



INSTITUTO FEDERAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO

Campus Recife

Departamento de Ambiente, Saúde e Segurança - DASS

Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental

MARCELO BELMIRO GOMES DE LIRA

**DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS As, Cd, Ni, Pb E Sb EM  
SUPERFÍCIES DE SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA REGIÃO  
METROPOLITANA DO RECIFE (RMR) PERNAMBUCO**

Recife

2023

MARCELO BELMIRO GOMES DE LIRA

**DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS As, Cd, Ni, Pb E Sb EM  
SUPERFÍCIES DE SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA REGIÃO  
METROPOLITANA DO RECIFE (RMR) PERNAMBUCO**

Trabalho de conclusão de curso apresentada ao Departamento de Tecnologia em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de Tecnólogo em Gestão Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Anselmo Bezerra

Coorientador: Dr. Fabiano da Silva Ferreira

Recife

2023

Ficha elaborada pela bibliotecária Maria do Perpétuo Socorro Cavalcante Fernandes CRB4/1666

L768d  
2023

Lira, Marcelo Belmiro Gomes de

Distribuição de elementos químicos tóxicos As, Cd, Ni, Pb, E, Sb em superfícies de solos de parques e praças da região metropolitana do Recife (RMR) Pernambuco./ Marcelo Belmiro Gomes de Lira . --- Recife: O autor, 2023.

80f. il. Color.

Trabalho de Conclusão (Curso Superior de Tecnologia em Gestão de Ambiental) – Instituto Federal de Pernambuco, Recife, 2023.

Inclui Referências.

Orientador: Prof. Dr. Anselmo Bezerra

Coorientador: Fabiano da Silva Nunes

1. Gestão ambiental. 2. Oligoelementos. 3. Contaminação. 4. Geoestatística. 5. Meio ambiente. I. Título. II. Bezerra, Anselmo. (orientador). III. Nunes, Fabiano da Silva (Coorientador). IV. Instituto Federal de Pernambuco.

CDD 577.4 (21 ed.)

MARCELO BELMIRO GOMES DE LIRA

**DISTRIBUIÇÃO DE ELEMENTOS QUÍMICOS TÓXICOS As, Cd, Ni, Pb E Sb EM  
SUPERFÍCIES DE SOLOS DE PARQUES E PRAÇAS DA REGIÃO  
METROPOLITANA DO RECIFE (RMR) PERNAMBUCO**

Monografia aprovada como requisito final do Trabalho de Conclusão de Curso, para obtenção do título de Tecnólogo em Gestão Ambiental, do Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco.

---

Professor Dr<sup>o</sup> Anselmo C. V. Bezerra

---

Manuella Vieira Barbosa Neto

---

Carlos Eduardo Menezes da Silva

Recife

2023

Dedico este trabalho ao Criador ao universo a todas as pessoas que dedicam suas  
vidas as causas ambientais.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Criador, ao infinito por me guiar nessa experiencia;

Ao Professor Elvis Joaçir De França, pelos ensinamentos, conselhos, confiança, paciência em minha vida acadêmica;

Ao Professor orientador Anselmo Bezerra por suas contribuições e oportunidade de finalizar este trabalho, conselhos e tempo gasto para me ajudar de diversas formas;

Ao meu coorientador Fabiano da Silva Ferreira pelo apoio dado durante o processo de desenvolvimento deste trabalho;

A FACEPE fornecimento de bolsa e apoio na execução deste projeto;

Agradeço ao Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste CRCN-NE, Programa de Pós-Graduação Departamento de Engenharia Nuclear DEN da Universidade Federal de Pernambuco, e Instituto Federal de Pernambuco IFPE pela oportunidade de realizar este trabalho;

A toda a minha família pelo incentivo, amor e carinho que me deram;

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, a conclusão de mais essa etapa da minha vida;

E por fim a mim mesmo que tive muito trabalho para escrever.

*Quanto mais claramente pudermos concentrar a nossa atenção nas maravilhas e realidades do Universo sobre nós, menos gosto teremos pela destruição.*

*Rachel Carson*

## RESUMO

Com o aumento das áreas agrícolas, urbanização, indústria e conseqüentemente o aumento da poluição e perda da qualidade ambiental a monitoração dos solos para presença de elementos químicos tóxicos e sua distribuição na superfície em áreas verdes urbanas são fundamentais para a conservação e manutenção de serviços ecossistêmicos. Considerando a relevância de parques e praças urbanos para o bem-estar da população, este estudo objetivou a avaliação dos solos, com base na determinação dos elementos químicos tóxicos As, Cd, Ni, Pb e Sb em solos de áreas verdes urbanas da Região Metropolitana do Recife - RMR, Pernambuco, Brasil. As unidades amostrais de solo foram georreferenciadas e amostras compostas de solos foram coletadas sob a projeção da copa das árvores na profundidade de 0-15 cm, em seguida foi realizada a sua secagem e maceração. Para a determinação química por Espectrometria de Absorção Atômica Forno Grafite – GFAAS e Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-MS, tratamento químico foi empregado para a solubilização das amostras, brancos analíticos e materiais de referências para o controle da qualidade dos procedimentos analíticos. As, Cd, Ni, Pb e Sb apresentaram teores nos solos abaixo do limite previsto na Resolução CONAMA número 460. Para avaliar o nível de poluição dos solos, foram estimados o Índice Nemerow Melhorado, que indicaram uma alta presença de Ni com IMN = 5,06 (classe 5), para praça de Paulista sendo classificado como muito contaminado e IMN = 4,04 (classe 4) para o mesmo elemento no Parque 13 de Maio foi classificado como altamente contaminado. O antimônio Sb com IMN = 4,42 (classe 4) altamente contaminado; para aos outros locais de estudo foram classificados como de moderadamente contaminado a fortemente contaminado. Com os mapas gerados a partir da técnica de Krigagem observa-se dinâmicas diferentes na distribuição dos elementos em estudo no solo, evidenciando necessidade de monitoração ambiental dos solos de parques e praças da RMR.

Palavras-chave: Oligoelementos. Contaminação. Geoestatística. Meio ambiente.

## ABSTRACT

With the increase in agricultural areas, urbanization, industry and consequently the increase in pollution and loss of environmental quality, soil monitoring for the presence of toxic chemical elements and their distribution on the surface in urban green areas are fundamental for the conservation and maintenance of ecosystem services. Considering the relevance of urban parks and squares for the well-being of the population, this study aimed to evaluate soils, based on the determination of toxic chemical elements As, Cd, Ni, Pb and Sb in soils of urban green areas in the Metropolitan Region do Recife - RMR, Pernambuco, Brazil. The soil sampling units were georeferenced and composite soil samples were collected under the projection of the tree canopy at a depth of 0-15 cm, followed by drying and maceration. For chemical determination by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry - GFAAS and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry - ICP-MS, chemical treatment was used to solubilize the samples, analytical blanks and reference materials to control the quality of the analytical procedures. As, Cd, Ni, Pb and Sb presented levels in the soils below the limit foreseen in CONAMA Resolution number 460. To evaluate the level of soil pollution, the Improved Nemerow Index was estimated, which indicated a high presence of Ni with IMN = 5.06 (class 5), for Praça de Paulista being classified as very contaminated and IMN = 4.04 (class 4) for the same element in Parque 13 de Maio was classified as highly contaminated. Sb antimony with IMN = 4.42 (class 4) is highly contaminated; for the other study sites they were classified as moderately contaminated to heavily contaminated. With the maps generated using the Kriging technique, different dynamics can be observed in the distribution of the elements under study on the soil, highlighting the need for environmental monitoring of soils in parks and squares in the RMR.

Keywords: Trace elements. Contamination. Geostatistics. Environment.

## LISTA DE ABREVIATURAS

AAS- Espectrometria por Absorção Atômica

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPRH- Agência Estadual de Meio Ambiente

INM- Índice Nemeron Melhorado

GFAAS- Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICP-MS- Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

ICP-OES- Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry

IPCC- Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

IFPE- Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de Pernambuco

MOS- Matéria Orgânica no Solo

PNMA- Política Nacional do Meio Ambiente

RMR- Região Metropolitana do Recife

EU- União Europeia

UNEP- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

VI- Valor de investigação

VP- Valor de prevenção

VRQ- Valor de referência de qualidade

OMS- Organização Mundial de Saúde

FAO- Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Serviços ecossistêmicos relacionados com a qualidade ambiental.	19
Figura 2- Funcionamento de um espectrômetro de absorção atômica com chama.	29
Figura 3- Fluxograma das etapas envolvidas no projeto de monitoração da qualidade ambiental em praças e parques da RMR.	32
Figura 4- Áreas de estudo referentes a parques e praças da RMR.	35
Figura 5- Cominuição de amostras solo.	36
Figura 6- A. Forno digestor MARSXpress da CEM. B. Amostra nos tubos Digestores.	38
Figura 7- Espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN AA240Z (Zeeman) com forno de grafite GTA 120.	39
Figura 8- Equipamento NexION 300, PerkinElmerSCIEX, a ser empregado para determinação de Cd e Sb em solos e folhas por ICP-MS.	40
Figura 9- Distribuição global de As, Cd, Ni, Pb e Sb elementos químicos tóxicos em solos das praças e parques da RMR.	48
Figura 10- Concentrações médias e máximas em (mg kg <sup>-1</sup> ) para solos nas praças estudadas e suas respectivas concentrações estabelecidas pelo CONAMA-460.	50
Figura 11- Valores de índice Nemerow melhorado obtidos para os solos das praças estudadas e a indicação de acumulação.	52
Figura 12- Distribuição espacial das concentrações obtidas no solo da praça BR-101 para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.	53
Figura 13- Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça 13 de Maio para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.	57
Figura 14- Mapas elaborados na distribuição espacial das concentrações obtidas na praça da Várzea para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.	61
Figura 15- Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça Eng. Do Meio para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.	64
Figura 16- Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna As, Cd, Ni, Pb, e Sb.	68
Figura 17- Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça J. Paulista As, Cd, Ni, Pb, e Sb.	74

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Valores de referência esperada de elementos químicos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solo CONAMA (2013). Valor de Prevenção = (VP), Valor de Investigação (VI).	27
Tabela 2- Valores de referência esperada de elementos químicos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solo CETESB (2014). Valor de referência qualidade (VRQ) Valor de Prevenção = (VP), Valor de Investigação (VI).	27
Tabela 3- Valores de referência esperada de elementos químicos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solo CPRH (2014). Valor de Prevenção = (VP), Valor de Investigação (VI).	28
Tabela 4– Coordenadas geográficas dos parques e praças da RMR e Paulista selecionados para a monitoração ambiental.	34
Tabela 5– Número de amostras de solos e data de coleta nos parques e praças estudados.	37
Tabela 6- Parâmetros utilizados nas análises por GFAAS.	39
Tabela 7- Condições operacionais do ICP-MS.	41
Tabela 8- Critério de classificação para índice Nemerow (IMN).	43
Tabela 9– Valores obtidos e certificados ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos elementos químicos determinados nos materiais de referência San Joaquin 2709 Soil e Montana Soil 2710 analisado por ICP – MS e GFAAS.	44
Tabela 10– Estatística descritiva das concentrações ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de As, Cd, Ni, Pb e Sb nos solos.	46
Tabela 11– Concentrações médias ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos solos em praças da RMR. Destaque os valores acima da normativa do CPRH.	49
Tabela 12- Valores do índice Nemerow Melhorado – IMN para solos de praças e parques da RMR. Em destaque os valores positivos.	51

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>17</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>18</b>
3.1 ÁREAS VERDES URBANAS E FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS.....	18
3.2 USO DA TERRA E SOLOS .....	19
3.3 SOLOS ANTRÓPICOS, URBANOS E TECNOSSOLOS.....	21
3.4 AVANÇO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA PROTEÇÃO DO SOLO .....	22
3.5 ELEMENTOS QUÍMICOS E CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL .....	24
3.6 VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE DO SOLO .....	26
3.7 TÉCNICAS MULTIELEMENTARES.....	29
3.8 TÉCNICAS GEOESTATÍSTICA E KRIGAGEM.....	30
<b>4 METODOLOGIA</b> .....	<b>32</b>
4.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO .....	33
4.2 AMOSTRAGEM E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	36
4.3 TRATAMENTO QUÍMICO DE AMOSTRAS PARA GFAAS E ICP-MS .....	37
4.4 ANÁLISES POR GFAAS.....	38
4.5 ANÁLISES POR ICP-MS.....	40
4.6 INCERTEZAS ANALÍTICAS.....	41
4.7 QUALIDADE DO PROCEDIMENTO ANALÍTICO – NÚMERO EM.....	41
4.8 ÍNDICE NEMEROW “MELHORADO” (IMN) .....	42
4.9 ANÁLISE DOS RESULTADOS .....	43
<b>5 RESULTADOS E ANÁLISE</b> .....	<b>44</b>
5.1 QUALIDADE DOS PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS.....	44
5.2 MATERIAIS DE REFERÊNCIA GEOLÓGICOS .....	44

5.3 QUALIDADE AMBIENTAL DOS SOLOS DOS PARQUES E PRAÇAS DA RMR .....	46
5.4 INDICE NEMEROW MELHORADO (IMN).....	50
5.5 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM SOLOS DOS PARQUES E PRAÇAS DA RMR DO SOLO POR ELEMENTOS-TRAÇO (AS, CD, CU, PB E SB).....	53
<b>6 CONSIDERAÇÕES .....</b>	<b>79</b>
<b>REFERENCIAIS .....</b>	<b>81</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A poluição em áreas urbanas não é apenas uma problemática de caráter ambiental, mas também uma questão de saúde pública, este sendo interpretado como as práticas e medidas de responsabilidade do estado em garantir que todo cidadão tenha acesso a saúde física, mental e social, fatores como a qualidade do ar da água do alimento reduz a expectativa de vida, elevam índices de mortalidade, taxas de aborto, doenças cardíacas, e probabilidade de incidência de câncer (OMS, 2016).

A urbanização e a industrialização, tem efeitos positivos e negativos esse último é intensificado pela contaminação ambiental com elementos químicos inorgânicos persistentes em solos, e por estes podem afetar corpos hídricos como águas subterrâneas rios e lagos sinalizando a necessidade de estudos e ações visando a manutenção da qualidade ambiental e saúde em regiões metropolitanas (MOREIRA, 2010).

Os efeitos climáticos negativos e o aumento dos índices de poluição nas cidades levaram à ascensão do movimento "Cidades Saudáveis" o que fez com que houvesse um aumento no número de áreas verdes urbanas públicas e privadas, aumentando a área de "floresta urbana" (urban forestry) (LIRA, 2020). A presença de áreas verdes no espaço urbano traz uma série de benefícios como regulação do clima, produção de alimento, suprimento de água etc. (MOREIRA, 2010). Além do valor estético e cultural que são fundamentais para o bem-estar da população, estando diretamente associados ao aumento da qualidade de vida (LEE et al., 2011).

A matriz solo funciona como estoque de substâncias químicas e que podem ser alteradas aumentando a disponibilização de oligoelementos tóxicos, que afetam diretamente a saúde da população (BIASIOLI et al., 2006). Estudos recentes em vários países apontam para o enriquecimento dos elementos químicos Cd, Cu, Ni e Pb, associadas ao tráfego de veículos, incluindo locais circunvizinhos a parques e praças (WANG et al., 2019).

Na região Nordeste, os estudos sobre o monitoramento dos metais nos solos e sua distribuição ainda são tímidos. O Estado de Pernambuco faz parte desta região com um constante crescimento populacional e econômico principalmente as áreas urbanas habitadas, que constituem mais de 77% do estado, com uma população de mais de 9 milhões de habitantes, uma densidade demográfica de 92,37 habitantes por quilometro quadrado e um quantitativo de mais de 3,5 milhões de veículos no estado (IBGE, 2022).

O grande fluxo de veículos é um potencial fonte de poluição nas grandes capitais do mundo, na Região Metropolitana do Recife - RMR, foi observada a relação entre vias com maior intensidade de veículos e maior concentração dos elementos químicos quantificados em organismos biomonitores transplantados (SANTOS, 2016).

Esse crescimento populacional e econômico demonstra como cada vez mais é necessário estudos da qualidade ambiental dos solos superficiais o que possibilitará compreender a dinâmica da poluição que esses contaminantes podem causar, assim como, sua relação com a saúde humana, e risco ecológico associado na região (LIRA, 2020).

Devido à grande complexidade para avaliação da qualidade ambiental e determinar a influência das atividades antrópicas é indispensável uso de técnicas analíticas multielementares de alta sensibilidade e confiabilidade são destacadas a Espectrometria de Absorção Atômica Forno Grafite - GFAAS, a Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente - ICP-MS (FERREIRA, 2016).

No presente trabalho, observa-se uma inovação em relacionar concentrações de elementos químicos tóxicos presentes nos solos e sua distribuição superficial nas áreas de praças e parques da RMR. Por meio da utilização de técnicas analíticas como GFAAS para análise dos elementos As, Ni e Pb em amostras de solos e ICP-MS para a determinação de Cd e Sb em matriz geológica e comparando com valores de referência de qualidade do solo do CONAMA, e cálculo de índice de poluição Nemerow, para a análise estatística foi realizada a partir dos programas de computador STATISTICA® e SURFER®.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Com o aumento da urbanização e população fica cada vez mais evidente a necessidade de levantamentos sobre as concentrações e distribuição de contaminantes químicos em solos de áreas verdes na RMR, este estudo tem como objetivo:

- ✚ Determinar a presença e a distribuição dos elementos químicos arsênio, cádmio, níquel, chumbo, antimônio na superfície do substrato geológico de praças e parques da Região Metropolitana do Recife -RMR.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✚ Quantificar elementos químicos tóxicos nos solos sob a projeção da copa das espécies arbóreas utilizadas no paisagismo urbano de praças e parques da RMR;
- ✚ Verificar a distribuição superficial de elementos químicos poluentes em substrato geológico de praças e parques da RMR;
- ✚ Averiguar o índice de poluição no substrato geológico de praças e parques da RMR.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 ÁREAS VERDES URBANAS E FUNÇÕES ECOSISTÊMICAS

Dependendo do autor ou estudo realizado e local a definição de áreas verdes urbanas sofrem modificação significativas. Uma das definições mais comuns e amplamente utilizada em estudos na Europa é baseada no Atlas Urbano Europeu (União Europeia, 2011). Estas áreas verdes urbanas inclui áreas verdes públicas usadas predominantemente para recreação como jardins, zoológicos, parques e áreas naturais e florestas suburbanas ou áreas verdes delimitadas por áreas urbanas que são administradas ou usadas para fins recreativos (ARAOS, 2017).

No Brasil áreas verdes urbanas são definidas como: “espaços, públicos ou privados, com predomínio de vegetação, preferencialmente nativa, natural ou recuperada, previstos no Plano Diretor com base nas Leis de Zoneamento Urbano e Uso do Solo do Município” (BRASIL, 2012).

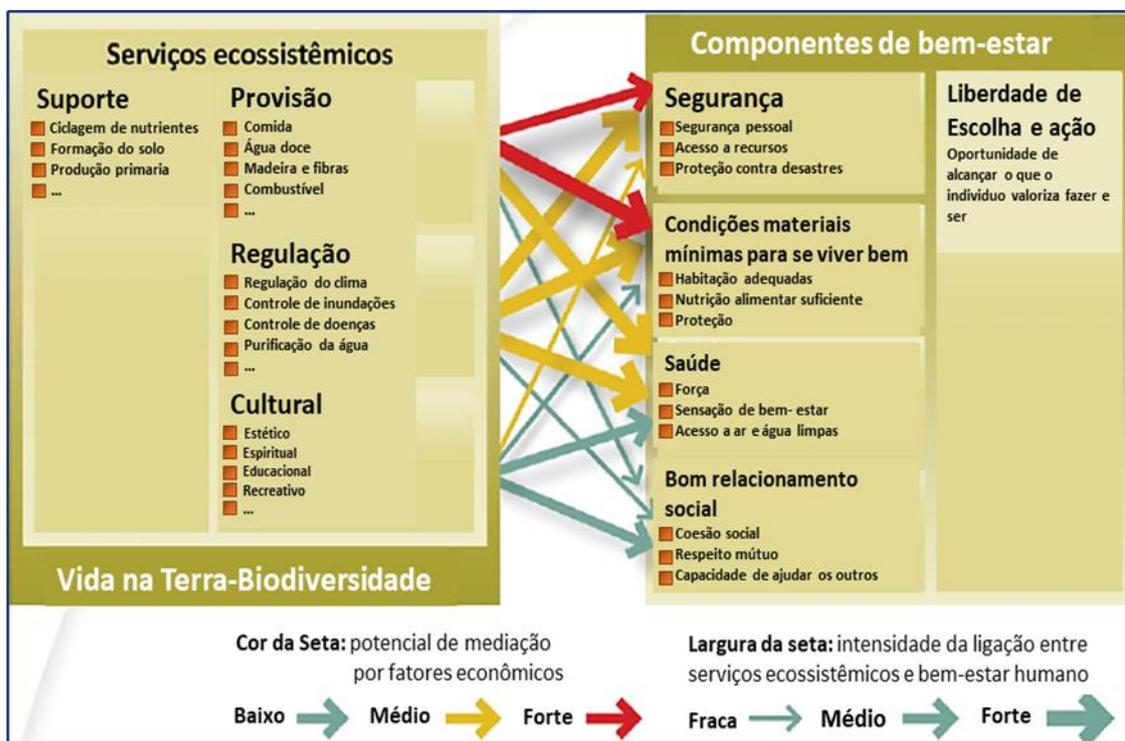
Em relatório da Organização Mundial de Saúde (OMS) em 2010 destaca importância de espaços verdes já que estes podem afetar positivamente a atividade física, social e bem-estar psicológico, melhorar a qualidade do ar e reduzir a exposição ao ruído e as ilhas de calor dos espaços urbanos. A criação e conservação de áreas verdes urbanas são justificadas pela contribuição e melhoria da qualidade ambiental em espaços urbanos, por meio das funções ecológicas, sociais, históricas, estéticas e educativas que desempenham (PRIMACK, 2001; OMS 2017).

Neste contexto, suas funções ou “serviços ecossistêmicos” termo que começou a ganhar destaque no contexto ambiental em 1997 com artigo publicado na *Nature* do economista Robert Constanza e outros pesquisadores que estimavam um valor monetário de 33 trilhões de dólares para o conjunto de todos os serviços ecossistêmicos do planeta sendo um marco em relacionar as funções ecológicas com valor monetário (UNEP, 2008).

Estes “serviços” são classificados em diferentes tipos, com a finalidade de mapear mais facilmente as formas pelas quais os serviços influenciam o bem-estar e atividades produtivas (UNEP, 2008). A classificação também auxilia o poder público e a iniciativa privada na tomada de decisões, aproveitando as oportunidades

geradas pelos serviços e reduzindo os riscos de suas atividades (UNEP, 2008; LIRA, 2020). Os benefícios dos serviços ecossistêmicos relacionados ao bem-estar humano são mostrados de forma esquemática na Figura 1.

Figura 1- Serviços ecossistêmicos relacionados com a qualidade ambiental.



Fonte: UNEP (2008)

Apesar de uma série de críticas e discursões a ideia de serviços ecossistêmicos já circula nas políticas ambientais de todo mundo, mesmo sendo um termo com uma série de limitações que as vezes traz uma ideia de que a natureza está para “servir o homem” o termo também traz uma ideia de dependência que a humanidade tem dos ecossistemas e da natureza que propicia um campo para se tratar de temas como a poluição ambiental (CAMPOS, 2017).

