



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**

**ADRIELE LAENA FERREIRA DE MORAES**

**CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS  
E POEIRA NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM**

**2024**

**ADRIELE LAENA FERREIRA DE MORAES**

**CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS  
E POEIRA NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

**Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre.**

**Área de concentração: Agronomia.**

**Orientador: Antonio Rodrigues Fernandes.**

**Coorientador: Wendel Valter da Silveira Pereira**

**BELÉM**

**2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia  
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

M827c Moraes, Adriele Laena Ferreira de

Contaminação por elementos potencialmente tóxicos em solos e poeira na região metropolitana de Belém, Amazônia oriental / Adriele Laena Ferreira de Moraes. - 2024.

60 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Agrônômia (PPGA), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2024.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Rodrigues Fernandes

Coorientador: Prof. Dr. Wendel Valter da Silveira Pereira.

1. Área urbana. 2. índices de poluição. 3. avaliação de risco. 4. Amazônia brasileira. I. Fernandes, Antonio Rodrigues, *orient.* II. Título

---

CDD 631.41

**ADRIELE LAENA FERREIRA DE MORAES**

**CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS  
E POEIRA NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

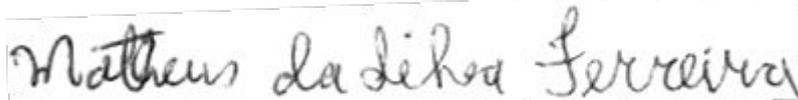
Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, visando a obtenção do título de mestre.

Aprovado em 14 de agosto de 2024

**BANCA EXAMINADORA**

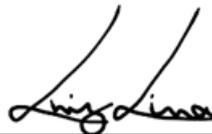
---

**Dr. Antonio Rodrigues Fernandes**  
**Orientador**  
**Universidade Federal Rural da Amazônia**



---

**Dr. Matheus da Silva Ferreira**  
**1º examinador**  
**Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis -**  
**IBAMA/AM**



---

**Dr. Luiz Henrique Vieira Lima**  
**2º examinador**  
**Universidade Federal Rural de Pernambuco**



---

**Dr. Gerson Moreira Barros**  
**3º examinador**  
**Instituto Federal do Pará**

Aos meus pais, Maria Lúcia Ferreira de Moraes e Benedito Flávio Pantoja de Moraes por todo apoio, incentivo, esforço e ensinamentos essenciais em minha vida.

À minhas irmãs, Amanda Laís Ferreira de Moraes e Aimê Luane Ferreira de Moraes por serem minhas maiores incentivadoras, minhas grandes conselheiras e companheiras durante toda minha vida.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, pelas graças alcançadas, por ser meu suporte durante toda a trajetória acadêmica e por sempre iluminar meu caminho e minhas decisões.

Ao meu parceiro de vida, João Victor, pelo seu amor e carinho, por sempre me apoiar até nos dias mais difíceis, pelos seus conselhos e incentivos diários e por estar ao meu lado em todas as etapas importantes da minha vida.

À Universidade Federal Rural da Amazônia e ao Programa de Pós Graduação em Agronomia pelo ensino, crescimento profissional e pela estrutura que foram de grande auxílio durante o mestrado.

À CAPES, pela concessão de bolsa.

Ao Instituto Tecnológico Vale, pela contribuição com o desenvolvimento desse trabalho.

Ao meu orientador, Antonio Rodrigues Fernandes, pela orientação, oportunidade e confiança para a realização desse grande projeto.

Ao meu coorientador, Wendel Valter da Silveira Pereira, pela amizade, pelo auxílio, por sempre exigir o melhor de mim, pelos vários ensinamentos repassados e pelas várias horas que dedicou a esse projeto para que entregássemos um trabalho maravilhoso.

Ao LETAM e todos que fizeram e fazem parte desse laboratório maravilhoso que me acolheu em 2019 e foi essencial na realização desse trabalho e várias outras pesquisas importantes, Marcela Costa, Deimid Rodrigues, Gabriela Almeida, Mateus Augusto, Vanessa Freitas, Thalia Dias, Andreza Corrêa, Flávio Rodrigues, Tássia Ferreira, Luana Ferreira, Tiago Yakuwa, Deivison Rodrigues, Pedro Alves, Marcele Pereira, Anna Amaral, Nílbia Ramos, Marcos Viana, Débora Monteiro e Maria Eduarda. Em especial, ao Yan Dias, por todos os ensinamentos, conselhos, por ser um grande amigo com quem aprendo muito e compartilho momentos de descontração diariamente.

Aos amigos que fiz nessa instituição durante a graduação e a pós-graduação, em especial a Gabriela Sakuma, Hugo Santos e Hiago Pacheco pelos momentos de descontração partilhados, conselhos e apoio.

À banca, pelas grandes contribuições para melhoria dessa pesquisa.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de localização dos pontos de coleta. 23
- Figura 2** - Concentrações totais de EPTs em solos e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 28
- Figura 3** - Mapas de distribuição de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 30
- Figura 4** – Níveis de contaminação por EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 31

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1** – Fatores de risco ecológico potencial (FR) e índices de risco ecológico potencial (IR) de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 32

**Tabela 2** – Riscos não carcinogênicos para adultos e crianças pela exposição a EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 33

**Tabela 3** – Riscos carcinogênicos para adultos e crianças pela exposição a EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 34

**Tabela 4** – Concentrações biodisponíveis de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 35

**Tabela 5** – Bioacessibilidade oral de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 36

**Tabela 6** – Bioacessibilidade pulmonar de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira. 37

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b>	<b>9</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>10</b>
<b>1 CONTEXTUALIZAÇÃO</b>	<b>11</b>
<b>1.1 REVISÃO DA LITERATURA</b>	<b>12</b>
1.1.1 Urbanização e industrialização na região metropolitana de Belém	12
1.1.2 Contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs)	12
1.1.3 Avaliação dos riscos de EPTs	13
1.1.4 Biodisponibilidade de EPTs	14
1.1.5 Bioacessibilidade de EPTs	15
<b>Referências</b>	<b>16</b>
<b>2 CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL</b>	<b>21</b>
<b>2.1 Introdução</b>	<b>21</b>
<b>2.2 Material e métodos</b>	<b>22</b>
2.2.1 Área de estudo e amostragem	22
2.2.2 Caracterização química do solo e poeira	23
2.2.3 Quantificação de EPTs	24
2.2.4 Avaliação da contaminação	24
2.2.5 Biodisponibilidade e bioacessibilidade	24
2.2.6 Avaliação de riscos ecológico e à saúde humana	25
2.2.7 Análises estatísticas	26
<b>2.3 Resultados e discussão</b>	<b>27</b>
2.3.1 Caracterização das amostras	27
2.3.2 Concentrações totais de EPTs	27
2.3.3 Níveis de contaminação	31
2.3.4 Riscos ao ambiente	32
2.3.5 Riscos à saúde humana	33
2.3.6 Biodisponibilidade e bioacessibilidade	35
<b>2.4 Conclusão</b>	<b>38</b>
<b>Referências</b>	<b>38</b>

## RESUMO

A região metropolitana de Belém (RMB) é um importante polo econômico, cultural e turístico da Amazônia brasileira. Na região, o crescimento desordenado da urbanização e do tráfego veicular podem estar contribuindo com o aumento dos níveis de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no ambiente, o que pode promover riscos ecológicos e à saúde humana. Os objetivos deste estudo foram: i) determinar as concentrações totais, biodisponíveis e bioacessíveis; ii) determinar os níveis de contaminação; e iii) avaliar os riscos ao ambiente e à saúde humana pela exposição a alumínio (Al), antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), vanádio (V) e zinco (Zn) em solos e poeira de estrada na RMB. As amostras foram coletadas nas áreas mais densamente habitadas dos cinco municípios que compõem a RMB: Belém, Ananindeua, Marituba, Benevides e Santa Bárbara. As concentrações de EPTs foram quantificadas por espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) e usadas para calcular fatores de contaminação e índices de riscos ao ambiente e à saúde humana. Nas amostras de solos e poeira, as concentrações médias de As, Ba, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn foram acima dos valores de referência de qualidade estabelecidos para solos para o estado do Pará. Os níveis de contaminação variaram de moderados a altos por Al, As, Ba, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn em ambas as matrizes estudadas, exceto Ba e Mn nos solos. O índice de risco ecológico potencial foi moderado para o As e para o efeito conjunto dos EPTs na poeira de estrada. Potenciais riscos carcinogênicos de As e Cr foram evidenciados para adultos e crianças, com exceção do Cr para adultos. No entanto, as concentrações biodisponíveis e bioacessíveis (vias oral e pulmonar) de todos os EPTs foram baixas, indicando baixo risco atual para o ambiente e para a saúde humana. Os resultados desse estudo poderão ser adotados para a proteção do ecossistema e da saúde pública na RMB.

**Palavras-chave:** Área urbana; índices de poluição; avaliação de risco; Amazônia brasileira.

## ABSTRACT

The metropolitan region of Belém (MRB) is an important economic, cultural, and tourist hub in the Brazilian Amazon. In this region, the urbanization increasing and traffic jam may contribute to increase in levels of potentially toxic elements (PTEs) in the environment, which can promote ecological and human health risks. The objectives of this study were to: i) determine the total, bioavailable, and bioaccessible concentrations; ii) assess the contamination levels; and iii) evaluate the risks to the environment and human health due to exposure to aluminum (Al), antimony (Sb), arsenic (As), barium (Ba), cadmium (Cd), lead (Pb), cobalt (Co), copper (Cu), chromium (Cr), manganese (Mn), mercury (Hg), molybdenum (Mo), nickel (Ni), vanadium (V), and zinc (Zn) in soils and road dust in the MRB. Samples were collected in the densely populated areas of the five municipalities of MRB (Belém, Ananindeua, Marituba, Benevides, and Santa Bárbara). The concentrations of PTEs were quantified by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) and used to calculate contamination factors and environmental and human health risk indices. In both soils and dust, the average concentrations of As, Ba, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, and Zn were above the quality reference values established for the state of Pará. Contamination levels ranged from moderate to high for Al, As, Ba, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, and Zn in both matrices studied, except for Ba and Mn in soils. The potential ecological risk index was moderate for As and for the combined effect of PTEs in road dust. Potential carcinogenic risks of As and Cr were evidenced for adults and children, with the exception of Cr for adults. However, the bioavailable and bioaccessible (oral and pulmonary routes) concentrations of all PTEs were low, indicating a low current risk to the environment and human health. The results of this study can be adopted for the protection of the ecosystem and public health in the MRB.

**Keywords:** urban area; pollution indexes; risk assessment; Brazilian Amazon.

## 1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Atividades antrópicas têm acentuado a contaminação nos grandes centros urbanos, principalmente por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) (Abbasi et al., 2018; Wang et al., 2021). Alguns desses elementos, como manganês (Mn) e zinco (Zn) atuam como nutrientes para seres humanos, plantas e animais, enquanto outros causam efeitos tóxicos mesmo em baixas concentrações (Kabata-Pendias, 2010; Li et al., 2020). Os EPTs têm alto potencial de acumulação no ambiente e podem causar efeitos tóxicos e carcinogênicos (ATSDR, 2019), sobretudo quando têm origem antrópica (Galán et al., 2019).

As concentrações de EPTs como arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), vanádio (V) e zinco (Zn) são fortemente liberados por atividades industriais, tráfego de veículos, queima de combustíveis, lançamento de resíduos domésticos e de construção civil (Dong et al., 2020; Kabata-Pendias, 2010; Krupnova et al., 2020). Esses elementos podem ser acumulados em partículas de solo e poeira de estrada nas áreas urbanas e, dependendo da biodisponibilidade e bioacessibilidade, podem causar impactos negativos para o ambiente urbano e para a saúde humana (Dat et al., 2021; Qadeer et al., 2020). Assim, essas matrizes ambientais podem ser utilizadas para o monitoramento da contaminação ambiental por EPTs em áreas urbanas.

A região metropolitana de Belém (RMB) é a segunda maior metrópole da Amazônia brasileira, com cinco municípios, mais de dois milhões de habitantes e densidade demográfica de 1.222 habitantes por km<sup>2</sup> (IBGE, 2022) A cidade de Belém, capital do estado do Pará, surgiu no século XVII e passou por um processo intenso de metropolização na segunda metade do século XX, com aumento da área urbana e da população (Cardoso et al., 2015). A falta de planejamento urbano adequado, a ocupação acelerada, aumento da quantidade de veículos e a industrialização têm gerado severos impactos ambientais e podem estar contribuindo com o aumento dos níveis de EPTs no ambiente.

Os objetivos desse estudo são determinar as concentrações de EPTs e avaliar os riscos ao ambiente e à saúde humana pela exposição a esses elementos em solo e poeira urbana na RMB, a partir da hipótese de que as concentrações de EPTs, oriundas das atividades antrópicas, podem causar riscos de contaminação para o ambiente e à saúde humana. Os resultados desse estudo poderão contribuir com a qualidade ambiental e a

proteção da saúde pública na segunda maior metrópole, e mais densamente habitada, da Amazônia brasileira.

## **1.1 REVISÃO DA LITERATURA**

### **1.1.1 Urbanização e industrialização na região metropolitana de Belém**

A falta de oportunidades no meio rural levou muitas pessoas a migrarem para as cidades em busca de melhores condições de vida, atualmente grande parte da população brasileira vive em regiões urbanas, aproximadamente 84% dos 203 milhões de habitantes reside em áreas urbanas (Lima et al., 2023; IBGE, 2022). Na região metropolitana de Belém (RMB) o processo de urbanização iniciou pela capital Belém, no século XX, com ampliação de áreas e crescimento populacional (Cardoso et al., 2015).

A RMB está inserida na Região de Integração Guajará, que abrange os municípios de Belém, Ananindeua, Marituba, Benevides e Santa Bárbara. Com 1.826 km<sup>2</sup> e 2.223.012 habitantes, a RMB possui 26% da população do estado e densidade demográfica de 1.222 habitantes por km<sup>2</sup>. A RMB foi instituída pela Lei Federal 14/1973, contemplando os municípios de Belém e Ananindeua. Posteriormente, a Lei Estadual 27/1995 incluiu os municípios de Marituba, Benevides e Santa Bárbara.

As principais atividades econômicas na RMB são comércio, atividades imobiliárias, construção civil, indústria de transformação, transporte, alojamento e alimentação, e atividades profissionais, científicas e técnicas (IBGE, 2021). A RMB é um importante polo econômico, cultural e turístico do estado do Pará. Na região, o processo de urbanização desordenado trouxe diversos problemas ambientais, como o adensamento populacional, aumento do tráfego veicular e problemas sanitários (baixa taxa de saneamento e precariedade na coleta de lixo), associado a remoção de muitas áreas de vegetação natural, são fatores que contribuem para a contaminação ambiental (Pereira & Vieira, 2016).

Até junho de 2024, 793.309 veículos (leves e pesados) foram registrados nos cinco municípios que compõem a RMB (SENATRAN, 2024). O congestionamento intenso aumenta o consumo e a liberação de combustíveis (Lima et al., 2024). As emissões veiculares oriundas de diferentes tipos de combustíveis, como gasolina, diesel e etanol, figuram entre as principais fontes de aporte da poluição urbana (CETESB, 2019). Além disso, atividades de construção civil, o processo de industrialização e o descarte irregular de resíduos (domésticos e industriais) contribuem para liberação de contaminantes no ambiente urbano.

### 1.1.2 Contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs)

Os EPTs ocorrem naturalmente no ambiente, em concentrações que geralmente não apresentam riscos. Por outro lado, atividades antrópicas como processos industriais, agricultura, mineração e queima de combustíveis fósseis podem aumentar os níveis desses elementos. Uma vez no ambiente, os EPTs podem ser acumulados no solo, água e organismos, causando diversos efeitos nocivos, como alterações genéticas, câncer, distúrbios hormonais e doenças neurológicas. Em humanos, as principais vias de entrada de EPTs compreendem a inalação, ingestão e contato com a pele (Kabir et al., 2021; Safiur Rahman et al., 2019).

