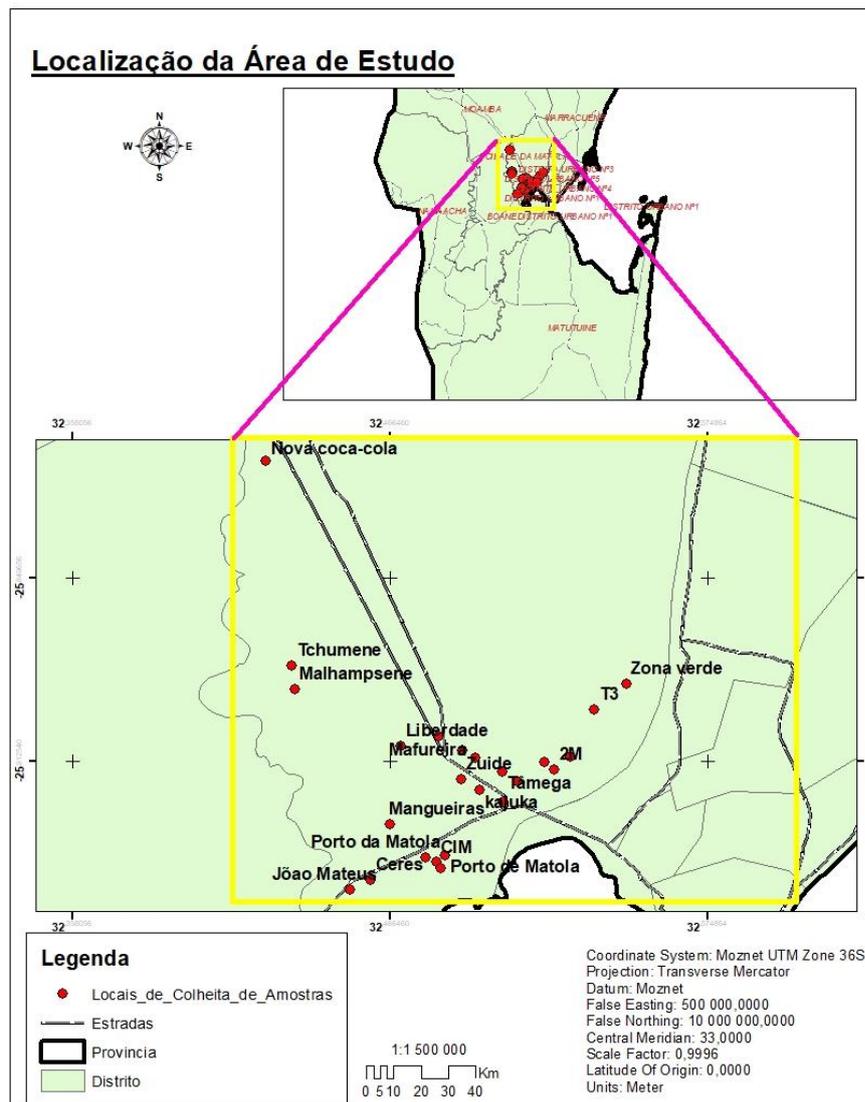


Figura 2: Mapa da área de estudo mostrando os pontos amostrais.

O Município da Matola é limitado a Noroeste e a Norte pelo Distrito de Moamba; a oeste e a Sudoeste pelo Distrito de Boane. A Sul faz fronteira com a Cidade de Maputo, através do

Distrito Municipal da Katembe, separado da Baía de Maputo. A leste é limitado pela Cidade de Maputo e, a Nordeste, faz fronteira com o Distrito de Marracuene.

Através do ArcGIS 10.8.x, elaborou-se o mapa (Figura 2) da área de estudo, mostrando os locais de amostragem.

3.2 Colecta e Pré-tratamento de Amostra

As amostras de solo superficial foram colhidas em 7 rodovias, designadas por R1, R2, R3, R4, R5, R6 e R7 (Anexo 8, Tabela L), do Município da Matola, em dois períodos, designadamente das 06h00 às 07h00 e das 09h00 às 11h00 (durante três dias). Um total de 25 amostras de solo superficial (3 a 4 amostras de solo em cada rodovia) foram colectadas em uma camada de 0 a 2 cm nas vias públicas, a uma distância de aproximadamente 1 m da estrada. A colecta baseou-se em procedimentos descritos por Abah *et al.* (2023); Bradman *et al.* (2021); James *et al.* (2020); Kabadayi & Cesur (2010). Assim, detalhadamente:

- Com ajuda de uma pá de aço inoxidável, aproximadamente 50 g de solo superficial foram armazenados em sacos *Zip-top* de polietileno pré-etiquetados, conservados em gelo e posteriormente encaminhados ao Laboratório de Química do Departamento de Química, Faculdade de Ciências da Universidade Eduardo Mondlane, onde foram mantidos em uma geladeira a uma temperatura aproximadamente -2 °C. Diferentes pás de aço inoxidável e empacotadores de sacos *Zip-top* foram usados em cada ponto de amostragem para minimizar a mistura não intencional das amostras;
- As amostras de solos superficiais foram então misturadas de acordo com a rodovia a que pertenciam, resultando em 7 amostras, com o intuito de se obter uma amostra mais representativa. Cada amostra de solo superficial foi então peneirada com peneira de malha de *nylon*, com fracção de tamanho < 73 µm, para a remoção de material indesejado, como pedrinhas, pedaços de papel, garrafas quebradas, resíduos de cigarro, folhas, materiais têxteis.
- Os materiais utilizados para homogeneização, peneiramento e armazenamento das amostras foram primeiramente lavados cuidadosamente com água da torneira e sabão líquido. Em seguida, a vidraria foi imersa em uma solução de HNO₃ a 5 % (48 h), seguida de água bidestilada (48 h), e posteriormente colocados em estufa e secos a 170 °C por 1 h antes do uso.

As amostras foram colhidas em locais críticos (próximo de fontes de poluição) e em um período pós-ventania, o que propicia um maior repouso de poeiras e, conseqüente, maior concentração dos elementos constituintes.

3.3 Digestão da Amostra

Um total de 14 subamostras (7 duplicadas) foram digeridas nos Serviços de Laboratório Analítico do Departamento de Química da UEM, em uma câmara de exaustão, com o uso de placa de aquecimento, para a análise por ICP-OES. A digestão das amostras foi realizada empregando os procedimentos descritos por Kabir *et al.* (2021). Para tal, uma quantidade de 0,10 g de amostras de solos superficiais (Anexo 8, Tabela L) foi transferida para cadinhos de *teflon*, e foram adicionados 12 mL de HNO₃ a 55 %. Em seguida, foram adicionados 6 mL de HCl a 37 %, 18 mL de HF a 40 %, e a mistura foi aquecida em refluxo em uma chapa aquecedora, a uma temperatura de 90 °C, durante 30 minutos. Após repouso à temperatura ambiente por 5 minutos, 0,5 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂ a 30 %) foram adicionados a cada cadinho de *teflon*, e as amostras foram novamente aquecidas até a ebulição e refluxado a 90 °C por 15 minutos, e finalmente, deixadas à temperatura ambiente. Cada digerido foi filtrado três vezes, com papel de filtro com poros de 30 µm de diâmetro, em um balão volumétrico de 50 mL, e o volume foi completado até a marca com água bidestilada.

3.3.1 Preparação de Padrões de Calibração

Para a preparação dos padrões 0,0; 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0 ppm foram utilizados 0,0; 0,25; 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 mL da solução multielementar *Ultrasoec* de 100,0 µg/mL (ppm) (Lote No. CL2 - 29MKBY1) em balões volumétricos de 50 mL, completando-se os volumes com água bidestilada.

Pipetou-se 0,0 mL (para padrão 1); 0,25 mL (para padrão 2); 0,5 mL (para o padrão 3); 1,0 mL (para o padrão 4); 1,5 mL (para o padrão 5) e 2,0 mL (para o padrão 6) da solução mãe para balões volumétricos de 50 mL. A cada padrão, adicionou-se a mesma quantidade dos ácidos utilizados na digestão (12 mL de HNO₃, 6 mL de HCl, 10 mL de HF e 0,5 mL de H₂O₂).

O branco (Anexo 4, Tabela C) foi preparado em um balão volumétrico de 50 mL, onde foram adicionadas as seguintes soluções: 12 mL de HNO₃, 6 mL de HCl, 10 mL de HF e 0,5 mL de H₂O₂. Em seguida, completou-se o volume com água bidestilada.

3.4 Instrumentação

3.4.1 Método de ICP-OES

Os metais pesados foram analisados qualitativamente e quantitativamente por espectrometria de emissão óptica, através de visão axial. O gás árgon usado possuía pureza de 99,99 %. Os comprimentos de onda seleccionados apresentam-se no Anexo 7, juntamente com as respectivas curvas de calibração normal (Figura D - O).

Tabela 3: Parâmetros Operacionais Utilizados na Determinação de Metais Pesados por ICP – OES na Análise de Solos Superficiais

Parâmetro	Dados
Espectrómetro	Shimadzu, Modelo 9820
Programa	Lançador de soluções ICPE
Saída de alta frequência	1,20 kW
Taxa de fluxo de gás plasma	10,00 L/min
Taxa de fluxo de gás auxiliar	0,60 L/min
Taxa de fluxo de gás transportador	0,70 L/min
Nebulizador	Nebulizador 10
Câmara	Câmara de ciclone
Velocidade de rotação da bomba peristáltica	20-60 rpm
Tocha	Padrão axial

3.4.2 Método de Avaliação de Contaminação do Local

A avaliação de contaminação do local foi feita através da determinação do (1) factor de contaminação (*FC*), (2) grau de contaminação (*DC*), (3) risco ecológico do metal pesado (risco individual de cada metal pesado) (*Er*), (4) risco ecológico dos metais pesados (soma de riscos ecológico para os metais pesados) (*RI*), (5) índice de geoacumulação (*Igeo*), e (6) factor de enriquecimento (*FE*). Cada um destes critérios de avaliação foi calculado empregando as fórmulas apresentadas na secção 2.6.

3.5 Análise de Dados

Os dados experimentais obtidos da análise de metais pesados foram submetidos a cálculos estatísticos empregando teste de “outlier” – Q de Dixon, coeficiente de correlação, cálculo da ANOVA Bimodal e o teste-t.

Segundo Fung (1996), o teste de “outlier” – Q de Dixon é relativamente simples para ajudar a decidir se deve ou não desprezar um valor estranho. Ele baseia-se na diferença entre um valor suspeito e o valor mais próximo e é comparado com a diferença entre o maior e o menor valor. Quando um único valor estranho é suspeito, ele será o maior ou o menor valor dos dados. Se $Q_{\text{calc}} > Q_{\text{crít}}$, então a medição suspeita é rejeitada. O valor crítico de Q vem tabelado (Anexo 9, Figura P).

$$Q = \frac{|\text{valor suspeito} - \text{valor mais próximo}|}{\text{maior valor} - \text{menor valor}} \quad (7)$$

Para Fung (1996), a média e o desvio padrão fornecem informações valiosas sobre a distribuição dos dados, permitindo identificar padrões e tendências. A média representa o centro da distribuição, enquanto o desvio padrão quantifica a dispersão em torno desse centro.

O cálculo da média (Fórmula 8) e do desvio padrão (Fórmula 9) de acordo com Fung (1996) é estimado por:

$$\bar{x} = \frac{\sum_i^N x_i}{n} \quad (8)$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}} \quad (9)$$

O coeficiente de determinação (R^2) do presente trabalho gerou-se automaticamente do Excel, sendo o coeficiente de determinação definido como a máxima correlação ao quadrado entre y e a melhor combinação linear de x (secção 2.7.5) (Alloway, 1995).

Com base no melhor resultado do coeficiente de determinação e com as directrizes mencionadas na secção 2.7.2, escolheram-se os melhores comprimentos de onda para traçar-se a curva de calibração, por conseguinte, a concentração dos metais pesados.

No presente estudo foi empregue ANOVA Bimodal, usado quando considerada dois factores por analisar (Fung, 1996). O primeiro factor a considerar foi metais pesados na rodovia. Neste caso, estabelecemos as hipóteses:

Hipótese nula (H_0): não há diferenças significativas entre a concentração dos metais pesado na rodovia ($H_0: \bar{x}_1 = \bar{x}_2 = \bar{x}_3 \dots \bar{x}_7$). Caso: $F_{Cal} < F_{Crit}$, aceita-se a H_0 (Fung, 1996), ao nível de confiança de 95 %; Hipótese alternativa (H_A): há diferenças significativas entre a concentração dos metais pesados na rodovia ($H_A: \bar{x}_1 \neq \bar{x}_2 \neq \bar{x}_3 \dots \bar{x}_7$). Caso: $F_{Cal} > F_{Crit}$, rejeita-se a H_0 (Fung, 1996), ao nível de confiança de 95 %.

O segundo factor a considerar foi metal pesado nas rodovias. Entre tanto, também estabelecemos as hipóteses:

Hipótese nula (H_0): não há diferenças significativas entre a concentração do metal pesado nas rodovias ($H_0: \bar{x}_1 = \bar{x}_2 = \bar{x}_3 \dots \bar{x}_7$). Caso: $F_{Cal} < F_{Crit}$, aceita-se a H_0 (Fung, 1996), ao nível de confiança de 95 %; Hipótese alternativa (H_A): há diferenças significativas entre a concentração do metal pesado nas rodovias ($H_A: \mu_1 \neq \mu_2 \neq \mu_3 \dots \mu_7$). Caso: $F_{Cal} > F_{Crit}$, rejeita-se a H_0 (Fung, 1996) ao nível de confiança de 95 %.

As fórmulas para o cálculo da variação causada pelas 3 fontes – entre tratamentos, entre blocos e erro experimental são indicadas na Tabela 4. Usou-se o teste- F para ver se as estimativas das variâncias diferem significativamente comparando MS (quadrado médio): entre-tratamento com o resíduo e entre-bloco com o resíduo, indicados no Anexo 9, Figura R.

Tabela 4: Fórmulas para o cálculo da ANOVA Bimodal. **Fonte:** Fung (1996).

Fonte de variação	SS	v	
Entre -tratamento ^a	$\sum_i \frac{T_j^2}{r} - \frac{T^2}{N}$	c - 1	10
Entre-bloco ^b	$\sum_i \frac{T_i^2}{c} - \frac{T^2}{N}$	r-1	11
Resíduo ^c	Por subtracção	Por subtracção	12
Total	$\sum_i \sum_j X_{ij}^2 - \frac{T^2}{N}$	N - 1	13

^aDiferentes metais pesados; ^bmetal pesado; ^cerro experimental.

SS: soma dos quadrados;

v: n° de graus de liberdade;

$N = n \times m$ (n - observações ou medições e m - grupos), n°. total de medições;

T_i : soma das medições no grupo i;

T : soma de todas as medições, grande total;

Σx_{ij}^2 : soma dos quadrados das medições individuais;

r : n° de filas;

c : n° de colunas.

Para a comparação da média experimental com o valor conhecido, usou-se o teste -t de uma amostra (Fórmula 14) (Fung, 1996), que compara a média de uma amostra com um valor de referência conhecido, como uma média populacional ou um valor hipotético.

$$t_{\text{cal}} = \frac{|\bar{x} - x_t|}{s/\sqrt{n}} \quad (14)$$

x_t : valor conhecido (verdadeiro).

As hipóteses formuladas foram as seguintes: H_0 : a média experimental é menor que o valor conhecido ($H_0: \bar{x} < \mu t$); H_A : a média experimental é maior que o valor conhecido ($H_A: \bar{x} > \mu t$). Se $t_{\text{cal}} < t_{\text{crit}}$, aceita-se H_0 e se $t_{\text{cal}} > t_{\text{crit}}$, rejeita-se H_0 .

Para a comparação dos resultados, teve-se em conta $t_{\text{crit}(p=0.10; 1T; v=2)} = 6.31$ (Anexo 9, Figura Q).