### 3.2 USO DA TERRA E SOLOS

O solo é um recurso natural dinâmico não renovável, que desempenha um papel vital na manutenção da vida no planeta. Está diretamente ligado, a qualidade da água superficial e subterrânea, ao uso da terra a produtividade vegetal, ciclagem

de nutrientes, habitat para organismos e microrganismos entre muitas outras funções (FRANÇA, 2006; BRADY; WEIL, 2013; FAO, 2020).

O solo é um componente crítico de quase todos os ecossistemas, pode ser considerado como a base do ecossistema, já que sua determina os aspectos de um ecossistema em termos da vida animal e vegetal que pode suportar (BRADY; WEIL, 2013; FERREIRA, 2016; FAO, 2020).

Solos de ecossistemas florestais, podem determinar a composição de espécies, a produtividade da madeira, o habitat, riqueza, diversidade da vida selvagem e a produtividade no local a longo prazo (FRANÇA, 2010; BRADY; WEIL, 2013).

Em solos cultivados, sua qualidade desempenha um papel de significativa importância na produtividade das culturas, já que nutrientes e propriedades físicas podem afetar diretamente a produtividade. Nas áreas urbanas, o solo desempenha um papel crucial na redução do escoamento através da infiltração e atenuação de elementos químicos (FAO, 2021).

A definição de solo é relativa função que fornece à pessoa que a define neste trabalho vamos utilizar a definição de solos da Embrapa pois engloba aspectos físicos químicos e biológicos em seu escopo “ Solos como sendo uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos; contêm matéria viva e podem ser vegetados na natureza e, eventualmente, terem sido modificados por ações antrópicas” (BRADY; WEIL, 2013; SANTOS et al., 2018).

Os solos florestais tendem a ser categorizados como terras impróprias para a agricultura ou pastagem. Assim, as florestas estão tipicamente em áreas de topografia irregular e íngreme, com drenagem deficiente ou onde os solos são muito rochosos para a agricultura (FRANÇA, 2010; BRADY; WEIL, 2013). Ao contrário dos solos agrícolas, outra característica dos solos florestais é apresentar uma camada de serapilheira intacta que pode proteger os solos das flutuações de temperatura e umidade e da erosão eólica e hídrica (FRANÇA, 2006).

Em áreas cultivadas, os solos são mecanicamente trabalhados para romper a compactação e posteriormente adição de fertilizantes, herbicidas e pesticidas para melhorar a produção agrícola e fornecer controle de ervas daninhas e pragas. Estes

processos podem expor o solo mineral e aumentar o risco de erosão hídrica e eólica devastando a paisagem (FAO, 2015).

A mudança na utilização da terra pode ter impactos positivos significativos na qualidade do solo. Se áreas cultivadas são abandonadas, arbustos e árvores rapidamente reocupam o local; no entanto, os reservatórios de carbono e a dinâmica de nutrientes no local podem demorar a se recuperar (SÁNCHEZ, 2015).

Os impactos nos solos na pecuária se dividem em duas categorias: a) impactos físicos dos animais e b) impactos químicos e biológicos do lixo animal. Como o gado, compacta a estrutura do solo e normalmente consome vegetação em áreas muito usadas, como locais de alimentação ou irrigação, as áreas descobertas compactadas são mais suscetíveis à erosão e ao escoamento superficial (SANTOS et al., 2018). O desperdício associado ao gado também é um problema. Urina e fezes do gado podem criar pontos quentes para nutrientes e bactérias. Nestas áreas, a absorção vegetativa é frequentemente muito menor do que a oferta de nutrientes.

Os solos urbanos são modificados por atividades antropogênicas através dos impactos da infraestrutura urbana no meio ambiente criando mudanças nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (BRADY; WEIL, 2013; LIRA, 2020).

Como a redução dos poros devido à compactação na construção e engenharia rodoviária, aumentando as densidades do solo ocasionando aumento das superfícies impermeáveis que leva à redução da infiltração da água e ao aumento do escoamento superficial, dificulta o estabelecimento de comunidades vegetais em áreas urbanas além do acúmulo de elementos tóxicos no solo (HERRERO, 2017; LIRA, 2020). O conhecimento das propriedades do solo urbano pode levar a uma melhor gestão dos recursos hídricos, qualidade do ar, ciclagem de elementos químicos e saúde humana (BIONDI, 2011; HERRERO, 2017).

### 3.3 SOLOS ANTRÓPICOS, URBANOS E TECNOSSOLOS

Solos antrópicos são resultados de intervenção humana, grandes áreas foram e são alteradas pela sua ação com diferentes graus de impacto de acordo com modo e tempo de ocupação (LIRA, 2020). Que diferente do ritmo lento de formação

e desenvolvimento natural do solo, são muito rápidas e severas podem se desenvolver em áreas superficiais dos solos em algumas décadas, como com a adição de matéria orgânica ou fertilizantes para agricultura (WRB, 2015).

Os solos urbanos estão associados a instalação e ampliação das cidades, e áreas industriais e toda infraestrutura associada que geram impactos profundos nos solos. Em áreas com edificações é comum a disposição de diferentes tipos de materiais sob e sobre o solo, e também com grandes revolvimentos de camadas de solos criando-se novas camadas de materiais sem qualquer vínculo com o solo original da área (LADEIRA, 2012).

Estes materiais podem atingir vários metros de espessura, e sua idade pode corresponder à idade dos centros urbanos. Os tecnossolos são encontrados principalmente em áreas urbanas industriais, de tráfego, minas e aterros (WRB, 2015). Estes solos são muito susceptíveis a presença de contaminantes. (HOWARD, 2017).

### 3.4 AVANÇO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA PROTEÇÃO DO SOLO

Os processos de poluição, contaminação e degradação ambiental, estão associados com o homem desde suas primeiras atividades sobre o ambiente, tendo um crescimento exponencial ao longo da história humana (BIONDI, 2011; HERRERO, 2017). Com as revoluções industriais o surgimento da indústria e o aumento do consumo de energia, insumos e a procura de novas fontes de matéria prima. O impacto ambiental negativo ocasionado pela extração e exploração de recursos naturais quanto pela emissão e descarga de resíduos para o ambiente começou a exceder a capacidade de resiliência do ambiente e seus ecossistemas (POTT, 2017).

Este cenário começou a preocupar diversos setores da sociedade que eram impactados diretamente o que levou ao reconhecimento da necessidade de uma nova postura para evitar ou mitigar os impactos negativos gerados (POTT, 2017).

Em 1968 surge dos primeiros documentos de organização da ação ambiental multilateral, em que o Secretário-Geral das Nações Unidas apresenta um relatório, que insere as bases para o estabelecimento do Programa das Nações Unidas para o

Meio Ambiente (PNUMA) como a principal autoridade ambiental do mundo (BIONDI, 2011; POTT, 2017).

Um ano depois uma pesquisa inédita sobre questões ambientais globais, intitulado Problemas do meio ambiente humano: relatório do Secretário-geral emite um alerta severo: “Se as tendências atuais continuarem, a vida na Terra pode estar em perigo”. Na década de 70 diversas ações governamentais demonstraram preocupação com as causas ambientais com a 1ª Conferência Internacional sobre o Meio Ambiente em Estocolmo na Suécia em 1972 (POTT, 2017).

É marcada com a elaboração de programas ambientais direcionados para água e atmosfera (UNEP), fomentado pela Organização da Nações Unidas (ONU) criando o Programa das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano (PNUMA).

Nessa década também foi criada nos Estados Unidos a agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) que em 1976 estabeleceu um sistema de manejo de resíduos sólidos ambientalmente adequada, uma mobilização similar na direção da regulamentação ambiental e sua proteção também ocorreu em vários países da União Europeia com a elaboração de lista negra e cinza de substâncias perigosas (VÁRQUEZ, 2009).

Antes e deste período da década de 70 que visava primeiramente a proteção das águas, o solo era considerado como um sistema de grande capacidade de recebimento e de descargas dos mais diferentes resíduos e sendo usado como sumidouro (VÁRQUEZ, 2009). A partir da década de 70 com aumento dos estudos sobre a poluição e contaminação começa-se perceber a relevância do solo como amortizador da contaminação para outras matrizes da biosfera e que a resiliência do ambiente é variável de acordo com a qualidade, tipo do solo e do contaminante. Iniciando um processo de implementação de uma legislação específica para sua proteção como para a água e para o ar (BIONDI, 2011).

As primeiras políticas públicas exclusivamente direcionadas para a promoção e proteção do solo surgem na década de 80 e essa matriz passa ser considerada como um dos componentes primordiais do ecossistema que deve ter sua integridade preservada, não como mais um recurso, mas como parte do gerenciamento da qualidade do ar e da água. Uma das primeiras ações regulatórias específica para o

solo foi em 1986 que regulamenta a disposição de lodo de esgoto em solos da União Europeia (VARQUEZ, 2009).

No Brasil, em 1975, foi publicado um decreto de lei Decreto- Lei nº 1.413, que regulamentava as poluições das águas, solo e do ar, mas de pouca utilidade pratica pois não estabelecia valores limites de emissões (BIONDI, 2011). A década de 80 também marca no Brasil a criação de órgãos relacionados a defesa do meio ambiente, em 1981 com a Política Nacional do Meio Ambiente foi criada o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) com órgão consultivo e deliberativo denominado Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) com a finalidade de estabelecer normas e padrões nacionais de controle da poluição ambiental (BIONDI, 2011).

Depois de dez anos de sua criação a primeira normativa CONAMA relaciona a regulamentação da entrada de resíduos potencialmente contaminantes do solo, referente à disposição final dos resíduos sólidos urbanos (IBAMA, 2009; CONAMA, 2009).

Atualmente o CONAMA estabelece e disponibiliza valores orientadores referentes a qualidade do solo para substâncias tóxicas e metais pesados, assim como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), também oferece valores de referência para solos assim como a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) no estado de Pernambuco legitimando a preocupação de diversos atores da sociedade com a qualidade do solo (BRASIL, 2013).

### 3.5 ELEMENTOS QUÍMICOS E CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

Existe uma série de classificações para elementos químicos, como o termo metal pesado bastante utilizado, mas que não possui uma definição consensual regulamentada por entidades científicas como International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) o que gera inúmeras classificações como elemento traço e metal toxico com várias listas divergentes (KABATA, 2011; MARKERT, 2015).

Neste trabalho será adotado como elemento químico toxico grupo de metais, semimetais e ametais associado à toxicidade e potencial poluidor do solo mesmo que alguns, em baixas concentrações sejam essenciais para seres vivos.

Elementos como: arsênio, cádmio, níquel, chumbo e antimônio por sua vez não apresentam função biológica conhecida. Importante ressaltar que em teores elevados mesmo elementos essenciais podem causar toxicidade e apresentar ação carcinogênica e efeito deletério a diversos organismos incluindo a espécie humana (KABATA, 2011; LIRA, 2020).

As maiores concentrações de elementos tóxicos são observadas em áreas industrializadas devido a queima de carvão mineral e combustíveis fósseis utilizados como fontes de energia, promovendo a liberação de diversos elementos como (Cr, Cd, Ni, V, Zn, Hg, Ti), e áreas urbanas com descartes de resíduos sólidos, esgotos etc...

Seguida de áreas agrícolas com uso de agrotóxicos devido ao impacto de ações antrópicas; estudos em florestas indicou a tendência de redução nas concentrações de elementos químicos como Ni, Cu, e Pb em solo à medida que os pontos de avaliação eram mais afastados do centro urbano (FRANÇA, 2006; KABATA, 2011).

A contaminação está diretamente relacionada com a fonte, por exemplo com base no estudo de Lacerda et al. (2007) com um consumo anual de 116.000m<sup>3</sup> de gás natural gera uma emissão de 40kg/ano<sup>-1</sup> de mercúrio sendo considerada a fonte mais limpa, dados de consumo diário em 2022 apenas para o setor industrial aponta o consumo de 31 milhões m<sup>3</sup>/d o que gera em torno de 10.000 kg/d de emissão de mercúrio, piorando se for levar em consideração o uso de biomassa que emite duas vezes mais mercúrio ou carvão mineral que emite 1.200 vezes mais Hg por unidade de energia (LACERDA, 2007).

O conhecimento da dinâmica das fontes e como os elementos tóxicos se comportam no solo possibilita a utilização de técnicas e práticas preventivas e mitigadoras de forma eficiente para o gerenciamento de sua distribuição no solo no ambiente e sua transferência na cadeia trófica (KABATA, 2011).

Pois muitos elementos tóxicos podem ser biomagnificados, mediante o acúmulo em tecidos animais, como por exemplo em células lipídicas, fazendo com que os teores incorporados nos níveis mais elevados da cadeia trófica mediante a ingestão de alimento contaminado sejam elevados, superando os níveis de tolerância dos organismos consumidores (KABATA, 2011).

### 3.6 VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE DO SOLO

Os países pioneiros em adotar critérios para determinação de níveis de contaminação do solo baseados em análise de risco foram EUA e Holanda entre 1989 e 1990, posteriormente vários países da Europa como Suécia, Alemanha, Reino Unido e outros definiram seus valores de referência para prevenção e investigação com o mesmo princípio baseado na avaliação de risco de exposição dos organismos aos efeitos tóxicos e carcinogênicos dos elementos em análise (BIONDI, 2011; HERRERO, 2017).

A análise de risco é com base no conhecimento do perigo do elemento químico em questão e em suas características químicas, são realizados diversas análises e ensaios para determinar os efeitos toxicológicos e a dose máxima de exposição para as três vias principais de contaminação (cutânea, digestiva e respiratória), nos três cenários residencial, agrícola e industrial (FERREIRA, 2016; HERRERO, 2017).

Existem inúmeras terminologias para o termo valores de referência que são geralmente faixas de valores, indicativos das diferentes situações do elemento químico nos solos são pré-estabelecidos o que permite definir a presença, ausência de contaminantes ou conhecer o nível deste no solo. São valores elaborados a partir da análise de solos sob condições naturais (com mínima ou nenhuma interferência antrópica) (BIONDI, 2011; HERRERO, 2017).

Na legislação brasileira encontramos três valores orientadores diferentes: Valores de Referência da Qualidade (VRQs), de Prevenção (VP) e de investigação (VI) Definidos abaixo.

Valor de referência de Qualidade (VQR): ou valor de background geoquímico, é baseado na avaliação de teores naturais de elementos químicos no solo sem interferência antrópica, sendo determinada com base nas interpretações estatísticas de análise físico-químicas de diversos tipos de solos (BRASIL, 2013). O Valor de Prevenção (VP) é o valor intermediário de elementos químicos no solo, no qual esse compartimento ecológico consiga sustentar suas principais funções (BRASIL, 2013).

O Valor de Investigação são valores em que haverá risco para os organismos vivos e saúde humana é baseada na análise de risco, e considera a dose máxima

aceitável absorvida pelos organismos, baseado na toxicologia do elemento ou substância e níveis de exposição. Uma vez seja constatado valores acima do (VI) são necessárias ações específicas para o gerenciamento da contaminação e formas de mitigar e remediar a área reduzindo o risco de poluição conforme (Tabela 1) (BRASIL, 2013).

Tabela 1- Valores de referência esperada de elementos químicos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solo CONAMA (2013). Valor de Prevenção = (VP), Valor de Investigação (VI).

Elemento		Al	As	Ba	Bo	Cd	Co	Cu	Cr
Referência (VP)		-	15	150	-	1,3	25	60	75
Referência (VI)	Agrícola	-	35	300	-	3	35	200	150
	Residencial	-	55	500	-	8	65	400	300
	Industrial	-	150	750	-	20	90	600	400
Elemento		Fe	Mn	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	V
Referência (VP)		-	-	0,5	30	30	72	2	-
Referência (VI)	Agrícola	-	-	12	50	70	180	5	-
	Residencial	-	-	36	100	100	300	10	-
	Industrial	-	-	70	120	130	900	25	1000

Fonte: CONAMA (2013)

Valores de referência para solos também podem ser definidos pelos estados brasileiros por meio de suas agências ambientais. Em São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é responsável pelo estabelecimento dos valores de referência muitas vezes utilizada quando não se tem valores de referências locais conforme (Tabela 2) (CETESB, 2014).

Tabela 2- Valores de referência esperada de elementos químicos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solo CETESB (2014). Valor de referência qualidade (VRQ) Valor de Prevenção = (VP), Valor de Investigação (VI).

Elemento		Al	As	Ba	Bo	Cd	Co	Cu	Cr
Referência Qualidade		-	3,5	75	-	<0,5	13	35	40

(VRQ)									
Referência (VP)		-	15	120	-	1,3	25	60	75
Referência (VI)	Agrícola	-	35	500	-	3,6	35	760	150
	Residencial	-	55	1300	-	14	65	2100	300
	Industrial	-	150	7300	-	160	90	10.000	400
Elemento		Fe	Mn	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	V
Referência Qualidade (VRQ)		-		0,05	<4	13	17	<0,5	-
Referência (VP)		-	-	0,05	5	30	72	2	-
Referência (VI)	Agrícola	-	-	1,2	11	190	150	5	-
	Residencial	-	-	0,9	29	480	240	10	-
	Industrial	-	-	7	180	3.800	4.400	25	-

Fonte: CETESB (2013)

No Estado de Pernambuco, os padrões de qualidade do solo estão a cargo da Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) órgão responsável pela definição e divulgação desses valores conforme (Tabela 3) é também responsável pelo licenciamento para instalação, construção, operação e funcionamento de equipamentos para controle das fontes de poluição; e a aprovação de projetos e obras com utilização de recursos hídricos (CPRH, 2014).

Tabela 3- Valores de referência esperada de elementos químicos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em solo CPRH (2014). Valor de Prevenção = (VP), Valor de Investigação (VI).

Elemento	Ag	Al	As	Ba	Bo	Cd	Co	Cu	Cr
Referência Qualidade (VRQ)	0,5	-	0,60	84	-	0,5	4	5	35
Elemento	Se	Fe	Mn	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	V
Referência Qualidade (VRQ)	04	-	-	0,1	0,5	9	13	0,2	24

Fonte: CPRH (2014)

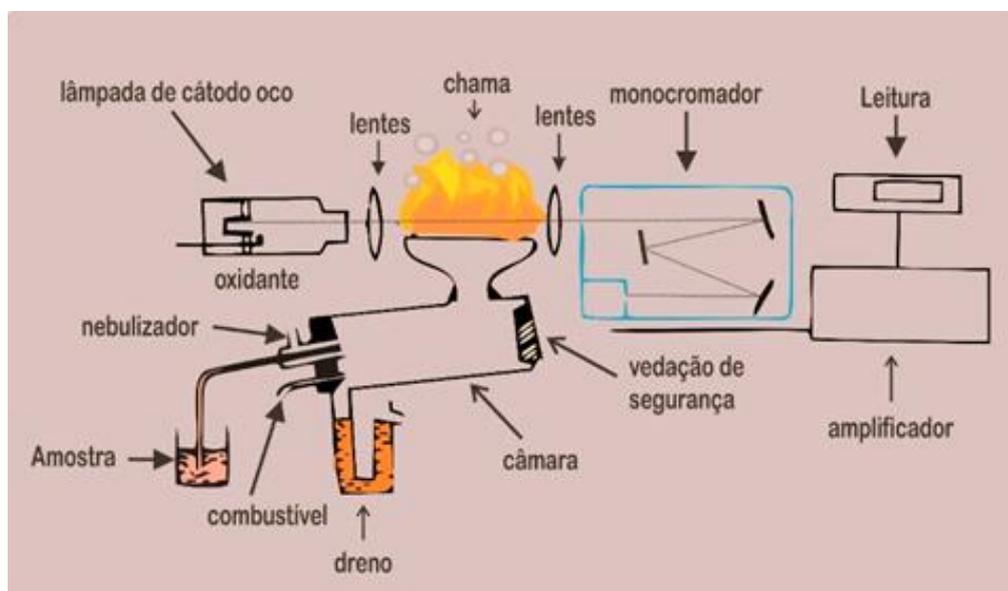
### 3.7 TÉCNICAS MULTIELEMENTARES

Para estudos ambientais, um dos principais requisitos na avaliação da qualidade ambiental é a determinação da distribuição de elementos químicos com nível metrológico adequado. Para esse tipo de estudo, as técnicas analíticas espectrométricas tornam-se importantes ferramentas, principalmente pelo fato destas técnicas possibilitarem a caracterização detalhada dos compartimentos estudados, envolvendo elementos químicos essenciais, traços e tóxicos (FERREIRA, 2016).

A espectrometria compreende um grupo de métodos analíticos baseados nas propriedades dos átomos e moléculas de absorver ou emitir energia eletromagnética em uma determinada região do espectro eletromagnético (FERREIRA, 2016).

Atualmente existem muitas técnicas disponíveis, podendo-se destacar aquelas que têm uma maior aplicação, como: Espectrometria de fluorescência de raio X com energia dispersiva (EDXRF); Espectrometria de Absorção Atômica (AAS); a Espectrometria de Emissão Atômica (AES ou OES) destacando a Espectrometria por emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). A Figura-2 mostra um esquema de um Espectrômetro de Absorção Atômica com Chama - FAAS e seus principais componentes (FRANÇA, 2006; FERREIRA, 2016).

Figura 2- Funcionamento de um espectrômetro de absorção atômica com chama.



Fonte: FERREIRA (2016)

A espectrofotometria de absorção atômica tem como princípio a determinação quantitativa de elementos químicos baseadas na absorção da radiação por átomos livres no estado gasoso, sendo que a quantidade de radiação absorvida, normalmente está relacionada com a concentração dos átomos no estado fundamental. Inicialmente, os átomos encontram-se no estado fundamental, apresentando, por isso, uma configuração eletrônica específica (SKOOG, 2016).

No entanto, a absorção de energia permite que o átomo passe do estado fundamental para um estado de maior energia ou “excitado”. Este novo estado atômico é altamente instável e, por isso, de curta duração retornando ao seu estado fundamental, sendo que a energia em excesso é emitida (liberada) podendo ser igual ou não a energia absorvida inicialmente (SKOOG, 2016). Estas transições apresentam comprimentos de onda específicos formando espectros de absorção e emissão que vão identificar e quantificar os elementos presentes na amostra em análise (SKOOG, 2016).

É empregado para a quantificação de elementos químicos (metais, semimetais e alguns não metais) em uma ampla gama de solução de amostras, como em materiais biológicos (organismos, tecidos, fluídos), matrizes ambientais (plantas, água, solos e sedimentos) e bem como, em alimentos (FERREIRA, 2016; SANTOS, 2016).

Entretanto, para serem analisadas, as amostras precisam passar por um tratamento químico por meio de solubilização ácida (digestão) dos elementos químicos presentes na amostra, sendo necessário maior tempo para a realização das análises e obtenção dos resultados (FERREIRA, 2016).

### 3.8 TÉCNICAS GEOESTATÍSTICA E KRIGAGEM

A RMR apresenta várias áreas verdes urbanas sendo imprescindível a utilização de técnicas de determinação de elementos químicos em conjunto com Sistemas de Informações Geográficas (SIG), para gerir e analisar informações e auxiliar na tomada de decisão.

A geoestatística é uma importante ferramenta de processamento de dados, pois visa mensurar as propriedades e as relações entre estas, considerando a localização espacial do fenômeno em estudo e, por meio da técnica de Krigagem (LANDIM, 2002).

Consiste em um método de regressão utilizado para interpolar dados que leva em consideração as características espaciais de autocorrelação de variáveis regionalizadas, desenvolvida por Daniel G. Krige e posteriormente, no início dos anos 60, melhorada pelo matemático francês Georges Matheron (ORTIZ, 2008).

Ao levar em consideração a existência de continuidade espacial, permite que os dados obtidos por amostragem de certos pontos possam ser usados para a estimação de pontos onde o valor da variável seja desconhecido. Busca prever valores em locais onde não foram coletadas informações através da interpolação de dados (DE SOUZA, 2022).