Em áreas urbanas, os EPTs podem ser oriundos do descarte inadequado de resíduos, ressuspensão de partículas, queima de combustíveis e óleo, e componentes dos veículos como freios, pneus, borrachas (Sanderson et al., 2014; Timmers & Achten, 2016; Wang et al., 2021). Elementos como Cu e Ni são emitidos principalmente por veículos movidos a gasolina (Grieshop et al., 2006), enquanto o Ba está diretamente relacionado a veículos movidos por diesel (Geller et al., 2006). Além disso, o desgaste veicular pode ser fonte de Cr, Co, Fe e Zn, que constituem ligas metálicas, bem como Cu, Mn, Sb e Zn, que estão relacionados ao desgaste de freio e escapamento de veículos (Jeong et al., 2019; Wang et al., 2021).

Os EPTs podem ser acumulados em diversas matrizes ambientais, incluindo solos e poeira de estrada, que podem ser utilizados como indicadores de qualidade ambiental (Li et al., 2020). O solo urbano atua como sumidouro de EPTs, sobretudo a camada superficial (Khan et al., 2023). Por exemplo, no Brasil, Bernardino et al. (2019) encontraram concentrações de Pb e V acima do permitido em solos urbanos de rodovias do Rio de Janeiro. O mesmo ocorreu no Sul do Brasil para Pb e Hg em parques urbanos na cidade de Rio Grande (Penteado et al., 2021).

A poeira urbana é formada a partir da interação de elementos sólidos, líquidos e gasosos de múltiplas fontes como resíduos de tráfego veicular e emissões industriais que são acumulados no ambiente urbano (Cheng et al., 2018; Lima et al., 2023; Proshad et al., 2023; Wei et al., 2015). A composição da poeira sofre alterações geoquímicas durante a suspensão, transportando vários poluentes (Praveena, 2018). Aguilera et al. (2021) encontraram contaminação e riscos à saúde de crianças por Pb, Zn e Cu em poeira urbana na Cidade do México, possivelmente em virtude do tráfego de veículos, tinta, desgaste de pneus e freios.

### 1.1.3 Avaliação dos riscos de EPTs

A exposição a longo prazo e o acúmulo de EPTs no ambiente urbano podem causar efeitos negativos para o ecossistema e para a saúde humana. Em regiões metropolitanas de vários países, estudos revelaram que a contaminação por EPTs oriunda de atividades industriais e o tráfego urbano intenso vêm causando problemas a saúde humana com a exposição a longo prazo (Aguilera et al., 2021; Castillo-Nava et al., 2020; Faisal et al., 2021). Concentrações de EPTs acima dos valores orientadores em cidades indianas, indicando contaminação local por As, Cr, Cu, Zn, Ni e Pb, variando de moderada a extrema, possivelmente em virtude de atividades antrópicas (Adimalla & Wang 2018). Riscos não carcinogênicos e carcinogênicos à saúde da população foram evidenciados para As e Cr. Por sua vez, Huang et al. (2022) encontraram riscos não carcinogênicos por As e Cr para crianças na região Sul da China.

As concentrações totais de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn excederam os limites para áreas residenciais em cidades do Irã, com maior probabilidade de riscos para a saúde de crianças e a ingestão como principal via de exposição (Jahandari, 2020). Na China, Cd, Cu, Ni Pb e Zn tiveram valores acima do limite em poeira de algumas áreas de Jinhua, podendo causar risco não carcinogênico para crianças (Bartholomew et al., 2020).

No Brasil, estudos que abordem a contaminação urbana por EPTs ainda são escassos. Ferreira et al. (2021) encontraram contaminação considerável por Cu, Ni, Pb e Zn em solos urbanos de Manaus, na Amazônia brasileira. Além disso, os resultados da avaliação de risco carcinogênico do estudo demonstraram que a longa exposição a solos contaminados por Cd e Pb aumentam a probabilidade de desenvolvimento de câncer em crianças que residem na área urbana. Devido ao alto potencial de toxicidade e riscos à saúde pública associados à exposição a EPTs em áreas urbanas densamente habitadas (Adimalla et al., 2020; Dong et al., 2020), torna-se fundamental estudar os níveis de contaminação por EPTs em matrizes ambientais urbanas e seus efeitos sobre a saúde humana (Adimalla, 2020).

Modelos de avaliação de risco carcinogênico e não carcinogênico são amplamente utilizados para estimar o risco à saúde por EPTs. A avaliação de risco proposta pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) leva em consideração a concentração dos EPTs, via de exposição, toxicidade do contaminante e a frequência de exposição (USEPA, 2001). Os riscos carcinogênicos e não carcinogênicos podem ser calculados com base nas três principais rotas de entrada dos EPTs no corpo humano (ingestão, inalação e contato dérmico) (Guillén et al., 2022).

#### 1.1.4 Biodisponibilidade de EPTs

O conhecimento das concentrações totais de EPTs pode não ser suficiente para estimar os efeitos dos EPTs no ambiente (Kim et al., 2015), pois apenas a fração biodisponível desses contaminantes causa risco imediato para a biota (Martins et al., 2021). A exposição aos EPTs em solo e a poeira de estrada tem efeitos que são diretamente determinados pela biodisponibilidade desses contaminantes (Roy et al., 2024).

A biodisponibilidade auxilia na compreensão da dinâmica dos EPTs no ambiente sendo influenciada por fatores como troca iônica, dissolução ácida, atividade fisiológica dos organismos do solo, pH e textura (Kim et al., 2015; Nannoni & Protano, 2016; Nannoni & Protano, 2016). A biodisponibilidade de um elemento pode ser determinada por métodos químicos de extração simples ou sequenciais. Os métodos de extração simples incluem o uso de extratores como Mehlich 1, Mehlich 3, cloreto de cálcio ( $\text{CaCl}_2$ ), acetato de amônio ( $\text{NH}_4\text{OAc}$ ), DTPA e EDTA (Kaninga et al., 2020; Pinto & Alleoni, 2018).

A extração por Mehlich-1 ( $\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ ) é um método muito utilizado para estimar as concentrações disponíveis no solo por ser simples, prático e por ser rotina em vários laboratórios (E. B. Silva et al., 2016). Além disso, as concentrações extraídas por Mehlich apresentaram resultados satisfatórios para a disponibilidade de elementos como Cd, Zn, Cu, Ni, Pb e Cr no solo (dos Santos et al., 2009; Martins et al., 2021).

#### 1.1.5 Bioacessibilidade de EPTs

Os efeitos de EPTs na saúde humana dependem da concentração de exposição, taxa de ingestão, da fração bioacessível dos contaminantes, entre outros (Fernández-Caliani et al., 2019; Guillén et al., 2022). A exposição humana a EPTs pode causar efeitos crônicos a saúde, sobretudo em virtude do caráter não biodegradável desses contaminantes no ambiente (Billmann et al., 2023; Li et al., 2021; Roy et al., 2024). Pequenas frações de EPTs podem ser absorvidas pelo corpo humano no estômago, intestino e pulmões, causando problemas de saúde a adultos e principalmente crianças (Bourliva et al., 2021; Li et al., 2021; Roy et al., 2024).

A bioacessibilidade é a fração solúvel do elemento no aparelho gastrointestinal ou pulmonar e que está disponível para absorção. A fração bioacessível de EPTs pode ser determinada por métodos *in vivo* e *in vitro* (Li et al., 2020). Os métodos *in vitro* tem baixo custo e alta precisão em relação aos procedimentos *in vivo*. Métodos *in vitro* incluem o teste de extração com base fisiológica (PBET), que simula o ambiente bioquímico do fluido

gastrointestinal do corpo humano (Ruby et al., 1996) o teste simples de extração de bioacessibilidade (SBET), que determina a bioacessibilidade dos metais na fase gástrica (Wragg & Cave, 2003), o método SBRC (Roy et al., 2024) e o método gastro-intestinal *in vitro* (IVG) (Rodriguez et al., 1999). Para determinar a bioacessibilidade pulmonar, os métodos mais utilizados são a solução de Gamble e o fluido lisossômico artificial (ALF) (Expósito et al., 2021).

O método SBET é um dos métodos mais utilizados para determinar a bioacessibilidade de EPTs, visto que demanda menor tempo de extração e menor quantidade de reagentes químicos (Roy et al., 2024). Usando o método SBET, Ma et al. (2020) estudaram a bioacessibilidade oral em escolas de áreas urbanas e rurais em Lanzhou na China, com resultados que indicaram maior bioacessibilidade oral em poeira que solo, além de maiores concentrações de As, Cd, Pb e Zn.

Em estudo realizado na região metropolitana de Recife, no nordeste do Brasil, Lima et al. (2023) encontraram bioacessibilidade oral variando de 30 a 85% para Zn, Cu, Pb e Cd em poeira urbana, proveniente principalmente da combustão de combustíveis. Na RMB, não existem estudos que abordem as concentrações bioacessíveis de EPTs em matrizes ambientais urbanas. Estudos dessa natureza são fundamentais em grandes centros urbanos, principalmente considerando os altos níveis bioacessíveis de EPTs que vêm sendo evidenciados em estudos no Brasil e outros países, em decorrência de atividades antrópicas nas metrópoles.

## Referências

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., & Mahmoudi, M. R. (2018). Fractionation, source identification and risk assessment of potentially toxic elements in street dust of the most important center for petrochemical products, Asaluyeh County, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 77(19), 673. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7854-z>
- Adimalla, N. (2020). Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(1), 59–75. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00270-1>
- Adimalla, N., & Wang, H. (2018). Distribution, contamination, and health risk assessment of heavy metals in surface soils from northern Telangana, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(21), 684. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4028-y>
- Aguilera, A., Bautista, F., Gutiérrez-Ruiz, M., Cenicerós-Gómez, A. E., Cejudo, R., & Goguitchaichvili, A. (2021). Heavy metal pollution of street dust in the largest city of Mexico, sources and health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4), 193. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08993-4>
- ATSDR. (2019). *Substance Priority List: Agency for Toxic Substances and Disease Registry*.
- Bartholomew, C. J., Li, N., Li, Y., Dai, W., Nibagwire, D., & Guo, T. (2020). Characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dust for children in Jinhua, China.

- Environmental Science and Pollution Research*, 27(5), 5042–5055. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07144-0>
- Bernardino, C. A. R., Mahler, C. F., Santelli, R. E., Freire, A. S., Braz, B. F., & Novo, L. A. B. (2019). Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, and urbanization level. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), 156. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7265-y>
- Billmann, M., Hulot, C., Pauget, B., Badreddine, R., Papin, A., & Pelfrêne, A. (2023). Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 896, 165263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>
- Bourliva, A., Aidona, E., Papadopoulou, L., Ferreira da Silva, E., & Patinha, C. (2021). Levels, oral bioaccessibility and health risk of sand-bound potentially harmful elements (PHEs) in public playgrounds: Exploring magnetic properties as a pollution proxy. *Environmental Pollution*, 290, 118122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118122>
- Cardoso, A., Fernandes, D., Bastos, A., & Sousa, C. (2015). A Metrópole Belém e sua centralidade na Amazônia Oriental Brasileira. *EURE (Santiago)*, 41(124), 201–223. <https://doi.org/10.4067/S0250-71612015000400010>
- Castillo-Nava, D., Elias-Santos, M., López-Chuken, U. J., Valdés-González, A., de la Riva-Solís, L. G., Vargas-Pérez, M. P., Galán-Wong, L. J., & Luna-Olvera, H. A. (2020). Heavy metals (lead, cadmium and zinc) from street dust in Monterrey, Mexico: ecological risk index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(6), 3231–3240. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02649-5>
- CETESB. (2019). *Emissão veicular*. <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/>
- Cheng, Z., Chen, L.-J., Li, H.-H., Lin, J.-Q., Yang, Z.-B., Yang, Y.-X., Xu, X.-X., Xian, J.-R., Shao, J.-R., & Zhu, X.-M. (2018). Characteristics and health risk assessment of heavy metals exposure via household dust from urban area in Chengdu, China. *Science of The Total Environment*, 619–620, 621–629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.144>
- Dat, N. D., Nguyen, V.-T., Vo, T.-D.-H., Bui, X.-T., Bui, M.-H., Nguyen, L. S. P., Nguyen, X.-C., Tran, A. T.-K., Nguyen, T.-T.-A., Ju, Y.-R., Huynh, T.-M.-T., Nguyen, D.-H., Bui, H.-N., & Lin, C. (2021). Contamination, source attribution, and potential health risks of heavy metals in street dust of a metropolitan area in Southern Vietnam. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(36), 50405–50419. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14246-1>
- Dong, S., Zhang, S., Wang, L., Ma, G., Lu, X., & Li, X. (2020). Concentrations, Speciation, and Bioavailability of Heavy Metals in Street Dust as well as Relationships with Physiochemical Properties: A Case Study of Jinan City in East China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(28), 35724–35737. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09761-6>
- dos Santos, J. S., Santos, M. L. P. dos, Conti, M. M., dos Santos, S. N., & de Oliveira, E. (2009). Evaluation of some metals in Brazilian coffees cultivated during the process of conversion from conventional to organic agriculture. *Food Chemistry*, 115(4), 1405–1410. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.01.069>
- Expósito, A., Markiv, B., Ruiz-Azcona, L., Santibáñez, M., & Fernández-Olmo, I. (2021). Understanding how methodological aspects affect the release of trace metal(loid)s from urban dust in inhalation bioaccessibility tests. *Chemosphere*, 267, 129181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129181>
- Faisal, M., Wu, Z., Wang, H., Hussain, Z., & Azam, M. I. (2021). Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Urban Road Dust of Zhengzhou Metropolis, China. *Atmosphere*, 12(9), 1213. <https://doi.org/10.3390/atmos12091213>
- Fernández-Caliani, J. C., Giráldez, M. I., & Barba-Brioso, C. (2019). Oral bioaccessibility

- and human health risk assessment of trace elements in agricultural soils impacted by acid mine drainage. *Chemosphere*, 237, 124441. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124441>
- Ferreira, M. da S., Fontes, M. P. F., Pacheco, A. A., Ker, J. C., & Lima, H. N. (2021). Health risks of potentially toxic trace elements in urban soils of Manaus city, Amazon, Brazil. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(9), 3407–3427. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00834-0>
- Galán, E., Romero-Baena, A. J., Aparicio, P., & González, I. (2019). A methodological approach for the evaluation of soil pollution by potentially toxic trace elements. *Journal of Geochemical Exploration*, 203, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.04.005>
- Geller, M. D., Ntziachristos, L., Mamakos, A., Samaras, Z., Schmitz, D. A., Froines, J. R., & Sioutas, C. (2006). Physicochemical and redox characteristics of particulate matter (PM) emitted from gasoline and diesel passenger cars. *Atmospheric Environment*, 40(36), 6988–7004. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.018>
- Grieshop, A. P., Lipsky, E. M., Pekney, N. J., Takahama, S., & Robinson, A. L. (2006). Fine particle emission factors from vehicles in a highway tunnel: Effects of fleet composition and season. *Atmospheric Environment*, 40, 287–298. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.064>
- Guillén, M. T., Delgado, J., Gómez-Arias, A., Nieto-Liñán, J. M., & Castillo, J. (2022). Bioaccessibility and human exposure to metals in urban soils (Huelva, SW Spain): evaluation by in vitro gastric extraction. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(5), 1501–1519. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00814-4>
- Huang, C.-C., Cai, L.-M., Xu, Y.-H., Jie, L., Chen, L.-G., Hu, G.-C., Jiang, H.-H., Xu, X.-B., & Mei, J.-X. (2022). A comprehensive exploration on the health risk quantification assessment of soil potentially toxic elements from different sources around large-scale smelting area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(3), 206. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09804-0>
- IBGE. (2022). *INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA*. <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html>
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2021). Produto Interno Bruto Dos Municípios. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=conceitos-e-metodos>
- Jahandari, A. (2020). Pollution status and human health risk assessments of selected heavy metals in urban dust of 16 cities in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(18), 23094–23107. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08585-8>
- Jeong, C.-H., Salehi, S., Wu, J., North, M. L., Kim, J. S., Chow, C.-W., & Evans, G. J. (2019). Indoor measurements of air pollutants in residential houses in urban and suburban areas: Indoor versus ambient concentrations. *Science of The Total Environment*, 693, 133446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.252>
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (4<sup>a</sup>). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- Kabir, M. H., Kormoker, T., Islam, M. S., Khan, R., Shammi, R. S., Tusher, T. R., Proshad, R., Islam, M. S., & Idris, A. M. (2021). Potentially toxic elements in street dust from an urban city of a developing country: ecological and probabilistic health risks assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(40), 57126–57148. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14581-3>
- Kaninga, B. K., Chishala, B. H., Maseka, K. K., Sakala, G. M., Lark, M. R., Tye, A., & Watts, M. J. (2020). Review: mine tailings in an African tropical environment—mechanisms for the bioavailability of heavy metals in soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(4), 1069–1094. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00326->