CAPÍTULO IV – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Concentração de Metais Pesados

A análise por ICP-OES revelou a presença de 12 metais pesados (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn) em amostras de solo superficial coletadas ao longo das rodovias. As concentrações apresentaram variações significativas entre as diferentes localizações, indicando fontes distintas de contaminação e características específicas do solo.

Nas amostras da rodovia R4, exceto para o Fe na rodovia R4, as concentrações das soluções preparadas estão abaixo do limite de detecção. Esse resultado pode ser atribuído a interferências espectrais, e não necessariamente à ausência desses metais. Por outro lado, a amostra de Fe na rodovia R4 apresentou valores fora da faixa de calibração do ICP-OES, evidenciados por sinais de saturação do instrumento. Isso sugere concentrações extremamente elevadas, indicando uma contaminação significativa nessas amostras.

Após a quantificação, as concentrações, em mg/L, foram convertidas para mg/kg (Tabela 6), empregando a Fórmula 15 (USEPA, 2007), para melhor comparação com as MPC.

$$\left[\frac{\text{mg}}{\text{Kg}}\right] = \frac{\text{mg de constituinte solúvel}}{\text{L}} \times \frac{\text{volume final em (L)}}{\text{peso da amostra (kg)}} \quad (15)$$

Tabela 5: Médias \pm Desvios Padrões de Concentrações de Metais Pesados (mg/L) obtidas através do ICP-OES

Rodovias	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
R1	3,60 \pm 0,15	–	0,01 \pm 0,00	0,02 \pm 0,00	–	8,69 \pm 0,05	0,33 \pm 0,00	0,07 \pm 0,00	3,91 \pm 0,11	1,11 \pm 0,02	–	0,31 \pm 0,01
R2	5,03 \pm 0,35	0,05 \pm 0,01	0,06 \pm 0,01	0,09 \pm 0,01	0,22 \pm 0,02	13,70 \pm 0,03	0,35 \pm 0,00	0,12 \pm 0,01	8,32 \pm 0,59	4,47 \pm 0,37	0,09 \pm 0,01	0,48 \pm 0,03
R3	7,80 \pm 1,44	–	0,06 \pm 0,00	0,06 \pm 0,00	0,19 \pm 0,04	10,30 \pm 0,09	0,91 \pm 0,01	0,23 \pm 0,04	9,13 \pm 1,72	3,12 \pm 0,57	0,02 \pm 0,00	0,69 \pm 0,11
R4	6,31 \pm 0,07	0,04 \pm 0,00	0,71 \pm 0,01	0,39 \pm 0,00	0,93 \pm 0,01	-	0,98 \pm 0,00	0,76 \pm 0,01	52,30 \pm 0,53	26,3 \pm 0,27	0,39 \pm 0,00	0,55 \pm 0,01
R5	3,70 \pm 0,16	0,42 \pm 0,02	2,53 \pm 0,07	0,22 \pm 0,10	1,41 \pm 0,10	11,10 \pm 0,03	0,71 \pm 0,00	4,36 \pm 0,10	6,70 \pm 0,17	0,58 \pm 0,07	–	0,49 \pm 0,01
R6	4,29 \pm 0,03	–	0,11 \pm 0,00	0,20 \pm 0,00	0,46 \pm 0,00	17,60 \pm 0,02	0,28 \pm 0,00	0,32 \pm 0,00	11,20 \pm 0,06	7,03 \pm 0,06	0,09 \pm 0,00	2,00 \pm 0,02
R7	4,59 \pm 0,08	1,92 \pm 0,01	1,65 \pm 0,04	0,79 \pm 0,11	1,43 \pm 0,02	6,28 \pm 0,04	0,93 \pm 0,02	2,01 \pm 0,27	4,37 \pm 0,05	1,18 \pm 0,09	–	0,91 \pm 0,02
Máximo	7,80 \pm 1,44	1,92 \pm 0,01	2,53 \pm 0,07	0,79 \pm 0,11	1,41 \pm 0,10	17,60 \pm 0,02	0,98 \pm 0,00	4,36 \pm 0,10	52,30 \pm 0,53	26,30 \pm 0,27	0,39 \pm 0,00	2,00 \pm 0,02
Mínimo	3,6 0 \pm 0,15	0,04 \pm 0,00	0,01 \pm 0,00	0,02 \pm 0,00	0,19 \pm 0,04	6,28 \pm 0,04	0,28 \pm 0,00	0,07 \pm 0,00	4,37 \pm 0,05	0,58 \pm 0,07	0,02 \pm 0,00	0,31 \pm 0,01

A Tabela 6 apresenta as concentrações médias e desvios padrão de metais pesados em amostras, comparando-as com as concentrações máximas permitidas (*MPC*). Observa-se que diversas amostras exibem concentrações elevadas de Pb, As, Sn e Zn, ultrapassando os *MPC*, enquanto algumas mostram concentrações próximas aos *MPC* para Co, Cr e V, e o Mn apresenta concentrações abaixo das *MPC*.

Tabela 6: Médias \pm Desvios Padrões de Concentrações de Metais Pesados (mg/kg) Obtidas Após os Cálculos

Rodovias	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
R1	1798,20 \pm	-	6,19 \pm	10,94 \pm	-	4340,66 \pm	164,84 \pm	36,16 \pm	1953,05 \pm	554,45 \pm	-	156,34 \pm
	72,43		0,65	0,50		27,02	1,25	1,35	52,95	9,69		5,99
R2	2512,49 \pm	22,58 \pm	29,87 \pm	44,61 \pm	108,39 \pm	6843,16 \pm	175 \pm	59,44 \pm	4155,84 \pm	2232,77 \pm	43,51 \pm	237,26 \pm
	174,33	4,60	3,60	4,55	11,94	17,43	0,05	5,09	296,70	185,81	5,64	16,53
R3	3888,33 \pm	-	29,71 \pm	30,51 \pm	94,72 \pm	5134,60 \pm	453,14 \pm	112,16 \pm	4551,35 \pm	1555,33 \pm	8,13 \pm	341,97 \pm
	717,85		2,04	0,55	19,64	43,32	4,04	18,15	857,43	283,15	0,40	55,83
R4	3148,70 \pm	17,61 \pm	353,79 \pm	196,61 \pm	465,57 \pm	-	491,02 \pm	378,74 \pm	26097,80 \pm	13123,75 \pm	192,12 \pm	276,45 \pm
	37,24	0,65	3,84	2,14	4,79		0,90	4,54	261,71	133,60	2,19	3,14
R5	1846,31 \pm	209,08 \pm	1262,48 \pm	111,28 \pm	703,59 \pm	5538,92 \pm	352,30 \pm	2175,65 \pm	3343,31 \pm	286,93 \pm	-	244,01 \pm
	81,84	10,83	35,88	49,20	49,40	16,92	2,35	50,40	85,83	35,53		4,74
R6	2140,72 \pm	-	55,39 \pm	98,80 \pm	227,54 \pm	8782,44 \pm	141,72 \pm	161,68 \pm	5588,82 \pm	3507,98 \pm	43,06 \pm	998,00 \pm
	14,22		0,35	0,60	1,95	8,33	0,20	0,70	27,89	28,59	0,50	8,43
R7	2285,86 \pm	956,18 \pm	821,71 \pm	394,92 \pm	712,15 \pm	3127,49 \pm	461,65 \pm	1001,00 \pm	2176,29 \pm	587,65 \pm	-	452,69 \pm
	38,20	4,08	22,11	54,28	9,06	20,92	9,21	134,96	26,64	45,37		7,32
MPC, mg/kg	10	3	30	100	100	5000	1500	75	100	53	43	200

	Concentrações abaixo de MPC
	Concentrações acima de MPC
	Concentrações a testar

Para a comparação das concentrações de metais pesados, utilizou-se como base *MPC* (referenciados na secção 2.8).

Nos casos de Co (R2 e R3), Cr (R5 e R6) e V (R2 e R6), recorreu-se ao teste-*t* Unilateral para a comparação das Concentrações a testar (Anexo 5, Tabela K), afim de verificar-se as concentrações dos referidos metais pesados se encontram abaixo ou acima da *MPC*. A apresentação dos dados dificultava a comparação directa com a *MPC*.

Os resultados da análise elementar nas rodovias do Município da Matola revelaram o seguinte: A concentração de As variou de $1798,20 \pm 72,43$ mg/kg (R1) a $3888,33 \pm 717,85$ mg/kg (R3), apresentando concentrações elevadas em todas as rodovias, comparativamente ao valor de referência da *MPC* de 10 mg/kg.

O Cd registou $17,61 \pm 0,65$ mg/kg (R4) a $956,18 \pm 4,08$ mg/kg (R7), com concentrações elevadas em R2, R4, R5 e R7, comparativamente ao valor de referência da *MPC* de 3 mg/kg.

A concentração do Co atingiu um máximo de $1262,48 \pm 35,88$ mg/kg em R5 e um mínimo de $6,19 \pm 0,65$ mg/kg na R1. As rodovias R4, R5, R6 e R7 apresentaram concentrações acima da *MPC*, enquanto que R1 apresentou concentração inferior, em comparação com a *MPC* de 30 mg/kg. As rodovias R2 e R3 também apresentaram concentrações inferiores, pois $t_{cal} < t_{crit}$, aceita-se H_0 (a média experimental é menor que a *MPC* de 30 mg/kg);

O Cr registou valores de $10,94 \pm 0,50$ mg/kg (R1) a $394,92 \pm 54,28$ mg/kg (R7), e concentrações inferiores em R1, R2 e R3, comparativamente ao valor de referência da *MPC* de 100 mg/kg. Nas rodovias R5 e R6, também se verificaram concentrações inferiores, pois $t_{cal} < t_{crit}$, aceita-se H_0 (a média experimental é menor que o valor de *MPC* de 100 mg/kg).

A concentração de Cu atingiu um máximo de $712,15 \pm 9,06$ mg/kg em R7 e um mínimo de $94,72 \pm 19,64$ mg/kg na R3. Todas as rodovias apresentaram concentrações acima da *MPC*, com excepção de R3, comparativamente ao valor de referência de 10 mg/kg;

O Fe registou concentrações que variaram de $3127,49 \pm 20,92$ mg/kg (R1) a $8782,44 \pm 8,33$ mg/kg (R6). Com base nessas variações, pode-se afirmar que o Fe apresentou concentrações elevadas em R2, R3, R5 e R6, e concentração inferior em R1, comparativamente à *MPC* de 5000 mg/kg.

O Mn registou $141,72 \pm 0,20$ mg/kg (R6) a $491,02 \pm 0,90$ mg/kg (R7). Todas as rodovias apresentaram concentrações abaixo da *MPC* de 1500 mg/kg.

A concentração do Ni atingiu um máximo de $2175,65 \pm 50,40$ mg/kg em R5 e um mínimo de $36,16 \pm 1,35$ mg/kg na R2, apresentando concentrações acima da *MPC*, com excepção de R1 e R2, comparativamente ao limite de 75 mg/kg.

A concentração do Pb variou de $1953,05 \pm 52,95$ mg/kg (R1) a $26097,80 \pm 261,71$ mg/kg (R4), apresentando concentrações elevadas em todas as rodovias comparativamente à MPC de 100 mg/kg.

A concentração de Sn atingiu um máximo de $13123,75 \pm 133,60$ mg/kg em R3 e um mínimo de $286,93 \pm 35,53$ mg/kg em R4. Todas as rodovias apresentaram concentrações acima da MPC de 53 mg/kg.

O V registou valores de $8,13 \pm 0,40$ mg/kg (R3) a $192,12 \pm 2,19$ mg/kg (R4), apresentando concentrações acima da MPC na R4. Na rodovia, R3, a concentração foi inferior à MPC de 43 mg/kg. As rodovias R2 e R6 também apresentaram concentrações inferiores, pois $t_{cal} < t_{crit}$. Deste modo, aceita-se H_0 , pois a média da concentração é menor que o valor conhecido da norma, de 43 mg/kg.

A concentração do Zn variou de $156,34 \pm 5,99$ mg/Kg (R1) a $998,00 \pm 8,43$ mg/kg (R6), apresentando concentrações elevadas em todas as rodovias, exceto em R1, comparativamente à MPC de 200 mg/kg.

De forma geral, as rodovias do Município da Matola apresentam concentrações elevadas de metais pesados relativamente às MPCs. As bermas das estradas são propícias a concentrações elevadas de metais pesados, devido às diversas fontes estacionárias presentes na Matola, tais como um vasto parque industrial, lixeiras e postos de gasolina, além de fontes móveis, que incluem combustíveis veiculares, veículos automotores, transporte aéreo, tráfego urbano e autoestradas (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 2010).

Em Moçambique, tem-se verificado um aumento do parque automóvel, com ênfase nos veículos usados (motor de combustão interna) que, devido ao seu tempo de vida, emitem substâncias nocivas ao ambiente. Segundo Nabulo *et al.* (2006), as concentrações de metais nos solos de rodovias também são influenciadas pelo tipo de veículo que trafega pela rodovia.

O elemento Pb apresentou-se em concentrações extremamente elevadas nas rodovias analisadas. Possivelmente, isso seja resultado do uso de veículos a gasolina no país, embora a legislação actual tenha obrigado à redução significativa da quantidade deste metal nos combustíveis comercializados no território nacional, visando a diminuição da emissão de metais pesados para o ambiente. Actualmente, os veículos a gasolina são os principais responsáveis por grande parte das emissões de Pb na atmosfera (Pernagorda, 2007), na ordem de 230 000,00 toneladas de Pb por ano, valores estes estimados por Nriagu (1979).

Possivelmente, o que justifica as elevadas emissões de outros metais pesados, como o Zn, Cu e Cr seja o facto de serem usados como aditivos ou substitutos do Pb na gasolina, tornando-se, assim, os principais metais pesados presentes nas rodovias (Huang *et al.*, 2017).

O Cd é um elemento também encontrado no petróleo e em muitos de seus derivados, destacando-se o betume e a gasolina, que são, respectivamente, matéria-prima para produção de asfalto e um dos principais combustíveis fósseis utilizados por veículos automotores (Costa, 2015).

As baixas concentrações de V e Mn podem ser atribuídas a factores geológicos e à actividade industrial local. Contudo, a presença de V nas rodovias possivelmente também se deve ao desgaste nos materiais de constituição dos pavimentos rodoviários (Lindgren, 1996). Segundo Pernagorda (2007), podem ser encontrados pequenas quantidades de metais como o V, advindo dos pavimentos betuminosos.

As plantas que crescem às margens das rodovias podem tornar-se tóxicas devido à acção dos metais nas estruturas das plantas cultivadas nas proximidades. Nabulo *et al.* (2006) relataram que folhas de culturas próximas às estradas podem acumular metais em altas concentrações, causando sérios danos à saúde dos consumidores. Diversas espécies de plantas são utilizadas como bioindicadores de níveis metálicos no solo, devido à sua absorção pela raiz e posterior acúmulo nas suas células, bem como à deposição nas suas estruturas foliares. Zanello *et al.* (2018) observaram que a presença de altas concentrações de metais pesados nas estruturas radiculares de plantas da espécie *Brachiaria*, em áreas adjacentes à rodovia, pode estar associada às emissões do tráfego rodoviário por meio de deposição atmosférica.

A Figura 3 apresenta uma comparação das concentrações de metais pesados nas diversas rodovias do Município da Matola.