A técnica de Krigagem permitem melhorar significativamente a profundidade e a precisão da análise dos dados de solo quando se aplica a geoestatística em que muitos aspectos particulares dos dados ficariam escondidos se não fosse o uso de semivariogramas mostrando, por exemplo, a tendência de distribuição de elementos nos solos (VIEIRA, et al, 2000).

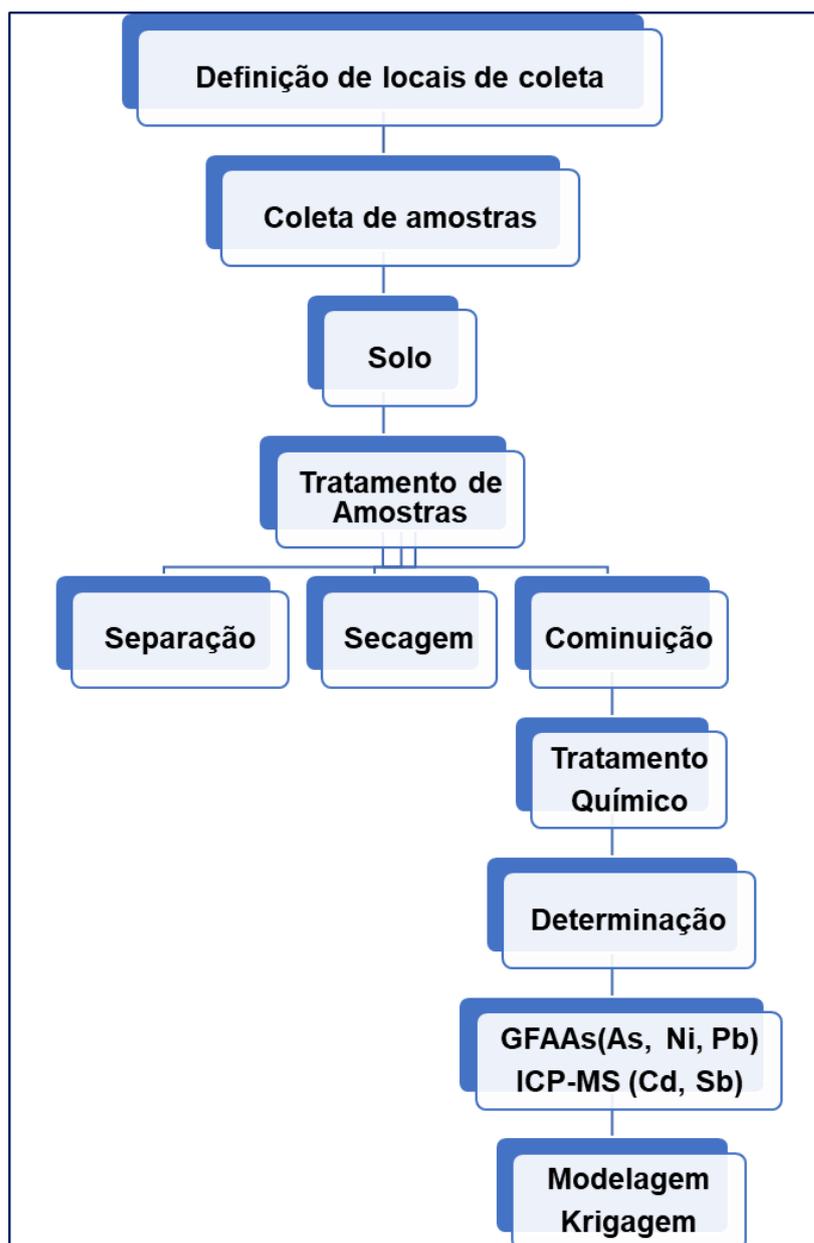
Isto permite a geração de mapas temáticos, que tem como finalidade a análise e interpretação de valores geoespacializados de determinado fenômeno como distribuição de elementos tóxicos em solos e gerar mapas temáticos destes a partir da técnica geoestatística de Krigagem assim com uma grande economia de tempo e dinheiro tanto para coleta, tratamento de amostra e análise de dados (DOS SANTOS, 2020).

Informações como essas não são mostradas quando se usam apenas parâmetros clássicos como médias e variâncias. Nesse sentido, a geoestatística deve ser adotada como rotina em análises de dados, para possibilitar maior precisão científica nas recomendações (DOS SANTOS, 2020).

## 4 METODOLOGIA

Este estudo visa a avaliação do compartimento solo para a monitoração ambiental de elementos químicos e sua distribuição em praças e parques da Região Metropolitana do Recife. O fluxograma das etapas realizadas encontra-se na Figura 3.

3. Figura 3- Fluxograma das etapas envolvidas no projeto de monitoração da qualidade ambiental em praças e parques da RMR.



Fonte: Autor.

#### 4.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

A RMR é constituída pelos municípios de Jaboatão dos Guararapes, Olinda, Paulista, Igarassu, Abreu e Lima, Camaragibe, Cabo de Santo Agostinho, Goiana, São Lourenço da Mata, Araçoiaba, Ilha de Itamaracá, Ipojuca, Moreno, Itapissuma e Recife. Possui uma população de aproximadamente 4.050.000 habitantes com a maior concentração demográfica em Recife e Paulista, além das cidades Jaboatão dos Guararapes e Olinda (IBGE, 2022).

O clima é do tipo As', de acordo com a classificação de Köppen, ou seja, tropical quente húmido com estação chuvosa de outono a inverno (SABOYA, 2021). A precipitação média anual alcança aproximadamente 2.000 mm com temperaturas médias de 25°C, composição da área territorial: 67,43% de morros; 23,26% de planícies; 9,31% de aquáticas; e 5,58% de Zonas Especiais de Preservação Ambiental – ZEPA. (IBGE, 2022).

Os solos da Zona da Mata pernambucana são classificados de maneira geral como Argissolos e Latossolos, que de acordo com o sistema brasileiro de classificação de solos são classes muito evoluídas e intemperizadas (FERREIA, 2016).

A origem da planície do Recife é Aluvionar fluvio marinha, em torno da qual se eleva, formando um semicírculo, a Formação Barreira desde o Norte, oeste, até o Sul, correspondendo desde a cidade de Olinda, passando pelos bairros de Casa Amarela, Várzea, Tejipió, Ibura, Jordão e Prazeres.

A leste desenvolve-se o litoral oceânico defendido pelos cordões de arrecifes. De norte ao sul ao longo da linha litorânea são aproximadamente 16 Km, e do litoral ao sopé das colinas da várzea, cerca de 15 Km.

O Recife apresenta a segunda menor área urbana entre as capitais dos estados brasileiros e uma população que cresce significativamente devido, principalmente, ao desenvolvimento econômico do estado de Pernambuco. O desenvolvimento da presente proposta de pesquisa ocorreu em 6 praças e parques da RMR (Tabela 4).

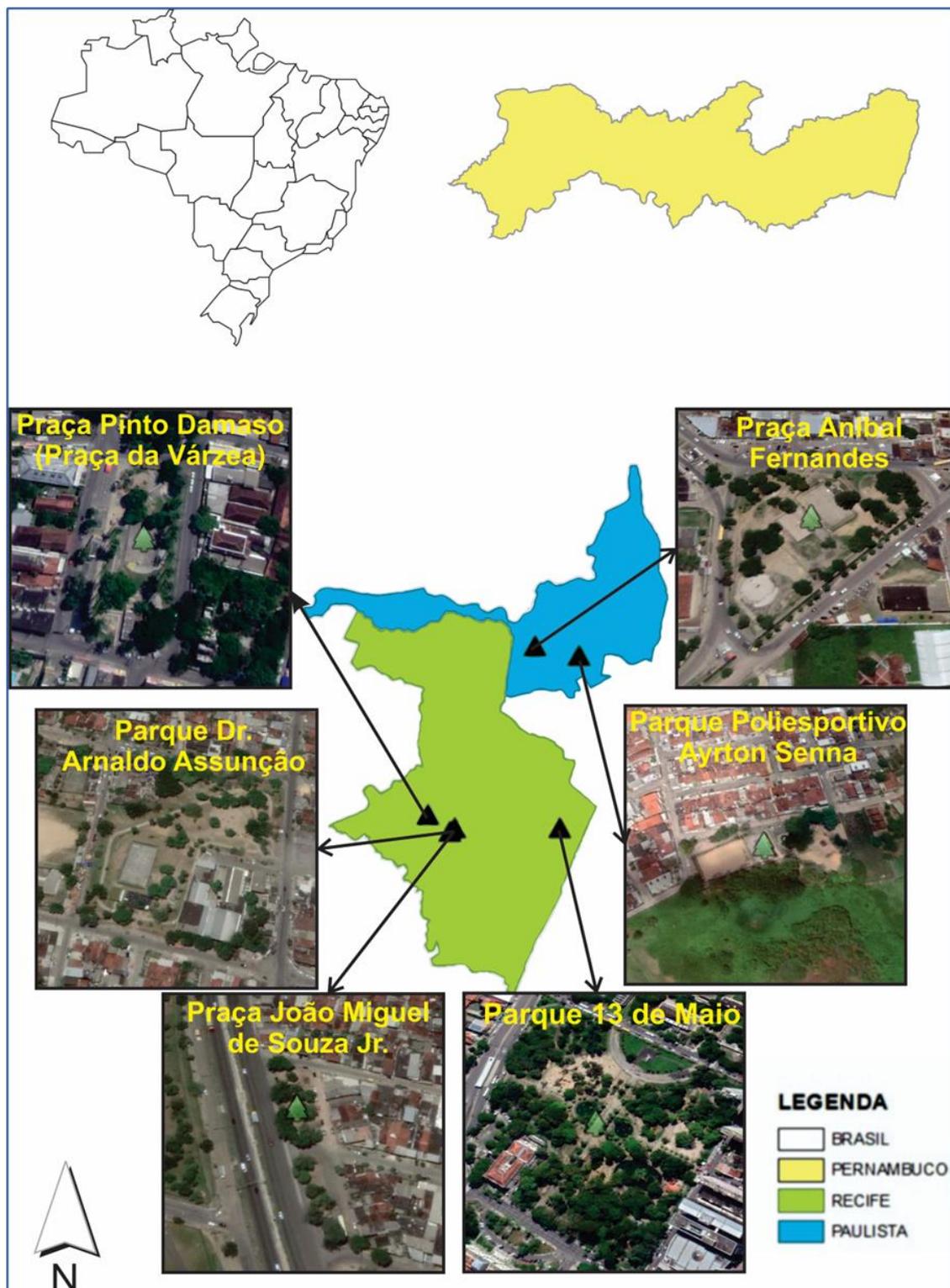
Tabela 4– Coordenadas geográficas dos parques e praças da RMR e Paulista selecionados para a monitoração ambiental.

Município	Parques e Praças	Nome	Local	Latitude	Longitude
Recife	Parque 13 de Maio	Parque 13 de Maio	R. Mamede Simões, 111- Boa vista (Recife)	8°03'23"S	34°52'52"O
	Praça Pinto Damaso	(Praça da Várzea)	Av. Afonso Olindense, S/N Várzea (Recife)	8°02'56"S	34°57'34"O
	Parque Dr. Arnaldo Assunção	Parque do Eng. do meio	R. Antônio Borges Uchôa- Engenho do Meio	8°03'27"S	34°56'34"O
	Praça João Miguel de Souza Junior	Praça do Eng. Meio BR-101	R. Dom João Moura- Engenho do Meio	8°03'32"S	34°56'45"O
Paulista	Parque Poli Esportivo Ayrton Senna	Parque de Paulista	R. Matias, de Albuquerque - Vila Torres Galvão- Paulista	7°57'20"S	34°52'15"O
	Praça Aníbal Fernandes	Praça de Jardim Paulista	Av. Min. Marcos de Barros Freire- Paulista	7°56'59"S	34°53'46"O

Fonte: Autor.

Os espaços públicos monitorados foram selecionados de acordo com a proximidade a possíveis fontes de elementos químicos tóxicos como rodovias com intenso tráfego de veículos. Com a seleção de aproximadamente 30 pontos de amostragem em cada uma dessas áreas conforme (Figura 4), além de apresentarem diversas estruturas que sejam atrativas para a população local.

Figura 4- Áreas de estudo referentes a parques e praças da RMR.



Fonte: Autor.

## 4.2 AMOSTRAGEM E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

Com um prévio levantamento florístico nas praças e parques da RMR, foram selecionadas as árvores mais representativas do paisagismo local. Para os solos foram amostrados de forma composta (5 pontos de coleta por amostra; massa de 50 g cada) com auxílio de sonda de amostragem na profundidade de 0-15 cm abaixo da projeção das copas das árvores anteriormente selecionadas.

As amostras de solo foram secas em estufa de circulação forçada à 60°C, cominuídas em almofariz e pistilo de porcelana para obtenção de partículas menores que 80 µm (Figura 5). Após o tratamento, as amostras foram também armazenadas em sacos previamente descontaminados do tipo “fecha fácil” de polietileno Vabene® para posterior tratamento e análise.

Foram selecionadas árvores distribuídas uniformemente em toda área das praças e parques para levantamento florístico, levando em consideração a variabilidade de espécies presentes no local. Os indivíduos selecionados com perímetro à altura do peito-PAP superior a 15 cm foram marcados numericamente, identificados e georreferenciados com auxílio de equipamento de posicionamento global - GPS.

Figura 5- Cominuição de amostras solo.



Fonte: Autor.

A Tabela 5 mostra o quantitativo de amostras de solos analisadas para cada praça ou parque selecionado para esse estudo, assim como a data de coleta, o quantitativo de amostras, foram coletadas com base na dimensão da área e diversidade de vegetação arbórea presente nos parques e praças.

Tabela 5– Número de amostras de solos e data de coleta nos parques e praças estudados.

Local	Nome	Data	Amostras de solo
Parque 13 de Maio	Praça 13 de Maio	13/02/2017	26
Parque Dr. Arnaldo Assunção	Parque do Engenho do Meio	20/04/2017	18
Praça Pinto Damaso	Praça da Várzea	03/05/2017	15
Praça João Miguel de Souza Junior	Praça do Eng. Meio BR-101	03/05/2017	9
Praça Aníbal Fernandes	Praça de Paulista	07/08/2017	21
Parque Poli Esportivo Ayrton Senna	Parque de Jardim Paulista	09/08/2017	20
	Total de Amostras		109

Fonte: Autor.

Após o tratamento químico das amostras de solos, foram realizadas as análises por Espectrometria de Massa por Plasma Acoplado Indutivamente – ICP MS para a quantificação de Cd e Sb e a Espectrometria de Absorção Atômica Forno Grafite – GFAAS para a determinação de As, Ni e Pb nas amostras de solos.

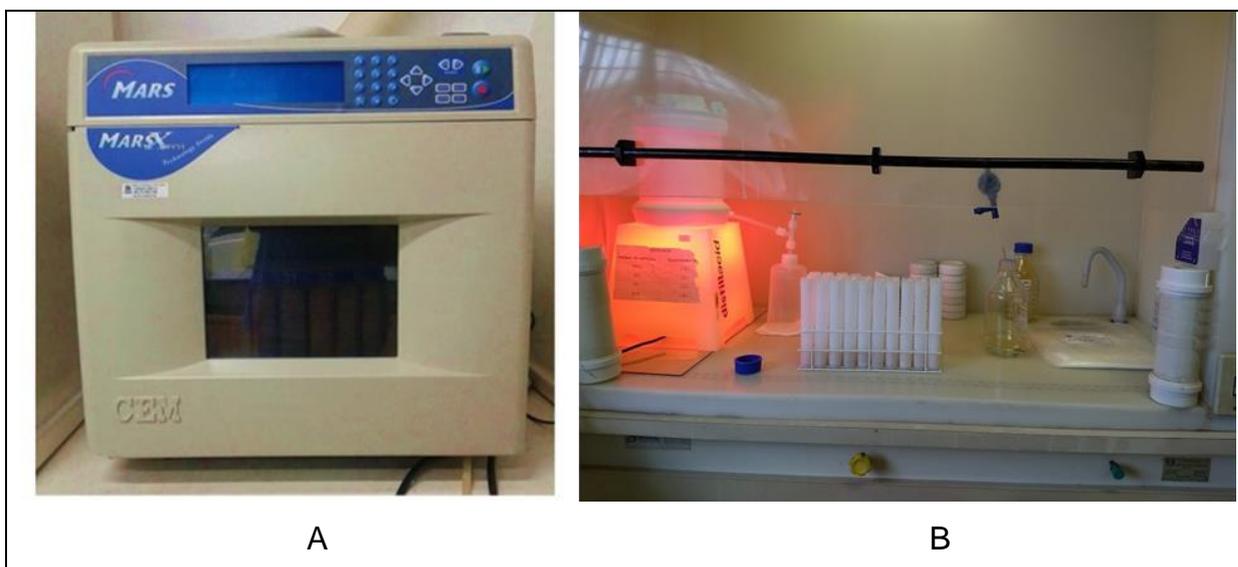
#### 4.3 TRATAMENTO QUÍMICO DE AMOSTRAS PARA GFAAS E ICP-MS

As amostras de solo foram preparadas e analisadas com os brancos analíticos e os materiais de referência certificados SRM-2709a *San Joaquin Soil* e SRM-2710a *Montana I Soil*, produzidos pelo NIST. O protocolo analítico utilizado foi baseado no método de digestão USEPA 3051a, sendo suas etapas procedimentais descritas a seguir:

- ✚ Porções-testes de aproximadamente 0,1 g das amostras foram pesados e transferidos para tubos de Teflon;
- ✚ 12 ml de HNO<sub>3</sub> (ácido nítrico) concentrado p.a (~65%) destilado foi adicionado para a solubilização das amostras;

- ✚ A solução foi mantida em banho-maria à 80°C e ultrassom por 30 minutos para a pré-digestão das amostras;
- ✚ Em seguida, os tubos foram direcionados ao forno micro-ondas modelo MARSXpress da CEM (Figura 6-A) à 175°C, com uma rampa de temperatura de programada para 15 minutos e 5 minutos de permanência nessa temperatura;
- ✚ Após o período de resfriamento de aproximadamente duas horas, as amostras foram filtradas e acondicionadas em tubos falcon (Figura 6-B),
- ✚ O volume final das amostras foi completado até 20 ml por meio da adição de água ultrapura (resistividade de 18,2 MΩ × cm à 25 ° C). Os tubos com as soluções obtidas foram armazenados em geladeira até a realização das análises químicas.

Figura 6- A. Forno digestor MARSXpress da CEM. B. Amostra nos tubos Digestores.



Fonte: Autor.

#### 4.4 ANÁLISES POR GFAAS

A quantificação dos elementos químicos As, Ni e Pb nas amostras de solos, materiais de referência e brancos analíticos foi realizada por meio do equipamento espectrômetro de absorção atômica VARIAN AA240Z com forno de grafite GTA 120

(Figura 7) em triplicata, utilizando a solução-padrão Merck para a obtenção de curva analítica de acordo com elemento químico a ser analisado.

Figura 7- Espectrofotômetro de absorção atômica VARIAN AA240Z (Zeeman) com forno de grafite GTA 120.



Fonte: Autor.

As análises foram realizadas conforme às condições explicitadas na Tabela 6 para o comprimento de onda (nm), o modificador de matriz, o volume das amostras e a temperatura de atomização. Detalhes da metodologia podem ser consultados em Nascimento (2019).

Tabela 6- Parâmetros utilizados nas análises por GFAAS.

<b>Analito</b>	<b>Comprimento de onda (nm)</b>	<b>Modificador de Matriz</b>	<b>Amostra (µL)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>
As	193,7	Ácido ascórbico; solução de Pd	18	2600
Ni	352,5	-	12	2400
Pb	283,3	-	12	2100

Fonte: Autor.

#### 4.5 ANÁLISES POR ICP-MS

O equipamento NexION 300 ICP-MS, PerkinElmerSCIEX (Figura 8) foi empregado na análise de soluções das amostras, materiais de referência e brancos analíticos para a determinação de Cd e Sb.

Figura 8- Equipamento NexION 300, PerkinElmerSCIEX, a ser empregado para determinação de Cd e Sb em solos e folhas por ICP-MS.



Fonte: Autor.

Assim como, ocorreu para as análises químicas por AAS, foram empregados soluções-padrão Merck para a obtenção das curvas analíticas entre 0 e 50  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Antes das análises químicas, foi realizada a otimização das configurações do espectrômetro, empregando-se solução contendo 1  $\mu\text{g L}^{-1}$  de Be, Ce, Fe, In, Li, Mg, Pb e U, para a definição de potência, fluxo do gás de nebulização, fluxo do gás auxiliar, fluxo do gás refrigerante, temperatura de resfriamento, temperatura de aquecimento, potencial de viés do quadrupolo e voltagem do multiplicador (Tabela 7). Simultaneamente, o equipamento realizou a verificação da razão CeO/Ce, cujo valor não ultrapassou 2,5%. Detalhes da metodologia podem ser consultados em Silva Filho (2018).

Tabela 7- Condições operacionais do ICP-MS.

Parâmetros	Valores
Fluxo de gás do nebulizador	1,095 L min <sup>-1</sup>
Fluxo de gás auxiliar	1,20 L min <sup>-1</sup>
Gás do plasma	18,00 L min <sup>-1</sup>
Potência do ICP RF	1470 W
Tensão da fase analógica	-1642 W
Tensão da fase de pulso	848 V
Leitura/varredura	60
Leituras	1
Replicatas	3
Detector	Analógico
Modelo de digitalização	Altura do pico

Fonte: Poggi 2016.

Após as quantificações dos analitos, os resultados de concentração de elementos químicos foram compilados em planilha Excel da Microsoft para o cálculo das concentrações em mg kg<sup>-1</sup> e estimativa das incertezas analíticas associadas aos resultados.

#### 4.6 INCERTEZAS ANALÍTICAS

Incerteza analítica é o parâmetro associado ao resultado de uma medição, que caracteriza a dispersão dos valores que podem ser atribuídos ao mensurando as incertezas analíticas das medições por GFAAS e ICP-MS foram obtidas a partir da soma quadrática das incertezas referentes à precisão e à exatidão com a obtenção das incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança (WILLIAMS, 2012; FERREIRA, 2016).

#### 4.7 QUALIDADE DO PROCEDIMENTO ANALÍTICO – NÚMERO EM

A partir dos resultados analíticos e incertezas dos materiais de referência analisados em todas as técnicas empregadas, o cálculo de Número E<sub>n</sub> (Equação 1) foi aplicado para avaliação da qualidade dos procedimentos analíticos conforme a

ISO 13528 (2005). Para isso, os valores do Número  $E_n$  para cada analito devem estar dentro do intervalo -1 e 1, indicando controle de qualidade do procedimento analítico em nível de 95% de confiança.

$$E_n = \frac{V_{obt} - V_{ref}}{\sqrt{U_{obt}^2 + U_{ref}^2}} \quad (1)$$

em que,

$V_{obt}$  = valor obtido da concentração do analito no material de referência analisado;

$V_{ref}$  = valor de referência da concentração do elemento químico constante do certificado de análise do material de referência analisado;

$U_{obt}$  = incerteza expandida em nível de 95% de confiança do valor obtido,

$U_{ref}$  = incerteza expandida em nível de 95% de confiança do valor de referência.

#### 4.8 ÍNDICE NEMEROW “MELHORADO” (IMN)

Uso de índices de acumulação e dispersão de elementos tóxicos em solos são amplamente utilizados em análises ambientais de solos já que a acumulação de elementos químicos tóxicos e sua transferência estão sujeitas às suas quantidades naturais ou introduzidas no sistema, assim como seu comportamento geoquímico sob diferentes condições físicas, químicas e biológicas (MEMOLI et al., 2019).