- Khan, Y. K., Toqeer, M., & Shah, M. H. (2023). Mobility, bioaccessibility, pollution assessment and risk characterization of potentially toxic metals in the urban soil of Lahore, Pakistan. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 1391–1412. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01270-4>
- Kim, R.-Y., Yoon, J.-K., Kim, T.-S., Yang, J. E., Owens, G., & Kim, K.-R. (2015). Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation—a critical review. *Environmental Geochemistry and Health*, 37(6), 1041–1061. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9695-y>
- Krupnova, T. G., Rakova, O. V., Gavrilkina, S. V., Antoshkina, E. G., Baranov, E. O., & Yakimova, O. N. (2020). Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia. *Chemosphere*, 261, 127799. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127799>
- Li, X., Gao, Y., Zhang, M., Zhang, Y., Zhou, M., Peng, L., He, A., Zhang, X., Yan, X., Wang, Y., & Yu, H. (2020). In vitro lung and gastrointestinal bioaccessibility of potentially toxic metals in Pb-contaminated alkaline urban soil: The role of particle size fractions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110151>
- Li, Y., Padoan, E., & Ajmone-Marsan, F. (2021). Soil particle size fraction and potentially toxic elements bioaccessibility: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 209, 111806. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111806>
- Lima, L. H. V., da Silva, F. B. V., Araújo, P. R. M., Alvarez, A. M., Pôrto, K. C., & do Nascimento, C. W. A. (2024). Assessing heavy metal contamination in a Brazilian metropolis: a case study with a focus on (bio)indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(5), 481. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12661-8>
- Lima, L. H. V., do Nascimento, C. W. A., da Silva, F. B. V., & Araújo, P. R. M. (2023). Baseline concentrations, source apportionment, and probabilistic risk assessment of heavy metals in urban street dust in Northeast Brazil. *Science of The Total Environment*, 858, 159750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159750>
- Ma, J., Li, Y., Liu, Y., Wang, X., Lin, C., & Cheng, H. (2020). Metal(loid) bioaccessibility and children's health risk assessment of soil and indoor dust from rural and urban school and residential areas. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(5), 1291–1303. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00415-2>
- Ma, J., Yan, Y., Chen, X., Niu, Z., Yu, R., & Hu, G. (2021). Incorporating bioaccessibility and source apportionment into human health risk assessment of heavy metals in urban dust of Xiamen, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 228, 112985. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112985>
- Martins, G. C., da Silva Junior, E. C., Ramos, S. J., Maurity, C. W., Sahoo, P. K., Dall'Agnol, R., & Guilherme, L. R. G. (2021). Bioavailability of copper and nickel in naturally metal-enriched soils of Carajás Mining Province, Eastern Amazon, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(5), 256. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09056-4>
- Nannoni, F., & Protano, G. (2016). Chemical and biological methods to evaluate the availability of heavy metals in soils of the Siena urban area (Italy). *Science of The Total Environment*, 568, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.208>
- Nory, R. M., Figueiredo, A. M. G., Souto-Oliveira, C. E., & Babinski, M. (2021). Urban contamination sources in tunnel dusts from São Paulo city: Elemental and isotopic characterization. *Atmospheric Environment*, 254, 118188. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118188>
- Penteado, J. O., Brum, R. de L., Ramires, P. F., Garcia, E. M., dos Santos, M., & da Silva

- Júnior, F. M. R. (2021). Health risk assessment in urban parks soils contaminated by metals, Rio Grande city (Brazil) case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111737. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111737>
- Pereira, F. D. S., & Vieira, I. C. G. (2016). Expansão urbana da Região Metropolitana de Belém sob a ótica de um sistema de índices de sustentabilidade. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 11(3), 731. <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1878>
- Pinto, F. A., & Ferracciú Alleoni, L. R. (2018). Extractors for barium, cadmium, copper, nickel, and zinc in tropical soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49(19), 2478–2495. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1524899>
- Praveena, S. M. (2018). Characterization and Risk Analysis of Metals Associated with Urban Dust in Rawang (Malaysia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(3), 415–423. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0537-7>
- Proshad, R., Dey, H. C., Ritu, S. A., Baroi, A., Khan, M. S. U., Islam, M., & Idris, A. M. (2023). A review on toxic metal pollution and source-oriented risk apportionment in road dust of a highly polluted megacity in Bangladesh. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(6), 2729–2762. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01434-2>
- Qadeer, A., Saqib, Z. A., Ajmal, Z., Xing, C., Khan Khalil, S., Usman, M., Huang, Y., Bashir, S., Ahmad, Z., Ahmed, S., Thebo, K. H., & Liu, M. (2020). Concentrations, pollution indices and health risk assessment of heavy metals in road dust from two urbanized cities of Pakistan: Comparing two sampling methods for heavy metals concentration. *Sustainable Cities and Society*, 53, 101959. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101959>
- Rodriguez, R. R., Basta, N. T., Casteel, S. W., & Pace, L. W. (1999). An In Vitro Gastrointestinal Method To Estimate Bioavailable Arsenic in Contaminated Soils and Solid Media. *Environmental Science & Technology*, 33(4), 642–649. <https://doi.org/10.1021/es980631h>
- Roy, A., Kumar, A., Bhattacharya, T., Biswas, J. K., & Watts, M. (2024). Review: Bioaccessibility of Potentially Harmful Metals in Dust and Soil Matrices. *Exposure and Health*, 16(1), 207–236. <https://doi.org/10.1007/s12403-023-00546-z>
- Ruby, M. V., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S., & Sellstone, C. M. (1996). Estimation of Lead and Arsenic Bioavailability Using a Physiologically Based Extraction Test. *Environmental Science & Technology*, 30(2), 422–430. <https://doi.org/10.1021/es950057z>
- Safiur Rahman, M., Khan, M. D. H., Jolly, Y. N., Kabir, J., Akter, S., & Salam, A. (2019). Assessing risk to human health for heavy metal contamination through street dust in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh. *Science of The Total Environment*, 660, 1610–1622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.425>
- Sanderson, P., Delgado-Saborit, J. M., & Harrison, R. M. (2014). A review of chemical and physical characterisation of atmospheric metallic nanoparticles. *Atmospheric Environment*, 94, 353–365. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.023>
- SENATRAN. (2024). *Frota de Veículos*. <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/frota-de-veiculos-2024>
- Silva, E. B., Fonseca, F. G., Alleoni, L. R. F., Nascimento, S. S., Graziotti, P. H., & Nardis, B. O. (2016). Availability and toxicity of cadmium to forage grasses grown in contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 18(9), 847–852. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1146225>
- Timmers, V. R. J. H., & Achten, P. A. J. (2016). Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. *Atmospheric Environment*, 134, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.017>

- USEPA. (2001). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. *Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington*.
- Wang, J. M., Jeong, C.-H., Hilker, N., Healy, R. M., Sofowote, U., Deboz, J., Su, Y., Munoz, A., & Evans, G. J. (2021). Quantifying metal emissions from vehicular traffic using real world emission factors. *Environmental Pollution*, 268, 115805. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115805>
- Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H., & Lu, J. (2015). Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.005>
- Wragg, J., & Cave, M. R. (2003). *In-vitro methods for the measurement of the oral bioaccessibility of selected metals and metalloids in soils: a critical review*.

## **2 CONTAMINAÇÃO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS E POEIRA NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL**

### **2.1 Introdução**

A expansão acelerada e desordenada da urbanização e da industrialização tem causado contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em muitas áreas urbanas a nível mundial (Aboubakar et al., 2021; Hini et al., 2020; F. Li et al., 2022; Timofeev et al., 2019). Nessas áreas, as concentrações de EPTs têm aumentado em virtude do tráfego de veículos, atividades industriais, queima de combustíveis fósseis, e do crescimento da densidade populacional (Ali et al., 2019; Ghanavati et al., 2019; Palansooriya et al., 2020; Shahab et al., 2020) e devido à deposição inadequada de resíduos urbanos e industriais. Muitos estudos vêm sendo realizados para investigar a concentração, distribuição e riscos à saúde pública associados à exposição a EPTs em áreas urbanas densamente habitadas, dado o alto potencial de toxicidade desses contaminantes (Adimalla et al., 2020; Dong et al., 2020).

Os EPTs têm caráter permanente no ambiente e isso favorece a acumulação desses elementos em solos e poeiras das vias, que representam importantes indicadores de degradação ambiental em áreas urbanas (Abbasi et al., 2018; Adimalla et al., 2020; Ahamad et al., 2021). O conhecimento das concentrações de EPTs nessas matrizes ambientais é de fundamental importância para entender os impactos desses contaminantes nos ecossistemas urbanos (He et al., 2023; Zhang et al., 2019), bem como os riscos à saúde. No entanto, os riscos dos EPTs podem ser superestimados com a adoção exclusiva das concentrações totais,

tendo em vista que apenas a fração biodisponível desses elementos causa risco imediato para o ambiente (Dong et al., 2020; Lima et al., 2023). Assim, a determinação da biodisponibilidade de EPTs tem sido sugerida para melhorar as avaliações do risco ambiental relacionado a esses contaminantes.

Os EPTs podem causar efeitos prejudiciais para pedestres, vendedores ambulantes e outros trabalhadores quando encontrados em altas concentrações em solos e poeiras das vias urbanas (Odediran et al., 2021). A exposição a níveis elevados de EPTs durante longos períodos pode causar danos severos no corpo humano (Adimalla et al., 2020), cujas rotas de entrada incluem inalação, contato com a pele e principalmente a ingestão (Jahandari, 2020). Os EPTs podem causar problemas ao sistema nervoso, pulmonar, hepático, renal, enzimático, endócrino e imunológico, favorecendo o surgimento de várias doenças, incluindo câncer (Ebrahimi et al., 2020; Parida & Patel, 2023). A ocorrência dessas doenças é potencializada quando os EPTs apresentam alta bioacessibilidade, ou seja, têm alta solubilidade nos ambientes gastrointestinal e pulmonar (Kelepertzis et al., 2021). Portanto, avaliações de risco para a saúde humana pela exposição a EPTs têm especial interesse para a proteção da saúde pública, sobretudo quando as frações bioacessíveis também são consideradas (Dong et al., 2020; Li et al., 2021).

Na Amazônia, os EPTs têm sido amplamente estudados em áreas de mineração industrial e artesanal (Covre et al., 2022; Pereira et al., 2020; Ramos et al., 2024; Teixeira et al., 2021), mas pesquisas em áreas urbanas densamente habitadas são escassas. A região metropolitana de Belém (RMB), na Amazônia oriental, tem passado por profundas mudanças na paisagem com o avanço da urbanização e da industrialização de forma desordenada, que incluem falta de saneamento básico e deficiência na coleta de lixo urbano. Tais mudanças podem favorecer o aumento das concentrações de EPTs no ambiente e, conseqüentemente, causar riscos ecológicos e para a saúde humana. Portanto, os objetivos desse estudo foram: i) determinar as concentrações pseudototais de alumínio (Al), antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), vanádio (V), e zinco (Zn); ii) estimar os níveis de contaminação; iii) avaliar os riscos ambientais e à saúde humana; e iv) quantificar a biodisponibilidade e bioacessibilidade de EPTs em solos e poeira na RMB.

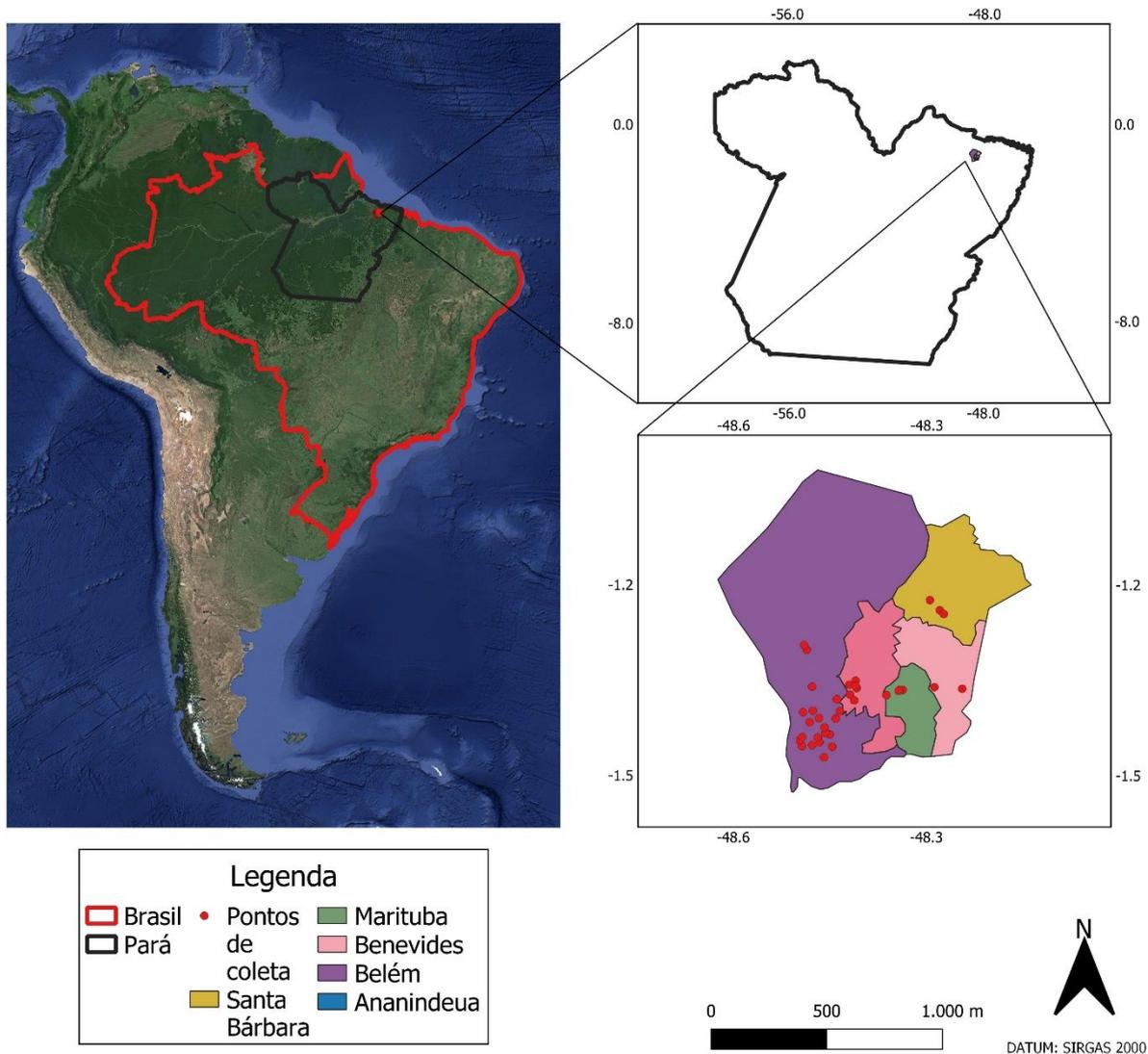
## 2.2 Material e métodos

### 2.2.1 Área de estudo e amostragem

A RMB é a segunda maior metrópole da Amazônia, com 2.223.012 habitantes e extensão territorial de 1.826 km<sup>2</sup>. É formada por cinco municípios: Belém, Ananindeua, Marituba, Benevides e Santa Bárbara. De acordo com a classificação de Koppen, o clima da região é do tipo Af (tropical úmido), com temperatura média de 28 °C e precipitação anual de 3000 mm (Alvares et al., 2013). O período de maior precipitação ocorre entre janeiro e março e o período menos chuvoso é de outubro a novembro. As principais atividades econômicas incluem comércio, indústrias (metalúrgica, alimentícia, moveleira, química, pesqueira e naval), construção civil e serviços (administração, seguridade social, educação e saúde) (IBGE, 2022a).