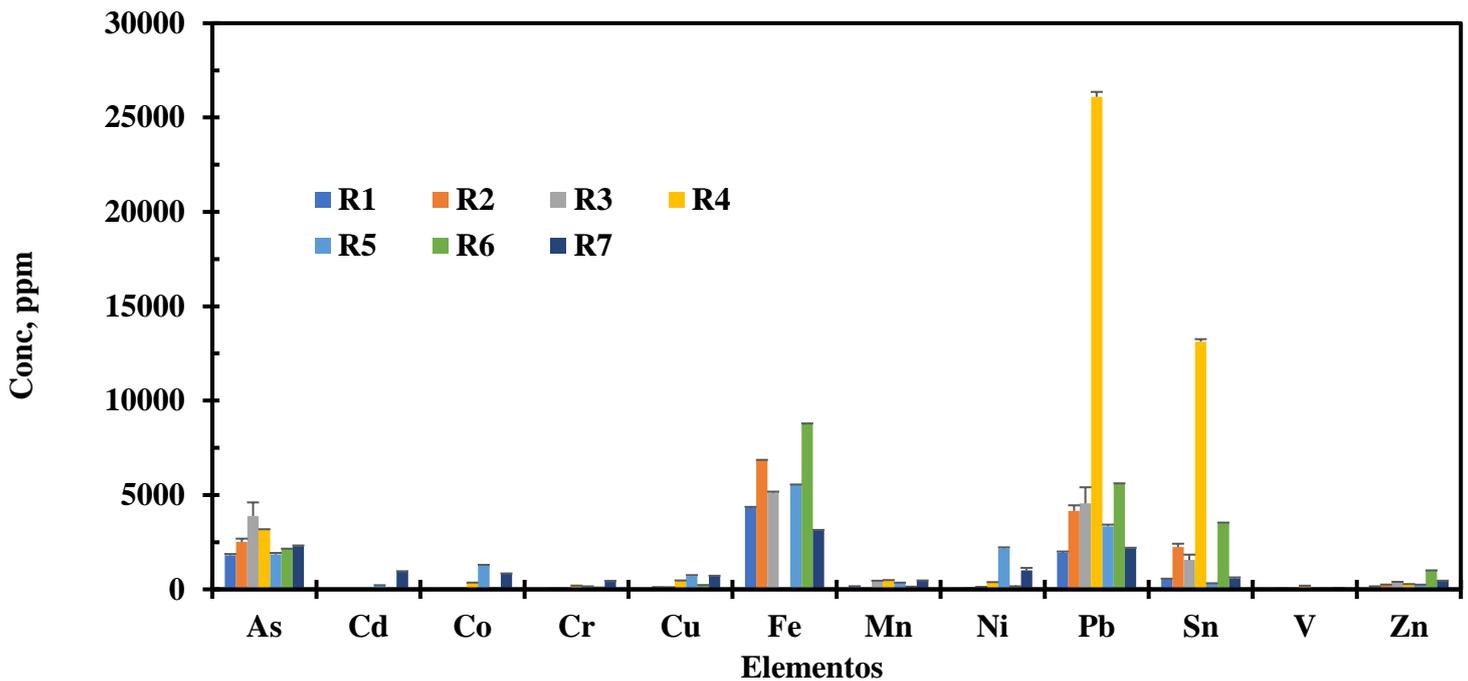


Figura 3: Concentrações (ppm) de metais pesados identificados nas rodovias do Município da Matola.

Os resultados da análise de metais pesados nas rodovias, apresentados na Figura 3, revelam similaridades nas concentrações dos metais pesados nas diferentes rodovias. Essa semelhança é possivelmente devido às similaridades no tipo de actividades realizadas nessas vias. Entretanto na rodovia R4, o chumbo (Pb) e o estanho (Sn) destacam-se por apresentarem concentrações mais elevadas do que os outros elementos.

Realizou-se o cálculo da variância (ANOVA, Fórmulas apresentadas na Tabela 4) para comparar as concentrações de metais pesados nas diferentes rodovias. A Tabela 7 apresenta os resultados da ANOVA das diferentes rodovias.

Tabela 7: Resultados da ANOVA Bimodal

Fonte de Variação	SS	N	MS	F _{Calc}	F _{critico}
Metal pesado nas rodovias	$6,63 \times 10^7$	6	$1,10 \times 10^7$	0,76	2,25
Erro experimental	$9,41 \times 10^8$	65	$1,45 \times 10^7$	-	-
Total	$1,01 \times 10^9$	82	-	-	-

Os resultados da ANOVA ($P = 0,05$, Tabela 7) para segundo factor considerado (secção 3.5) indicam que não existem diferenças significativas na concentração de metal pesados entre as rodovias analisadas, conforme descrito por Fung (1996). Essas semelhanças nos resultados podem ser explicadas por factores relacionados às actividades humanas predominantes nessas rodovias, como o tráfego terrestre recorrente.

A circulação dos mesmos automóveis entre as rodovias, causada pela falta de alternativas rodoviárias disponíveis, é um ponto-chave que contribui para uniformizar a poluição por metais pesados. Além disso, a colecta de amostras realizada em entroncamentos das rodovias pode ter intensificado as semelhanças nos resultados obtidos, dado o alto volume de tráfego e actividades humanas que ocorre nessas áreas.

Ademais, composição dos materiais utilizados na construção dessas rodovias. Estradas construídas com materiais similares tendem a se degradar de formas parecidas, gerando partículas de poeira que carregam elementos químicos comuns. Esses materiais podem incluir revestimentos de asfalto, concreto e componentes metálicos que, ao serem submetidos à circulação de veículos e condições ambientais, acabam libertando resíduos similares.

A discussão de resultados deste estudo também envolveu a sua comparação com estudos semelhantes. Para o efeito, calculou-se as médias do Município da Matola. A Tabela 8 apresenta a comparação deste estudo com estudos semelhantes de outras cidades.

No que tange à comparação da concentração de metais pesados deste estudo com estudos semelhantes de outras cidades (Tabela 8), o Município da Matola apresentou concentrações mais elevadas de Pb, Ni e Cd.

Em comparação com a cidade de Ottawa, que apresentou concentrações mínimas de 39,05 ppm de Pb e 0,37 ppm de Cd, o Município da Matola apresentou concentrações elevadas de 6838,07 ppm de Pb e 301,36 ppm de Cd, respectivamente.

As concentrações elevadas observadas no Município da Matola podem ser atribuídas ao facto de as amostras terem sido coletadas em locais críticos, próximos a fontes de poluição, o que não reflete a concentração geral do Município, diferentemente dos estudos em outras cidades (Tabela 8).

Tabela 8: Comparação de concentrações (mg/kg) de metais pesados deste estudo com estudos semelhantes de outras cidades

Cidades	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ref.
Delhi	2,65	148,8	191,7	36,4	120,7	284,5	[1]
Birmingham	1,62	-	466,9	41,1	48	534	[2]
Ottawa	0,37	43,3	65,84	15,2	39,05	112,5	[3]
Calcutta	3,12	54	44	42	536	159	[4]
Hong Kong	3,77	-	173	-	181	1450	[5]
Shanghai	1,23	159,3	196,8	83,9	294,9	733,8	[6]
Luanda	-	26	42	10	351	317,00	[7]
Oslo	-	-	123	41	180	412,00	[8]
Madrid	-	61	188	44	1927	467,00	[8]
Dhaka	-	104	46	26	74	154,00	[9]
Kuala Lumpur	2,9	-	35,5	-	2466	344,00	[10]
Município da Matola	301,36	126,81	330,28	560,69	6838,07	386,67	[a]

[1] Suryawanshi *et al.* (2016); [2] Charlesworth *et al.* (2003); [3] Rasmussen *et al.* (2001); [4] Chatterjee & Banerjee (1999); [5] Li *et al.* (2001); [6] Shi *et al.* (2008); [7] Ferreira-Baptista & De Miguel (2005); [8] Miguel *et al.* (1997); [9] Ahmed & Ishiga (2006); [10] Ramlan & Badri (1989); [a] Resultados do estudo.

De forma genérica, as comparações das concentrações deste estudo com estudos semelhantes de outras cidades revelam que o Município da Matola apresenta concentrações elevadas de metais pesados, justificando-se pelas razões referenciadas acima. Apesar de Zn apresentar uma concentração média considerável de 386,67 ppm.

4.2 Factores de Contaminação por Metais Pesados

Para aferir os níveis de contaminação, nomeadamente o *FC*, *DC*, *Er* e *RI*, *Igeo* e *FE*, os resultados das análises laboratoriais, apresentados anteriormente, foram aplicados nos respectivos modelos de cálculos (Fórmulas 1 a 6). Estes produziram os dados indicados nas Tabelas 9 a 12, usados para a discussão e análise dos resultados deste trabalho.

A escolha de valores de referência de Namíbia reside no facto de ser um país pertencente à África Austral, com economia semelhante (agricultura), nível de desenvolvimento industrial comparável, e por também ser um país em vias de desenvolvimento. Os valores de referência dos Países Baixos porque são frequentemente usados como padrões internacionais devido à sua rigorosa metodologia e ampla aceitação na comunidade científica e sua relevância em estudos ambientais em diferentes contextos geográficos.

Para obter os resultados do factor e grau de contaminação de metais pesados em solos superficiais de rodovias do Município da Matola, empregaram-se as Fórmulas 1 e 2, e os seus resultados são apresentados na Tabela 9. Abaixo, apresenta-se um exemplo demonstrativo do cálculo de *FC* e *DC* para o elemento As.

$$FC = \frac{Cn}{MPC} = \frac{1798,20 \text{ mg.Kg}^{-1}}{10 \text{ mg.kg}^{-1}} = 179,82$$

$$DC = \sum FC = 179,82 + 0,21 + 0,11 + 0,43 + 19,53 + 10,46 + 0,78 = 211,50$$

Tabela 9: Resultados da análise do Grau de contaminação (*DC*) e Factor de contaminação (*FC*) nas rodovias do Município da Matola.

Rodovias	<i>FC</i>											<i>DC</i>
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn	
R1	179,82	-	0,21	0,11	-	0,11	0,48	19,53	10,46	-	0,78	211,50
R2	251,25	7,53	1,00	0,45	1,08	0,12	0,79	41,56	42,13	1,01	1,19	303,78
R3	388,83	-	0,99	0,31	0,95	0,30	1,50	45,51	29,35	0,19	1,71	469,63
R4	314,87	5,87	11,79	1,97	4,66	0,33	5,05	260,98	247,62	4,47	1,38	858,98
R5	184,63	69,69	42,08	1,11	7,04	0,23	29,01	33,43	5,41	-	1,22	373,87
R6	214,07	-	1,85	0,99	2,28	0,09	2,16	55,89	66,19	1,00	4,99	349,50
R7	228,59	318,73	27,39	3,95	7,12	0,31	13,35	21,76	11,09	-	2,26	634,54
\bar{x}	228,59	100,46	1,85	0,99	3,86	0,21	2,16	41,56	29,35	1,67	1,38	373,87

	Contaminação baixa
	Contaminação moderada
	Contaminação considerável
	Contaminação elevada

O *DC* visa fornecer o somatório global do impacto dos elementos (metais pesados) em camadas superficiais em um determinado local de amostragem (Abah *et al.*, 2023; James *et al.*, 2020). Os resultados de *DC* (Tabela 9) variam de 211,50 (R1) a 858,98 (R4). Com base nos critérios do padrão para interpretação de contaminação por metais pesados em componentes ambientais, os resultados foram considerados elevados em todas as rodovias, porque os resultados de *DC* foram maiores que 24.

Diferentemente do *DC*, os resultados do *FC* variam de 0,09 a 388,83. Considerando que o *FC* determina o impacto individual de cada metal pesado para a poluição do solo em um determinado local (Abah *et al.*, 2023; James *et al.*, 2020), os resultados indicam níveis de: contaminação baixa, porque *FC* foi menor que 1 ($FC < 1$); contaminação moderada, porque o *FC* esteve no intervalo de 1 a 3 ($1 \leq FC \leq 3$); contaminação considerável, porque o *FC* esteve no intervalo entre 3 e 6 ($3 < FC \leq 6$); e contaminação elevada, porque o *FC* foi maior que 6 ($FC > 6$), tendo como base os critérios do padrão para interpretação do *FC*.

Com base nos resultados obtidos, pode-se dizer que as rodovias do Município da Matola apresentam uma contaminação considerável a elevada ($3 < FC > 6$), tendo em conta as razões já referenciadas na secção 4.1.

Os índices de poluição de *DC* e *FC* foram empregues por diversos autores nos seus estudos (ver secção 2.6.1). Nos estudos de Qing *et al.* (2015), foram encontradas em solos urbanos próximos a uma indústria siderúrgica, na China, alta poluição de metais pesados, onde Cd, Pb, Cu e Zn excederam os valores ambientais na região, advindo das actividades industriais, incluindo o Cr proveniente de fonte mista (processos naturais e antropogénicos). Outros estudos realizados (Feng *et al.*, 2017; Shi *et al.*, 2008; Wei & Yang, 2010; Yu *et al.*, 2016; J. Zhang & Liu, 2002), no mesmo país, abordam outras proveniências como industriais relacionadas a carvão, irrigação proveniente de águas de esgoto, aplicação de agroquímicos e emissão de veículos. Entretanto, o Município da Matola apresentou elevada contaminação de metais pesados de As, Pb e Sn, justificando-se pelas razões referenciadas na secção 4.1.

No entanto, a presença de metais pesados no solo constitui um risco à saúde, uma vez que, ao contrário dos compostos orgânicos e xenobióticos, os elementos metálicos não são degradados no ambiente (Souza *et al.*, 2018) e, como consequência, os metais exibem uma toxicidade de curto prazo caracterizada pela concentração e um impacto a longo prazo caracterizado pela acumulação de massa (Pernagorda, 2007).

4.3 2 Risco Ecológico do Metal Pesado (*Er*) e Risco Ecológico dos Metais Pesados (*RI*)

Para a avaliação do risco ecológico do metal pesado (*Er*) e do risco ecológico dos metais pesados (*RI*) em solos superficiais de rodovias do Município da Matola, foram empregadas as Fórmulas 3 e 4. Os seus resultados são apresentados na Tabela 10. A seguir, os cálculos são exemplificados utilizando o elemento As.

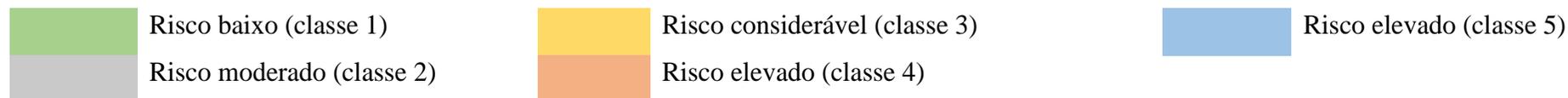
$$Er = Tr \times FC = 10 \times 179,82 = 1798,20$$

$$Tr = \frac{(\text{Princípio de abundância}) \text{ mg.Kg}^{-1}}{(\text{efeito de libertação}) \text{ mg.Kg}^{-1}}$$

$$RI = \sum Er = 1798,20 + 1,03 + 0,22 + 0,11 + 2,41 + 97,65 + 0,78 = 1900,41$$

Tabela 10: Resultados da análise do Risco ecológico do metal pesado (*Er*) e do Risco ecológico dos metais pesados (*RI*) no Município da Matola

Rodovias	<i>Er</i>										<i>RI</i>
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn	
R1	1798,20	-	1,03	0,22	-	0,11	2,41	97,65	-	0,78	1900,41
R2	2512,49	225,77	4,98	0,89	5,42	0,12	3,96	207,79	2,02	1,19	2964,52
R3	3888,33	-	4,95	0,61	4,74	0,30	7,48	227,57	0,38	1,71	4136,07
R4	3148,70	176,15	58,97	3,93	23,28	0,33	25,25	1304,89	8,94	1,38	4751,81
R5	1846,31	2090,82	210,41	2,23	35,18	0,23	145,04	167,17	-	1,22	4498,61
R6	2140,72	-	9,23	1,98	11,38	0,09	10,78	279,44	2,00	4,99	2460,61
R7	2285,86	9561,75	136,95	7,90	35,61	0,31	66,73	108,81	-	2,26	12206,19
\bar{x}	2285,86	3013,62	9,23	1,98	19,27	0,21	10,78	207,79	3,34	1,38	4136,07



Os resultados de Er (Tabela 10), que avaliam o risco ecológico individual de cada metal pesado no solo para a poluição local (Egbueri *et al.*, 2022) variam entre 0,09 a 35,18. Com base nos critérios do padrão para interpretação de Er , os presentes resultados indicam níveis de risco baixo a muito elevado. Valores inferiores a 40 ($Er < 40$) correspondem à classe 1, categorizada como risco baixo. Este nível reflete uma situação de menor preocupação ambiental, geralmente associada a concentrações residuais de metais pesados no solo, que, embora presentes, não constituem um impacto significativo para a saúde humana ou o ambiente.