Portanto, deve ressaltar que a variabilidade natural é consequência da heterogeneidade dos materiais geológicos presentes no solo e a variabilidade devido à ação humana, por sua vez, depende de fontes poluentes diversas. Este fato dificulta a avaliação da contribuição antropogênica em estudos sobre a presença de elementos traços e tóxicos no ambiente (KABATA, 2011).

O índice Nemerow (IMN) vem sendo amplamente aplicado em estudos recentes de poluição para avaliar a contaminação em solos por elementos químicos tóxicos, cujos critérios de classificação estão na Tabela 8 (TYOPINE et al., 2018). A Equação 2 é usada para calculá-lo:

$$I_{MN} = \sqrt{\frac{(I_{geo\max}^2) + (I_{geo\ave}^2)}{2}} \quad (2)$$

$I_{geo\max}^2$  = Valor obtido do Igeo máximo do elemento químico tóxico no solo;

$I_{geo\ave}^2$  = Valor do Igeo médio do elemento químico tóxico no solo;

Tabela 8- Critério de classificação para índice Nemerow (IMN).

<b>IMN</b>	<b>Classificação</b>
$IMN \leq 0$	Não poluído
$0 < IMN \leq 1$	De não poluído a moderado
$1 < IMN \leq 2$	Moderadamente poluído
$2 < IMN \leq 3$	De moderadamente a fortemente poluído
$3 < IMN \leq 4$	Fortemente poluído
$4 < IMN \leq 5$	De fortemente poluído a extremamente poluído
$IMN > 5$	Extremamente poluído

Fonte: TYOPINE et al. (2018).

#### 4.9 ANÁLISE DOS RESULTADOS

A média aritmética, mediana, máximo e mínimo, assim como desvio padrão e coeficiente de variação dos analitos em amostras de solo foram calculadas usando o Microsoft Excel 365® bem como o cálculo do IMN. Com uso do software SUFER versão 25 para Windows, foi realizada a distribuição dos elementos químicos na superfície do solo das áreas verdes urbanas em estudo.

Para a representação gráfica dos resultados, optou-se pela utilização de mapas de isolinhas através da krigagem ordinária (DE SOUZA, 2022) para

demonstrar a dispersão dos elementos químicos em estudo. Criando uma tabela usando Excel com dados de latitude e longitude referente aos pontos de coleta e a concentração obtida para os elementos em estudos, posteriormente essa tabela é exportada para o software Surfer e gerando o mapa através da krigagem ordinária.

## 5 RESULTADOS E ANÁLISE

Esta seção abrangeu a demonstração da qualidade do procedimento analítico para os elementos químicos determinados por GFAAS e ICP-MS nas amostras de solos coletadas nos parques e praças da Região Metropolitana do Recife; a observação do índice de poluição do solo com uso do índice Nemerow Melhorado e enriquecimento das concentrações de As, Cd, Ni, Pb e Sb devido às atividades antropogênicas

### 5.1 QUALIDADE DOS PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

A demonstração da qualidade do procedimento analítico para a determinação dos elementos químicos nos compartimentos ecológicos estudados nas praças e parques da RMR foi essencial para a garantia de comparabilidade dos resultados e de verossimilhança do estudo de monitoração ambiental.

### 5.2 MATERIAIS DE REFERÊNCIA GEOLÓGICOS

Os valores obtidos, os valores certificados e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança estão dispostos na Tabela 9 para os elementos químicos tóxicos determinados por GFAAS (As, Ni e Pb) e ICP-MS (Cd e Sb) nos materiais de referência certificados SRM 2709 e SRM 2710. As concentrações de As e Pb foram certificados para SRM 2709 e Cd, Ni e Sb para SRM 2710.

Tabela 9– Valores obtidos e certificados (mg kg<sup>-1</sup>) e suas respectivas incertezas expandidas em nível de 95% de confiança dos elementos químicos determinados

nos materiais de referência San Joaquin 2709 Soil e Montana Soil 2710 analisado por ICP – MS e GFAAS.

Analito	SRM 2709 - San Joaquin				Número E <sub>n</sub>	SRM 2710 - Montana Soil				
	Certificado		Obtido			Certificado		Obtido		
	Média	Inc.	Média	Inc.		Média	Inc.	Média	Inc.	
As**	12,4 ± 0,1		12,9 ± 3,7		0,07	-		nq		-
Cd*	-		Nq		-	20 ± 6,5		19,1 ± 3,8		0,12
Ni**	-		Nq		-	10,1 ± 3,10		10,9 ± 1,6		0,23
Pb**	13 ± 3		13,8 ± 1,8		0,21	-		nq		-
Sb*	-		Nq		-	7,9 ± 4,3		4,4 ± 1,1		0,79

Inc. = incerteza analítica expandida em nível de 95% de confiança; \*Analitos quantificados por ICP MS; \*\*Analito quantificado por GFAAS; nq = não quantificado

Fonte: O Autor.

Os valores de Números En para os materiais de referência analisados por GFAAS e ICP MS para os elementos químicos também estão presentes nessa tabela, cujas incertezas analíticas expandidas em nível de 95% de confiança foram compiladas dos respectivos certificados de análise.

Os materiais de referência empregados possuem diferentes características químicas relacionadas com a concentração do elemento químico e à sua facilidade de tratamento químico. Por isso, para evitar diluições desnecessárias, foram apenas determinados os elementos químicos nos materiais de referência geológicos mais adequados no momento de análise.

Os valores estiveram no intervalo entre -1 e 1, garantindo a qualidade do procedimento analítico para a determinação de As, Cd, Ni, Pb e Sb em solos das praças e parques da RMR. As, Ni e Pb foram apenas quantificados por GFAAS no SRM 2710 com todos os valores de Número En entre -1 e 1, uma vez que os valores das concentrações desses elementos químicos nas soluções desse material de referência estavam na faixa de concentração da curva analítica, após a diluição final.

Similarmente, Cd e Sb foram determinados por ICP-MS nas soluções do material de referência SRM 2710, garantindo-se, assim, a qualidade do procedimento analítico, comparabilidade e confiabilidade dos resultados nas determinações desses elementos químicos em solos de parques e praças da RMR.

## 5.3 QUALIDADE AMBIENTAL DOS SOLOS DOS PARQUES E PRAÇAS DA RMR

Tabela 10– Estatística descritiva das concentrações (mg kg<sup>-1</sup>) de As, Cd, Ni, Pb e Sb nos solos.

Local	Estatística	As	Cd	Ni	Pb	Sb
Parque 13 de Maio	Média	0,94	0,06	1,91	18,3	0,05
	Mediana	0,83	0,05	1,64	12,3	0,04
	Max	1,94	0,14	8,75	138	0,18
	Min	0,22	0,02	0,07	3,59	0,02
	CV%	45	54	91	138	72
	n	26	22	24	26	26
Praça da Várzea	Média	0,68	0,08	2,98	10,8	0,06
	Mediana	0,68	0,09	2,64	10,9	0,04
	Max	1,08	0,13	5,05	17,5	0,15
	Min	0,33	0,03	1,59	6,34	0,02
	CV%	32	33	37	28	59
	n	15	15	15	15	15
Parque do Eng. Do Meio	Média	0,18	0,04	2,68	8,95	0,03
	Mediana	0,11	0,04	0,71	7,39	0,02
	Max	0,83	0,24	29,3	27,5	0,02
	Min	0,02	0,01	0,02	0,01	0,006
	CV%	125	94	194	93	115
	n	11	6	11	15	14
Praça do Eng. Do Meio BR-101	Média	0,40	0,06	3,09	10,9	0,04
	Mediana	0,42	0,06	1,58	12,7	0,03
	Max	0,87	0,10	17,5	17,5	0,07
	Min	0,11	0,06	0,05	3,24	0,017
	CV%	56	36	116	40	43
	n	7	7	8	9	9
Parque de Paulista	Média	0,80	0,05	1,34	9,12	0,03
	Mediana	0,73	0,05	1,13	7,75	0,02
	Max	1,11	0,09	2,35	26,8	0,07
	Min	0,54	0,05	0,58	4,50	0,004
	CV%	21	43	41	50	69
	n	21	21	21	21	19
Praça de J. Paulista	Média	0,84	0,19	4,81	13,3	0,04
	Mediana	0,85	0,06	4,80	9,06	0,04
	Max	1,36	2,45	15,1	54,4	0,07
	Min	0,41	0,19	0,13	5,75	0,022
	CV%	27	271	64	94	22
	n	20	20	20	20	20
Todas os Parques e Praças	Média	0,73	0,09	2,72	12,5	0,04
	Mediana	0,74	0,06	1,85	9,25	0,04
	Max	1,94	2,45	18,6	138	0,18
	Min	0,02	0,01	0,02	0,79	0,004
	CV%	288	276	107	118	71
	n	100	91	99	104	103

Fonte: O Autor.

Recentemente, os solos superficiais de áreas verdes urbanas estão cada vez mais suscetíveis a receberem poluentes do entorno ou de atividades *in situ* por meio de deposição seca e úmida (LIRA, 2020). A Tabela 10 apresenta os valores médios das concentrações em mg kg<sup>-1</sup> dos elementos químicos determinados nos solos de praças e parques da RMR.

Em Biondi (2011) os teores médios de arsênio em solos de referência de Pernambuco para zona da Mata são de  $0,36 \text{ mg kg}^{-1}$ , nas áreas de estudo deste trabalho foi observado o dobro  $0,73 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Para o elemento Cd a concentração média está abaixo da obtida nos solos de referências que foi de  $1,08 \text{ mg kg}^{-1}$ , o elemento Ni também está abaixo dos valores de referência de  $4,40 \text{ mg kg}^{-1}$ , assim como chumbo estão abaixo de  $16,85 \text{ mg kg}^{-1}$  obtido nos solos de referência do estado de Pernambuco (BIONDI, 2010). Não foi encontrado trabalhos sobre teor de antimônio ou valor de referência em solos de Pernambuco.

De maneira geral, as concentrações médias variaram em todos os locais amostrados de  $0,02$  a  $1,94 \text{ mg kg}^{-1}$  para As, de  $0,01$  a  $2,45 \text{ mg kg}^{-1}$  para Cd, de  $0,02$  a  $18,6 \text{ mg kg}^{-1}$  para Ni, de  $0,79$  a  $138 \text{ mg kg}^{-1}$  para Pb e de  $0,004$  a  $0,18 \text{ mg kg}^{-1}$  para Sb.

Comparando os resultados da mediana de todos os parques e praças estudados que dão uma visão geral para os elementos níquel e chumbo com trabalho de Herrero (2017) para solos urbanos os valores estão abaixo do observados neste trabalho que foram respectivamente  $21 \text{ mg kg}^{-1}$  para Ni e  $47 \text{ mg kg}^{-1}$  para Pb.

Comparando com os resultados de solo de fragmentos florestais de Pernambuco neste mesmo trabalho com  $25 \text{ mg kg}^{-1}$  para Ni e  $46 \text{ mg kg}^{-1}$  para Pb. as concentrações também estiveram abaixo destes valores. Mas comparando as concentrações máximas desses dois estudos os parques e praças apresentaram concentrações desses elementos três vezes mais altas (HERRERO, 2017).

Considerando esse valor médio como a praça e o parque como todo observa-se que cada local de estudo apresenta uma dinâmica própria de distribuição desses elementos como pode ser observado nos mapas de krigagem posteriormente.

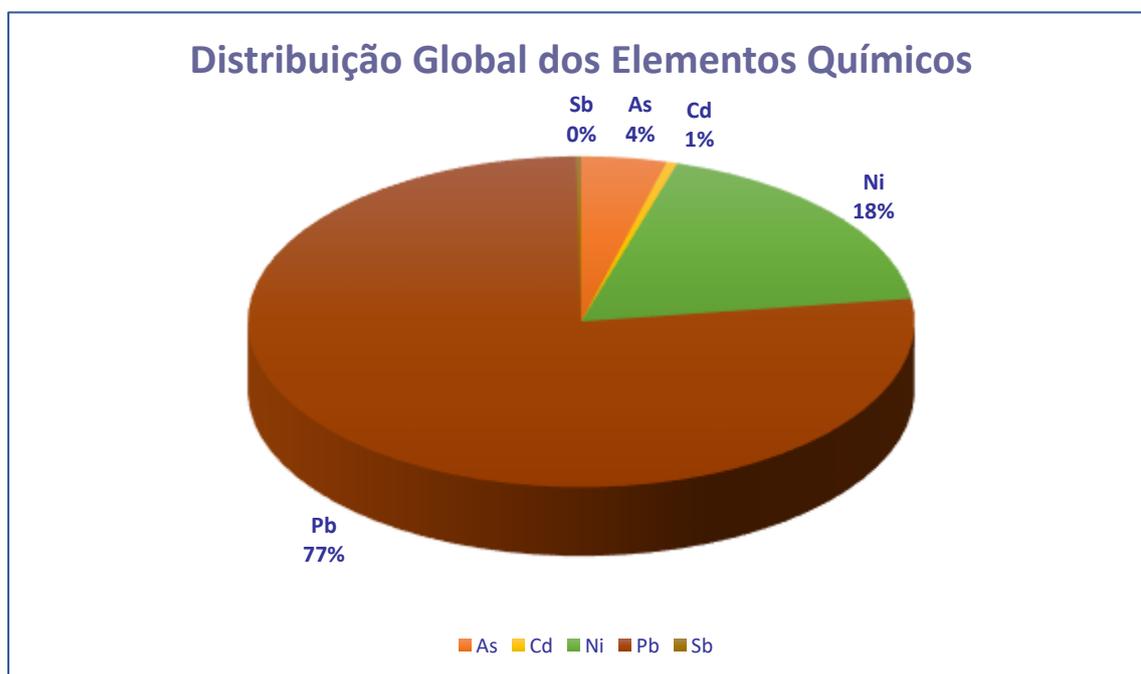
As concentrações dos elementos químicos foram bastante variáveis com coeficientes de variação total atingindo aproximadamente 288% para arsênio, 276% para cádmio, 107% para chumbo, 118% para níquel e 71% para antimônio ao considerar todos os solos analisados. Com isso, estima-se grande variabilidade pedogenética ou influência da poluição sobre os solos urbanos. Vale ressaltar que

os solos podem não ser nativos de cada região, sendo retirados de outros locais do Estado de Pernambuco.

A contribuição percentual dos elementos químicos estudados em solos dos parques e praças da RMR estão presentes na Figura 9. O Pb apresentou a maior concentração percentual em todos os locais estudados com valores acima de 77%, o que já seria esperado, pois este elemento químico é considerado um dos maiores poluentes atuais (WANG, 2019).

Níquel foi o segundo em contribuição percentual de 18% nos solos das áreas verdes urbanas estudadas. Arsênio esteve em terceiro lugar com 4%, seguido por Cd com 1% e Sb com a menor concentração percentual (média de 0,3%).

Figura 9- Distribuição global de As, Cd, Ni, Pb e Sb elementos químicos tóxicos em solos das praças e parques da RMR.



Fonte: O Autor.

Quando comparados os resultados das concentrações médias (que definem os parques e praças como um todo) com os padrões brasileiros de qualidade de solos estabelecidos pelo CONAMA-460, nenhuma concentração dos elementos químicos determinados neste estudo esteve acima dos valores de referência como observado na Tabela 11.

Tabela 11– Concentrações médias ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos solos em praças da RMR. Destaque os valores acima da normativa do CPRH.

Local	Elemento químico tóxico					
	As	Cd	Ni	Pb	Sb	
Parque 13 de Maio	0,94	0,06	1,91	18,37	0,05	
Praça da Várzea	0,68	0,08	2,98	10,75	0,06	
Parque do Eng. Do Meio	0,18	0,04	2,68	8,95	0,03	
Praça do Eng. Do Meio BR-101	0,40	0,06	3,09	10,93	0,04	
Parque de Paulista	0,80	0,05	1,34	9,12	0,03	
Praça de J. Paulista	0,84	0,19	4,81	13,32	0,04	
Valores CONAMA	Prevenção	15	1,3	30	72	2
	Investigação	55	8	100	300	10
Valores CPRH	Prevenção	0,6	< 0,5	9	13	0,2
	Investigação	-	-	-	-	-
Valores CETESB	Prevenção	3,5	< 0,5	13	17	< 0,5
	Investigação	-	-	-	-	-

Fonte: O Autor.

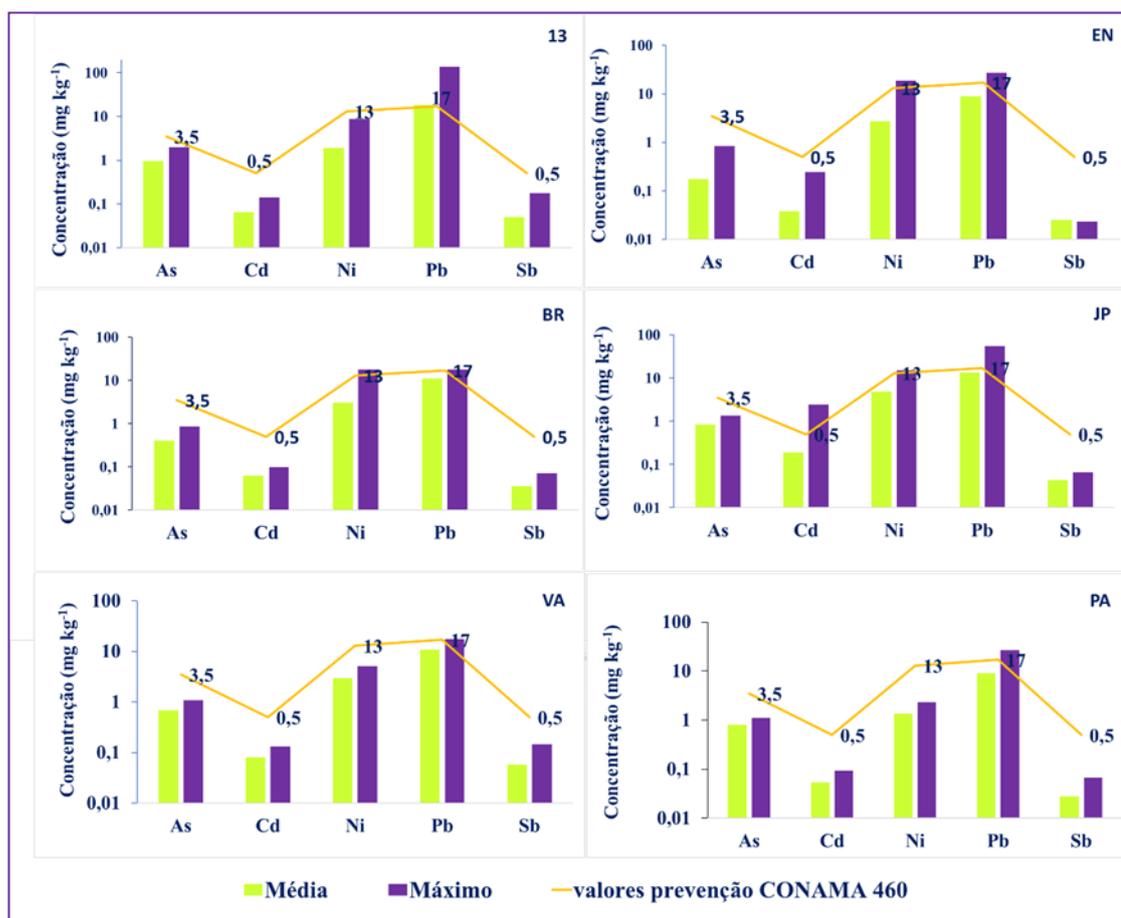
Os gráficos da Figura 10 foram construídos com base nos valores de prevenção estabelecidos pela Norma CONAMA-460. Levando em consideração as concentrações máximas obtidas em alguns pontos dentro dos parques e praças estudados, os valores de As, por exemplo, estiveram perto do limite de referência em todos os locais amostrados que devido seu fator de toxicidade devem ser monitorados.

No caso do Cd, as concentrações máximas na Praça de J. Paulista estiveram acima dos valores de referência propostos pela CONAMA- 460 (Figura 11).

Para o elemento químico Ni, as concentrações máximas obtidas no Parque do Eng. do Meio, e na Praça do Eng. do Meio BR-101 estiveram acima dos valores estabelecidos pela normativa CONAMA (Figura 10).

No caso de Pb, as concentrações máximas determinadas em todas as áreas de estudo apresentaram valores acima do valor estabelecido pelo CONAMA-460, e em todos os outros parques e praças estão acima dos limites estabelecidos pela CETESB e CPRH.

Figura 10- Concentrações médias e máximas em (mg kg<sup>-1</sup>) para solos nas praças estudadas e suas respectivas concentrações estabelecidas pelo CONAMA-460.



(13) = Parque 13 de Maio; (VA) = Praça da Várzea; (EN) = Parque do Eng. do Meio; (BR) = Praça do Eng. do Meio BR-101; (PA) = Parque de Paulista; (JP) = Praça de Jardim Paulista

Fonte: O autor.

#### 5.4 INDICE NEMEROW MELHORADO (IMN)

O nível de poluição foi dividido em sete graus, da seguinte maneira:  $IMN \leq 0$ , não contaminado (classe 0);  $IMN \leq 1$ , não contaminado a moderado contaminado (classe 1);  $1 < IMN \leq 2$ , moderadamente contaminado (Classe 2);  $2 < IMN \leq 3$ , a fortemente contaminado (Classe 3);  $3 < IMN \leq 4$ , altamente contaminado (classe 4);  $4 < IMN \leq 5$ , muito contaminado (classe 5);  $IMN > 5$ , extremamente contaminado (Classe 6).

Os resultados Do Índice Nemerow Melhorado (IMN) de elementos tóxicos no solo são mostrados na Tabela 12. O IMN diminuiu nos solos das praças da RMR nas seguintes ordens: Sb > Ni > As > Cd > Pb para praça da BR-101. No Parque 13 de Maio; Ni > Sb > Pb > Cd > As; na praça Pinto Damaso localizada no bairro da Várzea; Ni > Sb > As > Pb > Cd para o Parque Eng. do Meio; Sb > Ni > As > Cd > Pb; para a Parque de Paulista Ni > Sb > Cd > As > Pb e para Praça de J. Paulista Sb > Cd > Ni > As > Pb.

Tabela 12- Valores do índice Nemerow Melhorado – IMN para solos de praças e parques da RMR. Em destaque os valores positivos.

IMN	As	Cd	Ni	Pb	Sb
<b>BR-101</b>	2,25	1,32	<b>3,21</b>	1,07	<b>3,40</b>
<b>13 de maio</b>	1,12	1,23	<b>4,04</b>	1,87	2,63
<b>Várzea</b>	1,68	0,91	<b>3,66</b>	1,09	2,47
<b>Eng. Do Meio</b>	<b>3,04</b>	2,06	<b>3,41</b>	1,34	<b>4,42</b>
<b>Paulista</b>	1,54	1,56	<b>5,05</b>	1,31	<b>3,76</b>
<b>Jd. Paulista</b>	1,82	2,87	2,61	1,18	<b>3,18</b>

Fonte: O autor.