Áreas de intenso fluxo veicular e movimentação de pessoas foram selecionadas para a amostragem de solos e poeira de estrada na RMB. As amostras de solos foram coletadas na base de plantas, enquanto as amostras de poeira foram coletadas na lateral das avenidas. No total, 81 amostras foram coletadas (Figura 1). Cada amostra de solo e poeira foi formada pela coleta de cinco subamostras de cada uma dessas matrizes. Todas as amostras foram coletadas com luvas e espátulas de inox para evitar contaminação e armazenadas em sacos plásticos. Após isso, as amostras de solo foram secas ao ar e passadas em peneira de aço inoxidável ( $\varnothing < 100 \mu\text{m}$ ) para análises em laboratório.

**Figura 1** – Mapa de localização dos pontos de coleta.



### 2.2.2 Caracterização química do solo e poeira

O potencial hidrogeniônico (pH) e os teores de matéria orgânica (MO) foram quantificados conforme metodologia descrita por Teixeira et al. (2017). O pH foi determinado em potenciômetro (modelo HI9811-51, Hanna Instrumentos), na relação solo-água de 1:2.5. O teor de carbono orgânico (CO) foi determinado por colorimetria, com a adição de 25 mL de água destilada e 5 mL de uma solução contendo dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 0,167 M e ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) 5 M a 1 g de amostra, seguido de agitação a 180 rpm por 10 minutos e centrifugação por cinco minutos.

### 2.2.3 Quantificação de EPTs

As concentrações pseudototais de EPTs foram encontradas usando o método USEPA 3051A (USEPA, 2007). Para tanto, 9 mL de  $HNO_3$  e 3 mL de HCl foram adicionados a 1 g de

solo/poeira, seguido de digestão em forno de micro-ondas (modelo Mars Xpress 6, CEM Corporation) a 175 °C. Após isso, os extratos foram filtrados, o volume completado para tubos de 25 mL com água ultrapura e os tubos armazenados para a quantificação por espectrometria de massa com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) (modelo NexION 300D, Perkin Elmer). A qualidade analítica das concentrações pseudototais foi avaliada usando um material de referência certificado (OREAS-261), com taxas de recuperação variando de 92,9 a 114,58% (Anexo 2).

#### 2.2.4 Avaliação da contaminação

O fator de contaminação (FC) foi calculado para avaliar os níveis de contaminação nas matrizes ambientais estudadas. Esse índice é amplamente adotado para estudar EPTs em áreas alteradas pela atividade humana (Hakanson, 1980), obtido a partir da Eq. (1):

$$FC = \frac{C_{EPT}}{B_{EPT}} \quad (1)$$

onde  $C_{EPT}$  é a concentração do EPT na amostra,  $B_{EPT}$  é o valor de *background* do EPT para solos naturais no estado do Pará na profundidade 0-20 cm (Fernandes et al., 2018; Gonçalves et al., 2022) e 1,5 é uma constante usada para diminuir variações geoquímicas. Os valores de FC foram interpretados de acordo com Hakanson (1980):  $FC \leq 1$  indica contaminação baixa, FC entre 1 e 3 indica contaminação moderada, FC entre 3 e 6 indica contaminação considerável, e  $FC > 6$  indica contaminação muito alta.

#### 2.2.5 Biodisponibilidade e bioacessibilidade

As concentrações biodisponíveis foram extraídas usando solução de Mehlich-1, a qual é composta por ácido clorídrico (HCl) 0,05 M e ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 0,0125 M, na proporção de 1:10 (v:v), com agitação por 5 minutos e repouso por 16 h (Martins et al., 2021). A quantificação foi realizada por espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por microondas (MP-AES) (modelo 4210, Agilent Technologies).

As concentrações oralmente bioacessíveis foram determinadas usando o teste de extração simples da bioacessibilidade (*simple bioaccessibility extraction test* - SBET) (EPA 1340) desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Para isso, 0,5 g de solo/poeira foram adicionados a tubos falcon, seguido da adição de 50 mL de solução de glicina 0,4 M (pH 1,5, ajustado com HCl), na proporção sólido:líquido de 1:100. A mistura foi aquecida em banho maria a 37 °C sob agitação durante 1 h, centrifugada a 3000 rpm por

20 min e filtrada com papel filtro (0,45 µm). A quantificação foi realizada usando MP-AES (modelo 4210, Agilent Technologies).

As concentrações bioacessíveis por via pulmonar foram extraídas na proporção sólido:líquido 1:100, usando a solução de Gamble, que combina uma série de sais, adicionados em ordem previamente estabelecida. Posteriormente, as amostras foram submetidas a banho maria a 37 °C e agitadas a 25 rpm por 1 h, seguido de centrifugação a 4000 rpm e filtragem com papel filtro (0,45 µm) (Colombo et al., 2008). A quantificação foi realizada usando MP-AES (modelo 4210, Agilent Technologies).

### 2.2.6 Avaliação de riscos ecológico e à saúde humana

O fator de risco ecológico potencial (FR) considera o impacto individual dos EPTs nos ecossistemas (Cheng et al., 2018). Nesse estudo, o FR dos EPTs foi calculado de acordo com Eq. (2):

$$FR = T_{EPT} \times \left( \frac{C_{EPT}}{B_{EPT}} \right) \quad (2)$$

onde  $T_{EPT}$  é o fator de resposta à toxidez do EPT (As = 10, Ba e Cr = 2, Cd = 30, Co e Cu = 5, Hg = 40, Mn, Mo e Zn = 1, Ni e Pb = 5) (Hakanson, 1980; J. Yang et al., 2015),  $C_{EPT}$  é a concentração do EPT na amostra, e  $B_{EPT}$  é o valor de *background* do EPT para solos do estado do Pará na profundidade 0-20 cm (Fernandes et al., 2018; Gonçalves et al., 2022). Os valores de FR foram classificados de acordo com Hakanson (1980):  $FR < 40$  indica risco ecológico baixo,  $40 < FR < 80$  indica risco ecológico moderado,  $80 < FR < 160$  indica risco ecológico considerável,  $160 < FR < 320$  indica risco ecológico alto e  $FR > 320$  indica risco ecológico muito alto.

O IR indica os riscos ecológicos da exposição simultânea aos EPTs (Chen et al., 2020; Pereira et al., 2022; Wang et al., 2021). Os valores de IR foram calculados de acordo com a Eq. (3):

$$IR = FR_1 + FR_2 + FR_3 + \dots + FR_n \quad (3)$$

onde FR é o fator de risco ecológico potencial e n é o número de EPTs estudados. Os valores de IR foram classificados de acordo com Hakanson (1980):  $IR < 150$  indica risco baixo,  $150 < IR < 300$  indica risco moderado,  $300 < 600$  indica risco alto e  $IR > 600$  indica risco muito alto.

A avaliação de risco à saúde humana foi realizada para compreender os riscos não carcinogênicos e carcinogênicos associados aos EPTs na área de estudo. O risco não carcinogênico foi baseado na dose diária média (DDM) considerando duas vias principais:

ingestão ( $DDM_{ing}$ ) e inalação ( $DDM_{ina}$ ), que permitem estimar o quociente de risco (QR) e o índice de risco (HI) (USEPA, 2001), conforme as Eq. (4 - 8):

$$DDM_{ing} = C \times \frac{IngR \times FE \times DE}{PC \times TM} \times 10^{-6} \quad (4)$$

$$DDM_{ch} = C \times \frac{inhR \times FE \times DE}{FEP \times PC \times TM}$$

(5)

$$QR_{ing} = DDM_{ing} / DR \quad (6)$$

$$QR_{ch} = DDM_{ch} / DR \quad (7)$$

$$HI = QR_{ing} + QR_{ch} \quad (8)$$

onde DDM é a dose diária média ( $mg\ kg^{-1}\ d^{-1}$ ); C é a concentração do EPT ( $mg\ kg^{-1}$ );  $ingR$  é a taxa de ingestão,  $100\ mg\ d^{-1}$  para adultos e  $200\ mg\ d^{-1}$  para crianças (USEPA, 2001);  $inhR$  é a taxa de inalação,  $20\ m^3\ d^{-1}$  para adultos e  $7,6\ m^3\ d^{-1}$  para crianças (Lu et al., 2014; USEPA, 2001); FEP é o fator de emissão de partículas,  $1,36 \times 10^9\ m^3\ kg^{-1}$  (USEPA, 2001); FE é a frequência de exposição,  $279\ d\ ano^{-1}$  (Moreira et al., 2018; USEPA, 2001); DE é a duração da exposição, 24 h para adultos e 4 h para crianças (Moreira et al., 2018); PC é o peso do corpo, 70 kg para adultos e 16 kg para crianças (Moreira et al., 2018); TM é o tempo médio, sem efeitos carcinogênicos ( $DE \times 365\ d$ ) e com efeitos carcinogênicos ( $70\ anos \times 365\ d$ ); DR é a dose de referência do EPT (Anexo 3), que é específica por via e elemento (Jiang et al., 2021; Pan et al., 2018; USEPA, 2001).

Para estimar o risco carcinogênico, o DDM foi multiplicado pelo fator de inclinação (Anexo 3) correspondente para produzir um nível de risco de câncer (Lu et al., 2014). Valores de HI não carcinogênico maiores que 1 indicam riscos não-carcinogênicos para a saúde humana, enquanto valores de HI carcinogênico acima de  $10^{-4}$  indicam risco carcinogênico para a saúde humana (USEPA, 2004).

### 2.2.7 Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos à análise estatística descritiva (média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação), teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e teste de homocedasticidade (Levene) e as concentrações de EPTs em solos e poeira foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis e Dunn. Além disso, mapas de distribuição espacial foram construídos para identificar os locais com maiores concentrações de EPTs. Os programas computacionais utilizados foram QGIS 3.22, Origin Graphics 2024b e R studio 4.2.1.

## 2.3 Resultados e discussão

### 2.3.1 Caracterização das amostras

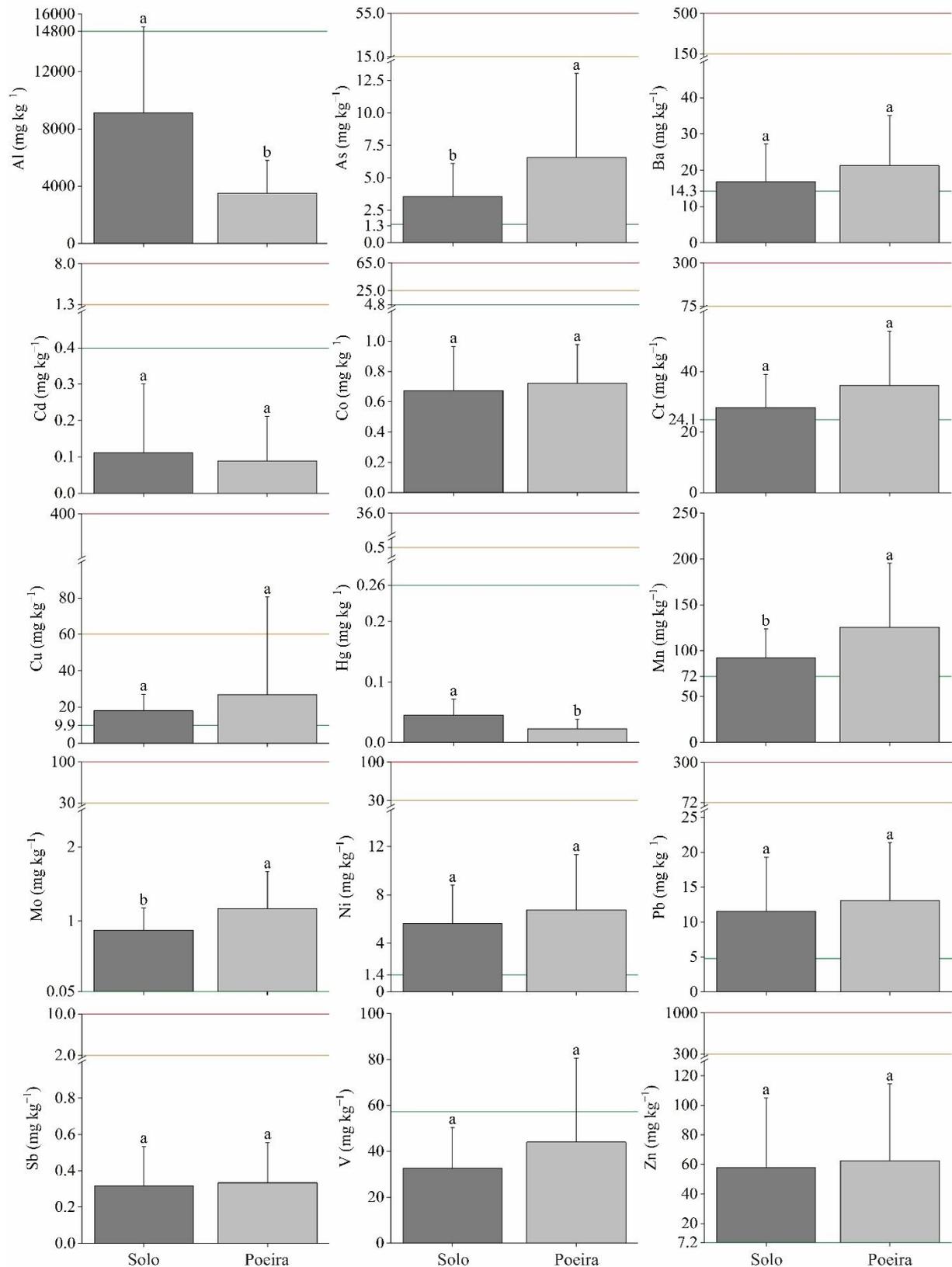
Os valores médios de pH indicaram acidez (6,5) nos solos e alcalinidade (7,7) na poeira (Kicińska et al., 2022) (Anexo 4). O caráter mais ácido dos solos pode ter relação direta com os teores de MO, que foram mais altos no solo (3,16 g kg<sup>-1</sup>) em relação a poeira (0,77 g kg<sup>-1</sup>), em virtude da maior incorporação de materiais vegetais, por outro lado a alcalinidade da poeira pode estar relacionada aos resíduos urbanos ricos em carbonatos (Lima et al., 2023). A mineralização da MO contribui com a acidificação do solo a partir da liberação de ácidos orgânicos (Liang et al., 2023). Além disso, as plantas podem estar contribuindo com a acidificação do solo a partir da liberação de íons H<sup>+</sup> durante a absorção de nutrientes (Raza et al., 2020). A maior acidez do solo sugere maior potencial de liberação de EPTs em relação à poeira, tendo em vista que o pH mais baixo favorece o aumento da disponibilidade e da mobilidade da maioria desses contaminantes (Król et al., 2020).