Para a classe 2, com valores de Er situando-se entre 40 e 80 ($40 \leq Er < 80$), considera-se risco moderado. Este intervalo sugere uma contribuição mais relevante de fontes de poluição antropogénica, mas ainda em níveis que, embora mereçam atenção, não são alarmantes. Na classe 3, com valores entre 80 e 160 ($80 \leq Er < 160$), observa-se um risco considerável. Este patamar requer maior monitoramento, pois indica uma presença significativa de metais pesados no solo, potencialmente influenciada por atividades como emissões industriais, queima de resíduos sólidos ou contaminação por efluentes.

A classe 4, representada por valores de Er entre 160 e 320 ($160 \leq Er < 320$), caracteriza-se como risco elevado. Estes resultados apontam para uma poluição significativa, com impactos ambientais e à saúde que exigem medidas de mitigação urgentes. Por fim, na classe 5, onde os valores de Er superam 320 ($Er > 320$), o risco é classificado como muito elevado. Este cenário evidencia uma situação crítica de contaminação, com altos níveis de metais pesados no solo, demandando intervenções imediatas para controlar as fontes de poluição e minimizar os danos à saúde pública e ao ecossistema.

O RI fornece o somatório global do grau de riscos ecológicos dos metais no solo em um determinado local de amostragem (Egbueri *et al.*, 2022). Os seus resultados indicam um índice de risco ecológico superior a 600 ($RI > 600$) em todas as rodovias analisadas, situando-se na classe 5, a categoria mais alta de risco ecológico. Essa classificação reflete impactos ecológicos severos e requer atenção especial às fontes de contaminação que contribuem para estes altos níveis.

Em relação aos índices de avaliação de risco à saúde ecológica e humana, Zhang *et al.* (2018) empregou no seu estudo o índice de potencial risco ecológico para analisar quantitativamente o *status* da poluição e as potenciais ameaças, induzidas pelas concentrações de metais pesados numa região de irrigação nas regiões mais baixas do rio Amarelo, na China. O estudo revelou maiores riscos ecológicos potenciais no Cd. Quanto às fontes dos metais pesados no solo, os autores referenciados concluíram que Zn, Pb, As podem advir do desenvolvimento industrial,

urbanização e transporte, além da produção agrícola, desinfecção de reservatórios como fontes de Cr, Ni, Cu e Cd. No Município da Matola, observou-se um risco ecológico elevado de As, justificando-se pelas razões já referenciadas na secção 4.1.

Com base nos resultados, o índice de risco ecológico obtido nos solos superficiais do Município da Matola foi considerável. Possivelmente, a existência de metais pesados foi influenciada por fontes induzidas antropogenicamente, o que, neste estudo, pode ser atribuído a actividades veiculares. A acumulação destes metais pesados em poeiras de solos superficiais é preocupante, uma vez que os mesmos, pela sua natureza, são não degradáveis e, portanto, ambientalmente persistentes (Abah *et al.*, 2023; Costa, 2015; Ferreira, 2020; James *et al.*, 2020; Maciel, 2017; Souza *et al.*, 2018).

Os metais pesados em concentrações acima do recomendável podem provocar disfunções metabólicas nos seres vivos (Souza *et al.*, 2018). Quanto aos riscos à saúde pública, podem causar doenças cancerígenas ou cardiorrespiratórias (Souza *et al.*, 2018). As crianças são mais susceptíveis aos efeitos não cancerígenos e cancerígenos advindo dos metais em comparação com os adultos (Abrahams, 2002; Wu *et al.*, 2018). Para Yang *et al.* (2018), o risco de cancro para crianças é menor do que para adultos, pois elas têm menor duração de exposição. Ainda na perspectiva do mesmo autor, o valor de risco não cancerígeno nas regiões agrícolas é menor em comparação com as regiões industriais. Os elementos Cd, Cu, Pb e Zn (Qing *et al.*, 2015) e As, Cd, Pb e Cr (Huang *et al.*, 2018) também possuem esse risco à saúde humana (Qing *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2018).

4.4 Índice de Geoacumulação

Para a obtenção do índice de geoacumulação (*Igeo*) de metais pesados em solos superficiais, empregou-se a Fórmula 6. Os resultados são apresentados na Tabela 11. Abaixo, apresenta-se um exemplo demonstrativo do As para a obtenção do resultado do modelo.

$$I_{geo} = \frac{\ln C_n}{1,5 \times B_n} = \frac{\ln(1798,20 \text{ mg.Kg}^{-1})}{1,5 \times 13 \text{ mg.kg}^{-1}} = 0,38$$

Tabela 11: Resultados da análise do Índice de Geoacumulação (*Igeo*) das rodovias do Município da Matola.

Rodovias	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
R1	0,38	-	0,06	0,02	-	0,00	0,00	0,04	0,25	0,22	-	0,04
R2	0,40	6,93	0,12	0,03	0,07	0,00	0,00	0,04	0,28	0,27	0,19	0,04
R3	0,42	-	0,12	0,03	0,07	0,00	0,00	0,05	0,28	0,26	0,11	0,04
R4	0,41	6,37	0,21	0,04	0,09	-	0,00	0,06	0,34	0,33	0,27	0,04
R5	0,39	11,87	0,25	0,03	0,10	0,00	0,00	0,08	0,27	0,20	-	0,04
R6	0,39	-	0,14	0,03	0,08	0,00	0,00	0,05	0,29	0,29	0,19	0,05
R7	0,40	15,25	0,24	0,04	0,10	0,00	0,00	0,07	0,26	0,22	-	0,04
\bar{x}	0,4	10,105	0,14	0,03	0,085	0,00	0,00	0,05	0,28	0,26	0,19	0,04

 Não contaminado

 Não contaminado a moderadamente contaminado

 Extremamente contaminado

Os resultados do *Igeo* (Tabela 11) variam de 0,00 a 15,25. O *Igeo* é um dos índices que identifica numericamente o nível de poluição dos solos, representando a fracção bio-disponível real que exerce um impacto decisivo na qualidade do solo (Barbieri *et al.*, 2015). Com base nos critérios de padrões para interpretação do *Igeo*, os solos encontram-se em: não contaminado a moderadamente contaminado, pois os resultados de *Igeo* encontram-se no intervalo de 0 a 1 ($0 \leq Igeo < 1$), e extremamente contaminado, pois o *Igeo* teve valores maiores que 5 ($Igeo \geq 5$). Os resultados do *Igeo* revelam que houve poluição por fontes antropogénicas, pese embora os valores de fundo da base (excepto Cd) estejam acima dos resultados obtidos.

Os presentes resultados não excluem o risco potencial de toxicidade por metais pesados entre a população exposta devido à sua exposição frequente e contacto com as poeiras do solo carregadas de contaminantes. Assim, as acumulações destes metais tóxicos na superfície do solo representam um risco ambiental para as pessoas que operam nas imediações das rodovias do Município da Matola, devido às possibilidades de inalar, ingerir e absorver as poeiras contaminantes que emanam da área.

Huang *et al.* (2018) realizaram uma meta-análise baseada em artigos primários publicados para avaliar o *status* actual da poluição agrícola do solo por metais pesados na China, e observaram uma maior poluição por Cd em áreas de mineração e fundição e áreas industriais que continuaram acumulando-se significativamente. Outro estudo foi realizado por Kumar *et al.* (2019), onde colectaram os dados em artigos realizados na Índia e aplicaram em índices de poluição. Os autores observaram que Cd e As apresentam alta contaminação em diferentes solos da Índia. Para o presente trabalho observou-se contaminação elevada no elemento Cd, tendo em conta as razões já referenciadas na secção 4.1.

4.5 Factor de Enriquecimento

Para a obtenção dos resultados do *FE* por metais pesados em solos superficiais, empregou-se a Fórmula 5 e os seus resultados são apresentados na Tabela 12. Abaixo, apresenta-se um exemplo demonstrativo do As para a obtenção de resultado do modelo.

$$FE = \frac{\left(\frac{Cn}{Mn}\right)amostra}{\left(\frac{Cn}{Mn}\right)referência} = \frac{\left(\frac{1798,20 \text{ mg.Kg}^{-1}}{164,84 \text{ mg.Kg}^{-1}}\right)amostra}{\left(\frac{13 \text{ mg.Kg}^{-1}}{850 \text{ mg.Kg}^{-1}}\right)referência} = 713,29$$

Tabela 12: Resultados da análise do Factor de Enriquecimento (*FE*) das rodovias do Município da Matola.

Rodovias	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Sn	V	Zn
R1	713,29	-	1,68	0,63	-	0,49	2,74	503,56	150,48	-	8,49
R2	298986,01	116424,24	2432,06	766,72	3726,26	230,14	1352,27	321454,55	181794,26	5177,27	3863,64
R3	561,06	-	2,93	0,64	3,95	0,21	3,09	426,87	153,55	1,17	6,75
R4	419,29	101,64	32,23	3,78	17,91	-	9,64	2258,89	1195,71	25,58	5,04
R5	342,67	1681,54	160,32	2,98	37,72	0,29	77,20	403,33	36,44	-	6,20
R6	987,68	-	17,49	6,58	30,33	1,15	14,26	1676,06	1107,39	19,87	63,01
R7	323,75	5868,39	79,63	8,08	29,14	0,13	27,10	200,35	56,95	-	8,77
\bar{x}	561,06	31018,95	32,23	3,78	640,89	38,74	14,26	503,56	153,55	1305,97	8,49

	Depleção ou enriquecimento baixo		Enriquecimento considerável		Enriquecimento muito alto
	Enriquecimento moderado		Enriquecimento alto		

Os resultados do *FE* (Tabela 12), variaram de 0,13 a 321454,55. O *FE* é usado para avaliar o efeito antropogénico no solo (Fórmula 5) (Briffa *et al.*, 2020). Com base nos critérios para classificação dos factores de enriquecimento do solo por metais pesados, os resultados encontram-se em: depleção ou enriquecimento baixo, porque *FE* foi menor que 2 ($FE < 2$); enriquecimento moderado, porque *FE* foi maior que 2 e menor que 5 ($2 < FE < 5$); enriquecimento considerável, porque *FE* foi maior ou igual a 5 e menor que 20 ($5 \leq FE < 20$); enriquecimento alto, porque *FE* foi maior que 20 e menor que 40 ($20 < FE < 40$) e enriquecimento muito alto porque *FE* foi maior que 40 ($FE > 40$).

No entanto, devido às suas tendências persistentes e acumulativas em qualquer ambiente, a presença de metais pesados em poeiras de solo superficiais no Município da Matola apresenta um potencial risco para a saúde dos comerciantes informais, passageiros e residentes próximos, especialmente para as crianças. Alguns destes metais pesados (por exemplo, Pb, Cr) foram identificados entre os elementos tóxicos que continuarão a acumular-se no ambiente urbano devido à sua não biodegradabilidade e longo tempo de residência (Abah *et al.*, 2023).

O parâmetro *FE* foi usado por Zhang *et al.* (2018) para investigar os níveis, distribuições e riscos tóxicos de metais pesados nos perfis de solo. Eles colectaram amostras em zonas húmidas, de inundação sazonal, no delta do rio Amarelo da China, em solos ribeirinhos no outono e primavera. A partir do *FE* os autores observaram que o As e Cd apresentaram concentrações mais elevadas. Para o Município da Matola, o factor de enriquecimento foi elevado de As, Cd, Pb e Sn, justificando-se também pelas razões referenciadas na secção 4.1.

CAPÍTULO V - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

Dos resultados da análise de contaminação por metais pesados em solos superficiais das rodovias do Município da Matola, foram identificados doze metais pesados: As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V e Zn. A quantificação revelou que o Pb registou concentração mais elevada, de $26097,80 \pm 261,71$ mg/kg (R4), enquanto o Co registou concentração mais baixa de $6,19 \pm 0,65$ mg/kg (R1).

Observou-se também que a maioria dos elementos se encontram acima das concentrações máximas admissíveis, com excepção dos elementos de Mn, que variou de $491,02 \pm 0,90$ mg/kg (R7) a $141,72 \pm 0,20$ mg/kg (R6), e V que, variou de $192,12 \pm 2,19$ mg/kg (rodovia 4) (excepto rodovia 4) a $8,13 \pm 0,40$ mg/kg (rodovia 3).

Os resultados da avaliação da contaminação do solo nas rodovias do Município da Matola demonstraram ainda que: o *DC* foi elevado em todas as rodovias; o *FC* variou de contaminação baixa a contaminação elevada; o *Er* variou de risco baixo a risco alto; os resultados *RI* foram superiores em todas as rodovias; o *Igeo* variou de não contaminado a extremamente contaminado; e o *FE* variou de enriquecimento baixo a enriquecimento muito alto.

Em função da análise do *FC*, *DC*, *Er*, *RI*, *Igeo* e *FE* recomendados, a principal conclusão deste estudo indica que a maior parte das rodovias do Município da Matola está consideravelmente poluída, devido à similaridade das características observadas nesses locais.

5.2 Recomendações

A conclusão do presente estudo sobre a ocorrência de metais pesados e o seu impacto sobre os solos superficiais das rodovias indica um nível de contaminação acima dos limites aceitáveis, daí que, para a melhor gestão do ambiente no município em geral deve-se realizar:

- Um estudo técnico ambiental mais abrangente em pontos similares do Município da Matola;
- Uma pesquisa local para identificar os potenciais poluidores;
- Um estudo para apurar o real impacto na vida social e económica;
- Pesquisas periódicas de monitorização para avaliar a evolução da situação ambiental no Município da Matola.

No entanto, toda a sociedade enfrenta dilemas em que não é possível escolher um lado sem prejudicar o outro. Ou seja, o bem-estar económico muitas vezes requer actividades que prejudicam o bem-estar físico, um ambiente saudável e outros aspectos essenciais para a qualidade de vida. Sendo assim, é necessário desenvolver medidas que permitam conciliar ambas as actividades, minimizando o impacto negativo sobre as outras.

Como estas as actividades são contínuas, e o estudo revelou uma contaminação elevada com efeitos nocivos para o ambiente, recomendam-se as seguintes medidas de mitigação:

- As autoridades devem manter as actividades de fiscalização das normas ambientais;
- As autoridades devem agravar as multas aos infractores das normas, como forma de desmotivar as poluições negligenciadas ou propositadas, com intuito de aumentar os seus ganhos;
- Sensibilização e disponibilização de meios e equipamentos de protecção e prevenção individual contra inalação de poeiras;
- As autoridades municipais devem restringir o comércio de produtos alimentares, ou garantir que sejam comercializados em condições seguras face ao contacto com as poeiras;
- Os pavimentos de terra devem sempre ser humedecidos para reter as poeiras e evitar maior inalação pelas pessoas.

RFEERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abah, J., Simasiku, E. K. & Onjefu, S. A. (2023). Assessment of heavy metals pollution status of surface soil dusts at the Katima Mulilo urban motor park, Namibia. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 14(1), 2204181. <https://doi.org/10.1080/19475705.2023.2204181>.
- Abrahams, P. W. (2002). Soils: Their implications to human health. *Science of the Total Environment*, 291(1–3), 1–32. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01102-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01102-0).
- Ahmed, F., & Ishiga, H. (2006). Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh. *Atmospheric Environment*, 40(21), 3835–3844. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.004>.
- Alloway, B. J. (1995). *Heavy Metals in Soils* (2nd ed). Blackie Academic & Professional. Londres, Reino Unido. 368 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>.
- Almeida, G. C. P. de. (2004). *Caracterização Física e Classificação dos Solos*. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. pp. 14-19.
- Al-Rubaiee, A. K. H. & Al-Owaidi, M. R. A. (2022). Assessment of Heavy Metal Contamination in Urban Soils of selected areas in Hilla City, Babylon, Iraq. *Iraqi Journal of Science*, 63(4), 1627–1641. <https://doi.org/10.24996/ij.s.2022.63.4.21>.
- Anadarko. (2010). Capítulo 2 Quadro Legal e Regulador. In AMA1 ENI (Ed.), Estudo de Impacto Ambiental e Social (EIA/S) do projecto de desenvolvimento de gás natural na Área 1 (pp. 2–37). Maputo, Moçambique.
- Azeh Engwa, G., Udoka Ferdinand, P., Nweke Nwalo, F. & N. Unachukwu, M. (2019). Mechanism and Health Effects of Heavy Metal Toxicity in Humans. In O. Karcioglu & B.Arslan (Eds.), *Poisoning in the Modern World—New Tricks for an Old Dog?* IntechOpen. Londres, Reino Unido. pp. 1-23. <https://doi.org/10.5772/intechopen.82511>.
- Barbieri, M., Nigro, A. & Sappa, G. (2015). Soil contamination evaluation by Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo). *Senses Sciences*, 2(3), 94–97. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14616/sands-2015-3-9497>.
- Boss, C. B., & Fredeen, K. J. (2004). *Concepts, Instrumentation and Techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry* (3rd ed.). PerkinElmer Life Analytical Sciences. Waltham, MA.
- Briffa, J., Sinagra, E. & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon* 6 (9), 24-26. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>.
- Brusseau, M. L., Anderson, R. H. & Guo, B. (2020). PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *Science of The Total Environment*, 740, 140017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140017>.
- Cameron, K. S., Buchner, V. & Tchounwou, P. B. (2011). Exploring the molecular mechanisms of nickel-induced genotoxicity and carcinogenicity: a literature review. *Reviews on Environmental Health*, 26(2), 3–8. <https://doi.org/10.1515/reveh.2011.012>.
- Charlesworth, S., Everett, M., McCarthy, R., Ordóñez, A. & de Miguel, E. (2003). A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environment International*, 29(5), 563–573. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00015-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00015-1).
- Chatterjee, A., & Banerjee, R. N. (1999). Determination of lead and other metals in a residential area of greater Calcutta. *Science of The Total Environment*, 227(2–3), 175–185. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00026-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00026-1).

- Christoforidis, A. & Stamatis, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, 151(3–4), 257–263. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016>.
- Cobert, A. (2009). *Environmental Comparison of Michelin Tweel and Pneumatic Tire Using Life Cycle Analysis* [Dissertação de mestrado, Georgia Institute of Technology]. Atlanta, GA, Estados Unidos. 143 pp. <https://doi.org/http://hdl.handle.net/1853/37202>.
- Costa, H. T. D. (2015). *Concentração de metais pesados nos solos utilizados para agricultura urbana na cidade de Lisboa* [Dissertação de mestrado, Universidade de Lisboa-Instituto Superior de Agronomia]. Lisboa, Portugal. 73 pp. <http://hdl.handle.net/10400.5/10915>.
- Crommentuijn, T., Polder, M. D. & Van de Passche, E. J. (1997). *Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations account* (RIVM Report N. 601501001). National institute of public health and the environment bilthoven. Bilthoven, Países Baixos. 260 pp.
- Cruz, J. V. B., Santos, É. P. dos, Silva, N. de J., Lima, F. L. O., Martinelli, P. P. & Vasconcellos Neto, J. R. T. de. (2021). Influência dos metais pesados no acometimento do câncer: Uma revisão da literatura. *Research, Society and Development*, 10(6), e45810615992. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i6.15992>.
- Denny, M., Baskaran, M., Burdick, S., Tummala, C. & Dittrich, T. (2022). Investigation of pollutant metals in road dust in a post-industrial city: Case study from Detroit, Michigan. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 974337. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.974237>.
- Duffus, J. H. (2003). “Heavy metals”-A meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 75(9), 1357–1357. <https://doi.org/10.1351/pac200375091357>.
- Duong, T. T. T., & Lee, B.-K. (2011). Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 554–562. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.010>.
- Egbueri, J. C., Ukah, B. U., Ubido, O. E. & Unigwe, C. O. (2022). A chemometric approach to source apportionment, ecological and health risk assessment of heavy metals in industrial soils from southwestern Nigeria. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(14), 3399–3417. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1769615>.
- EP Solo e Sedimentos. (2012). *Relatório de Atividades da EP Solos e Sedimentos 2009/2011*. Plano Nacional de Acção Ambiente e Saúde – PNAAS. Maputo, Moçambique. pp. 120.
- Feng, H., Chen, X., Yu, L., Yu, X., Xue, F. & Yang, D. (2017). Heavy metals in street dust in Beijing, China: seasonal and spatial variations, pollution characteristics and health risk assessment. *Research Square* [Preprint], 1–25. <https://doi.org/https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2377197/v2>.
- Ferreira, N. V. R. (2020). *Avaliação de Estado Ambiental dos Solos na Envolvente de Unidade Industrial* [Dissertação de mestrado, Faculdade de Ciências-Universidade do Porto]. Porto, Portugal. 111 pp.
- Ferreira-Baptista, L. & De Miguel, E. (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39(25), 4501–4512. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.026>.
- Foyer, C. H., Lelandais, M. & Kunert, K. J. (1994). Photooxidative stress in plants. *Physiologia Plantarum*, 92(4), 696–717. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1994.tb03042.x>.
- Fung, D. K. (1996). *Manual de Estatística Aplicada à Química Analítica*. Faculdade de Ciências, Departamento de Química, Universidade Eduardo Mondlane. Maputo, Moçambique. 77 pp.
- Gaines, P. R. (2011). *ICP Operations Guide A Guide for using ICP-OES and ICP-MS: Inorganic Ventures*. Lakewood, NJ, Estados Unidos. 55 pp.

- Geboy, N. J., Engle, M. A. & Mcnutt, M. K. (2011). *Quality Assurance and Quality Control of Geochemical Data: A Primer for the Research Scientist* (U.S. Geological Survey Open-File Report 2011–1187). U.S. Geological Survey. Reston, VA, Estados Unidos. 28 pp. <http://www.usgs.gov/pubprod>.
- Ghosh, S., Banji, D., Laxmi Prasanna, V., Sowjanya, B., Srivani, P. & Alagaraja, M. (2013). Inductively coupled plasma-Optical emission spectroscopy: A review. *Asian Journal of Pharmaceutical Analysis*, 3, 24–33. <https://www.researchgate.net/publication/288811956>.
- Ginsbach, F. M. & Dunnivant, J. W. (2009). *Flame Atomic Absorbance and Emission Spectroscopy and Inductively Coupled Spectrometry - Mass Spectrometry*. Whitman College. Walla Walla, WA college, Estados Unidos.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).
- Hall, J. L. (2002). Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53(366), 1–11. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.1>.
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J. L. & Ulrich, E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of The Total Environment*, 312(1–3), 195–219. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00223-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00223-7).
- Hou, X., Amais, R. S., Jones, B. T. & Donati, G. L. (2016). Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry. In *Encyclopedia of Analytical Chemistry* (pp. 1–25). Wiley. Hoboken, NJ, Estados Unidos. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a5110.pub3>.
- Huang, S. H., Yang, Y., Yuan, C. Y., Li, Q., Ouyang, K., Wang, B. & Wang, Z. X. (2017). Pollution evaluation of heavy metals in soil near smelting area by index of geoaccumulation (Igeo). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 52(1), 012095. Bristol, Reino Unido. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/52/1/012095>.
- Huang, Y., Chen, Q., Deng, M., Japenga, J., Li, T., Yang, X. & He, Z. (2018). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China. *Journal of Environmental Management*, 207(1), 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.072>.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Haaning Nielsen, A. (2010). *Urban and Highway Stormwater Pollution: Concepts and Engineering* (1st ed.). CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL, Estados Unidos. 367 pp. <https://doi.org/10.1201/9781439826867>.
- International Laboratory Accreditation Cooperation (ILAC) & International Organization of Legal Metrology (OIML). (2007). *Guidelines for the determination of calibration intervals of measuring instruments*. pp. 10-20.
- James, A., Percy, M. & Ameh, O. S. (2020). Heavy metals pollution status of the Katima Mulilo Urban open land wastewater disposal centre and the immediate vicinity. *Cogent Environmental Science*, 6(1), 1726093. <https://doi.org/10.1080/23311843.2020.1726093>.
- Kabadayi, F. & Cesur, H. (2010). Determination of Cu, Pb, Zn, Ni, Co, Cd, and Mn in road dusts of Samsun City. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1–4), 241–253. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1108-1>.
- Kabir, M. H., Rashid, M. H., Wang, Q., Wang, W., Lu, S. & Yonemochi, S. (2021). Determination of heavy metal contamination and pollution indices of roadside dust in dhaka city, bangladesh. *Processes*, 9(10), 1732. <https://doi.org/10.3390/pr9101732>.
- Kaonga, C. C., Kosamu, I. B. M. & Utembe, W. R. (2021). A Review of Metal Levels in Urban Dust, Their Methods of Determination, and Risk Assessment. *Atmosphere*, 12(7), 891. <https://doi.org/10.3390/atmos12070891>.
- Kobriger, N. P. & Geinopoulos, A. (1984). *Volume III. Sources and Migration of Highway Runoff Pollutants - Research Report: Vol III* (Final report). Dept. of Transportation,

- Federal Highway Administration. Washington, D.C., Estados Unidos. pp. 50-315. https://rosap.ntl.bts.gov/view/dot/850/dot_850_DS1.pdf.
- Koedrith, P. & Seo, Y. R. (2011). Advances in carcinogenic metal toxicity and potential molecular markers. In *International Journal of Molecular Sciences* (Vol. 12, Issue 12, pp. 9576–9595). <https://doi.org/10.3390/ijms12129576>.
- Kumar, V., Sharma, A., Kaur, P., Singh Sidhu, G. P., Bali, A. S., Bhardwaj, R., Thukral, A. K. & Cerda, A. (2019). Pollution assessment of heavy metals in soils of India and ecological risk assessment: A state-of-the-art. *Chemosphere*, 216(1), 449–462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.066>.
- Kupianen, K. (2007). Road dust from pavement wear and traction sanding [*Monographs of the Boreal Environment Research*]. Finnish Environment Institute. Helsinki, Finlândia. pp. 1-36. <http://hdl.handle.net/10138/39334>.
- Lira, M. (2013). *Calibração de Instrumentos de Medição*. Editora Técnica.
- Lee, J.-C., Son, Y.-O., Pratheeshkumar, P. & Shi, X. (2012). Oxidative stress and metal carcinogenesis. *Free Radical Biology and Medicine*, 53(4), 742–757. <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2012.06.002>.
- Li, X., Poon, C. & Liu, P. S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16(11–12), 1361–1368. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00045-2).
- Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T. J., Yuan, Z. & Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 468–469(2), 843–853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>.
- Lindgren, Å. (1996). Asphalt wear and pollution transport. *Science of The Total Environment*, 189–190, 281–286. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05220-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05220-5).
- Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J. & Zhai, Y. (2009). Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2–3), 1058–1062. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.052>.
- Lubovac-Pilav, Z., Borràs, D. M., Ponce, E. & Louie, M. C. (2013). Using Expression Profiling to Understand the Effects of Chronic Cadmium Exposure on MCF-7 Breast Cancer Cells. *PLoS ONE*, 8(12), e84646. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084646>.
- Maciel, B. L. O. (2017). *Contaminação dos Solos Marginais das Rodovias no Entorno da Estação Ecológica de Águas Emendas* [Trabalho de conclusão de curso de bacharelado em Gestão Ambiental, Universidade de Brasília]. Relatório institucional da Universidade de Brasília. Brasília, DF, Brasil. 23 pp.
- Mafuyai, G. M., Kamoh, N. M., Kangpe, N. S., Ayuba, S. M. & Eneji, I. S. (2015). Heavy Metals Contamination in Roadside Dust along Major Traffic Roads in Jos Metropolitan Area, Nigeria. *European Journal of Earth and Environment*, 5(5). 14 pp.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2007). Method 3051A. *Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils* (Revision 1). pp. 20-80.
- Miguel, E. de, Llamas, J. F., Chacón, E., Berg, T., Larssen, S., Røyset, O. & Vadset, M. (1997). Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: Unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, 31(17), 2733–2740. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00101-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00101-5).
- Mkhize, T. A. (2020). *Assessment of heavy metal contamination in soils around Krugersdorp mining area, Johannesburg, South Africa* [Dissertação de mestrado em Engenharia Civil, College of Agriculture, Engineering and Science, University of KwaZulu-Natal]. Pietermaritzburg, KwaZulu-Natal, África do Sul. 72 pp.
- Muller, G. (1969). Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2(3), 108–118. Dordrecht, Países Baixos.

- Nabulo, G., Oryem-Origa, H. & Diamond, M. (2006). Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environmental Research*, 101(1), 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.12.016>.
- Nriagu, J. O. (1979). Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279(5712), 409–411. <https://doi.org/10.1038/279409a0>.
- Parodi, D. A., Greenfield, M., Evans, C., Chichura, A., Alpaugh, A., Williams, J., Cyrus, K. C. & Martin, M. B. (2017). Alteration of mammary gland development and gene expression by in utero exposure to cadmium. *International Journal of Molecular Sciences*, 18(9), 1939. <https://doi.org/10.3390/ijms18091939>.
- Perlroth, N. H. & Castelo Branco, C. W. (2017). O estado atual do conhecimento sobre a exposição ambiental no organismo infantil durante os períodos sensíveis de desenvolvimento. In *Jornal de Pediatria* (Vol. 93, Issue 1, pp. 17–27). Elsevier Editora Ltda. <https://doi.org/10.1016/j.jped.2016.07.002>.
- Pernagorda, P. J. R. (2007). *Retenção de Metais Pesados de Escorrências Rodoviárias por Filtração Reativa* [Tese de doutoramento em Engenharia Civil, Universidade do Milho, Escola de Engenharia]. Repositório Institucional da Universidade do Milho. Braga, Portugal. pp. 15-61.
- Qing, X., Yutong, Z. & Shenggao, L. (2015). Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120(1), 377–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.06.019>.
- Ramlan, M. N. & Badri, M. A. (1989). Heavy metals in tropical city street dust and roadside soils: A case of Kuala Lumpur, Malaysia. *Environmental Technology Letters*, 10(4), 435–444. <https://doi.org/10.1080/09593338909384759>.
- Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S. & Jessiman, B. J. (2001). A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of The Total Environment*, 267(1–3), 125–140. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00775-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00775-0).
- Ribeiro, M. A. do C. (2013). *Contaminação do Solo Por Metais Pesados* [Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente – Gestão e Ordenamento Ambiental, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias]. Repositório Institucional da Universidade Lusófona. Lisboa, Portugal. 216 pp.
- Roger, S., Montrejaud-Vignoles, M., Andral, M. C., Herremans, L. & Fortune, J. P. (1998). Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. *Water Research*, 32(4), 1119–1125. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00262-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00262-5).
- Saha, J. K., Selladurai, R., Coumar, M. V., Dotaniya, M. L., Kundu, S. & Patra, A. K. (2017). *Soil Pollution - An Emerging Threat to Agriculture* (I. U. A. D. F. J. S. R. A. U. A. G. D. R. C. E. L. for C. and S. S.-A. F. Eric Lichtfouse, Ed.; Vol. 10). pp. 155-186. Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-4274-4>.
- Sansalone, J., & Buchberger, S. (1996). Characterization of Metals and Solids in Urban Highway Winter Snow and Spring Rainfall-Runoff. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 1523, 147–159. <https://doi.org/10.3141/1523-18>.
- Shi, G., Chen, Z., Xu, S., Zhang, J., Wang, L., Bi, C. & Teng, J. (2008). Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 156(2), 251–260. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.02.027>.