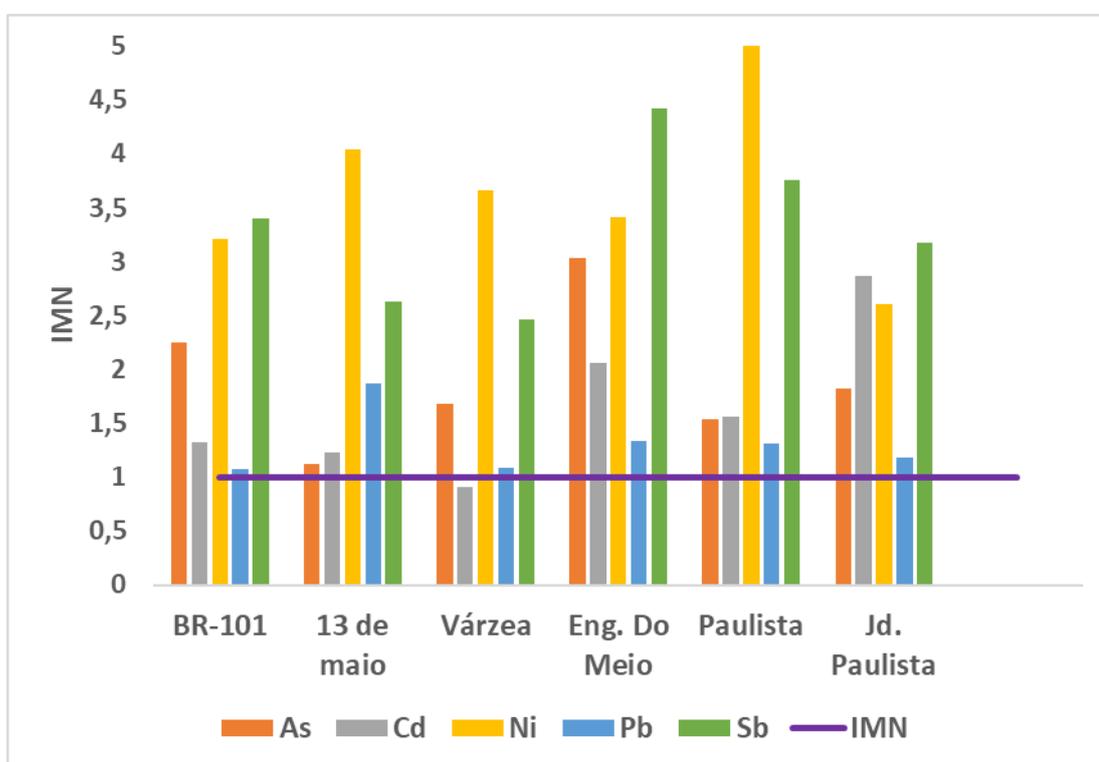
Avaliando todas as concentrações nos solos de todas as praças e parques estudados, IMN diminuiu na seguinte ordem: Ni>Sb>As>Cd>Pb evidenciando a maior influência dos elementos químicos níquel, antimônio e arsênio. Considerando todos os valores IMN, mais de 95% dos dados foram superiores a 1, obtendo-se resultado semelhante em praças na China estudadas por Wang et al. (2019) que consideram que estes locais estiveram sob influência de poluentes de fontes antropogênicas.

Como foi observado para a maioria dos resultados das áreas verdes da RMR, vários resultados positivos foram encontrados, necessitando-se de atenção para áreas com concentração de algum elemento químico em particular (WANG et al., 2019).

Além disso, os valores IMN, a partir do Igeo Max e Igeo Médio, permitiram a classificação dos solos como moderadamente a fortemente contaminados em vários locais estudados por mais de um elemento químico.

De acordo os índices Nemerow obtidos para Ni (Figura 11) com IMN = 5,06 (classe 5), para praça de Paulista sendo classificado como muito contaminado e IMN = 4,04 (classe 4) para o mesmo elemento no Parque 13 de Maio foi classificado como altamente contaminado. O antimônio Sb com IMN = 4,42 (classe 4) altamente contaminado; para aos outros locais de estudo foram classificados como de moderadamente contaminado a fortemente contaminado para este elemento químico no solo.

Figura 11- Valores de índice Nemerow melhorado obtidos para os solos das praças estudadas e a indicação de acumulação.



Fonte: O autor.

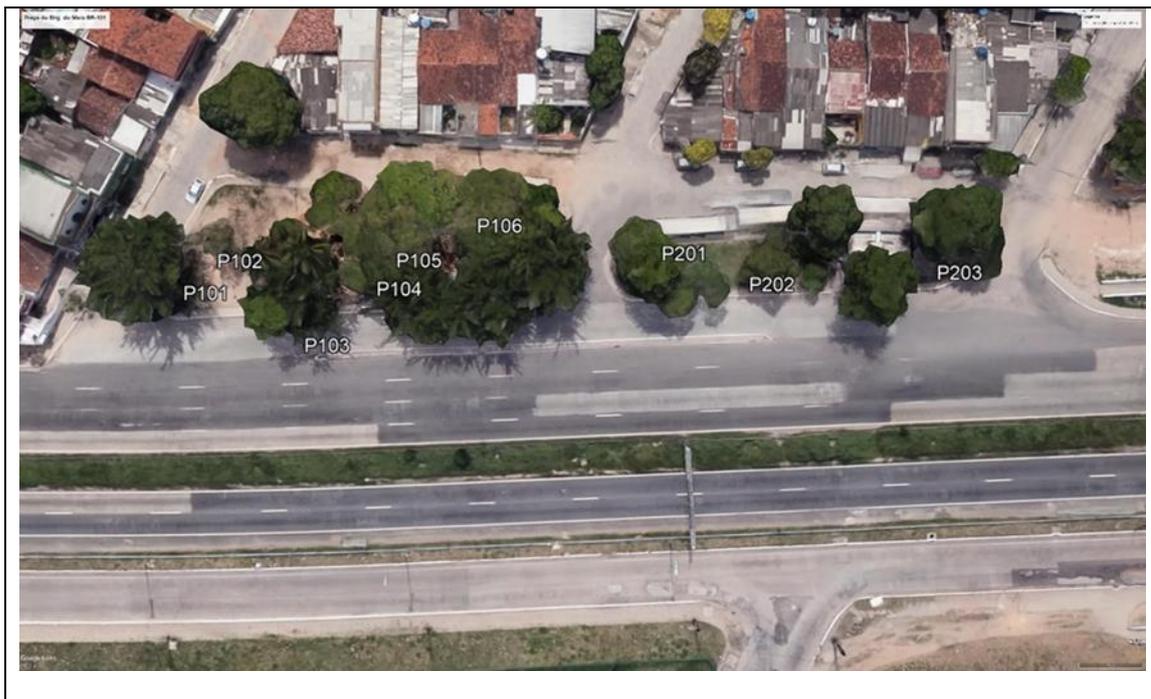
No Parque Eng. do Meio para arsênio o IMN = 3,04 (classe 3) como solo fortemente contaminado; para este elemento nos outros locais de estudo foram classificados como moderadamente contaminado.

#### 5.5 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM SOLOS DOS PARQUES E PRAÇAS DA RMR DO SOLO POR ELEMENTOS-TRAÇO (AS, CD, CU, PB E SB)

Foi observada a existência de dependência espacial para todos os elementos químicos nas áreas de estudo, indicando que para a distância amostrada, e variáveis foi possível selecionar modelo matemático que se ajustasse aos dados de campo, foi optado pelo modelo de Krigagem simples para as amostras de as (0-5cm), Cd (0-5 cm), Ni (0-5 cm), Pb (0-5cm) e Sb (0- 5 cm).

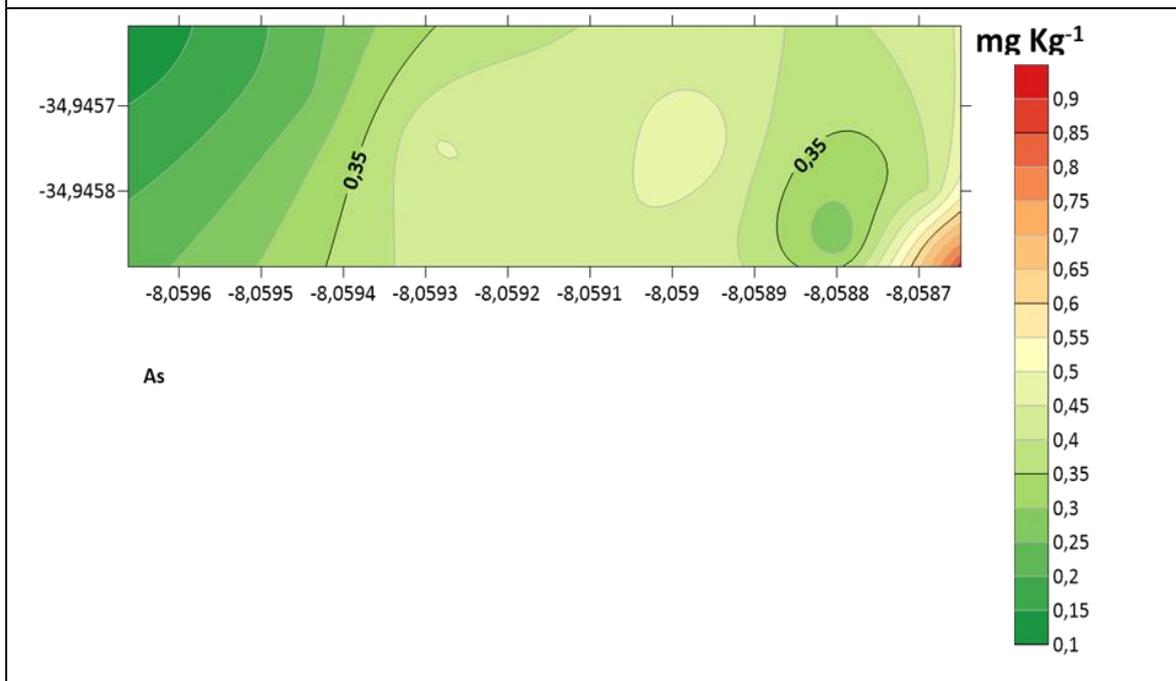
Com base nos semivariogramas ajustados foi possível a utilização da técnica da Krigagem para as interpolações necessárias à construção dos mapas de isolinhas no SURFER GOD. Esses mapas indicam a localização e arranjo espacial dos contaminantes químicos nas áreas de estudo (Figura 12).

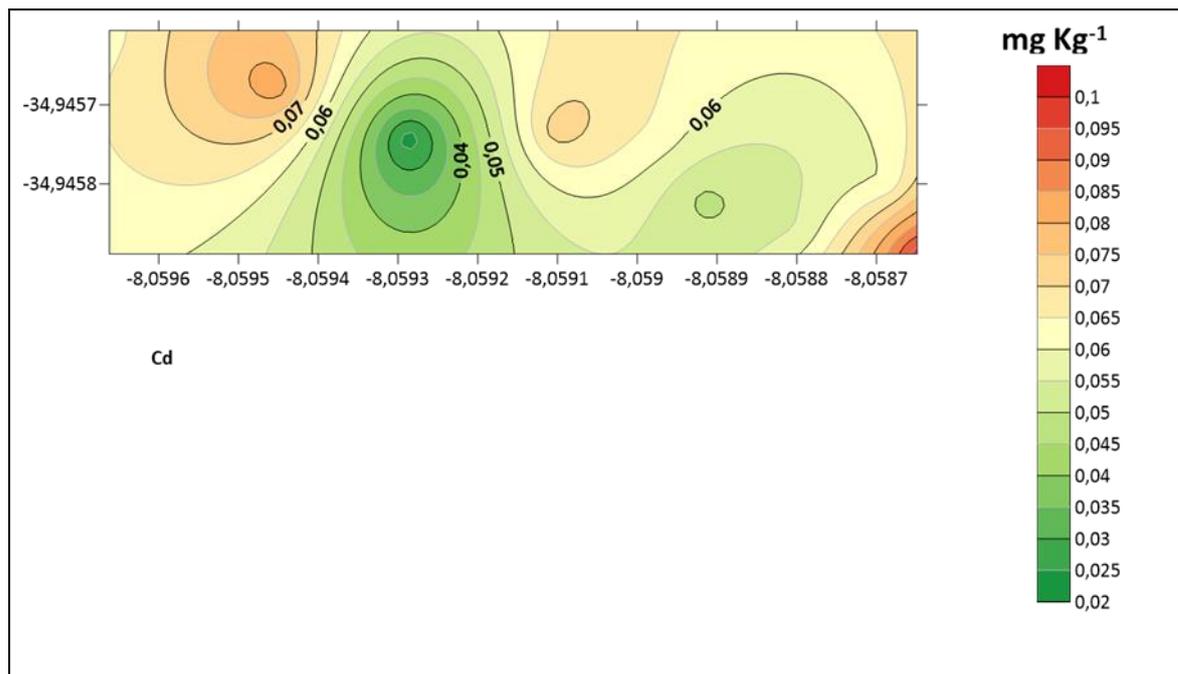
Figura 12- Distribuição espacial das concentrações obtidas no solo da praça BR-101 para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.



Fonte: GOOGLE MAPS (2023)

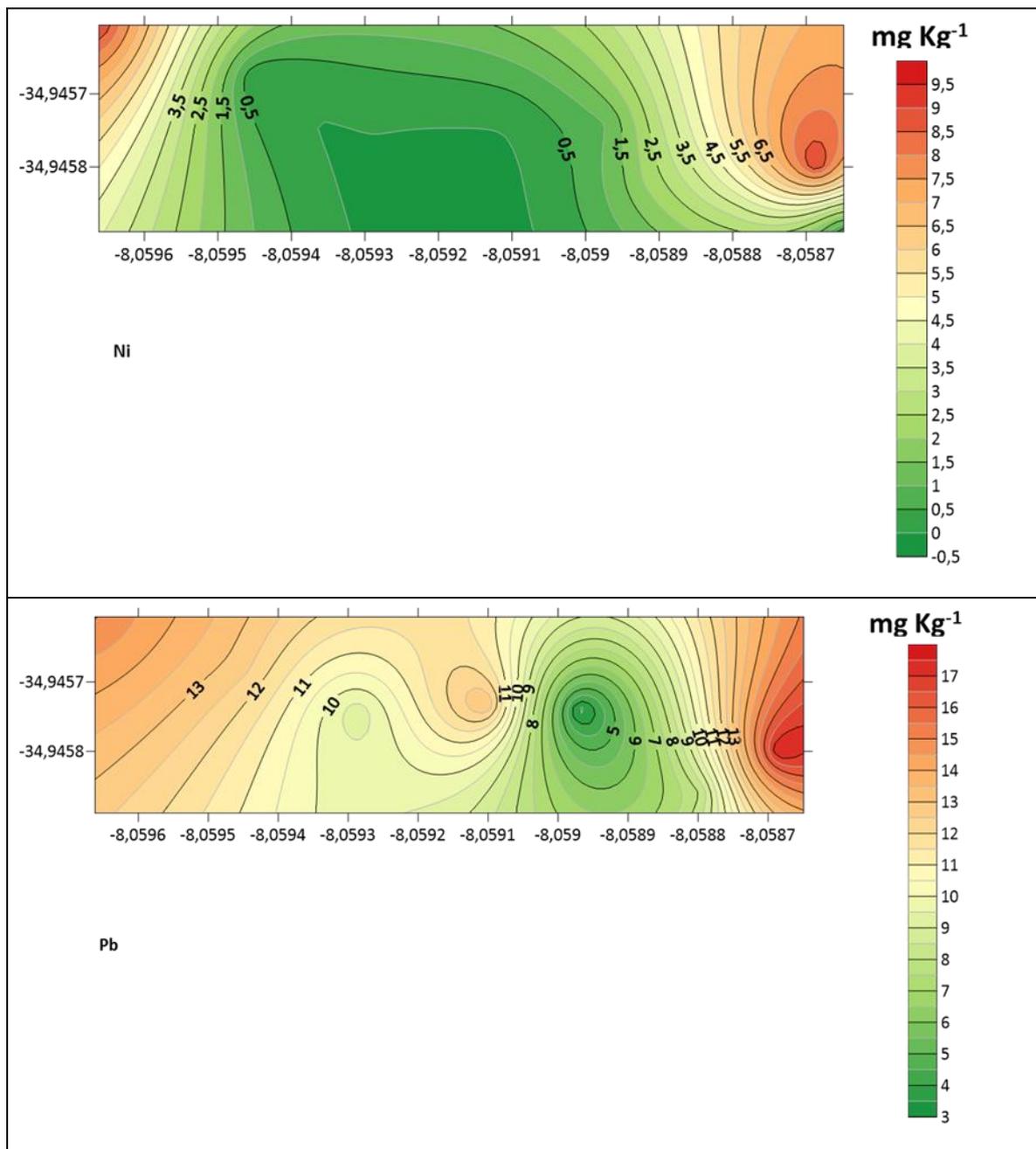
Continuação Mapas elaborados na distribuição espacial das concentrações obtidas na praça BR-101 para As e Cd.





Para os elementos químicos determinados na praça BR-101, para o arsênio e Sb, as plumas de contaminação estão menos intensas, em relação aos outros elementos químicos. No caso do elemento cádmio, as plumas de contaminação estão praticamente presente em toda área de estudo sendo originado por um efeito de borda em que as maiores concentrações se localizam nas extremidades.

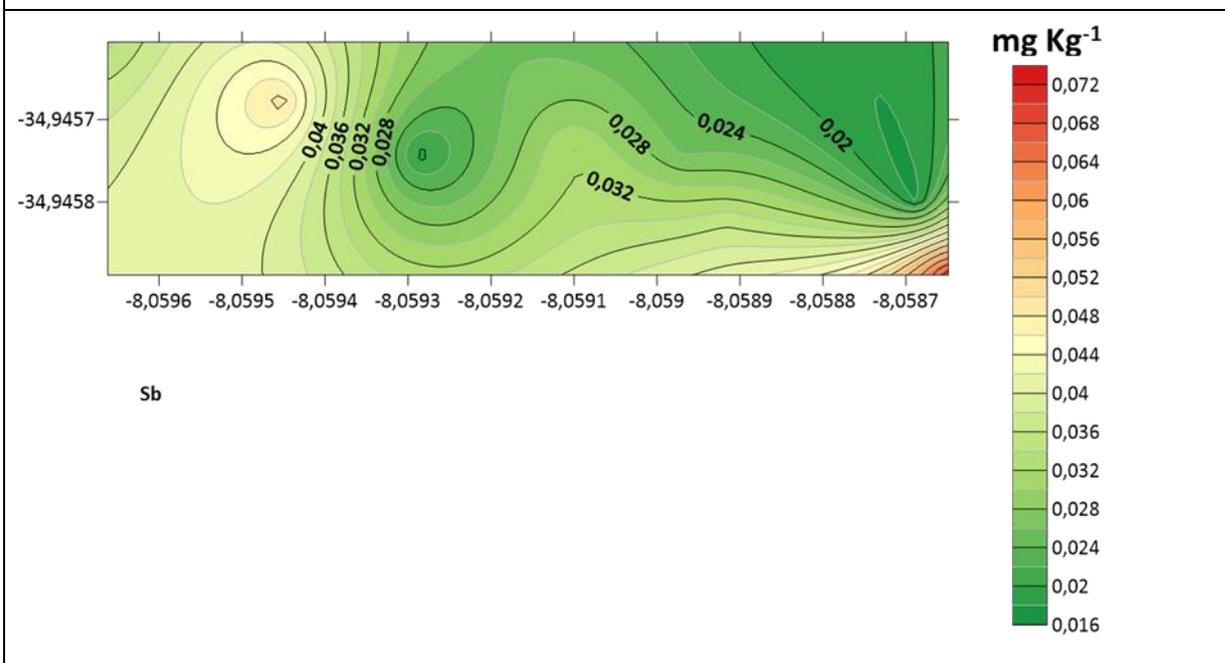
Continuação Mapas elaborados na distribuição espacial das concentrações obtidas na praça BR-101 para Ni e Pb.



O que ocorre para o elemento Ni que sua distribuição se concentra em duas áreas bem delimitadas margeando a praça. O Pb tem uma ampla concentração na área em vermelho esse elemento está presente em mais de 70% da superfície da praça, nítido o efeito de borda originadas em duas extremidades distintas, os elementos com maior dispersão na praça Br-101 é o chumbo seguido do cádmio com a dispersão possivelmente originada para ambos os elementos pelo alto fluxo

de transporte de carga, ônibus. O elemento Sb não apresentou uma distribuição superficial significativa.

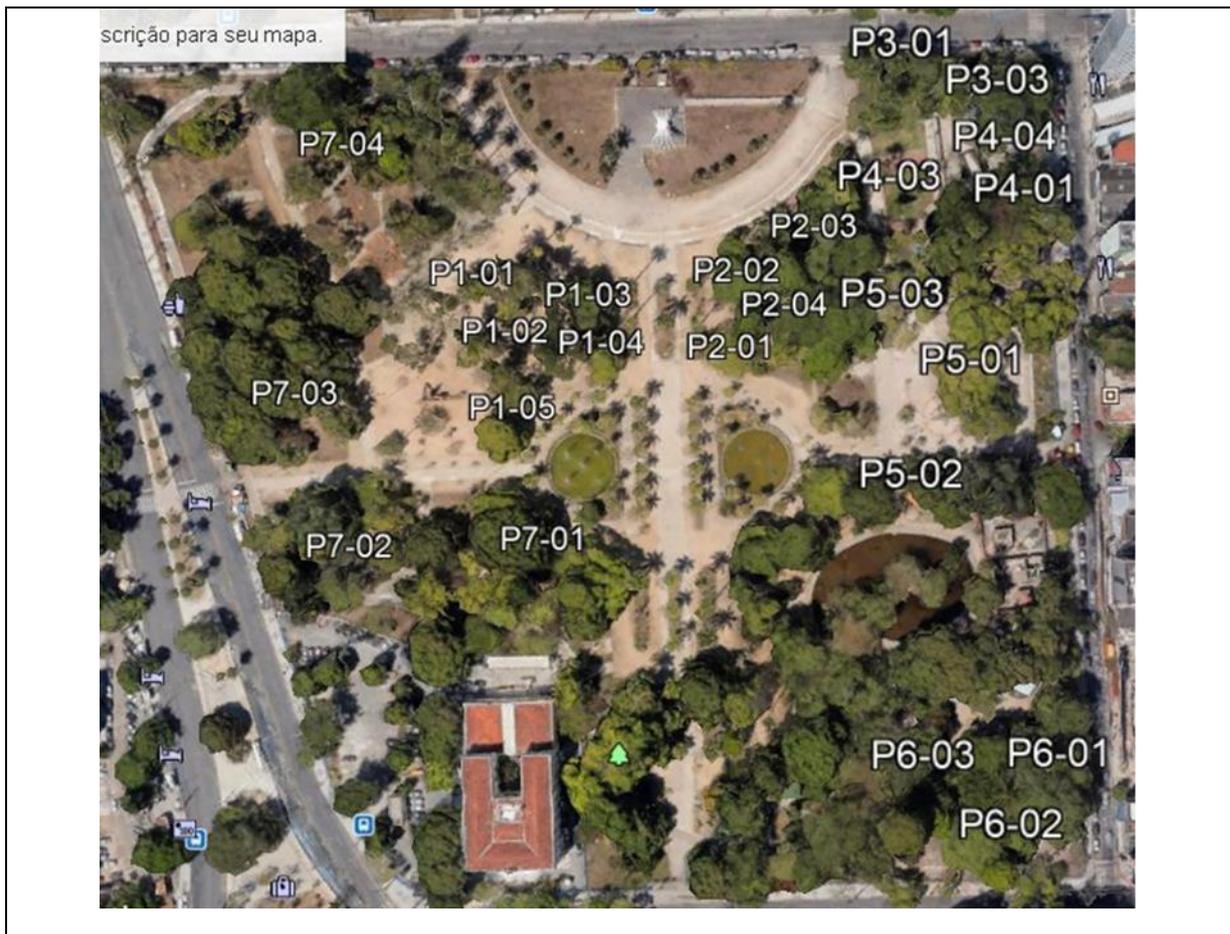
Continuação Mapas elaborados na distribuição espacial das concentrações obtidas na praça BR-101 para Sb.