### 2.3.2 Concentrações totais de EPTs

Como não há valores orientadores para poeira no Brasil, os valores de prevenção (VP) e investigação (VI) estabelecidos para solos brasileiros pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2009), bem como os valores de referência de qualidade (VRQs) definidos para solos do estado do Pará (Fernandes et al., 2018; Gonçalves et al., 2022) foram utilizados como valores orientadores neste estudo, tanto para solo quanto para poeira.

Todos os EPTs estudados apresentaram concentrações médias abaixo do VP e do VI (Figura 2), sugerindo baixo risco conforme os valores definidos pela legislação nacional (Anexo 5). Todavia, a maioria dos elementos teve concentrações acima do VRQ, incluindo As, Ba, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn, tanto nos solos quanto na poeira indicando contaminação, portanto devem ser monitorados para evitar atingir níveis de riscos.

**Figura 2** – Concentrações totais de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.



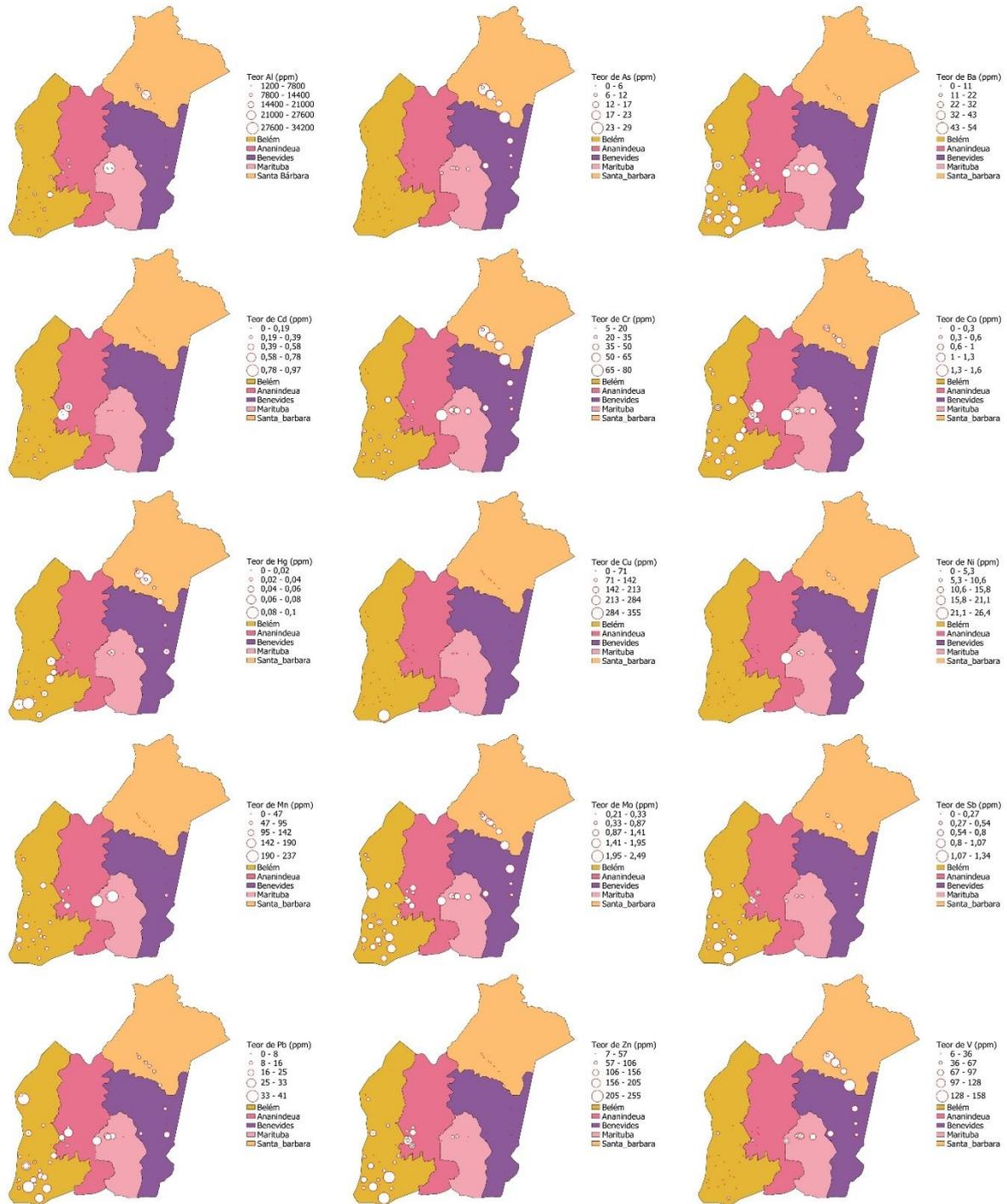
Letras distintas indicam diferença significativa entre solo e poeira ( $p < 0,05$ ). Linhas verdes indicam o valor de referência de qualidade (Gonçalves et al. 2022); linhas amarelas indicam o valor de prevenção (CONAMA, 2009); e linhas vermelhas indicam o valor de investigação (CONAMA, 2009).

As concentrações médias de As, Cu, Mo, Ni, Pb e Zn foram cerca de 2 a 17 vezes maiores que o VRQ nos solos, e de aproximadamente 3 a 23 vezes maiores que o VRQ na poeira (Figura 2). Esses resultados podem ter relação direta com as emissões veiculares, que figuram entre as principais fontes de EPTs em ambiente urbano. Por exemplo, o As é frequentemente associado à combustão de combustíveis fósseis (Tashakor et al., 2022). O Cu normalmente decorre do desgaste de rolamentos de veículos, lonas de freios e peças de motores (Hou et al., 2019; Orosun, 2021). O Mo é utilizado como aditivo lubrificante e componente em ligas de aço de alta resistência (Kasimov et al., 2020; Tepanosyan et al., 2023). O Ni está relacionado com a emissão por escapamento dos veículos, além de tintas usadas em marcação rodoviária (Gupta et al., 2022; Jahandari, 2020; Men et al., 2018). O Pb é comumente associado ao escapamento e ao desgaste da bateria dos automóveis (Safiur Rahman et al., 2019). O Zn é comum na composição de pneus, lubrificantes e carburadores em automóveis (Orosun, 2021; Safiur Rahman et al., 2019).

As concentrações de As, Mn e Mo foram superiores na poeira de estrada em relação aos solos, enquanto as concentrações de Al e Hg foram maiores nos solos. Os demais EPTs não apresentaram diferenças estatísticas entre solos e poeira, mas Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, V e Zn tiveram tendências de maiores concentrações na poeira. Esses resultados podem ser explicados pela interação entre os pneus dos automóveis e a superfície das vias, que promove o desgaste e posterior deposição de partículas metálicas na lateral, seguido de mistura com a poeira (Mama et al., 2020). Outras pesquisas têm observados aumentos de partículas metálicas na lateral das vias (Tashakor et al., 2022; Shahab et al., 2020).

Mapas de distribuição espacial foram preparados para ilustrar as concentrações de EPTs nos diferentes pontos de amostragem (Figura 3). Os resultados sugerem que as concentrações de As, Cr e V foram superiores em áreas de maior fluxo veicular de Marituba, Benevides e Santa Bárbara. Os elementos Pb e Zn, por sua vez, tiveram concentrações mais elevadas em Belém e Ananindeua. Em áreas de intenso congestionamento, é frequente o desgaste de freios e pneus e o maior consumo de combustíveis fósseis em decorrência do uso contínuo das marchas de força dos veículos, promovendo o aumento das concentrações desses contaminantes (Bisht et al., 2022; Bourliva et al., 2017; Dat et al., 2021; Thorpe & Harrison, 2008).

**Figura 3** – Mapas de distribuição de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.



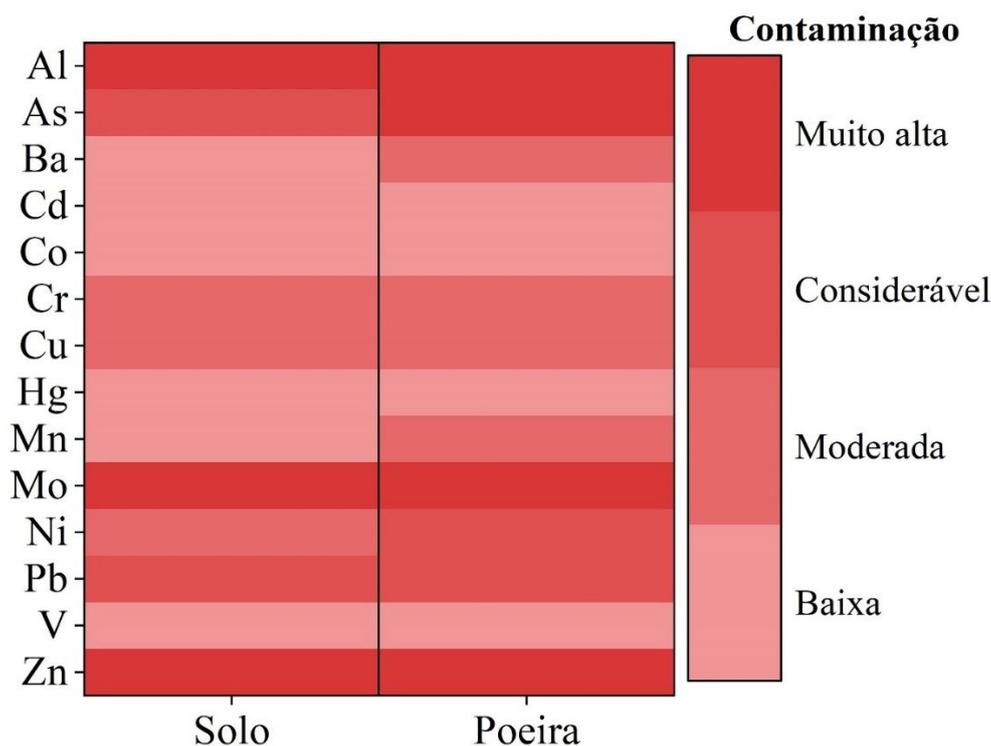
As concentrações de Ba, Co e Mo foram maiores nas áreas coletadas em Belém e nos demais municípios em locais onde há fluxo intenso de veículos e pessoas (Ananindeua e Marituba). Nesses locais, há maior circulação diária de pedestres, trabalhadores e moradores, o que sugere maior exposição humana aos EPTs. Estudos em outros países indicaram altas concentrações de EPTs provavelmente derivadas do intenso fluxo de veículos e pessoas em

áreas urbanas no México (Aguilera et al., 2021), na China (Shahab et al., 2020), e na Índia (Adimalla, 2020).

### 2.3.3 Níveis de contaminação

Os valores mais baixos e mais altos do FC foram de 0,14 (Co) e 14,57 (Mo) no solo e de 0,12 (Hg) e 19,46 (Mo) na poeira, indicando que o Mo apresenta maior contaminação entre os EPTs estudados (Figura 2). Os EPTs tiveram FC na ordem Mo > Zn > Pb > As > Ni > Cu > Cr > Ba > Mn > V > Cd > Hg > Co no solo e Mo > Zn > As > Pb > Ni > Cu > Cr > Ba > Mn > V > Cd > Co > Hg na poeira. Conforme a classificação de Hakanson (1980), Ba, Cd, Co, Hg, Mn e V tiveram baixa contaminação em ambas as matrizes, exceto Ba e Mn na poeira, com moderada contaminação (Figura 4).

**Figura 4** – Níveis de contaminação por EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.



Os demais EPTs tiveram níveis mais preocupantes de contaminação. Com base no FC, a contaminação foi considerada de moderada a muito alta por Al, As, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb e Zn. Tais níveis de contaminação reforçam o potencial das atividades antrópicas como causas de acúmulo de EPTs em solos e poeira nas vias urbanas, promovendo conteúdos

consideravelmente acima dos valores naturais para a região (Fernandes et al., 2018; Gonçalves et al., 2022).

O Mo apresentou os maiores níveis de contaminação nas duas matrizes estudadas, indicando forte acumulação por origem antrópica, tendo em vista que esse elemento normalmente ocorre em baixas concentrações naturais na região ( $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Fernandes et al., 2018). Fontes como partículas de óleo de motor, combustão de combustíveis fósseis, e aditivos lubrificantes em ligas de aço podem estar contribuindo significativamente com o acúmulo de Mo no ambiente (Tepanosyan et al., 2023; Xu et al., 2013).

Os elementos As, Al e Zn, que também tiveram níveis muito altos de contaminação, são comumente acumulados por emissões de escapamento veicular (Alloway, B. J. and Trevors, 2013; Nory et al., 2021; Tashakor et al., 2022), desgaste da embreagem (Jose & Srimuruganandam, 2020), e desgaste de peças com ligas de Zn e componentes galvanizados (Mirzaei Aminiyan et al., 2018), respectivamente.

O acúmulo de EPTs em áreas urbanas tem relação direta com a emissão veicular, atividades industriais, e o despejo de resíduos domésticos (Jahandari, 2020; Tepanosyan et al., 2023; Wang et al., 2021), esse último muito comum na RMB. A liberação desses contaminantes pode ser potencializada com a ação de altas temperaturas e chuvas, sobretudo com a maior corrosão de peças metálicas (Huang et al., 2022). Considerando as condições climáticas observadas na RMB, que incluem alta temperatura e pluviosidade, o monitoramento e o controle da emissão de EPTs no ambiente podem ser fundamentais para evitar maior acúmulo e conseqüentemente, maiores riscos à saúde humana.

#### 2.3.4 Riscos ao ambiente

A determinação de FR e IR permite conhecer o nível de ameaça dos EPTs para o ecossistema (Pereira et al., 2023). Neste estudo, os valores de FR indicaram baixo risco ecológico para todos os EPTs estudados na área de estudo, com exceção de As na poeira, que foi associado a risco moderado nas áreas coletadas (Hakanson, 1980) (Tabela 1). Os valores de IR, que expressam o risco relacionado ao conjunto de EPTs, foram classificados como baixos nos solos e moderado na poeira (Hakanson, 1980).

**Tabela 1** – Fatores de risco ecológico potencial (FR) e índices de risco ecológico potencial (IR) de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Elemento	Solo		Poeira	
	FR	Nível de risco	FR	Nível de risco

As	33,03 ± 23,36	Baixo	60,72 ± 60,25	Moderado
Ba	1,98 ± 1,23	Baixo	2,51 ± 1,64	Baixo
Cd	11,97 ± 20,24	Baixo	9,57 ± 13,08	Baixo
Co	0,70 ± 0,30	Baixo	0,75 ± 0,27	Baixo
Cr	3,62 ± 1,43	Baixo	4,56 ± 2,32	Baixo
Cu	9,14 ± 4,70	Baixo	13,68 ± 27,40	Baixo
Hg	10,12 ± 5,84	Baixo	4,96 ± 3,62	Baixo
Mn	0,91 ± 0,31	Baixo	1,24 ± 0,69	Baixo
Mo	14,57 ± 5,01	Baixo	19,46 ± 8,33	Baixo
Ni	13,06 ± 7,30	Baixo	15,66 ± 10,56	Baixo
Pb	17,34 ± 11,65	Baixo	19,61 ± 12,48	Baixo
Zn	8,05 ± 6,54	Baixo	8,67 ± 7,23	Baixo
Todos (IR)	124,49 ± 9,02	Baixo	161,39 ± 16,33	Moderado

Resultados apresentados como médias ± desvio-padrão.

A avaliação de risco ambiental sugere que o As pode promover risco moderado para o ecossistema nas áreas estudadas. Em áreas urbanas, o As é emitido principalmente na combustão pelos veículos (Tashakor et al., 2022). Solos e poeiras com concentrações elevadas de As podem ser facilmente dispersados pela chuva e vento para regiões distantes, o que pode causar problemas severos para o ambiente (Men et al., 2018). Considerando que o As é o elemento mais perigoso conforme a Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças dos Estados Unidos da América (ATSDR, 2019), especial atenção deve ser direcionada para esse metaloide.