- Skoog, D. A., West, D. M., Holler, F. J. & Crouch, S. R. (2019). *Fundamentos da Química Analítica* (8ª ed.; J. L. Monteiro, Trad.). Cengage Learning. São Paulo, SP, Brasil. (Obra original publicada em 2014). pp. 83-163.
- Souza, A. K. R., Morassuti, C. Y. & Deus, W. B. de. (2018). Poluição do Ambiente Por Metais Pesados E Utilização De Vegetais Como Bioindicadores. *Acta Biomédica Brasiliensia*, 9(3), 95. <https://doi.org/10.18571/acbm.189>.
- Suryawanshi, P. V., Rajaram, B. S., Bhanarkar, A. D. & Chalapati Rao, C. V. (2016). Determining heavy metal contamination of road dust in Delhi, India. *Atmosfera*, 29(3), 221–234. <https://doi.org/10.20937/ATM.2016.29.03.04>.
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6), 611–627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>.
- Tatro, M. E., & Amarasiriwardena, D. (2016). Optical Emission Inductively Coupled Plasma in Environmental Analysis. In: R. A. Meyer (ed.), *Encyclopedia of Analytical Chemistry: Applications, Theory and Instrumentation*. John Wiley & Sons Ltd. Hoboken, NJ, Estados Unidos. pp. 1-15. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a0848.pub3>.
- Ticová, B., Novotný, K. & Kanický, V. (2019). Comparison of different spectral resolution ICP-OES spectrometers for the determination of rare earth elements. *Chemical Papers*, 73(12), 2913–2921. <https://doi.org/10.1007/s11696-019-00879-7>.
- Turer, D. G. & Maynard, B. J. (2003). Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas and Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 4(4), 235–245. <https://doi.org/10.1007/s10098-002-0159-6>.
- Verma, P. C. (2015). Determination of Concentration of Some Heavy Metals In Roadside Dust in Damaturu Metropolis Which Causes Environmental Pollution. *International Journal of Advances in Science Engineering and Technology*, 3, 87–92.
- Wei, B., & Yang, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* (94, Issue 2, 99–107). <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>.
- World Health Organization (WHO). (1996). *Permission Limits of Heavy metals in soil and Plants* (vol 4). Genebra, Suíça. 116 pp.
- Wuana, R. A. & Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1–20. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>.
- Yang, Q., Li, Z., Lu, X., Duan, Q., Huang, L. & Bi, J. (2018). A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. *Science of The Total Environment*, 642(1), 690–700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.068>.
- Yu, Y., Ma, J., Song, N., Wang, X., Wei, T., Yang, Z. & Li, Y. (2016). Comparison of metal pollution and health risks of urban dust in Beijing in 2007 and 2012. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(12), 657–860. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5658-8>.
- Zanello, S., Melo, V. F. & Nagata, N. (2018). Study of different environmental matrices to access the extension of metal contamination along highways. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(6), 5969–5979. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0908-z>.
- Zhang, J. & Liu, C. L. (2002). Riverine Composition and Estuarine Geochemistry of Particulate Metals in China—Weathering Features, Anthropogenic Impact and Chemical Fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6), 1051–1070. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0879>.

Zhang, P., Qin, C., Hong, X., Kang, G., Qin, M., Yang, D., Pang, B., Li, Y., He, J. & Dick, R. P. (2018). Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China. *Science of The Total Environment*, 633, 1136–1147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.228>.

Anexos

Anexo 1: Materiais, Reagentes e Equipamentos

Tabela A: Materiais, Reagentes e Equipamentos

Material	Reagentes	Equipamentos	Análitos a pesquisar
<p>Luvas; Máscara de filtro químico; Óculos (Bolle, SAMBUFE-P-80); Pá de aço inoxidável; peneira de malha de nylon; Sacos zip-top de polietileno; Béqueres; Whatman 540; Funis; Balões volumétricos de 50 mL; Tubos centrífuga de polipropileno de 50 mL; Balança analítica (Denver instrument XS-210, d=0.0001g; AUW220D, D420028450); Cadinhos de Teflon; exsiccador; Vidro do Relógio; Telefone; Pinças; Espátula; Pipetas.</p>	<p>Ácido clorídrico (HCl Con. 37 %, Glassworld, No. do Lote 022021); ácido nítrico (HNO₃ Con. 100 %, A.C.S, No. Do Lote 37038); peróxido de hidrogénio (H₂O₂ 30 %); ácido fluorídrico (HF Con. 40 %, MINEMA CHEMICALS, No. Do Lote 43091.1); água bidestilada; solução multielementar <i>Ultrasoec</i> (Ultraspec, Lote No. CL2-29MKBY1).</p>	<p>Placa de aquecimento (501, 10310, ~50HZ); OES-ICP (SHIMADZU, 9800).</p>	<p>As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sn, V, Zn.</p>

Anexo 2: Coordenadas Geográficas

Tabela B: Coordenadas Geográficas das Principais Rodovias do Município da Matola

Identificação	Latitude			Longitude		
Antiga coca-cola	25	55	10	32	30	36
Bombas da Machava	25	54	41	32	29	45
Naze-naze	25	54	32	32	29	29
Mafurreira	25	54	14	32	28	59
Liberdade	25	54	26	32	28	13
Zuide	25	55	7	32	29	27
kajuka	25	55	20	32	29	50
Bananeira	25	55	35	32	30	19
Nova coca-cola	25	48	33	32	25	27
2M	25	54	55	32	31	21
CIM	25	56	50	32	28	56
Porto de Matola	25	56	58	32	29	2
Porto de Matola	25	56	41	32	29	7
Porto da Matola	25	56	44	32	28	43
Mangueiras	25	56	3	32	28	0
Ceres	25	57	12	32	27	36
Jão Mateus	25	57	24	32	27	11
Bairro	25	54	46	32	31	9
Eca	25	54	40	32	31	41
T3	25	53	41	32	32	10
Zona verde	25	53	9	32	32	50
Tchumene	25	52	46	32	25	58
Tâmega	25	54	58	32	30	17
Nova coca-cola	25	54	55	32	31	21
Malhampswene	25	56	56	32	35	22

Tabela C: Coordenadas Geográficas das Principais Rodovias do Município da Matola, calculadas com ArcGIS 10.8.x

Identificação	Latitude	Longitude
Antiga Coca-cola; -25	91944444;32	51
Bombas da Machava; -25	91138889;32	49583
Naze-naze; -25	90888889;32	49139
Mafureira; -25	90388889;32	48306
Liberdade; -25	90722222;32	47028
Zuide; -25	91861111;32	49083
kajuka; -25	92222222;32	49722
Bananeira; -25	92638889;32	50528
Nova coca-cola; -25	80916667;32	42417
2 M; -25	91527778;32	5225
CIM; -25	94722222;32	48222
Porto de Matola; -25	94944444;32	48389
Porto de Matola; -25	94472222;32	48528
Porto da Matola; -25	94555556;32	47861
Mangueiras; -25	93416667;32	46667
Ceres; -25	95333333;32	46
João Mateus; -25	95666667;32	45306
Bairro; -25	91277778;32	51917
Eca; -25	91111111;32	52806
T3; -25	89472222;32	53611
Zona verde; -25	88583333;32	54722
Tchumene; -25	87944444;32	43278
Tâmega; -25	91611111;32	50472
Nova coca-cola; -25	91527778;32	5225
Malhampswene; -25	887527;32	433999

Anexo 3: Mapa da Localização da Área de Estudo

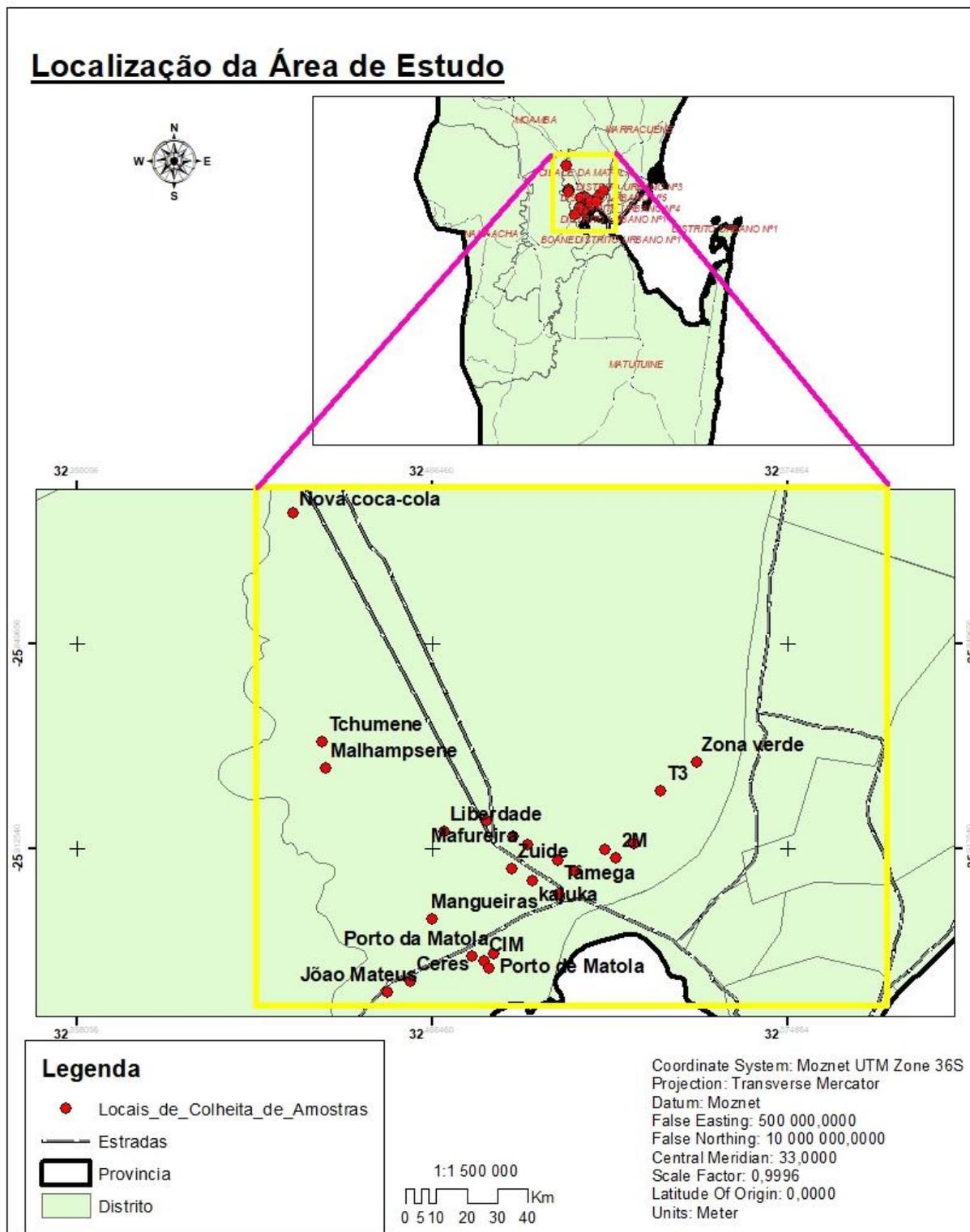


Figura A: Mapa da Localização da Área de Estudo

**Anexo 4: Resultados das Concentrações de Metais Pesados (mg/L) obtidas através do ICP
- OES**

Tabela D: Concentrações de Metais Pesados em Branco

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/18/2023-14:04	As	34,44054	-	-	-
12/18/2023-14:04	Cd	165,2869	-	-	-
12/18/2023-14:04	Co	246,5224	-	-	-
12/18/2023-14:04	Cr	300,1728	-	-	-
12/18/2023-14:04	Cu	112,2807	-	-	-
12/18/2023-14:04	Fe	325,0421	-	-	-
12/18/2023-14:04	Mn	412,2015	-	-	-
12/18/2023-14:04	Ni	150,6952	-	-	-
12/18/2023-14:04	Pb	117,3919	-	-	-
12/18/2023-14:04	Sn	631,9651	-	-	-
12/18/2023-14:04	V	1222,861	-	-	-
12/18/2023-14:04	Zn	51,41925	-	-	-

Tabela E: Concentrações de Metais Pesados na Avenida Eduardo Mondlane (R1)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/19/2023-10:17	As	98,48332	3,43	3,69	3,68
12/19/2023-10:17	Cd	274,3172	-	-	-
12/19/2023-10:17	Co	456,0351	0,0108	0,0132	0,0131
12/19/2023-10:17	Cr	517,8197	0,0207	0,0223	0,0226
12/19/2023-10:17	Cu	176,687	-	-	-
12/19/2023-10:17	Fe	33833,19	8,76	8,67	8,66
12/19/2023-10:17	Mn	12616,54	0,333	0,329	0,329
12/19/2023-10:17	Ni	277,5448	0,0693	0,0738	0,0741
12/19/2023-10:17	Pb	211,7244	3,78	3,96	3,97
12/19/2023-10:17	Sn	899,6375	1,13	1,09	1,1
12/19/2023-10:17	V	1991,221	-	-	-
12/19/2023-10:17	Zn	397,5023	0,299	0,32	0,319

Tabela F: Concentrações de Metais Pesados na Avenida Josina Machel (R2)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/19/2023-10:12	As	98,48332	4,63	5,19	5,28
12/19/2023-10:12	Cd	274,3172	0,0346	0,0496	0,0513
12/19/2023-10:12	Co	456,0351	0,0516	0,0629	0,065
12/19/2023-10:12	Cr	517,8197	0,0789	0,0929	0,096
12/19/2023-10:12	Cu	517,8197	0,19	0,226	0,235
12/19/2023-10:12	Fe	33833,19	13,7	13,7	13,7
12/19/2023-10:12	Mn	12616,54	0,348	0,35	0,35
12/19/2023-10:12	Ni	277,5448	0,107	0,123	0,127
12/19/2023-10:12	Pb	211,7244	7,65	8,57	8,76
12/19/2023-10:12	Sn	899,6375	4,05	4,59	4,77
12/19/2023-10:12	V	1991,221	0,0677	0,0852	0,0889
12/19/2023-10:12	Zn	397,5023	0,437	0,49	0,497

Tabela G: Concentrações de Metais Pesados na Avenida das Indústrias (R3)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/19/2023-10:07	As	153,4	5,3	7,81	7,79
12/19/2023-10:07	Cd	462,3367	-	-	-
12/19/2023-10:07	Co	597,9881	0,0548	0,0623	0,0616
12/19/2023-10:07	Cr	627,0105	0,06	0,0623	0,0612
12/19/2023-10:07	Cu	256,3028	0,121	0,19	0,189
12/19/2023-10:07	Fe	40057,41	10,4	10,4	10,2
12/19/2023-10:07	Mn	28858,24	0,913	0,914	0,899
12/19/2023-10:07	Ni	434,8415	0,183	0,246	0,246
12/19/2023-10:07	Pb	291,4581	6,15	9,13	9,12
12/19/2023-10:07	Sn	1080,062	2,13	3,13	3,11
12/19/2023-10:07	V	2268,759	0,0169	0,0165	0,0154
12/19/2023-10:07	Zn	711,5954	0,492	0,689	0,683

Tabela H: Concentrações de Metais Pesados na Estrada Velha (R4)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/19/2023-17:43	As	142,6977	6,23	6,38	6,31
12/19/2023-17:43	Cd	618,9093	0,0338	0,0362	0,036
12/19/2023-17:43	Co	2551,125	0,7	0,715	0,711
12/19/2023-17:43	Cr	1551,542	0,389	0,397	0,396
12/19/2023-17:43	Cu	590,4216	0,922	0,941	0,936
12/19/2023-17:43	Fe	-	-	-	-
12/19/2023-17:43	Mn	30985,98	0,984	0,987	0,983
12/19/2023-17:43	Ni	986,1968	0,749	0,767	0,762
12/19/2023-17:43	Pb	1125,146	51,7	52,7	52,5
12/19/2023-17:43	Sn	3602,994	26	26,5	26,4
12/19/2023-17:43	V	5689,362	0,38	0,388	0,387
12/19/2023-17:43	Zn	643,4125	0,547	0,559	0,557