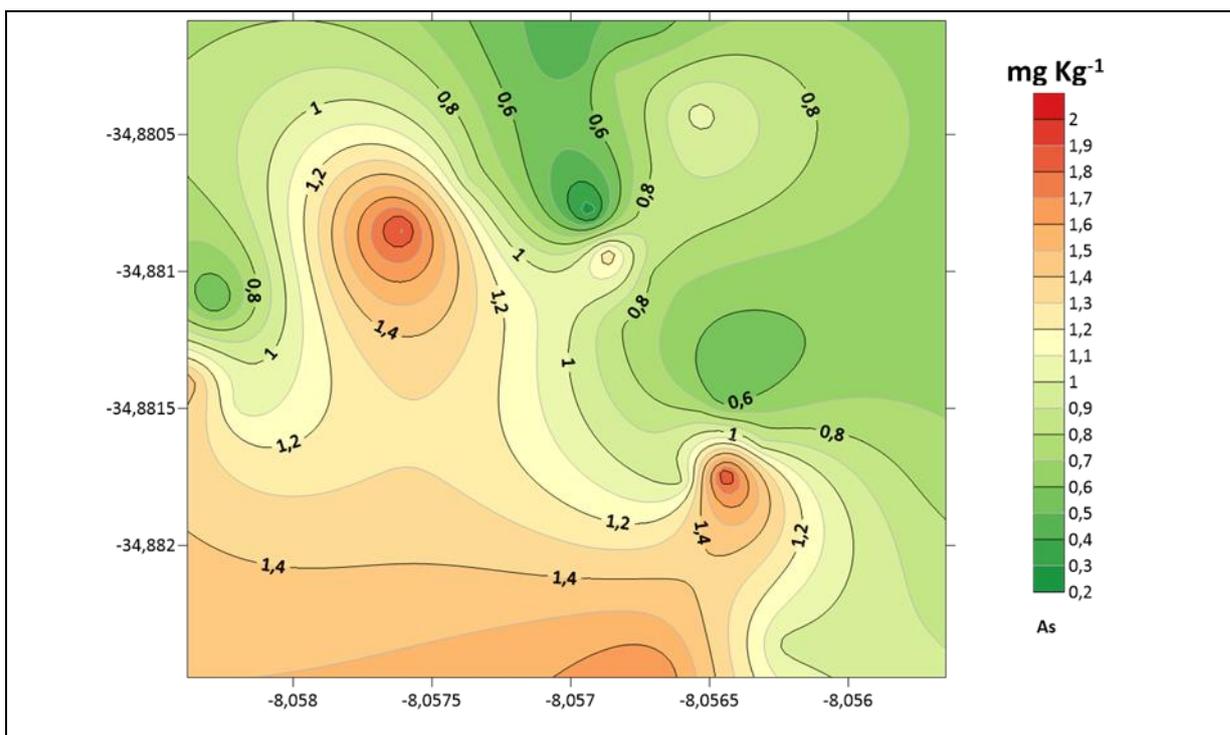
Fonte: O autor.

Na distribuição espacial dos elementos químicos na Praça 13 de maio o As apresenta uma ampla distribuição pela superfície do solo com mais de cinquenta por cento de presença no solo, para o elemento Cd também se observa uma elevada dispersão seguindo praticamente a mesma estrutura de dispersão do As, com diferença de algumas ilhas centrais com menor presença deste elemento (Figura 13).

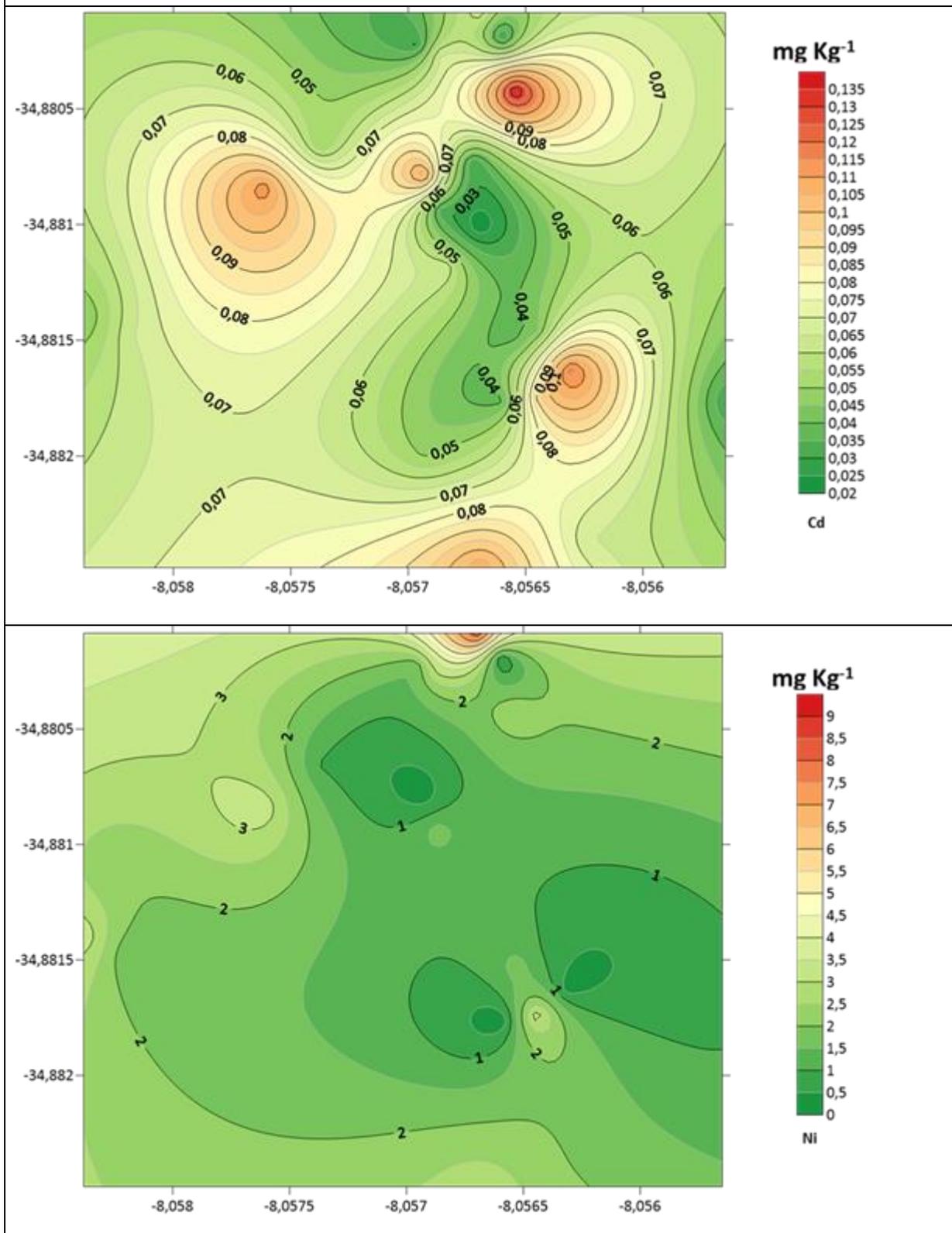
Figura 13- Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça 13 de Maio para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.



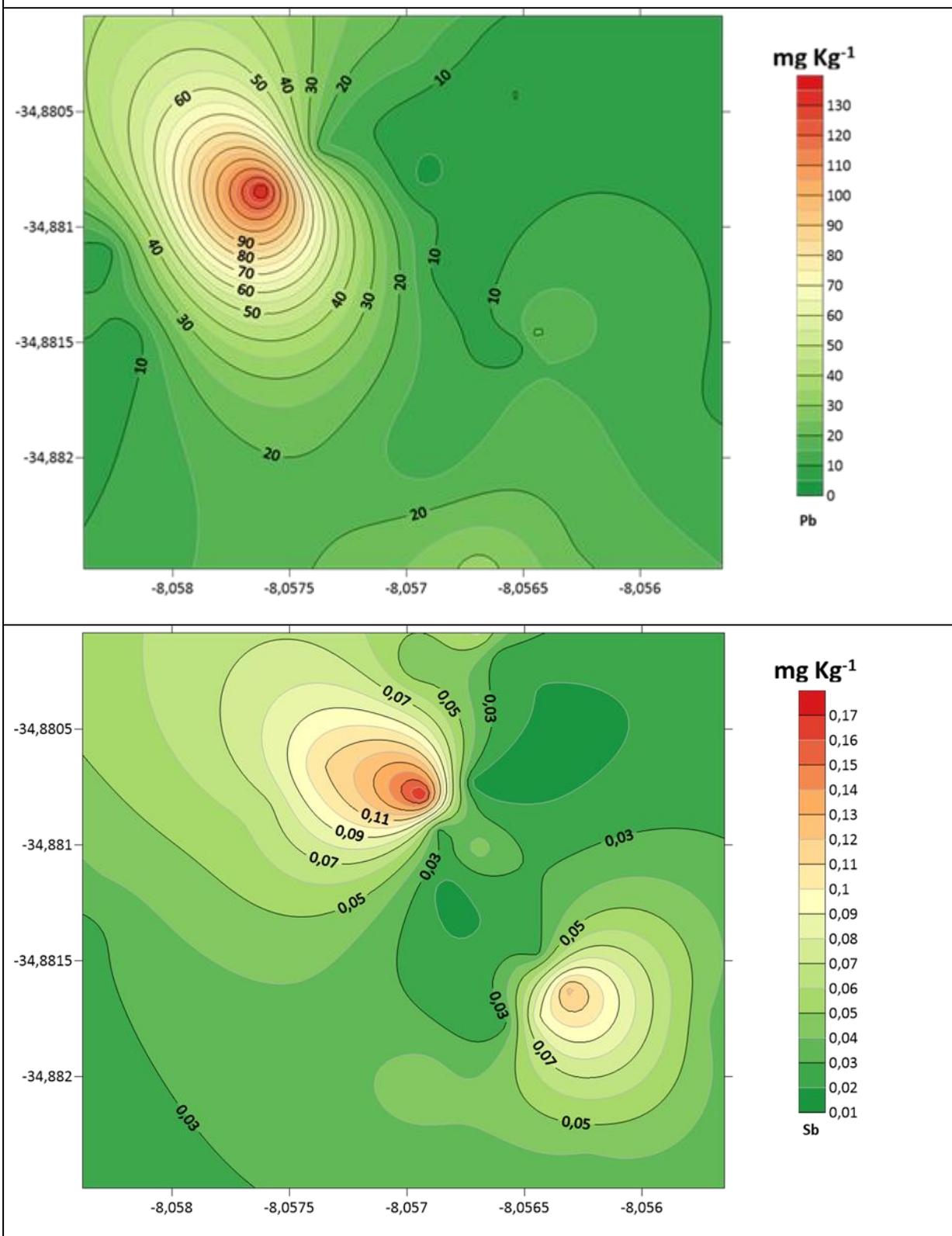
Fonte: GOOGLE MAPS (2023)



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça 13 de Maio para Cd e Ni.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça 13 de Maio para Pb e Sb.



Fonte: O autor.

O elemento Ni foi o que aparentou uma menor dispersão no solo da praça comparado com outros elementos em estudo e uma certa uniformidade de dispersão indicando que suas concentrações sejam naturais do próprio solo.

A distribuição do Pb tem apenas um foco de poluição bem definido em um único ponto, em toda praça como característica natural de baixa mobilidade em solo. Já o Sb tem dois pontos de distribuição no solo separado sugerindo ser oriundos de fontes distintas de poluição.

Na praça da Várzea é nítido a influência do efeito de borda para todos os elementos químicos em todas as áreas de estudo em As, Cd, Ni, Pb e Sb, (Figura 14) em que os quatro primeiros tem uma distribuição semelhante no solo sugerindo que sejam originados de uma mesma fonte poluidora resultados convergentes ao trabalho de Lira 2021, em que a análise de Cluster para mesma área de estudo e mesmos oligoelementos, houve destaque para a correlação entre Ni e Sb com similaridade de 0,4 e para Cd e Pb com similaridade de 0,75.

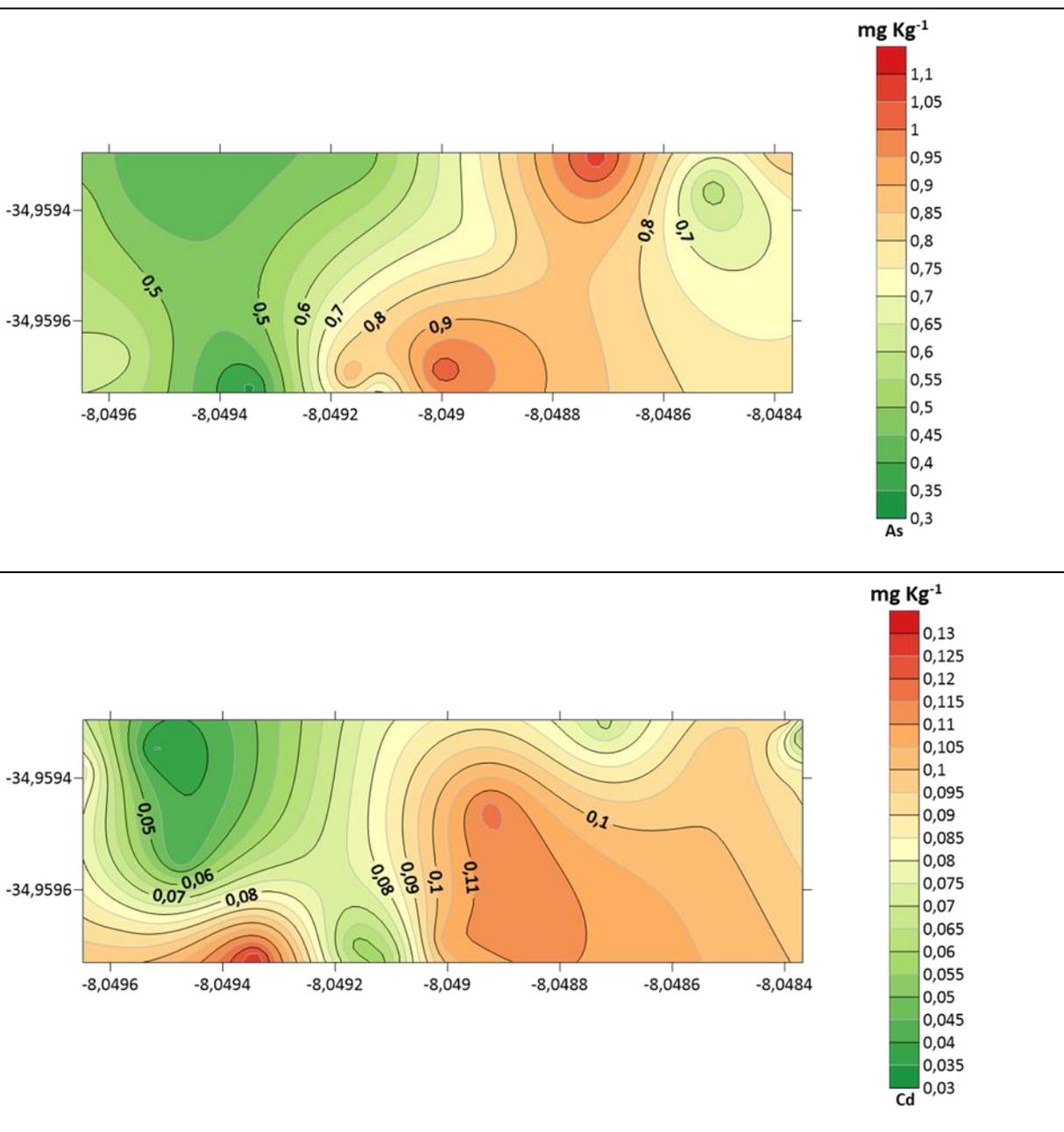
Figura 14- Mapas elaborados na distribuição espacial das concentrações obtidas na praça da Várzea para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.



Fonte: GOOGLE MAPS (2023)

Como existem muitas fontes de Ni no ambiente, sua transferência pode tornar um problema para as áreas verdes, porque, em altas concentrações, este elemento químico é tóxico para plantas e outros organismos vivos (SHANZAD et al., 2018; LIRA, 2020).

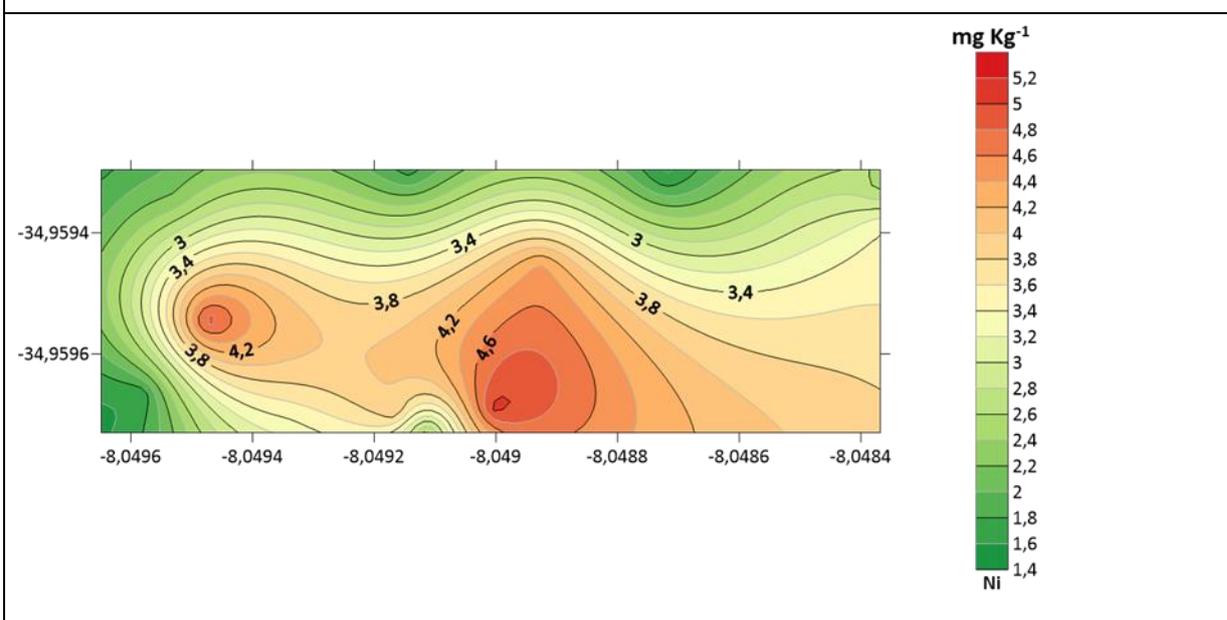
Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça da Várzea para As e Cd.

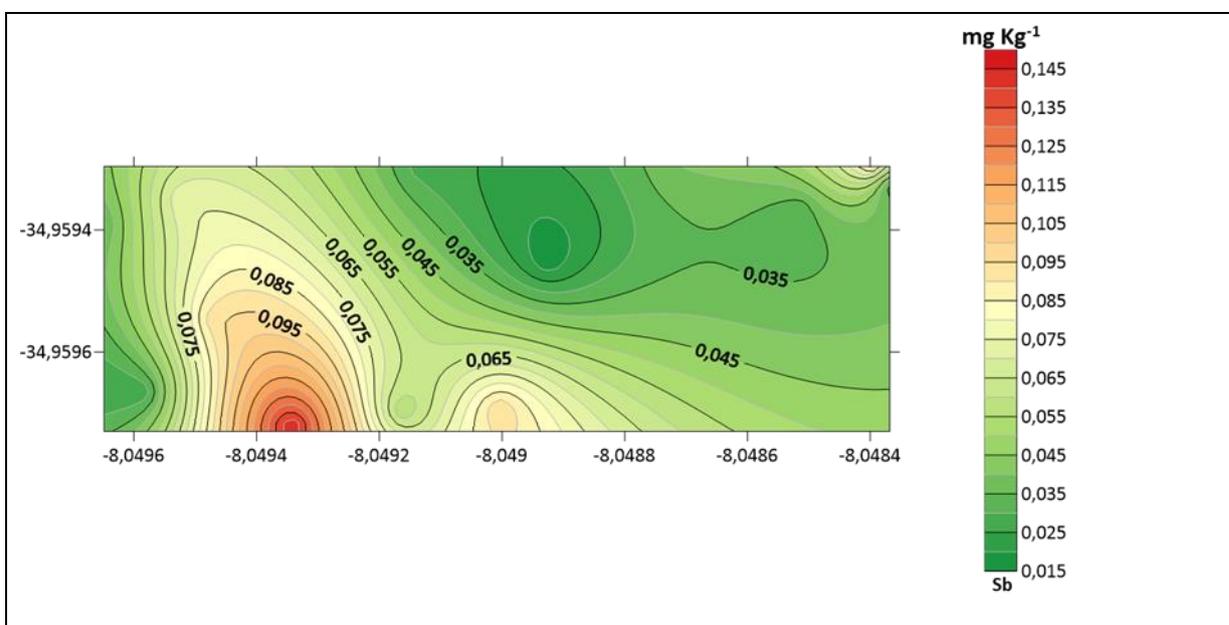
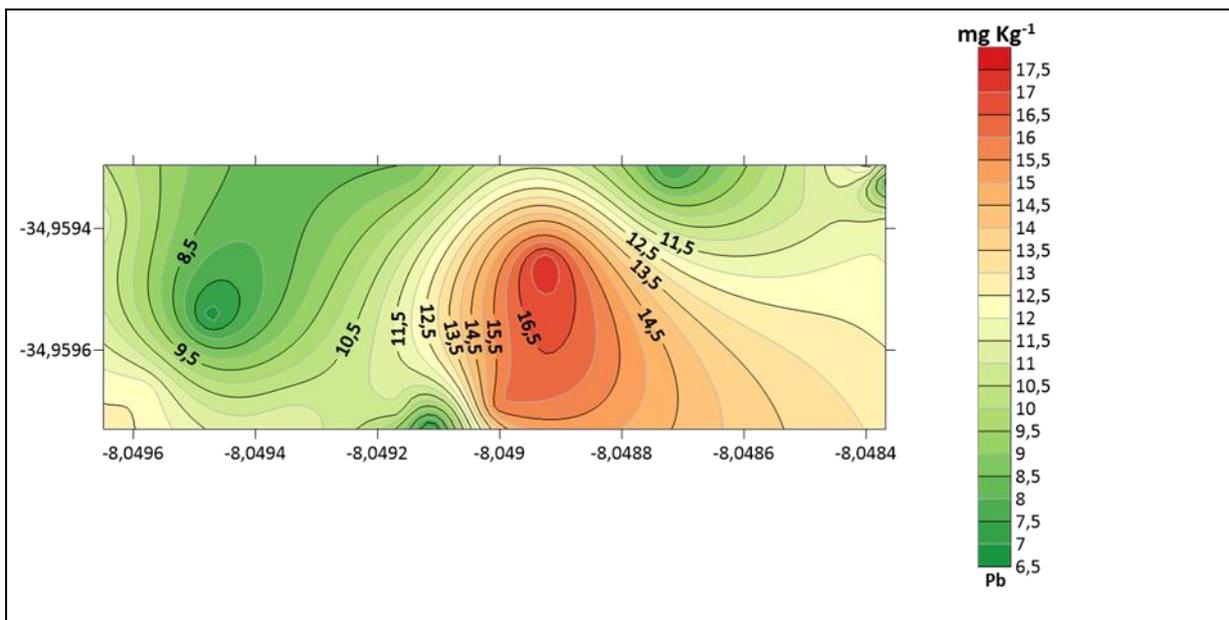


O elemento químico arsênio não apresentou agrupamento no trabalho de (LIRA, 2020) com os outros elementos químicos em estudo o que sugere ser de uma fonte distinta no local. Lembrando que diversos fatores contribuem para acumulação deste elemento no solo como uso de pesticidas, resíduos domésticos, industriais, processos de fundição etc.