### 2.3.5 Risco à saúde humana

As concentrações totais foram utilizadas para avaliar os riscos não carcinogênicos (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn) e carcinogênicos (As, Cd, Cr, Ni e Pb) à saúde humana, por ingestão e inalação (Tabela 2). Para solo e poeira, a avaliação de risco revelou índices abaixo do limite estabelecido (<1) pela USEPA, sugerindo baixo risco potencial para a saúde humana pelos EPTs a partir das duas rotas de entrada consideradas. No entanto, o risco não pode ser descartado, tendo em vista que a rota por contato é importante, devido a precariedade de saneamento básico e de pavimentação.

**Tabela 2** – Riscos não carcinogênicos para adultos e crianças pela exposição a EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Elemento	Solo		Poeira	
	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças
As	$1,30 \times 10^{-2}$	$1,14 \times 10^{-1}$	$2,39 \times 10^{-2}$	$2,09 \times 10^{-1}$

Cd	$4,07 \times 10^{-4}$	$1,07 \times 10^{-3}$	$3,25 \times 10^{-4}$	$8,53 \times 10^{-4}$
Co	$3,67 \times 10^{-5}$	$3,22 \times 10^{-4}$	$3,94 \times 10^{-5}$	$3,44 \times 10^{-4}$
Cr	$1,02 \times 10^{-2}$	$8,93 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-2}$	$1,13 \times 10^{-1}$
Cu	$4,89 \times 10^{-4}$	$4,28 \times 10^{-3}$	$7,32 \times 10^{-4}$	$6,40 \times 10^{-3}$
Hg	$1,66 \times 10^{-4}$	$1,45 \times 10^{-3}$	$8,13 \times 10^{-5}$	$7,11 \times 10^{-4}$
Ni	$3,08 \times 10^{-4}$	$2,70 \times 10^{-3}$	$3,69 \times 10^{-4}$	$3,23 \times 10^{-3}$
Pb	$3,60 \times 10^{-3}$	$3,15 \times 10^{-2}$	$4,08 \times 10^{-3}$	$3,57 \times 10^{-2}$
Zn	$2,11 \times 10^{-4}$	$1,85 \times 10^{-3}$	$2,27 \times 10^{-4}$	$1,99 \times 10^{-3}$

Riscos carcinogênicos de As foram evidenciados para adultos e crianças pela exposição a solo e poeira (Tabela 3). O Cr também foi associado a risco carcinogênico pela exposição a ambas as matrizes, mas apenas para crianças. Normalmente, crianças são mais suscetíveis aos efeitos de EPTs em relação a adultos, o que está relacionado ao menor peso corporal e ao frequente movimento mão à boca (Fallahzadeh et al., 2018; Ferreira et al., 2021). Maiores índices de risco para crianças também foram encontrados em estudos realizados na China (Han et al., 2020), Nigéria (Mama et al., 2020), Bangladesh (Safiur Rahman et al., 2019) e Índia (Adimalla, 2020).

**Tabela 3** – Riscos carcinogênicos para adultos e crianças pela exposição a EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Elemento	Solo		Poeira	
	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças
As	$2,82 \times 10^{-4}$	$2,47 \times 10^{-3}$	$5,19 \times 10^{-4}$	$4,54 \times 10^{-3}$
Cd	$8,84 \times 10^{-6}$	$7,73 \times 10^{-5}$	$7,06 \times 10^{-6}$	$6,18 \times 10^{-5}$
Cr	$7,39 \times 10^{-5}$	$6,47 \times 10^{-4}$	$9,32 \times 10^{-5}$	$8,15 \times 10^{-4}$
Ni	$3,75 \times 10^{-6}$	$3,28 \times 10^{-5}$	$4,49 \times 10^{-6}$	$3,93 \times 10^{-5}$
Pb	$4,44 \times 10^{-7}$	$3,88 \times 10^{-6}$	$5,02 \times 10^{-7}$	$4,39 \times 10^{-6}$

Vários danos carcinogênicos têm sido associados à As e Cr, como câncer de pulmão, rins e bexiga pela exposição ao As (Palma-Lara et al., 2020) e câncer de pulmão e estômago por altas concentrações de Cr, sobretudo quando há predominância da forma hexavalente deste metal (Hossini et al., 2022). Portanto, as concentrações totais de As e Cr merecem especial atenção em termos de saúde pública nas áreas estudadas. No entanto, é importante mencionar que apenas parte das concentrações totais desses elementos pode ser dissolvida nos ambientes gastrointestinal e pulmonar (Ma et al., 2021), o que confere caráter essencial para a determinação das suas frações bioacessíveis.

### 2.3.6 Biodisponibilidade e bioacessibilidade

As concentrações biodisponíveis de Hg foram abaixo do limite de detecção e as concentrações biodisponíveis de As, Cr e Cu não tiveram diferenças entre as matrizes estudadas (Tabela 4). De outro modo, Ba, Cd, Co, Ni, Mn, Mo, Pb e Zn apresentaram maiores concentrações biodisponíveis nos solos em relação à poeira de estrada. As concentrações mais elevadas desses EPTs nos solos, com exceção de Mo, podem ter relação direta com o caráter mais ácido que favorece a solubilidade desses EPTs (Silva et al., 2022; Li et al., 2021). Em relação ao Mo, a maior concentração biodisponível nos solos, por sua vez, pode ser explicada pela reversibilidade da sorção desse elemento, ocasionada pela ocorrência de Al trocável e óxidos de Fe característicos de solos tropicais (Yang & Wang, 2021).

**Tabela 4** – Concentrações biodisponíveis de EPTs em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Concentração biodisponível (mg kg <sup>-1</sup> )	Matriz	
	Solo	Poeira
As	0,3 ± 0,08 a	0,3 ± 0,09 a
Ba	5,8 ± 4,2 a	2,3 ± 2,3 b
Cd	0,01 ± 0,00 a	0,01 ± 0,00 b
Co	0,04 ± 0,01 a	0,03 ± 0,01 b
Cr	0,3 ± 0,2 a	0,3 ± 0,2 a
Cu	4,0 ± 3,2 a	5,5 ± 8,2 a
Hg	ND	ND
Mn	11,2 ± 11,1 a	6,1 ± 8,0 b
Mo	0,2 ± 0,1 a	0,1 ± 0,1 b
Ni	0,4 ± 0,3 a	0,1 ± 0,1 b
Pb	1,6 ± 1,6 a	0,8 ± 0,8 b
Zn	17,3 ± 15,2 a	11,0 ± 7,5 b

Resultados apresentados como médias ± desvio-padrão. ND - abaixo do limite de detecção.

As concentrações biodisponíveis seguiram a ordem Zn > Mn > Ba > Cu > Pb > Ni > As = Cr > Mo > Co > Cd nos solos, variando de 0,01 a 17,3 mg kg<sup>-1</sup>, e Zn > Mn > Cu > Ba > Pb > As = Cr > Mo > Ni > Co > Cd na poeira de estrada, variando de 0,01 a 11,0 mg kg<sup>-1</sup>, o que indica maior concentração biodisponível de Zn em ambas as matrizes. O Zn também apresentou a segunda maior biodisponibilidade nos solos e na poeira vias urbanas, com aproximadamente 30 e 17%, respectivamente, atrás apenas do Ba nos solos (35%) e do Cu na poeira (20%) (Anexo 9). Para o As, 9,3 e 5,2% das concentrações totais estão na forma biodisponível em solo e poeira, respectivamente, sugerindo baixo risco ecológico atual

(Demir, 2021), apesar do potencial risco ecológico moderado associado às concentrações totais do elemento na poeira.

Embora as concentrações biodisponíveis de EPTs tenham sido relativamente baixas em solos e poeira, mudanças ambientais poderão contribuir com alterações na dinâmica dos elementos, sobretudo Zn, Cu e Ba. Por exemplo, o aumento da acidez poderá resultar no aumento da biodisponibilidade de vários EPTs, o que merece especial atenção na Amazônia, onde a intensa precipitação favorece o aumento da acidez dos solos com a lixiviação de cátions básicos (Lima et al., 2022). Reduções nos teores de MO (que são aceleradas na Amazônia) também poderão contribuir com o aumento da mobilidade e biodisponibilidade de EPTs, em função da diminuição dos sítios de adsorção (Gonçalves et al., 2022; Zhong et al., 2020).

As concentrações oralmente bioacessíveis foram maiores na poeira em relação ao solo, com exceção de Cd que teve maior concentração no solo e Ba e Co que não apresentaram diferenças estatísticas entre as matrizes. Tais resultados podem ser explicados pelos maiores teores de MO observados nos solos, que promovem a imobilização de EPTs e reduzem a bioacessibilidade desses elementos (Billmann et al., 2023; Li et al., 2021). Além disso, é possível que as concentrações totais estejam exercendo alguma influência sobre as concentrações bioacessíveis, considerando a tendência de maiores níveis totais e bioacessíveis de As, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb e Zn na poeira de estrada e o comportamento contrário para o Cd. Maior bioacessibilidade em amostras de poeira que em solos também foi observada em Jiaozuo, na China, sobretudo para Zn, Pb, Cr, Ni, e Co (Han et al., 2020).

**Tabela 5** – Concentrações bioacessíveis de EPTs por via oral em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Concentração bioacessível (mg kg <sup>-1</sup> )	Matriz	
	Solo	Poeira
As	0,15 ± 0,09 b	0,35 ± 0,03 a
Ba	1,24 ± 0,71 a	1,49 ± 1,09 a
Cd	0,06 ± 0,03 a	0,04 ± 0,03 b
Co	0,35 ± 0,07 a	0,35 ± 0,07 a
Cr	0,04 ± 0,04 b	0,14 ± 0,08 a
Cu	0,83 ± 0,97 b	1,01 ± 0,87 a
Hg	ND	ND
Mn	1,29 ± 1,12 b	2,62 ± 5,46 a
Mo	0,03 ± 0,04 b	0,04 ± 0,06 a
Ni	0,05 ± 0,03 b	0,06 ± 0,03 a
Pb	0,42 ± 0,31 b	0,61 ± 0,46 a

Zn	1,29 ± 1,37 b	2,82 ± 2,95 a
----	---------------	---------------

Resultados apresentados como médias ± desvio-padrão. ND - abaixo do limite de detecção.

As concentrações oralmente bioacessíveis variaram de 0,03 mg kg<sup>-1</sup> (Mo) a 1,29 mg kg<sup>-1</sup> (Mn e Zn) nos solos e de 0,05 mg kg<sup>-1</sup> (Cd) a 2,82 mg kg<sup>-1</sup> (Zn) na poeira de estrada. A maioria dos EPTs teve bioacessibilidade abaixo de 12% em ambas as matrizes, mas Cd e Co apresentaram bioacessibilidade de aproximadamente 53 e 51% no solo e 56 e 48% na poeira de estrada, respectivamente (Anexo 10). Considerando que Cd e Co apresentaram baixas concentrações totais, é possível afirmar que a bioacessibilidade relativamente alta pode ser explicada pela especiação desses EPTs e por propriedades como pH, granulometria e teor de MO, que afetam diretamente o comportamento dos EPTs (Han et al., 2020; Ran et al., 2022).

As concentrações bioacessíveis via pulmonar de Hg foram abaixo do limite de detecção e as concentrações bioacessíveis de Ba, Cu, Ni, e Zn foram estatisticamente maiores na poeira que no solo e o comportamento contrário foi observado para o Co. Para os demais EPTs, não foram observadas diferenças estatísticas entre as matrizes estudadas (Tabela 6).

**Tabela 6** – Concentrações bioacessíveis de EPTs por via pulmonar em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Concentração bioacessível (mg kg <sup>-1</sup> )	Matriz	
	Solo	Poeira
As	0,17 ± 0,07 b	0,31 ± 0,01 a
Ba	0,08 ± 0,19 b	0,19 ± 0,70 a
Cd	0,04 ± 0,02 a	0,04 ± 0,02 a
Co	0,33 ± 0,07 a	0,26 ± 0,05 b
Cr	0,02 ± 0,00 a	0,02 ± 0,00 a
Cu	0,19 ± 0,05 b	0,27 ± 0,12 a
Hg	ND	ND
Mn	0,02 ± 0,03 a	0,03 ± 0,03 a
Mo	0,03 ± 0,01 a	0,03 ± 0,00 a
Ni	0,02 ± 0,02 b	0,04 ± 0,04 a
Pb	0,03 ± 0,01 a	0,04 ± 0,05 a
Zn	0,41 ± 0,74 b	0,55 ± 0,87 a

Resultados apresentados como médias ± desvio-padrão. ND - abaixo do limite de detecção.

Os teores bioacessíveis via pulmonar foram de 0,02 a 0,41 mg kg<sup>-1</sup> nos solos e de 0,02 a 0,55 mg kg<sup>-1</sup> na poeira, seguindo a ordem Zn > Co > Cu > As > Cd > Ba > Sr > Pb = Mo > Ni = Cr = Mn nos solos e Zn > As > Cu > Co > Ba > Sr > Cd = Ni = Pb > Mn = Mo > Cr na poeira (Tabela 6). Esses resultados sugerem baixas concentrações bioacessíveis por inalação,

o que pode estar relacionado com o pH alcalino do meio pulmonar, simulado pela solução extratora utilizada (He et al., 2020). Além disso, da mesma forma que para as concentrações biodisponíveis e bioacessíveis por via oral, o Zn também apresentou maiores concentrações por via pulmonar. Em termos percentuais, Co e Cd tiveram bioacessibilidade relativamente maior que os demais EPTs, com cerca de 49 e 36% nos solos e 35 e 44% na poeira de estrada (Anexo 11), respectivamente, não ultrapassando  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Os resultados deste estudo fornecem importantes informações para o monitoramento adequado do ambiente e da saúde pública em uma das maiores metrópoles densamente habitadas na Amazônia brasileira. Notadamente, as concentrações totais de vários EPTs estão acima dos valores normalmente observados na região, sobretudo Al, As, Mo, Ni, Pb e Zn, o que pode ter relação direta com o processo de antropização. Apesar do risco ecológico moderado de As e da evidência de riscos carcinogênicos de As e Cr, as concentrações biodisponíveis e bioacessíveis são baixas e indicam reduzido risco atual para adultos e crianças por ingestão e inalação. Ainda assim, a região deve ser monitorada para evitar o aumento da contaminação por EPTs e proteger a saúde do ecossistema e da população, considerando a expansão significativa das atividades antrópicas na região.

## **2.4 Conclusão**

Os níveis de contaminação variam de moderado a muito alto por Zn, Pb, Ni, Mo, Cu, Cr e As em ambas as matrizes. Os riscos ecológicos baseados nas concentrações pseudototais dos EPTs são baixos, exceto o As na poeira de estrada, que foi moderado. A avaliação de risco à saúde humana indica risco carcinogênico por As e Cr para adultos e crianças, exceto Cr para adultos. Quando consideramos as concentrações biodisponíveis e bioacessíveis (vias oral e pulmonar) de todos os EPTs indica baixo risco atual para o ambiente e para a saúde humana. Os resultados desse estudo sugerem que as concentrações pseudototais de alguns EPTs têm potencial risco para o ecossistema e saúde humana. Este estudo poderá contribuir para a proteção do ambiente e da saúde pública na região metropolitana de Belém. Novas pesquisas poderão ser realizadas na região, incluindo a amostragem de água, plantas e outros bioindicadores, para avaliar de maneira mais completa a absorção de EPTs pela população e pela biota a partir de outras matrizes ambientais.