Tabela I: Concentrações de Metais Pesados na Circular de Maputo (R5)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/18/2023-18:04	As	60,88329	3,53	3,85	3,73
12/18/2023-18:04	Cd	268,5598	0,394	0,435	0,427
12/18/2023-18:04	Co	460,2228	2,45	2,59	2,55
12/18/2023-18:04	Cr	359,1148	0,111	0,296	0,262
12/18/2023-18:04	Cu	172,1427	1,3	1,49	1,43
12/18/2023-18:04	Fe	1936,416	11,1	11,1	11,2
12/18/2023-18:04	Mn	749,4815	0,708	0,709	0,7
12/18/2023-18:04	Ni	387,0457	4,25	4,44	4,39
12/18/2023-18:04	Pb	297,4859	6,51	6,84	6,75
12/18/2023-18:04	Sn	839,095	0,455	0,591	0,559
12/18/2023-18:04	V	1238,8	-	-	-
12/18/2023-18:04	Zn	81,29529	0,48	0,499	0,488

Tabela J: Concentrações de Metais Pesados na Estrada Nacional Número 2 (EN2) (R6)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/19/2023-17:53	As	109,7092	4,27	4,28	4,32
12/19/2023-17:53	Cd	-	-	-	-
12/19/2023-17:53	Co	459,1172	0,112	0,111	0,112
12/19/2023-17:53	Cr	754,214	0,199	0,197	0,2
12/19/2023-17:53	Cu	382,4551	0,457	0,452	0,46
12/19/2023-17:53	Fe	67915,46	17,7	17,6	17,6
12/19/2023-17:53	Mn	11305,56	0,284	0,284	0,283
12/19/2023-17:53	Ni	536,9174	0,323	0,323	0,325
12/19/2023-17:53	Pb	349,4421	11,2	11,1	11,2
12/19/2023-17:53	Sn	1534,769	7,07	6,96	7,06
12/19/2023-17:53	V	2918,925	0,0869	0,0852	0,087
12/19/2023-17:53	Zn	2118,502	1,99	2,01	2,02

Tabela K: Concentrações de Metais Pesados na Avenida 4 de Outubro (R7)

Data-hora	Elementos	Sinal	Conc₁	Conc₂	Conc₃
12/18/2023-17:54	As	65,77045	4,66	4,6	4,51
12/18/2023-17:54	Cd	494,7606	1,92	1,93	1,92
12/18/2023-17:54	Co	402,3731	1,61	1,7	1,65
12/18/2023-17:54	Cr	389,914	0,604	0,795	0,79
12/18/2023-17:54	Cu	172,882	1,43	1,45	1,42
12/18/2023-17:54	Fe	1262,756	6,27	6,32	6,24
12/18/2023-17:54	Mn	819,1552	0,94	0,936	0,906
12/18/2023-17:54	Ni	270,2501	2,31	1,92	1,79
12/18/2023-17:54	Pb	243,3939	4,42	4,39	4,31
12/18/2023-17:54	Sn	962,9196	1,08	1,24	1,23
12/18/2023-17:54	V	1372,74	-	-	-
12/18/2023-17:54	Zn	102,8135	0,892	0,916	0,918

Anexo 5: Resultados do Cálculo do Teste – *t*

Tabela L: Resultados do Cálculo do teste – *t* de comparação de uma média experimental com o valor conhecido

ID	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sn	V	Zn
R1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R2	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-
R3	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R5	-	-	-	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-
R6	-	-	-	2,83	-	-	-	-	-	-	0,17	-
R7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
$T_{(p=0,10; 1T; v=2)}$	6,31											

Anexo 6: Ilustração de algumas Rodovias do Município da Matola



Figura B: Avenida da Indústrias (R3: Zuide).



Figura C: Avenida Josina Machel (R2: Tâmega).

Anexo 7: Figuras Ilustrativas de Curvas de Calibração Normal de Metais Pesados Estudados

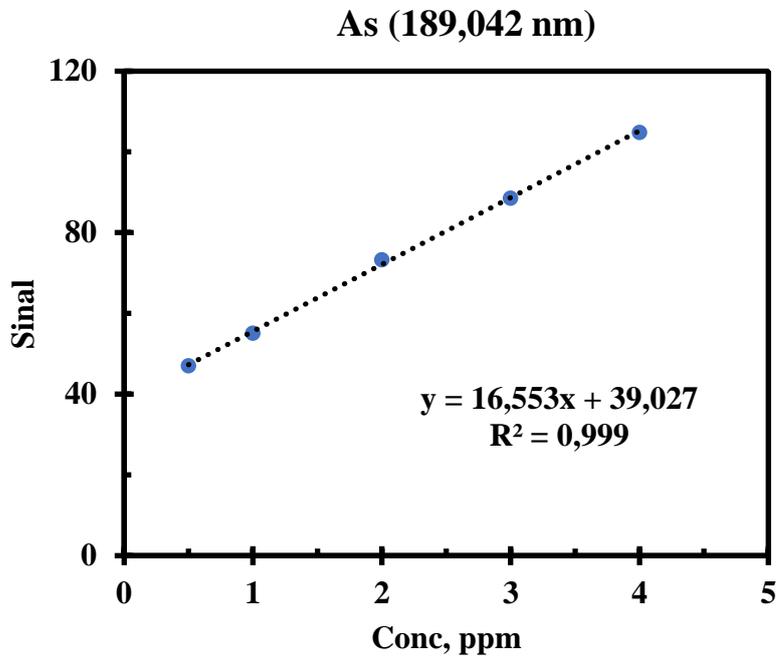


Figura D: Curva de Calibração de As.

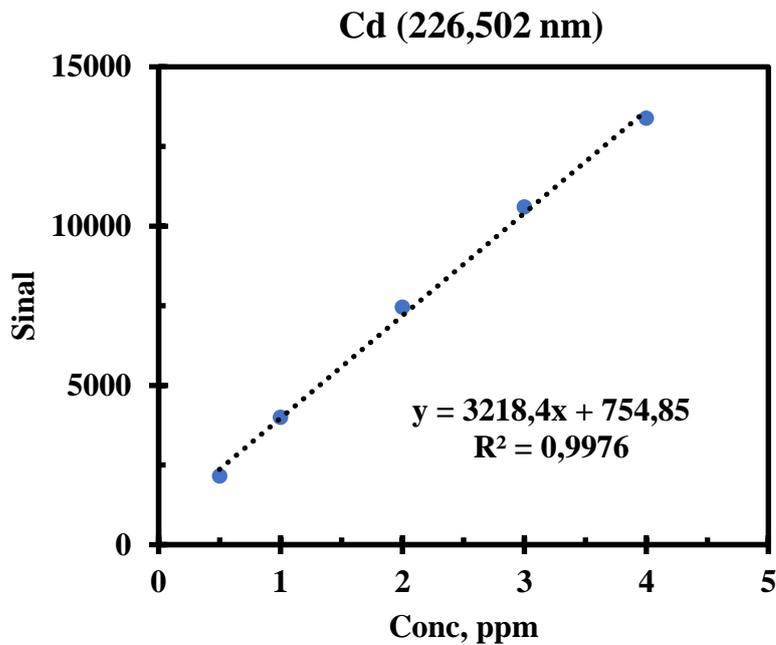


Figura E: Curva de Calibração de Cd.

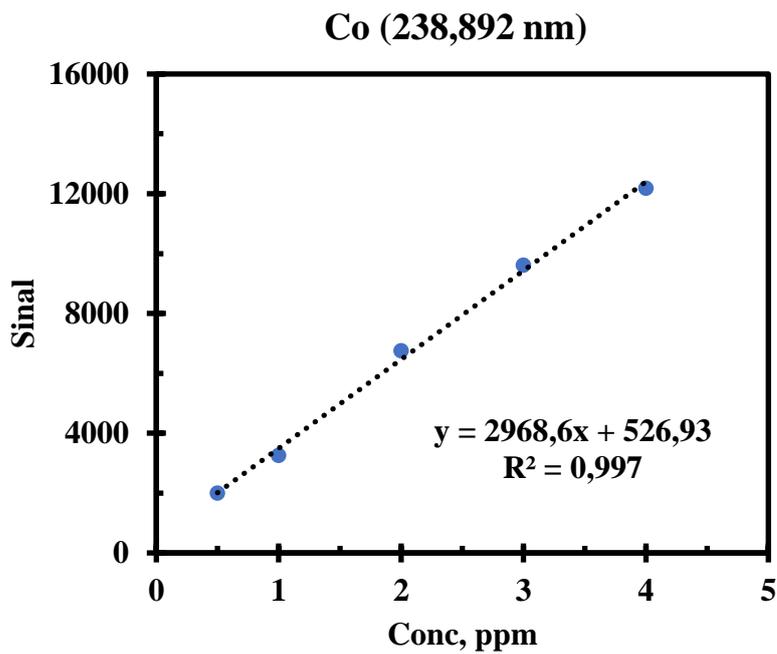


Figura F: Curva de Calibração de Co.

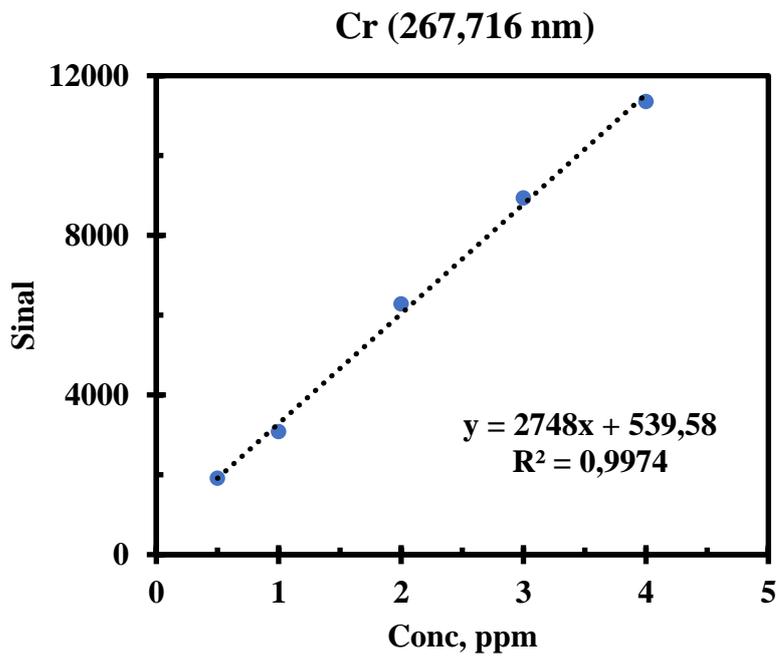


Figura G: Curva de Calibração de Cr.

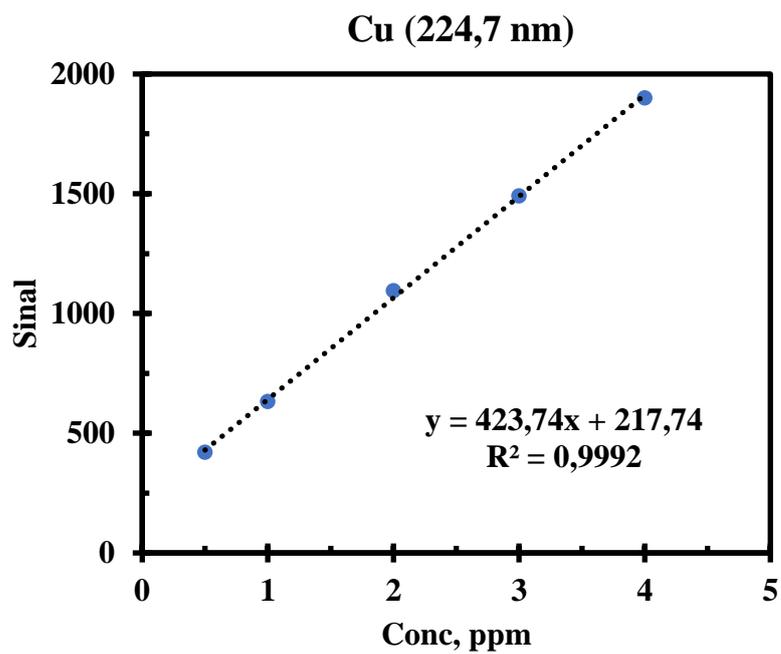


Figura H: Curva de Calibração de Cu.

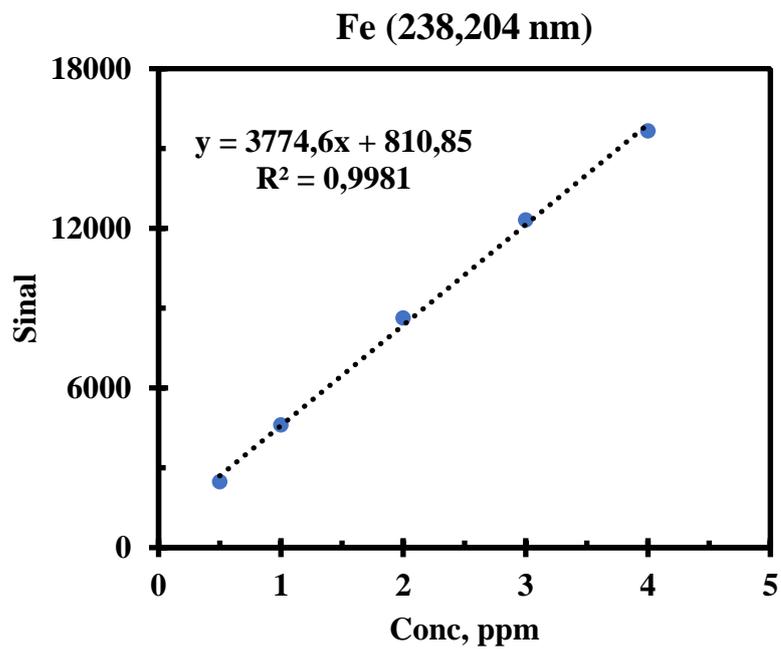


Figura I: Curva de Calibração de Fe.

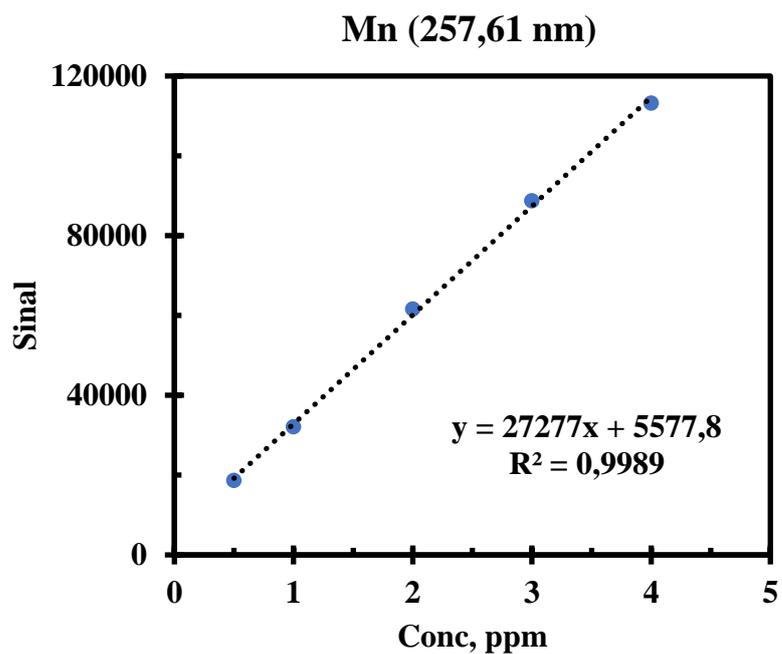


Figura J: Curva de Calibração de Mn.