Fazendo com que este compartimento ambiental seja considerado fonte/origem até para recursos hídricos. Ele se repetiu com os resultados da análise fatorial de componentes principais (PCFA) (LIRA, 2020).

Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça da Várzea para Ni e Pb.

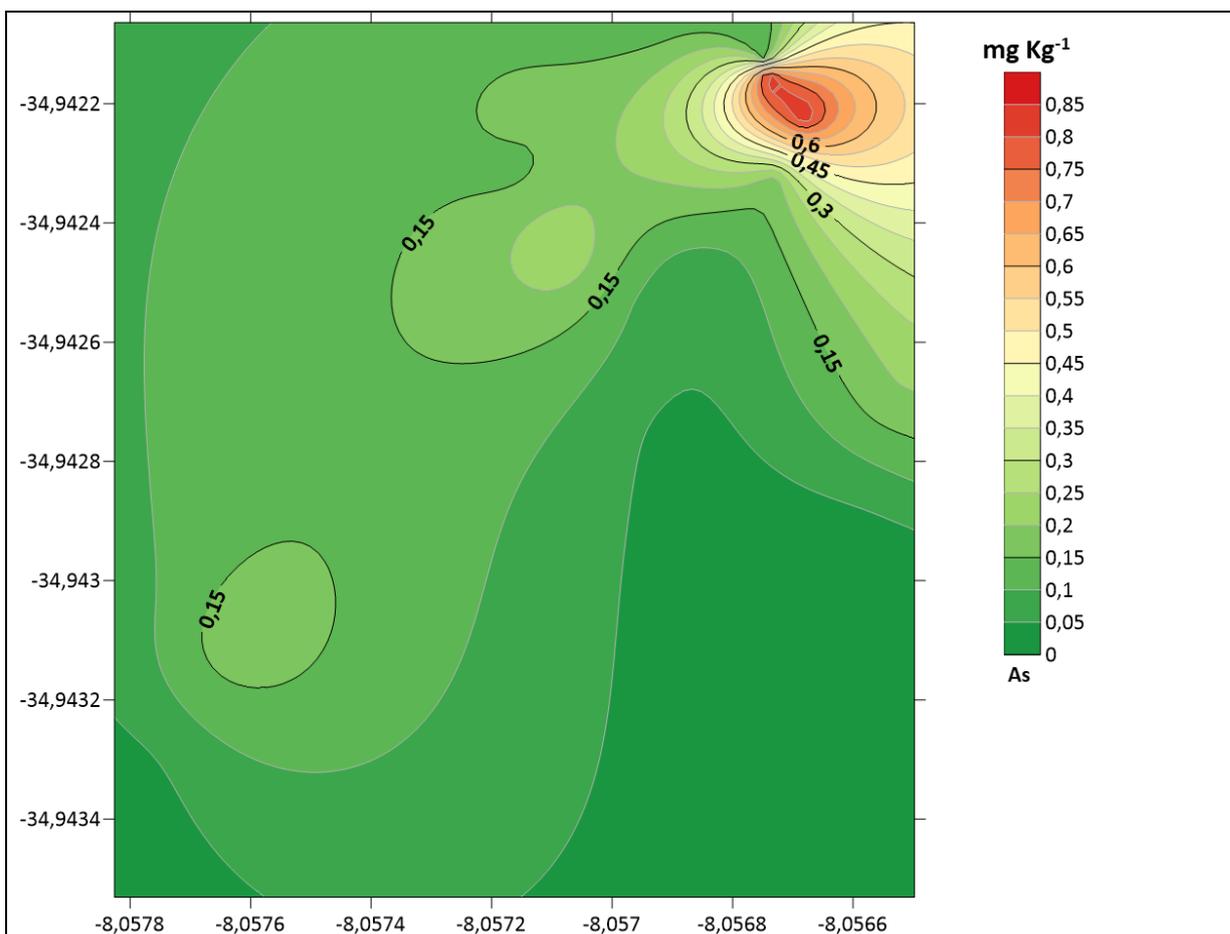




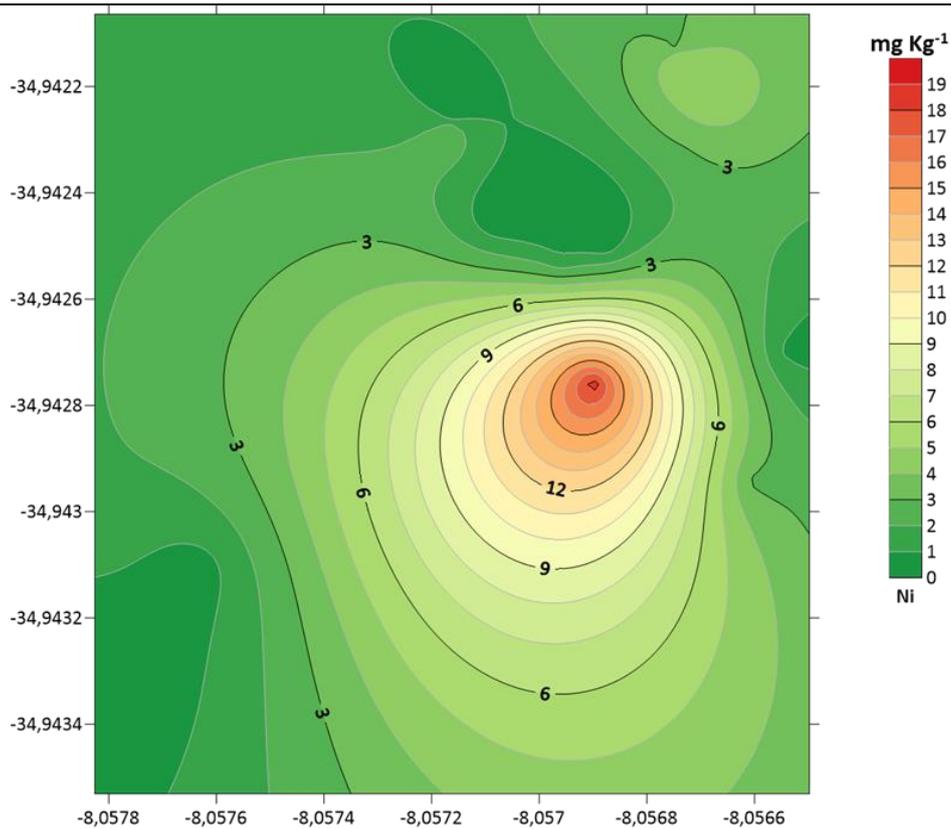
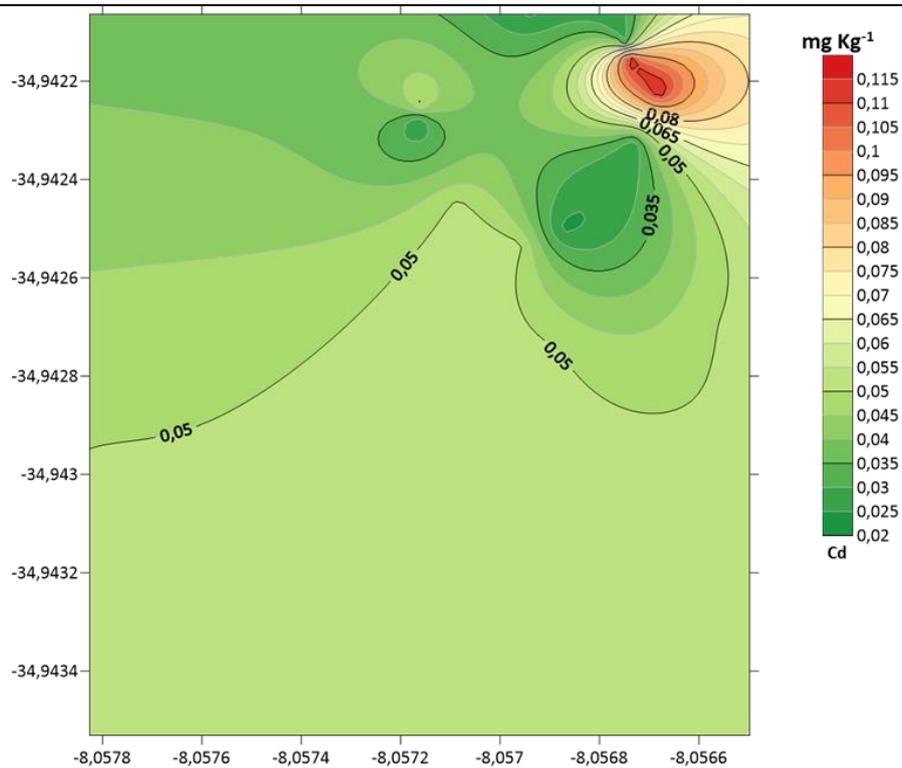
Fonte: O autor.

No Parque do Engenho do Meio é observado uma mesma área de distribuição e concentração dos elementos As, Cd, Sb em uma mesma área bem definida e também Pb presente nesta área e em outra mais central (Figura 15).

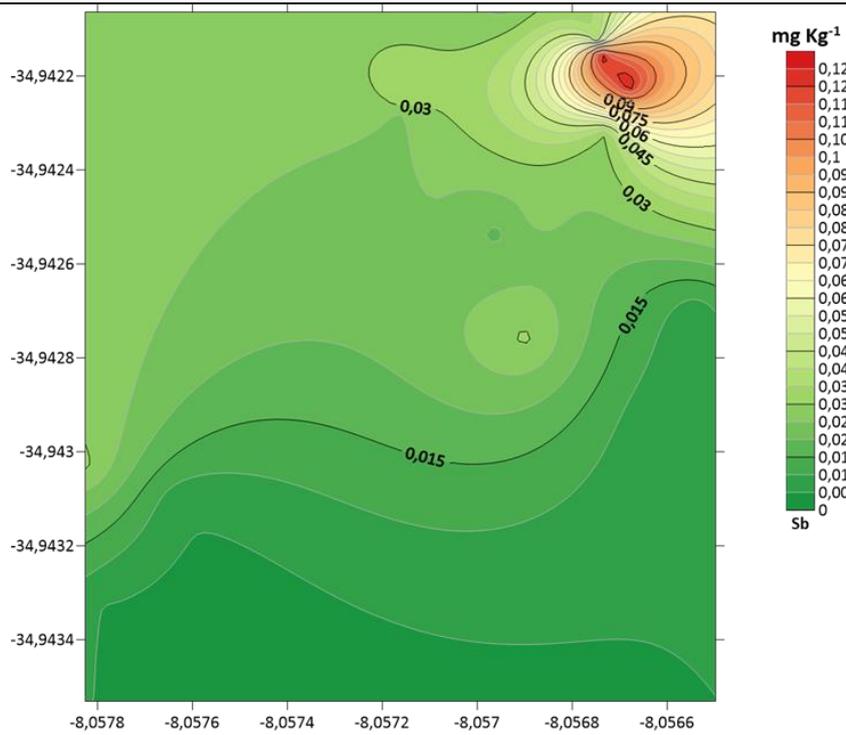
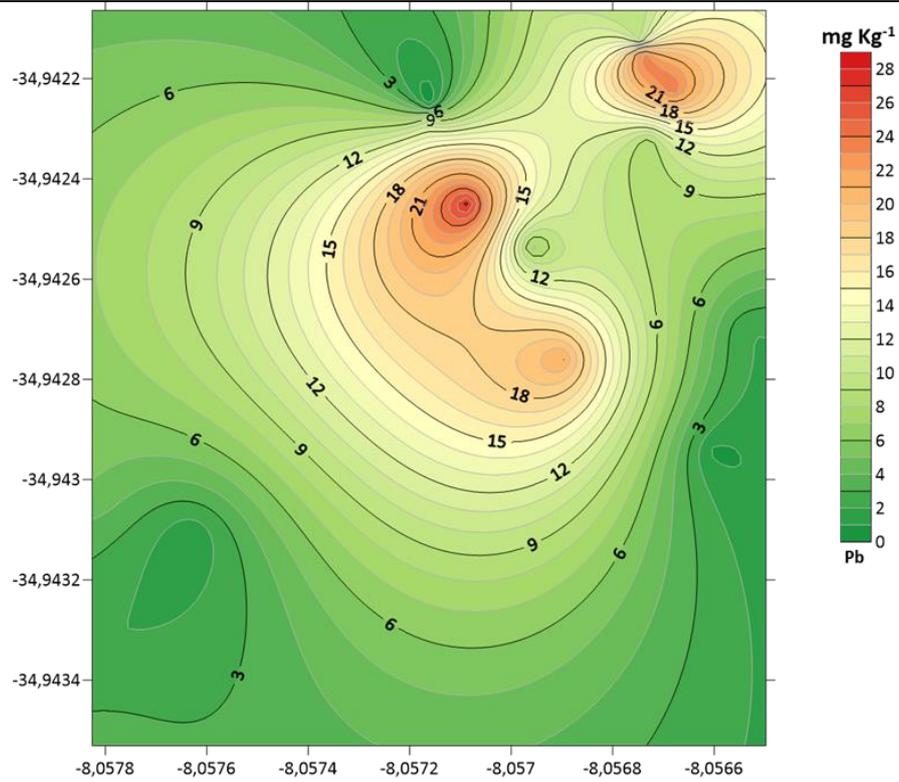
Figura 15- Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça Eng. Do Meio para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça Eng. do Meio para Cd e Ni.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça Eng. do Meio para Pb e Sb.



Fonte: O autor.

Entre os locais estudados no Município do Paulista, no Parque Ayrton Senna o elemento químico arsênio apresentou uma ampla distribuição no solo o que sugere que dinâmicas da área de estudo e fatores como umidade e pH do solo estão favorecendo sua distribuição (Figura 16).

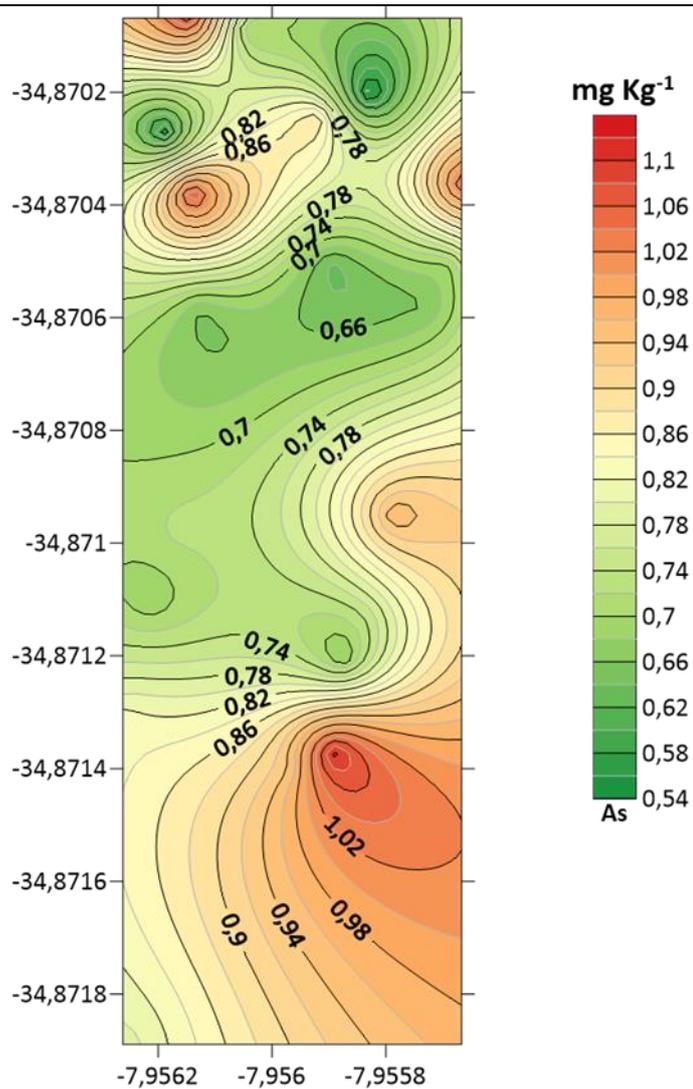
Devido sua alta toxicidade a exposição a este elemento incluem náuseas, vômito, dor abdominal, encefalopatia e neuropatia. A exposição crônica pode ocasionar problemas no trato gastrointestinal, doenças cardíacas e neurais e favorecer o desenvolvimento de câncer (KABATA-PENDIAS, 2011).

Figura 16- Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna As, Cd, Ni, Pb, e Sb.

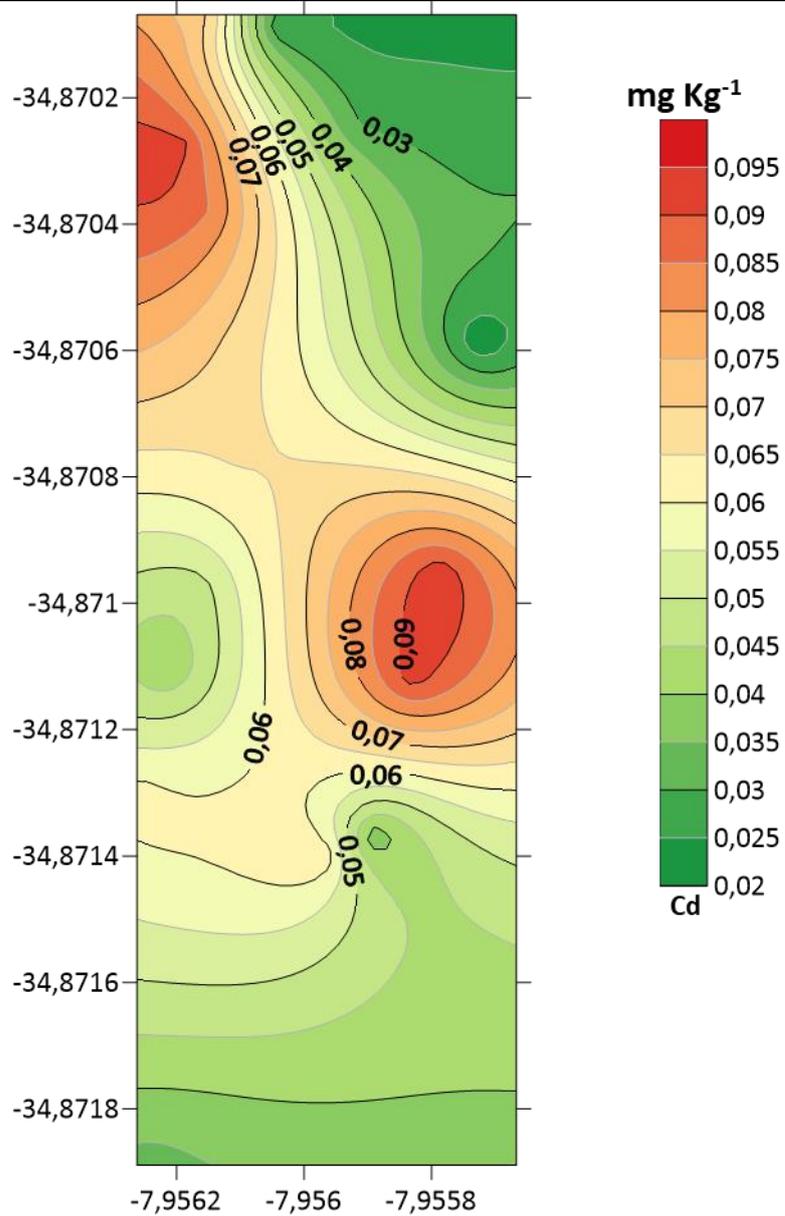


Fonte: GOOGLE MAPS (2023)

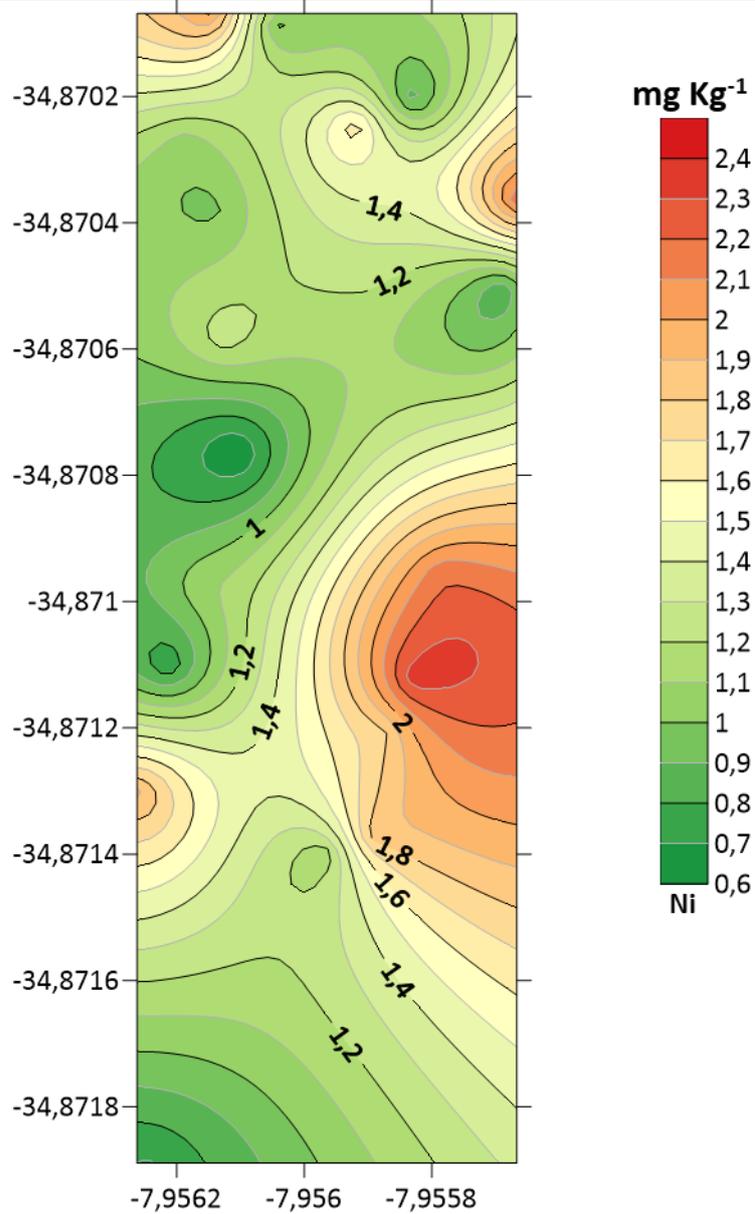
Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna para As e Cd.