## **Referências**

Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., & Mahmoudi, M. R. (2018). Fractionation, source identification and risk assessment of potentially toxic elements in street dust of the most

- important center for petrochemical products, Asaluyeh County, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 77(19), 673. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7854-z>
- Aboubakar, A., Douaik, A., Mewouo, Y. C. M., Madong, R. C. B. A., Dahchour, A., & El Hajjaji, S. (2021). Determination of background values and assessment of pollution and ecological risk of heavy metals in urban agricultural soils of Yaoundé, Cameroon. *Journal of Soils and Sediments*, 21(3), 1437–1454. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02876-4>
- Adimalla, N. (2020). Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(1), 59–75. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00270-1>
- Adimalla, N., Chen, J., & Qian, H. (2020). Spatial characteristics of heavy metal contamination and potential human health risk assessment of urban soils: A case study from an urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 194, 110406. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110406>
- Adimalla, N., & Wang, H. (2018). Distribution, contamination, and health risk assessment of heavy metals in surface soils from northern Telangana, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(21), 684. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4028-y>
- Aguilera, A., Bautista, F., Gutiérrez-Ruiz, M., Cenicerós-Gómez, A. E., Cejudo, R., & Goguitchaichvili, A. (2021). Heavy metal pollution of street dust in the largest city of Mexico, sources and health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4), 193. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08993-4>
- Ahamad, A., Janardhana Raju, N., Madhav, S., Gossel, W., Ram, P., & Wycisk, P. (2021). Potentially toxic elements in soil and road dust around Sonbhadra industrial region, Uttar Pradesh, India: Source apportionment and health risk assessment. *Environmental Research*, 202, 111685. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111685>
- Ali, M. U., Liu, G., Yousaf, B., Ullah, H., Abbas, Q., & Munir, M. A. M. (2019). A systematic review on global pollution status of particulate matter-associated potential toxic elements and health perspectives in urban environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(3), 1131–1162. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0203-z>
- Alloway, B. J. and Trevors, J. T. (Ed.). (2013). *Heavy Metals in Soils-Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Dordrecht Heidelberg.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ATSDR. (2019). *Substance Priority List: Agency for Toxic Substances and Disease Registry*.
- Bartholomew, C. J., Li, N., Li, Y., Dai, W., Nibagwire, D., & Guo, T. (2020). Characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dust for children in Jinhua, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(5), 5042–5055. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07144-0>
- Bernardino, C. A. R., Mahler, C. F., Santelli, R. E., Freire, A. S., Braz, B. F., & Novo, L. A. B. (2019). Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, and urbanization level. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), 156. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7265-y>
- Billmann, M., Hulot, C., Pauget, B., Badreddine, R., Papin, A., & Pelfrène, A. (2023). Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 896, 165263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>
- Bisht, L., Gupta, V., Singh, A., Gautam, A. S., & Gautam, S. (2022). Heavy metal concentration and its distribution analysis in urban road dust: A case study from most populated city of Indian state of Uttarakhand. *Spatial and Spatio-Temporal*

- Epidemiology*, 40, 100470. <https://doi.org/10.1016/j.sste.2021.100470>
- Bourliva, A., Aidona, E., Papadopoulou, L., Ferreira da Silva, E., & Patinha, C. (2021). Levels, oral bioaccessibility and health risk of sand-bound potentially harmful elements (PHEs) in public playgrounds: Exploring magnetic properties as a pollution proxy. *Environmental Pollution*, 290, 118122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118122>
- Bourliva, A., Christophoridis, C., Papadopoulou, L., Giouri, K., Papadopoulos, A., Mitsika, E., & Fytianos, K. (2017). Characterization, heavy metal content and health risk assessment of urban road dusts from the historic center of the city of Thessaloniki, Greece. *Environmental Geochemistry and Health*, 39(3), 611–634. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9836-y>
- Cardoso, A., Fernandes, D., Bastos, A., & Sousa, C. (2015). A Metrópole Belém e sua centralidade na Amazônia Oriental Brasileira. *EURE (Santiago)*, 41(124), 201–223. <https://doi.org/10.4067/S0250-71612015000400010>
- Castillo-Nava, D., Elias-Santos, M., López-Chuken, U. J., Valdés-González, A., de la Riva-Solís, L. G., Vargas-Pérez, M. P., Galán-Wong, L. J., & Luna-Olvera, H. A. (2020). Heavy metals (lead, cadmium and zinc) from street dust in Monterrey, Mexico: ecological risk index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(6), 3231–3240. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02649-5>
- CETESB. (2019). *Emissão veicular*. <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/>
- Chen, X., Kumari, D., Cao, C. J., Plaza, G., & Achal, V. (2020). A review on remediation technologies for nickel-contaminated soil. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26(3), 571–585. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1539639>
- Cheng, Z., Chen, L.-J., Li, H.-H., Lin, J.-Q., Yang, Z.-B., Yang, Y.-X., Xu, X.-X., Xian, J.-R., Shao, J.-R., & Zhu, X.-M. (2018). Characteristics and health risk assessment of heavy metals exposure via household dust from urban area in Chengdu, China. *Science of The Total Environment*, 619–620, 621–629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.144>
- Colombo, C., Monhemius, A. J., & Plant, J. A. (2008). Platinum, palladium and rhodium release from vehicle exhaust catalysts and road dust exposed to simulated lung fluids. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(3), 722–730. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.11.011>
- CONAMA. (2009). Resolução N° 420. In *Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília*.
- Covre, W. P., Ramos, S. J., Pereira, W. V. da S., Souza, E. S. de, Martins, G. C., Teixeira, O. M. M., Amarante, C. B. do, Dias, Y. N., & Fernandes, A. R. (2022). Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126688. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126688>
- da Silva, A. P. V., Silva, A. O., Lima, F. R. D. de, Benedet, L., Franco, A. de J., Souza, J. K. de, Ribeiro Júnior, A. C., Batista, É. R., Inda, A. V., Curi, N., Guilherme, L. R. G., & Carneiro, M. A. C. (2022). Potentially toxic elements in iron mine tailings: Effects of reducing soil pH on available concentrations of toxic elements. *Environmental Research*, 215, 114321. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114321>
- Dat, N. D., Nguyen, V.-T., Vo, T.-D.-H., Bui, X.-T., Bui, M.-H., Nguyen, L. S. P., Nguyen, X.-C., Tran, A. T.-K., Nguyen, T.-T.-A., Ju, Y.-R., Huynh, T.-M.-T., Nguyen, D.-H., Bui, H.-N., & Lin, C. (2021). Contamination, source attribution, and potential health risks of heavy metals in street dust of a metropolitan area in Southern Vietnam. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(36), 50405–50419. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14246-1>
- de Lima, A. F. L., Campos, M. C. C., Martins, T. S., Silva, G. A., Brito, W. B. M., dos Santos, L. A. C., de Oliveira, I. A., & da Cunha, J. M. (2022). Soil chemical attributes in areas under conversion from forest to pasture in southern Brazilian Amazon. *Scientific*

- Reports*, 12(1), 22555. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25406-9>
- Demir, A. (2021). Speciation, Risk Assessment and Bioavailability of Metals in the Agricultural Soils of the Göksu Delta, Turkey. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 30(3), 292–313. <https://doi.org/10.1080/15320383.2020.1839740>
- Dong, S., Zhang, S., Wang, L., Ma, G., Lu, X., & Li, X. (2020). Concentrations, Speciation, and Bioavailability of Heavy Metals in Street Dust as well as Relationships with Physiochemical Properties: A Case Study of Jinan City in East China. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(28), 35724–35737. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09761-6>
- dos Santos, J. S., Santos, M. L. P. dos, Conti, M. M., dos Santos, S. N., & de Oliveira, E. (2009). Evaluation of some metals in Brazilian coffees cultivated during the process of conversion from conventional to organic agriculture. *Food Chemistry*, 115(4), 1405–1410. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.01.069>
- Ebrahimi, M., Khalili, N., Razi, S., Keshavarz-Fathi, M., Khalili, N., & Rezaei, N. (2020). Effects of lead and cadmium on the immune system and cancer progression. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(1), 335–343. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00455-2>
- Expósito, A., Markiv, B., Ruiz-Azcona, L., Santibáñez, M., & Fernández-Olmo, I. (2021). Understanding how methodological aspects affect the release of trace metal(loid)s from urban dust in inhalation bioaccessibility tests. *Chemosphere*, 267, 129181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129181>
- Faisal, M., Wu, Z., Wang, H., Hussain, Z., & Azam, M. I. (2021). Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Urban Road Dust of Zhengzhou Metropolis, China. *Atmosphere*, 12(9), 1213. <https://doi.org/10.3390/atmos12091213>
- Fallahzadeh, R. A., Khosravi, R., Dehdashti, B., Ghahramani, E., Omidi, F., Adli, A., & Miri, M. (2018). Spatial distribution variation and probabilistic risk assessment of exposure to chromium in ground water supplies; a case study in the east of Iran. *Food and Chemical Toxicology*, 115, 260–266. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.03.019>
- Fernandes, A. R., Souza, E. S. de, de Souza Braz, A. M., Birani, S. M., & Alleoni, L. R. F. (2018). Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 190, 453–463. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.04.012>
- Fernández-Caliani, J. C., Giráldez, M. I., & Barba-Brioso, C. (2019). Oral bioaccessibility and human health risk assessment of trace elements in agricultural soils impacted by acid mine drainage. *Chemosphere*, 237, 124441. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124441>
- Ferreira, M. da S., Fontes, M. P. F., Pacheco, A. A., Ker, J. C., & Lima, H. N. (2021). Health risks of potentially toxic trace elements in urban soils of Manaus city, Amazon, Brazil. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(9), 3407–3427. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00834-0>
- Galán, E., Romero-Baena, A. J., Aparicio, P., & González, I. (2019). A methodological approach for the evaluation of soil pollution by potentially toxic trace elements. *Journal of Geochemical Exploration*, 203, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.04.005>
- Geller, M. D., Ntziachristos, L., Mamakos, A., Samaras, Z., Schmitz, D. A., Froines, J. R., & Sioutas, C. (2006). Physicochemical and redox characteristics of particulate matter (PM) emitted from gasoline and diesel passenger cars. *Atmospheric Environment*, 40(36), 6988–7004. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.018>
- Ghanavati, N., Nazarpour, A., & De Vivo, B. (2019). Ecological and human health risk assessment of toxic metals in street dusts and surface soils in Ahvaz, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(2), 875–891.

- <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0184-y>
- Gonçalves, D. A. M., Pereira, W. V. da S., Johannesson, K. H., Pérez, D. V., Guilherme, L. R. G., & Fernandes, A. R. (2022). Geochemical Background for Potentially Toxic Elements in Forested Soils of the State of Pará, Brazilian Amazon. *Minerals*, *12*(6), 674. <https://doi.org/10.3390/min12060674>
- Grieshop, A. P., Lipsky, E. M., Pekney, N. J., Takahama, S., & Robinson, A. L. (2006). Fine particle emission factors from vehicles in a highway tunnel: Effects of fleet composition and season. *Atmospheric Environment*, *40*, 287–298. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.064>
- Guillén, M. T., Delgado, J., Gómez-Arias, A., Nieto-Liñán, J. M., & Castillo, J. (2022). Bioaccessibility and human exposure to metals in urban soils (Huelva, SW Spain): evaluation by in vitro gastric extraction. *Environmental Geochemistry and Health*, *44*(5), 1501–1519. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00814-4>
- Gupta, V., Bisht, L., Deep, A., & Gautam, S. (2022). Spatial distribution, pollution levels, and risk assessment of potentially toxic metals in road dust from major tourist city, Dehradun, Uttarakhand India. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, *36*(10), 3517–3533. <https://doi.org/10.1007/s00477-022-02207-0>
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*, *14*(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Han, Q., Wang, M., Cao, J., Gui, C., Liu, Y., He, X., He, Y., & Liu, Y. (2020). Health risk assessment and bioaccessibilities of heavy metals for children in soil and dust from urban parks and schools of Jiaozuo, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *191*, 110157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110157>
- He, A., Li, X., Ai, Y., Li, X., Li, X., Zhang, Y., Gao, Y., Liu, B., Zhang, X., Zhang, M., Peng, L., Zhou, M., & Yu, H. (2020). Potentially toxic metals and the risk to children's health in a coal mining city: An investigation of soil and dust levels, bioaccessibility and blood lead levels. *Environment International*, *141*, 105788. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105788>
- He, Y., Peng, C., Zhang, Y., Guo, Z., Xiao, X., & Kong, L. (2023). Comparison of heavy metals in urban soil and dust in cities of China: characteristics and health risks. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *20*(2), 2247–2258. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04051-9>
- Hini, G., Eziz, M., Wang, W., Ili, A., & Li, X. (2020). Spatial distribution, contamination levels, sources, and potential health risk assessment of trace elements in street dusts of Urumqi city, NW China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, *26*(8), 2112–2128. <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1651629>
- Hossini, H., Shafie, B., Niri, A. D., Nazari, M., Esfahlan, A. J., Ahmadpour, M., Nazmara, Z., Ahmadimanesh, M., Makhdoumi, P., Mirzaei, N., & Hoseinzadeh, E. (2022). A comprehensive review on human health effects of chromium: insights on induced toxicity. *Environmental Science and Pollution Research*, *29*(47), 70686–70705. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22705-6>
- Hou, S., Zheng, N., Tang, L., Ji, X., Li, Y., & Hua, X. (2019). Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environment International*, *128*, 430–437. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.046>
- Huang, C.-C., Cai, L.-M., Xu, Y.-H., Jie, L., Chen, L.-G., Hu, G.-C., Jiang, H.-H., Xu, X.-B., & Mei, J.-X. (2022). A comprehensive exploration on the health risk quantification assessment of soil potentially toxic elements from different sources around large-scale smelting area. *Environmental Monitoring and Assessment*, *194*(3), 206.

- <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09804-0>
- IBGE. (2022a). *Censo demográfico*.
- IBGE. (2022b). *INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA*. <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html>
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2021). Produto Interno Bruto Dos Municípios. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=conceitos-e-metodos>
- Jahandari, A. (2020). Pollution status and human health risk assessments of selected heavy metals in urban dust of 16 cities in Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(18), 23094–23107. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08585-8>
- Jeong, C.-H., Salehi, S., Wu, J., North, M. L., Kim, J. S., Chow, C.-W., & Evans, G. J. (2019). Indoor measurements of air pollutants in residential houses in urban and suburban areas: Indoor versus ambient concentrations. *Science of The Total Environment*, 693, 133446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.252>
- Jiang, H.-H., Cai, L.-M., Hu, G.-C., Wen, H.-H., Luo, J., Xu, H.-Q., & Chen, L.-G. (2021). An integrated exploration on health risk assessment quantification of potentially hazardous elements in soils from the perspective of sources. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111489. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111489>
- Jose, J., & Srimuruganandam, B. (2020). Investigation of road dust characteristics and its associated health risks from an urban environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(9), 2819–2840. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00521-6>
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (4<sup>a</sup>). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- Kabir, M. H., Kormoker, T., Islam, M. S., Khan, R., Shammi, R. S., Tusher, T. R., Proshad, R., Islam, M. S., & Idris, A. M. (2021). Potentially toxic elements in street dust from an urban city of a developing country: ecological and probabilistic health risks assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(40), 57126–57148. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14581-3>
- Kaninga, B. K., Chishala, B. H., Maseka, K. K., Sakala, G. M., Lark, M. R., Tye, A., & Watts, M. J. (2020). Review: mine tailings in an African tropical environment—mechanisms for the bioavailability of heavy metals in soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(4), 1069–1094. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00326-2>
- Kasimov, N. S., Vlasov, D. V., & Kosheleva, N. E. (2020). Enrichment of road dust particles and adjacent environments with metals and metalloids in eastern Moscow. *Urban Climate*, 32, 100638. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100638>
- Kelepertzis, E., Chrastný, V., Botsou, F., Sigala, E., Kypridou, Z., Komárek, M., Skordas, K., & Argyraki, A. (2021). Tracing the sources of bioaccessible metal(loid)s in urban environments: A multidisciplinary approach. *Science of The Total Environment*, 771, 144827. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144827>
- Khan, Y. K., Toqeer, M., & Shah, M. H. (2023). Mobility, bioaccessibility, pollution assessment and risk characterization of potentially toxic metals in the urban soil of Lahore, Pakistan. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(5), 1391–1412. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01270-4>
- Kicińska, A., Pomykała, R., & Izquierdo-Diaz, M. (2022). Changes in soil <scp>pH</scp> and mobility of heavy metals in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 73(1). <https://doi.org/10.1111/ejss.13203>
- Kim, R.-Y., Yoon, J.-K., Kim, T.-S., Yang, J. E., Owens, G., & Kim, K.-R. (2015). Bioavailability of heavy metals in soils: definitions and practical implementation—a critical review. *Environmental Geochemistry and Health*, 37(6), 1041–1061.