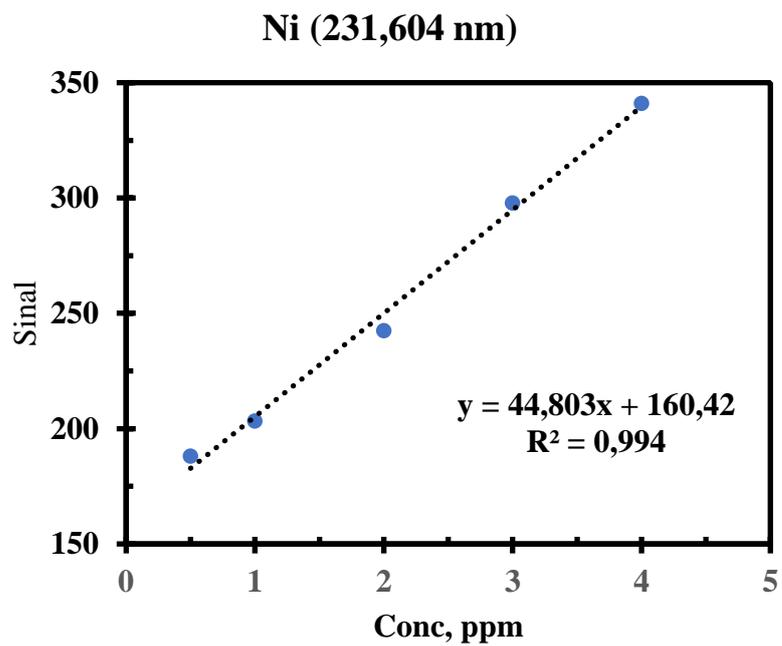


Figura K: Curva de Calibração de Ni.

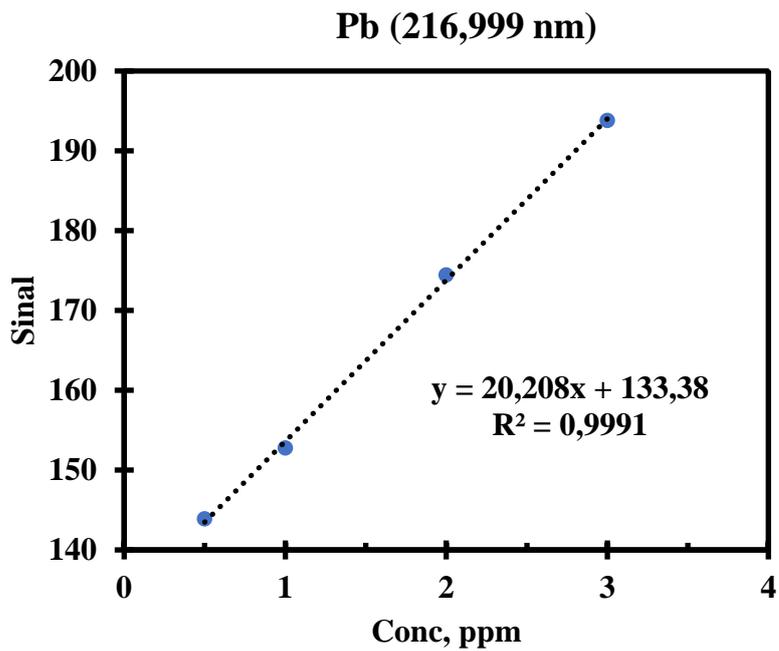


Figura L: Curva de Calibração de Pb.

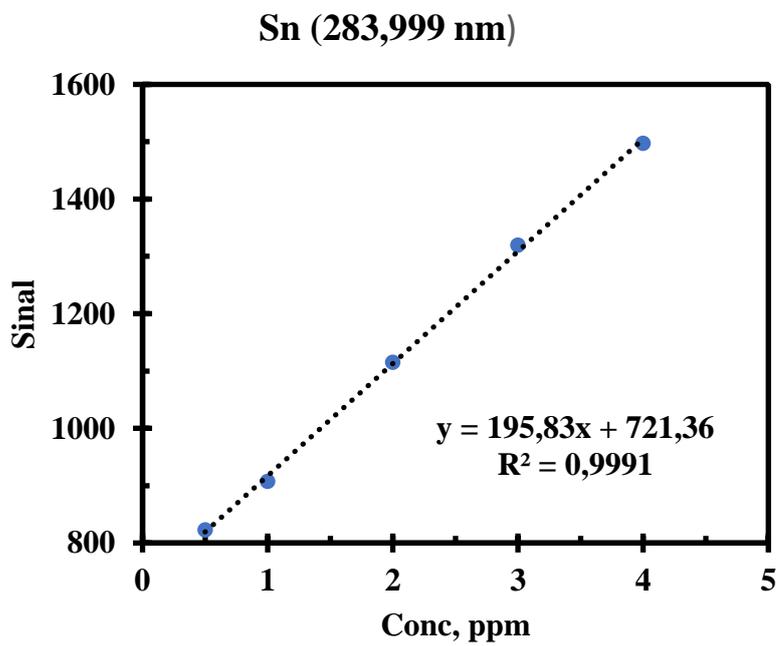


Figura M: Curva de Calibração de Sn.

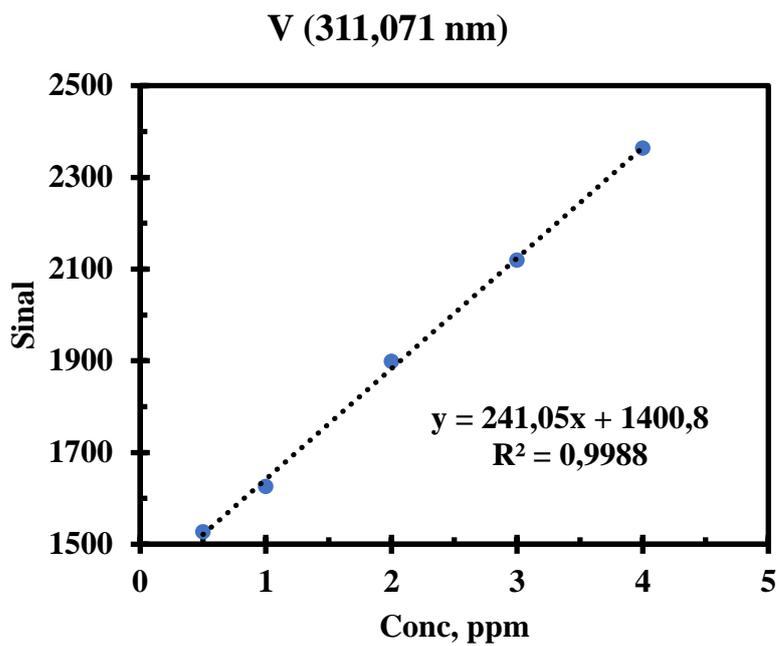


Figura N: Curva de Calibração de V.

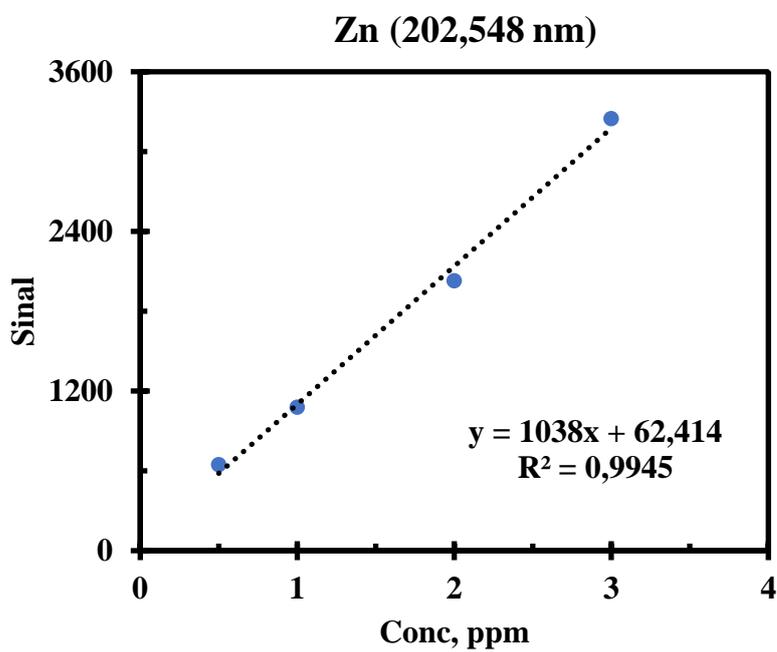


Figura O: Curva de Calibração de Zn.

Anexo 8: Valores Obtidos nas Pesagens das Amostras para a Realização de Procedimentos Experimentais

Tabela M: Valores Obtidos nas Pesagens das Amostras colhidas em algumas rodovias do Município da Matola

Identificação das Rodovias	Massa (g)
Rodovia 1^a: 2M: Estádio da Machava, Antiga Coca-cola, Bananeiras	0,1001
	0,1001
Rodovia 2^b: Tâmega, Bombas da Machava e Mafurreiras	0,1002
	0,1000
Rodovia 3^c: Zuíde, Liberdade e Malhampswene	0,1004
	0,1003
Rodovia 4^d: Porto da Matola e CIM	0,1002
	0,1002
Rodovia 5^e: Tchumene, Nova coca-cola e Matola-Gare	0,1003
	0,1004
Rodovia 6^f: Shoprite (Ceres), Mangueiras e João Mateus	0,1002
	0,1002
Rodovia 7^g: Eca, T3 e Zona Verde	0,1002
	0,1004

^aAvenida Eduardo Mondlane, ^bAvenida Josina Machel, ^cAvenida das Indústrias, ^dEstrada Velha da Matola, ^eCircular de Maputo, ^fEstrada Nacional Número 2 (EN2) e, ^gAvenida 4 de Outubro.

Anexo 9: Tabela de Valores Críticos para: Q (Teste de “outlier”), t e F (para uso da ANOVA)

Henrique Stele

Apêndice 13 Valores críticos de Q ($P = 0,05$)

Tamanho da amostra	Valor crítico
4	0,831
5	0,717
6	0,621
7	0,570
8	0,524
9	0,492
10	0,464

Fonte: E. P. King, 1958, *J. Am. Statist. Assoc.*, 48: 531. Reimpresso com permissão da American Statistical Association.

Figura P: Valores críticos de Q ($P = 0,05$)

Table A.2 The t -distribution

Value of t for a confidence interval of Critical value of $ t $ for P values of number of degrees of freedom	90% 0.10	95% 0.05	98% 0.02	99% 0.01
1				
2	6.31	12.71	31.82	63.66
3	2.92	4.30	6.96	9.92
4	2.35	3.18	4.54	5.84
5	2.13	2.78	3.75	4.60
6	2.02	2.57	3.36	4.03
7	1.94	2.45	3.14	3.71
8	1.89	2.36	3.00	3.50
9	1.86	2.31	2.90	3.36
10	1.83	2.26	2.82	3.25
12	1.81	2.23	2.76	3.17
14	1.78	2.18	2.68	3.05
16	1.76	2.14	2.62	2.98
18	1.75	2.12	2.58	2.92
20	1.73	2.10	2.55	2.88
30	1.72	2.09	2.53	2.85
50	1.70	2.04	2.46	2.75
∞	1.68	2.01	2.40	2.68
	1.64	1.96	2.33	2.58

The critical values of $|t|$ are appropriate for a two-tailed test. For a one-tailed test the value is taken from the column for twice the desired P -value, e.g. for a one-tailed test, $P = 0.05$, 5 degrees of freedom, the critical value is read from the $P = 0.10$ column and is equal to 2.02.

Figura Q: Valores críticos de t ($P = 0,10$)

36	4.11	3.26	2.87	2.63	2.48	2.36	2.28	2.21	2.15	2.11
37	4.11	3.25	2.86	2.63	2.47	2.36	2.27	2.20	2.15	2.10
38	4.10	3.25	2.85	2.62	2.46	2.35	2.26	2.19	2.14	2.09
39	4.09	3.24	2.85	2.61	2.46	2.34	2.26	2.19	2.13	2.08
40	4.09	3.23	2.84	2.61	2.45	2.34	2.25	2.18	2.12	2.08
41	4.08	3.23	2.83	2.60	2.44	2.33	2.24	2.17	2.12	2.07
42	4.07	3.22	2.83	2.59	2.44	2.32	2.24	2.17	2.11	2.07
43	4.07	3.21	2.82	2.59	2.43	2.32	2.23	2.16	2.11	2.06
44	4.06	3.21	2.82	2.58	2.43	2.31	2.23	2.16	2.10	2.05
45	4.06	3.20	2.81	2.58	2.42	2.31	2.22	2.15	2.10	2.05
46	4.05	3.20	2.81	2.57	2.42	2.30	2.22	2.15	2.09	2.04
47	4.05	3.20	2.80	2.57	2.41	2.30	2.21	2.14	2.09	2.04
48	4.04	3.19	2.80	2.57	2.41	2.30	2.21	2.14	2.08	2.04
49	4.04	3.19	2.79	2.56	2.40	2.29	2.20	2.13	2.08	2.03
50	4.03	3.18	2.79	2.56	2.40	2.29	2.20	2.13	2.07	2.03
51	4.03	3.18	2.79	2.55	2.40	2.28	2.20	2.13	2.07	2.02
52	4.03	3.18	2.78	2.55	2.39	2.28	2.19	2.12	2.07	2.02
53	4.02	3.17	2.78	2.55	2.39	2.28	2.19	2.12	2.06	2.02
54	4.02	3.17	2.78	2.54	2.39	2.27	2.19	2.12	2.06	2.01
55	4.02	3.17	2.77	2.54	2.38	2.27	2.18	2.11	2.06	2.01
56	4.01	3.16	2.77	2.54	2.38	2.27	2.18	2.11	2.05	2.01
57	4.01	3.16	2.77	2.53	2.38	2.26	2.18	2.11	2.05	2.00
58	4.01	3.16	2.76	2.53	2.37	2.26	2.17	2.10	2.05	2.00
59	4.00	3.15	2.76	2.53	2.37	2.26	2.17	2.10	2.04	2.00
60	4.00	3.15	2.76	2.53	2.37	2.25	2.17	2.10	2.04	1.99
61	4.00	3.15	2.76	2.52	2.37	2.25	2.16	2.09	2.04	1.99
62	4.00	3.15	2.75	2.52	2.36	2.25	2.16	2.09	2.04	1.99
63	3.99	3.14	2.75	2.52	2.36	2.25	2.16	2.09	2.03	1.99
64	3.99	3.14	2.75	2.52	2.36	2.24	2.16	2.09	2.03	1.98
65	3.99	3.14	2.75	2.51	2.36	2.24	2.15	2.08	2.03	1.98
66	3.99	3.14	2.74	2.51	2.35	2.24	2.15	2.08	2.03	1.98
67	3.98	3.13	2.74	2.51	2.35	2.24	2.15	2.08	2.02	1.97
68	3.98	3.13	2.74	2.51	2.35	2.24	2.15	2.08	2.02	1.97
69	3.98	3.13	2.74	2.51	2.35	2.23	2.15	2.08	2.02	1.97
70	3.98	3.13	2.74	2.50	2.35	2.23	2.14	2.07	2.02	1.97
71	3.98	3.13	2.73	2.50	2.34	2.23	2.14	2.07	2.02	1.97
72	3.97	3.12	2.73	2.50	2.34	2.23	2.14	2.07	2.01	1.96
73	3.97	3.12	2.73	2.50	2.34	2.23	2.14	2.07	2.01	1.96
74	3.97	3.12	2.73	2.50	2.34	2.22	2.14	2.07	2.01	1.96
75	3.97	3.12	2.73	2.49	2.34	2.22	2.13	2.06	2.01	1.96
76	3.97	3.12	2.73	2.49	2.34	2.22	2.13	2.06	2.00	1.96
77	3.97	3.12	2.72	2.49	2.33	2.22	2.13	2.06	2.00	1.95
78	3.96	3.11	2.72	2.49	2.33	2.22	2.13	2.06	2.00	1.95
79	3.96	3.11	2.72	2.49	2.33	2.22	2.13	2.06	2.00	1.95
80	3.96	3.11	2.72	2.48	2.33	2.21	2.13	2.06	2.00	1.95
81	3.96	3.11	2.72	2.48	2.33	2.21	2.12	2.05	2.00	1.95
82	3.96	3.11	2.72	2.48	2.32	2.21	2.12	2.05	2.00	1.95
83	3.96	3.11	2.72	2.48	2.32	2.21	2.12	2.05	1.99	1.95
84	3.96	3.11	2.71	2.48	2.32	2.21	2.12	2.05	1.99	1.95
85	3.95	3.10	2.71	2.48	2.32	2.21	2.12	2.05	1.99	1.94

Figura R: Valores críticos de F ($P = 0,05$).