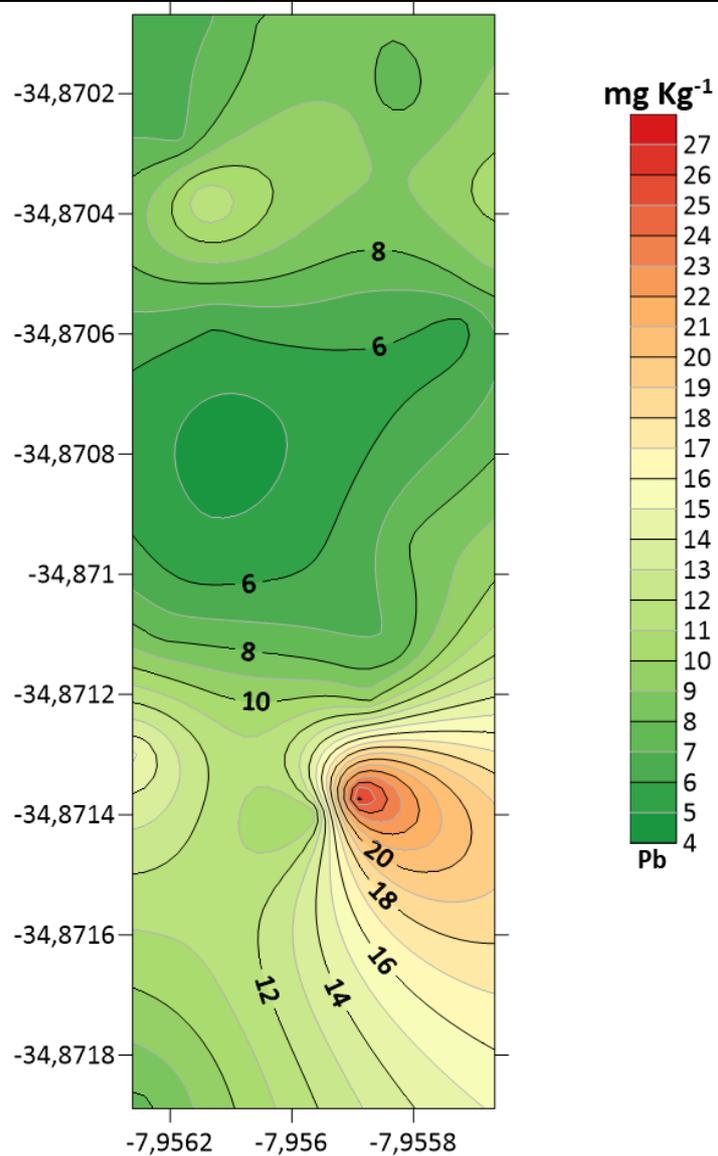
Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna para Cd.



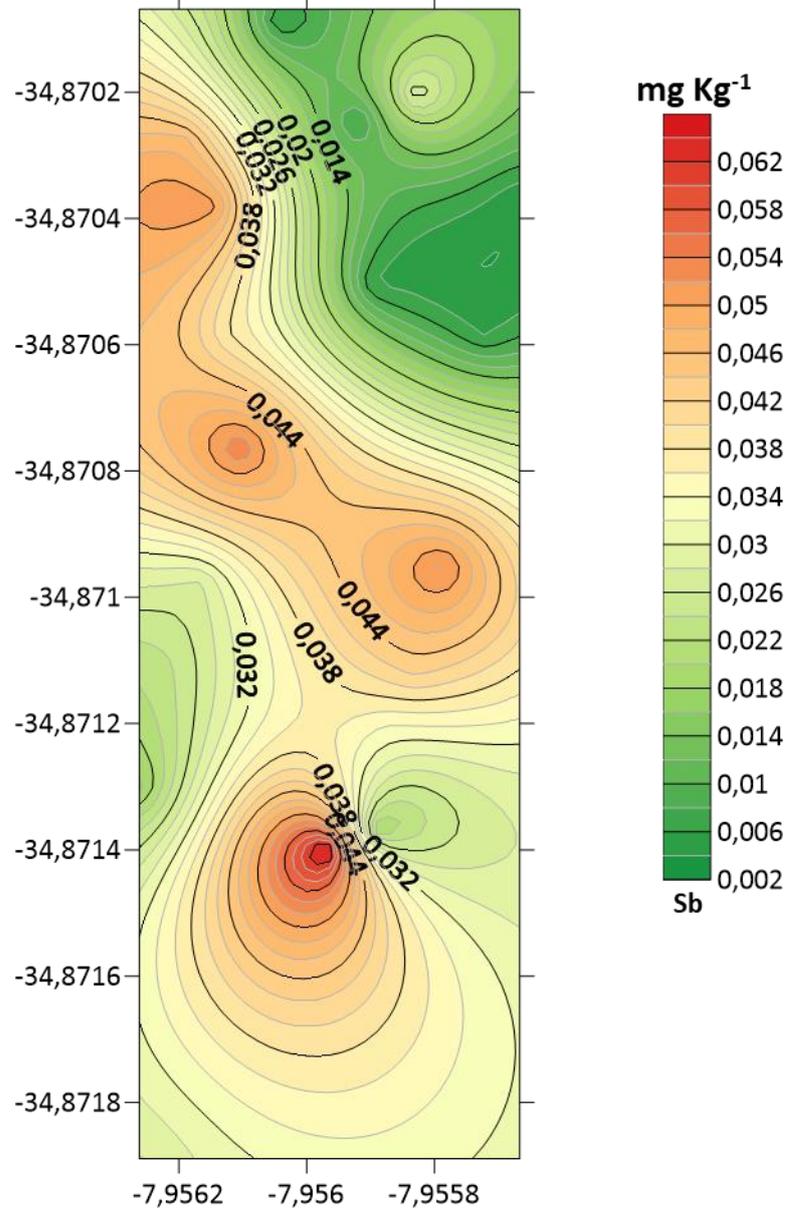
Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna para Ni.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna para Pb.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas no parque Ayrton Senna para Sb.



Fonte: O autor.

Uma similaridade de distribuição para Cd e Sb que sugere uma possível fonte de origem em comum que também foi observado a mesma dinâmica na análise de Cluster em Lira 2021 com agrupamento de 0,45 de similaridade.

A área de distribuição para As e Ni no solo sugere a mesma origem que corresponde o que foi observado também em Lira 2021. Para o Pb este tem uma área pontual de contaminação e com uma das menores concentrações observadas nas áreas de estudo, sugerindo uma origem distinta.

Na Praça de Jardim Paulista apresentou uma origem de distribuição semelhante para Cd e Sb na mesma área também observada em Lira 2021 com a mesma dinâmica através da análise de Cluster que foram agrupados com 0,75 de similaridade (Figura 17).

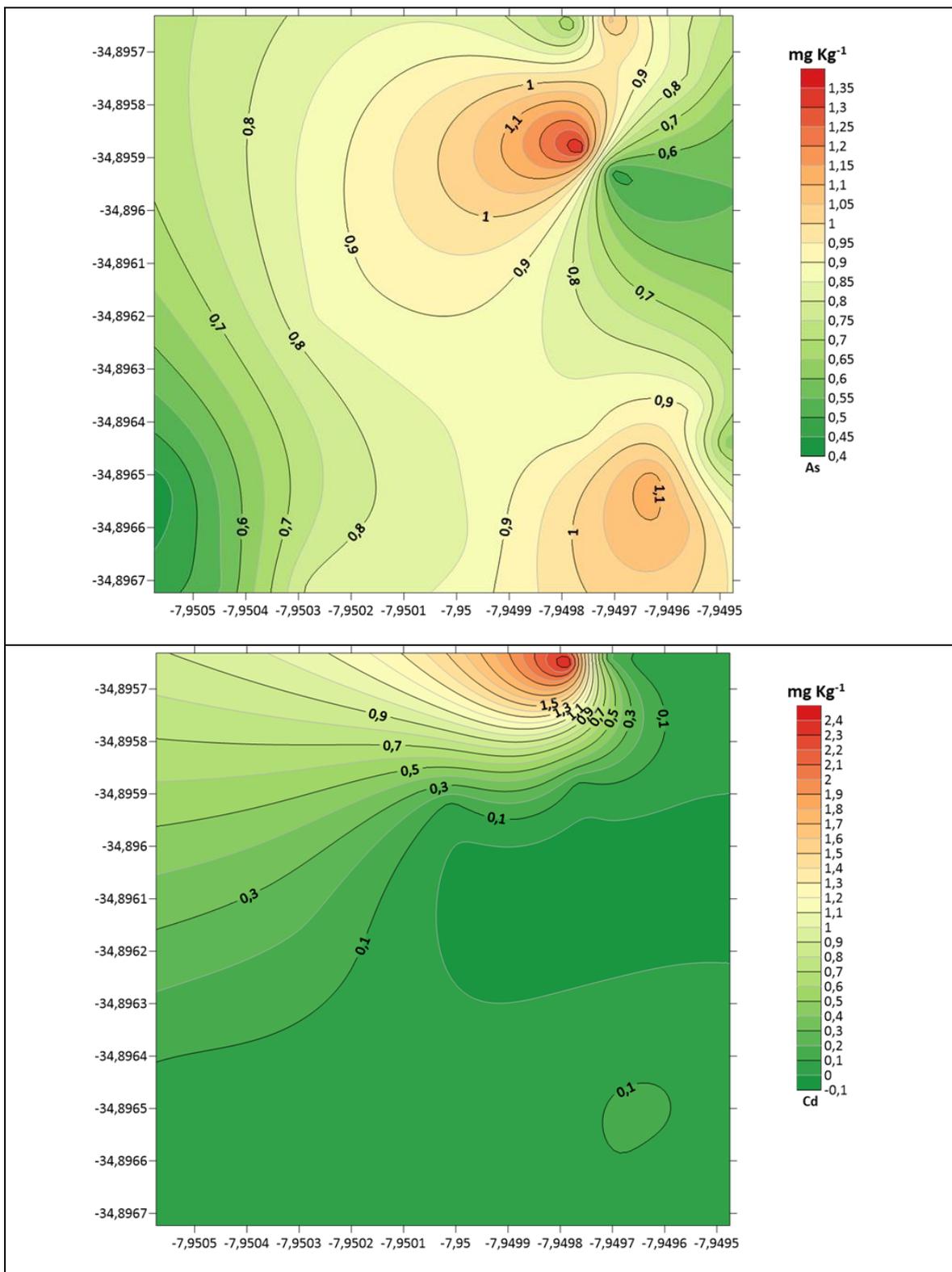
A dinâmica de distribuição para os elementos As, Ni e Pb apresentam pontos bem distintos sugerindo múltiplas fontes.

Figura 17- Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça J. Paulista As, Cd, Ni, Pb, e Sb.

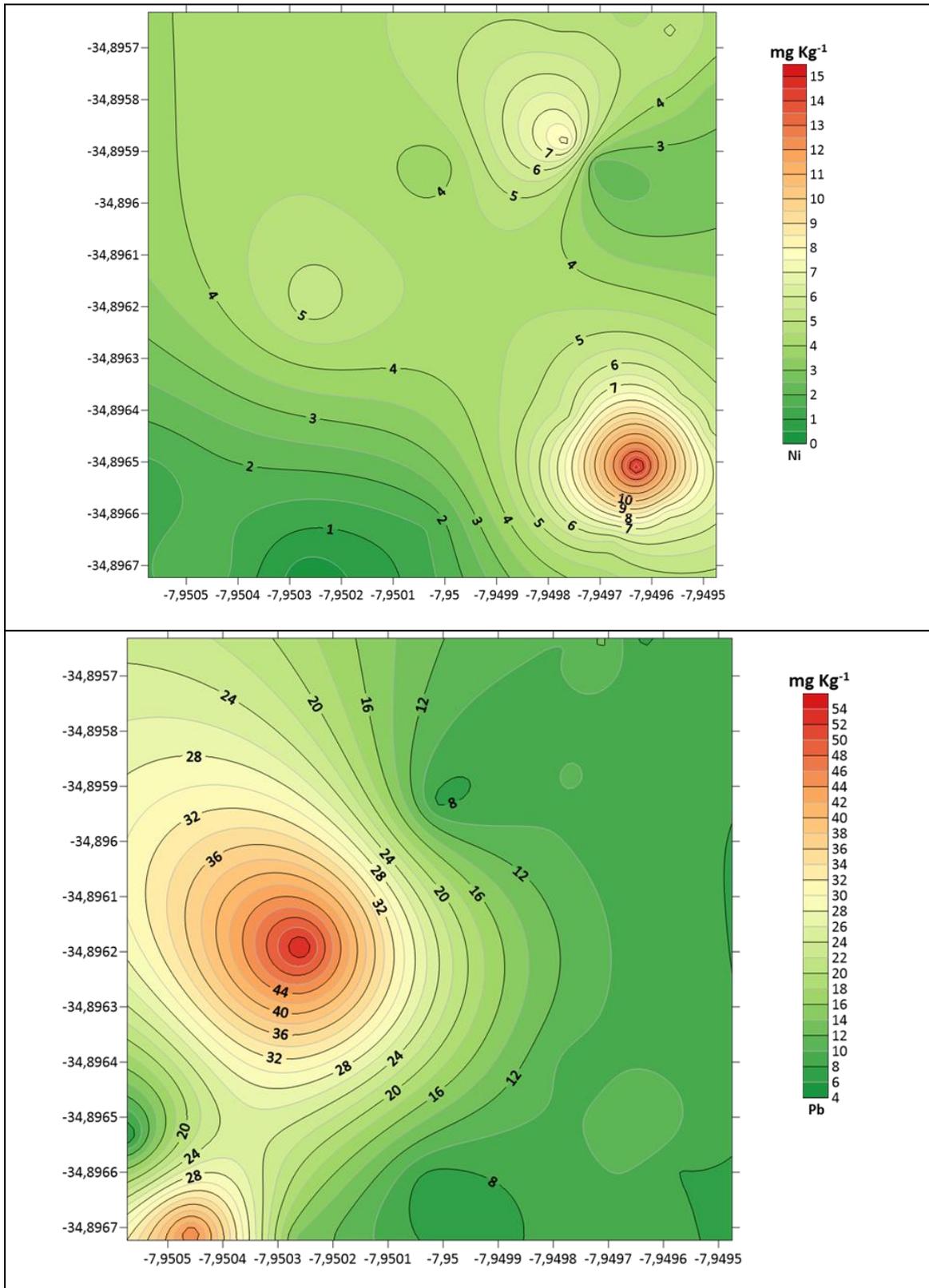


Fonte: GOOGLE MAPS (2023)

Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça J. Paulista para As, Cd, Ni, Pb, e Sb.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça J. Paulista para Ni e Pb.



Continuação Distribuição espacial das concentrações obtidas na praça J.



## 6 CONSIDERAÇÕES

A realização do presente estudo permitiu inferir as conclusões que seguem, no âmbito dos objetivos propostos para a área pesquisada:

O uso de solo foi de grande eficiência na monitoração da qualidade ambiental relacionada com elementos químicos tóxicos. De acordo com os resultados obtidos, e mapas gerados observar que cada praça e parque, mesmo exposto aos mesmos elementos químicos, apresentam dinâmicas de distribuição superficial distinta, ressaltando a necessidade de mais estudos e implementação de programas de monitoração ambiental.

As quantificações dos elementos químicos As, Cd, Ni, Pb e Sb nos solos das praças e parques da RMR estiveram abaixo dos valores de prevenção segundo a resolução CONAMA Nº 460/2013. Com base nestes valores de referência, é possível indicar a segurança e qualidade ambiental referente aos solos.

Novos estudos regionais para estabelecimento desses padrões atualizados são evidentes, pois esses valores tem mais de dez anos sem atualizações assim como os valores estabelecidos pelo CPRH. E devido a ação antrópica a dinâmica na matriz geológica sofre grandes alterações em um curto período de tempo, mudanças e alterações nos solos que demorariam centenas de anos para ocorrerem nos dias atuais levam dezenas de anos.

Os resultados dos mapas de krigagem foram de alta relevância pois com uso deles é possível visualizar como os elementos químicos estão distribuídos na superfície do substrato geológico dos parques e praças estudados, o que não é possível ser avaliando apenas com os dados dos pontos coletados e suas respectivas concentrações, ficando evidente como outros fatores além da concentração destes elementos influenciam em sua distribuição na superfície do substrato.

Além de se mostrar uma excelente ferramenta para apontar se a contaminação é pontual ou em múltiplos pontos, se apresenta efeito de borda ou se à presença de mais de um contaminante na mesma área.

Também possibilitou as áreas de maior concentração e possíveis fontes como áreas de tráfego de veículos e maior biodisponibilidade no ambiente.

O índice Nemerow Melhorado referente as concentrações médias determinadas no solo caracterizaram os solos das praças estudadas na RMR apontam para presença em todos os locais de estudo de perda de qualidade do solo por apresentar algum grau de contaminação e apresentaram áreas de poluição pontual com destaque para Ni, Sb e Pb.

Como este índice usa valores de Background ou de crosta fica claro a necessidade de se estabelecer valores regionais mais próximo da realidade dos solos do estado de Pernambuco.

Este estudo proporcionou dados preliminares da situação ambiental no que se refere à contaminação por elementos químicos tóxicos em substrato geológico de alguns parques e praças da RMR.

Esses dados terão contribuições relevantes para outros estudos ambientais nessas regiões, fornecendo evidência quantitativa e qualitativa, demonstrando a necessidade de monitoração de áreas verdes urbanas, assim como, promover condições favoráveis para recuperação de áreas contaminadas e degradadas.

## REFERENCIAIS

ARAOS, Malcolm et al Climate change adaptation planning in large cities: A systematic global assessment. **Environmental Science & Policy**, v. 375-382, 7p., 2016.

Áreas Contaminadas. MMA 2019. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areascontaminadas.html>.> Acesso em: 08/06/2023.

BIASIOLI, Mattia et al. Potentially toxic elements contamination in urban soils: a comparison of three European cities. **Journal of environmental quality**, v. 36, 9 p., 2007.

Biodiversidade do solo é a base da vida humana. FAO,2020. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/106614-fao%C2%A0biodiversidade-do-solo-%C3%A9-base-da-vida-humana>>. Acesso em: 03/06/2023

BIONDI, Caroline Miranda et al. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 1057-1066, 8p., 2011.

BIONDI, Caroline Miranda. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. Tese de Doutorado. Universidade Federal rural de Pernambuco. 81p., 2010.

BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3 ed. Bookman Editora, 716p., 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução Nº 460, de 30 de dezembro de 2013. Altera a Resolução n o 420, de 28 de dezembro de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências. **Diário Oficial da União, Brasília, BR, Diário Oficial da União**.30p., 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, Seção 1, p; 20 30 dez. 2009.

CAMPOS, Renata Bernardes Faria; CASTRO, Josiane Marcia. Áreas verdes: Espaços urbanos negligenciados impactando a saúde. **Saúde & Transformação Social/Health & Social Change**, v. 8, 116p., 2017.

CPRH -Agência Estadual de Meio Ambiente –. Instrução normativa Nº 007/2014, 31 de dezembro de 2014. dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do

solo de Pernambuco quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências. 5 p., 2014.

DE FRANÇA, Elvis Joacir. **A biomonitoração da Mata Atlântica na conservação da biodiversidade: espécies arbóreas nativas acumuladoras de elementos químicos.** 2006. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 209p., 2006.

DOS SANTOS JÚNIOR, Nilson Reinaldo Fernandes et al. Aplicação das geotecnologias para análise da paisagem da microbacia do rio Boa Sorte, Rondônia, Brasil. **RECIMA21-Revista Científica Multidisciplinar-ISSN 2675-6218**, v. 3, 4p., 2022.

DOS SANTOS, HG dos et al. Brazilian Soil Classification System. 2018.

DOS SANTOS, Jonathas Jesus et al. Modelagem Geoestatística de Elementos Maiores dos Solos de Feira de Santana-Ba Brasil. **Physis Terrae-Revista Ibero-Afro-Americana de Geografia Física e Ambiente**, v. 2, 86p., 2020.

FAO alerta sobre degradação de um terço dos solos do planeta. FAO 2021. Disponível em: < <https://news.un.org/pt/story/2021/12/1773222> >. Acesso em: 03/06/2023

FERREIRA, Fabiano da Silva. **Elementos químicos em ecossistemas: caracterização ambiental para restauração de áreas impactadas.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 100p., 2016.

FRANÇA, Elvis J. et al. Native plant bioaccumulation strategies: a baseline study for biomonitoring the Atlantic Forest. **International Journal of Environment and Health**, v. 4, 9p., 2010.

HERRERO, F. Z. **Análise de metais pesados em solos de Pernambuco com diferentes atividades antrópicas.** Tese de Doutorado. Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, 93p., 2017.

ITPS, FAO and. Status of the world's soil resources (SWSR)—Main report. **Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils**, v. 650, 260p., 2015.

KABATA-PENDIAS, Alina. **Oligoelementos em solos e plantas.** Imprensa CRC, 512p., 2010.

LADEIRA, Francisco Sergio Bernardes. A ação antrópica sobre os solos nos diferentes biomas brasileiros—terras indígenas e solos urbanos. **ENTRE-LUGAR**, v. 3, 6p., 2012.

LANDIM, Paulo M. Barbosa; STURARO, José Ricardo. Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos. **DGA, IGCE, UNESP/Rio Claro, Lab. Geomatématica, Texto Didático**, v. 6, 19p., 2002.

LEE, Andrew CK; MAHESWARAN, Ravi. The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. **Journal of public health**, v. 33, 10p., 2011.

LIRA, Marcelo Belmiro Gomes de. **Aplicabilidade da vegetação e solos de praças e parques para a monitoração de qualidade ambiental: elementos químicos tóxicos e radionuclídeos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 178p., 2020.

MARKERT, Bernd; FRÄNZLE, Stefan; WÜNSCHMANN, Simone. Evolução química. **Cham: Springer International Publishing**, 295p., 2015.

MEMOLI, Valeria et al. Evaluation of tourism impact on soil metal accumulation through single and integrated indices. **Science of The Total Environment**, v. 682, 6p., 2019.

MONTANARELLA, Luca et al. World's soils are under threat. **Soil**, v. 2, 82p., 2016.

ORTIZ, J. O. Análise de Risco na fase de Planejamento em Sistemas de Produção Agrícola por meio da Simulação Geoestatística Condicionada. **São José dos Campos-SP: INPE, Brasil**, 8p., 2008.

Panorama de Pernambuco. IBGE 2022. Disponível em:<  
<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/panorama>> Acesso em: 03/06/2023

POGGI, Claudia Miriam Braga. **Radionuclídeos em incrustações formadas por caldeiras de instalações industriais de Pernambuco: caracterização química e radiométrica**. 171p., 2016.

POTT, Crisla Maciel; ESTRELA, Carina Costa. Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. **Estudos avançados**, v. 31, 283p., 2017.

PRIMACK, Richard B.; RODRIGUES, Efraim. Biologia da conservação. Londrina. **Planta**, v. 656, 265p., 2001.

SABOYA, Luciano Marcelo Falle et al. MÉTODOS DAS CLASSIFICAÇÕES CLIMÁTICAS DE THORNTWAITE E KÖPPEN PARA RECIFE-PE, BRASIL. **RECIMA21-Revista Científica Multidisciplinar**, v. 2, 8p., 2021.

SÁNCHEZ, Luis Enrique. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. Oficina de textos, 275p., 2020.

SANTOS, Thiago Oliveira dos. **Biomonitoração da qualidade do ar na Região Metropolitana do Recife**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco 120p., 2016.

SKOOG, Douglas A.; HOLLER, F. James; CROUCH, Stanley R. **Principles of instrumental analysis**. Cengage learning, 985p., 2017.

SOLOS, Embrapa et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro**, v. 3, 130p., 2013.

TYOPINE, Andrew A.; JAYEOYE, Titilope J.; OKOYE, Chukwuma OB. Geoaccumulation assessment of heavy metal pollution in Ikwo soils, eastern Nigeria. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, 58p., 2018.

UNEP, F. I. Biodiversity and Ecosystem Services Work Stream (BESW). **Biodiversity and Ecosystem Services: Bloom or Bust**, 36p., 2008.

VIEIRA, SIDNEY ROSE et al. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. **Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, 54p., 2000.

WANG, Mingshi et al. Differences in the risk assessment of soil heavy metals between newly built and original parks in Jiaozuo, Henan Province, China. **Science of the total environment**, v. 676, 10p., 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. Urban green space interventions and health: A review of impacts and effectiveness. 60p., 2017.