<https://doi.org/10.1007/s10653-015-9695-y>

- Król, A., Mizerna, K., & Bożym, M. (2020). An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag. *Journal of Hazardous Materials*, *384*, 121502. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121502>
- Krupnova, T. G., Rakova, O. V., Gavrilkina, S. V., Antoshkina, E. G., Baranov, E. O., & Yakimova, O. N. (2020). Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia. *Chemosphere*, *261*, 127799. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127799>
- Li, F., Yang, H., Ayyamperumal, R., & Liu, Y. (2022). Pollution, sources, and human health risk assessment of heavy metals in urban areas around industrialization and urbanization-Northwest China. *Chemosphere*, *308*, 136396. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136396>
- Li, X., Gao, Y., Zhang, M., Zhang, Y., Zhou, M., Peng, L., He, A., Zhang, X., Yan, X., Wang, Y., & Yu, H. (2020). In vitro lung and gastrointestinal bioaccessibility of potentially toxic metals in Pb-contaminated alkaline urban soil: The role of particle size fractions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *190*, 110151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110151>
- Li, Y., Padoan, E., & Ajmone-Marsan, F. (2021). Soil particle size fraction and potentially toxic elements bioaccessibility: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *209*, 111806. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111806>
- Liang, F., Li, B., Vogt, R. D., Mulder, J., Song, H., Chen, J., & Guo, J. (2023). Straw return exacerbates soil acidification in major Chinese croplands. *Resources, Conservation and Recycling*, *198*, 107176. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107176>
- Lima, L. H. V., da Silva, F. B. V., Araújo, P. R. M., Alvarez, A. M., Pôrto, K. C., & do Nascimento, C. W. A. (2024). Assessing heavy metal contamination in a Brazilian metropolis: a case study with a focus on (bio)indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, *196*(5), 481. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12661-8>
- Lima, L. H. V., do Nascimento, C. W. A., da Silva, F. B. V., & Araújo, P. R. M. (2023). Baseline concentrations, source apportionment, and probabilistic risk assessment of heavy metals in urban street dust in Northeast Brazil. *Science of The Total Environment*, *858*, 159750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159750>
- Lu, X., Zhang, X., Li, L. Y., & Chen, H. (2014). Assessment of metals pollution and health risk in dust from nursery schools in Xi'an, China. *Environmental Research*, *128*, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.007>
- Ma, J., Li, Y., Liu, Y., Wang, X., Lin, C., & Cheng, H. (2020). Metal(loid) bioaccessibility and children's health risk assessment of soil and indoor dust from rural and urban school and residential areas. *Environmental Geochemistry and Health*, *42*(5), 1291–1303. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00415-2>
- Ma, J., Yan, Y., Chen, X., Niu, Z., Yu, R., & Hu, G. (2021). Incorporating bioaccessibility and source apportionment into human health risk assessment of heavy metals in urban dust of Xiamen, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *228*, 112985. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112985>
- Mama, C. N., Nnaji, C. C., Emenike, P. C., & Chibueze, C. V. (2020). Potential environmental and human health risk of soil and roadside dust in a rapidly growing urban settlement. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *17*(4), 2385–2400. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02637-9>
- Martins, G. C., da Silva Junior, E. C., Ramos, S. J., Maurity, C. W., Sahoo, P. K., Dall'Agnol, R., & Guilherme, L. R. G. (2021). Bioavailability of copper and nickel in naturally metal-enriched soils of Carajás Mining Province, Eastern Amazon, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, *193*(5), 256. <https://doi.org/10.1007/s10661->

- Men, C., Liu, R., Xu, F., Wang, Q., Guo, L., & Shen, Z. (2018). Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Science of The Total Environment*, *612*, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.123>
- Mirzaei Aminiyan, M., Baalousha, M., Mousavi, R., Mirzaei Aminiyan, F., Hosseini, H., & Heydariyan, A. (2018). The ecological risk, source identification, and pollution assessment of heavy metals in road dust: a case study in Rafsanjan, SE Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(14), 13382–13395. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8539-y>
- Moreira, L. J. D., da Silva, E. B., Fontes, M. P. F., Liu, X., & Ma, L. Q. (2018). Speciation, bioaccessibility and potential risk of chromium in Amazon forest soils. *Environmental Pollution*, *239*, 384–391. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.025>
- Nannoni, F., & Protano, G. (2016). Chemical and biological methods to evaluate the availability of heavy metals in soils of the Siena urban area (Italy). *Science of The Total Environment*, *568*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.208>
- Nory, R. M., Figueiredo, A. M. G., Souto-Oliveira, C. E., & Babinski, M. (2021). Urban contamination sources in tunnel dusts from São Paulo city: Elemental and isotopic characterization. *Atmospheric Environment*, *254*, 118188. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118188>
- Odediran, E. T., Adeniran, J. A., Yusuf, R. O., Abdulraheem, K. A., Adesina, O. A., Sonibare, J. A., & Du, M. (2021). Contamination levels, health risks and source apportionment of potentially toxic elements in road dusts of a densely populated African City. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *15*, 100445. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100445>
- Orosun, M. M. (2021). Assessment of arsenic and its associated health risks due to mining activities in parts of North-central Nigeria: Probabilistic approach using Monte Carlo. *Journal of Hazardous Materials*, *412*, 125262. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125262>
- Palansooriya, K. N., Shaheen, S. M., Chen, S. S., Tsang, D. C. W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N. S., Rinklebe, J., & Ok, Y. S. (2020). Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International*, *134*, 105046. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>
- Palma-Lara, I., Martínez-Castillo, M., Quintana-Pérez, J. C., Arellano-Mendoza, M. G., Tamay-Cach, F., Valenzuela-Limón, O. L., García-Montalvo, E. A., & Hernández-Zavala, A. (2020). Arsenic exposure: A public health problem leading to several cancers. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, *110*, 104539. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2019.104539>
- Pan, L., Wang, Y., Ma, J., Hu, Y., Su, B., Fang, G., Wang, L., & Xiang, B. (2018). A review of heavy metal pollution levels and health risk assessment of urban soils in Chinese cities. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(2), 1055–1069. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0513-1>
- Parida, L., & Patel, T. N. (2023). Systemic impact of heavy metals and their role in cancer development: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, *195*(6), 766. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11399-z>
- Penteado, J. O., Brum, R. de L., Ramires, P. F., Garcia, E. M., dos Santos, M., & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Health risk assessment in urban parks soils contaminated by metals, Rio Grande city (Brazil) case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *208*, 111737. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111737>
- Pereira, F. D. S., & Vieira, I. C. G. (2016). Expansão urbana da Região Metropolitana de

- Belém sob a ótica de um sistema de índices de sustentabilidade. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 11(3), 731. <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.1878>
- Pereira, W. V. da S., Ramos, S. J., Melo, L. C. A., Braz, A. M. de S., Dias, Y. N., Almeida, G. V. de, & Fernandes, A. R. (2022). Levels and environmental risks of rare earth elements in a gold mining area in the Amazon. *Environmental Research*, 211, 113090. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113090>
- Pereira, W. V. da S., Ramos, S. J., Melo, L. C. A., Dias, Y. N., Martins, G. C., Ferreira, L. C. G., & Fernandes, A. R. (2023). Human and environmental exposure to rare earth elements in gold mining areas in the northeastern Amazon. *Chemosphere*, 340, 139824. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139824>
- Pereira, W. V. da S., Teixeira, R. A., Souza, E. S. de, Moraes, A. L. F. de, Campos, W. E. O., Amarante, C. B. do, Martins, G. C., & Fernandes, A. R. (2020). Chemical fractionation and bioaccessibility of potentially toxic elements in area of artisanal gold mining in the Amazon. *Journal of Environmental Management*, 267, 110644. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110644>
- Pinto, F. A., & Ferracciú Alleoni, L. R. (2018). Extractors for barium, cadmium, copper, nickel, and zinc in tropical soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49(19), 2478–2495. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1524899>
- Praveena, S. M. (2018). Characterization and Risk Analysis of Metals Associated with Urban Dust in Rawang (Malaysia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(3), 415–423. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0537-7>
- Proshad, R., Dey, H. C., Ritu, S. A., Baroi, A., Khan, M. S. U., Islam, M., & Idris, A. M. (2023). A review on toxic metal pollution and source-oriented risk apportionment in road dust of a highly polluted megacity in Bangladesh. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(6), 2729–2762. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01434-2>
- Qadeer, A., Saqib, Z. A., Ajmal, Z., Xing, C., Khan Khalil, S., Usman, M., Huang, Y., Bashir, S., Ahmad, Z., Ahmed, S., Thebo, K. H., & Liu, M. (2020). Concentrations, pollution indices and health risk assessment of heavy metals in road dust from two urbanized cities of Pakistan: Comparing two sampling methods for heavy metals concentration. *Sustainable Cities and Society*, 53, 101959. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101959>
- Ramos, S. J., de Oliveira, S. S. H., Ribeiro, P. G., Martins, G. C., da Silva Junior, E. C., Gastauer, M., Caldeira, C. F., Pereira, W. V. da S., Santos, D. C., Sarmiento, P. S. de M., Nascimento Júnior, W. da R., & Souza-Filho, P. W. M. (2024). Combining approaches for environmental assessment of rehabilitated gold-mining areas in the Eastern Amazon. *Land Degradation & Development*, 35(6), 2313–2325. <https://doi.org/10.1002/ldr.5062>
- Ran, H., Deng, X., Guo, Z., Hu, Z., An, Y., Xiao, X., Yi, L., & Xu, R. (2022). Pollution characteristics and environmental availability of toxic elements in soil from an abandoned arsenic-containing mine. *Chemosphere*, 303, 135189. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135189>
- Raza, S., Miao, N., Wang, P., Ju, X., Chen, Z., Zhou, J., & Kuzyakov, Y. (2020). Dramatic loss of inorganic carbon by nitrogen-induced soil acidification in Chinese croplands. *Global Change Biology*, 26(6), 3738–3751. <https://doi.org/10.1111/gcb.15101>
- Rodriguez, R. R., Basta, N. T., Casteel, S. W., & Pace, L. W. (1999). An In Vitro Gastrointestinal Method To Estimate Bioavailable Arsenic in Contaminated Soils and Solid Media. *Environmental Science & Technology*, 33(4), 642–649. <https://doi.org/10.1021/es980631h>
- Roy, A., Kumar, A., Bhattacharya, T., Biswas, J. K., & Watts, M. (2024). Review: Bioaccessibility of Potentially Harmful Metals in Dust and Soil Matrices. *Exposure and Health*, 16(1), 207–236. <https://doi.org/10.1007/s12403-023-00546-z>

- Ruby, M. V., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S., & Sellstone, C. M. (1996). Estimation of Lead and Arsenic Bioavailability Using a Physiologically Based Extraction Test. *Environmental Science & Technology*, 30(2), 422–430. <https://doi.org/10.1021/es950057z>
- Safiur Rahman, M., Khan, M. D. H., Jolly, Y. N., Kabir, J., Akter, S., & Salam, A. (2019). Assessing risk to human health for heavy metal contamination through street dust in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh. *Science of The Total Environment*, 660, 1610–1622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.425>
- Sanderson, P., Delgado-Saborit, J. M., & Harrison, R. M. (2014). A review of chemical and physical characterisation of atmospheric metallic nanoparticles. *Atmospheric Environment*, 94, 353–365. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.023>
- SENATRAN. (2024). *Frota de Veículos*. <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/frota-de-veiculos-2024>
- Shahab, A., Zhang, H., Ullah, H., Rashid, A., Rad, S., Li, J., & Xiao, H. (2020). Pollution characteristics and toxicity of potentially toxic elements in road dust of a tourist city, Guilin, China: Ecological and health risk assessment☆. *Environmental Pollution*, 266, 115419. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115419>
- Silva, E. B., Fonseca, F. G., Alleoni, L. R. F., Nascimento, S. S., Graziotti, P. H., & Nardis, B. O. (2016). Availability and toxicity of cadmium to forage grasses grown in contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 18(9), 847–852. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1146225>
- Tashakor, M., Modabberi, S., & Argyraki, A. (2022). Assessing the contamination level, sources and risk of potentially toxic elements in urban soil and dust of Iranian cities using secondary data of published literature. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(3), 645–675. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00994-z>
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (Eds.). (2017). *Manual de métodos de análise de solo*. (3rd ed.). Embrapa.
- Teixeira, R. A., Pereira, W. V. da S., Souza, E. S. de, Ramos, S. J., Dias, Y. N., Lima, M. W. de, de Souza Neto, H. F., Oliveira, E. S. de, & Fernandes, A. R. (2021). Artisanal gold mining in the eastern Amazon: Environmental and human health risks of mercury from different mining methods. *Chemosphere*, 284, 131220. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131220>
- Tepanosyan, G., Yenokyan, T., & Sahakyan, L. (2023). Geospatial patterns and geochemical compositional characteristics of molybdenum in different mediums of an urban environment. *Environmental Research*, 239, 117340. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117340>
- Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1–3), 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Timmers, V. R. J. H., & Achten, P. A. J. (2016). Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. *Atmospheric Environment*, 134, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.017>
- Timofeev, I., Kosheleva, N., & Kasimov, N. (2019). Health risk assessment based on the contents of potentially toxic elements in urban soils of Darkhan, Mongolia. *Journal of Environmental Management*, 242, 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.090>
- USEPA. (2001). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. *Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington*.
- USEPA. (2004). Risk assessment guidance for superfund (RAGS). *Human Health Evaluation*

*Manual, I*, 1–156.

- USEPA. (2007). *Microwave assisted acid digestion of sediments sludge, soils, and oils. United States Environmental Protection Agency. EPA SW 846 3051a.*
- Wang, J. M., Jeong, C.-H., Hilker, N., Healy, R. M., Sofowote, U., Debosz, J., Su, Y., Munoz, A., & Evans, G. J. (2021). Quantifying metal emissions from vehicular traffic using real world emission factors. *Environmental Pollution*, 268, 115805. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115805>
- Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H., & Lu, J. (2015). Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 186–192. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.005>
- Wragg, J., & Cave, M. R. (2003). *In-vitro methods for the measurement of the oral bioaccessibility of selected metals and metalloids in soils: a critical review. measurement of the...*
- Xu, N., Braida, W., Christodoulatos, C., & Chen, J. (2013). A Review of Molybdenum Adsorption in Soils/Bed Sediments: Speciation, Mechanism, and Model Applications. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(8), 912–929. <https://doi.org/10.1080/15320383.2013.770438>
- Yang, J., Wang, W., Zhao, M., Chen, B., Dada, O. A., & Chu, Z. (2015). Spatial distribution and historical trends of heavy metals in the sediments of petroleum producing regions of the Beibu Gulf, China. *Marine Pollution Bulletin*, 91(1), 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.023>
- Yang, P.-T., & Wang, S.-L. (2021). Sorption and speciation of molybdate in soils: Implications for molybdenum mobility and availability. *Journal of Hazardous Materials*, 408, 124934. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124934>
- Zhang, M., Li, X., Yang, R., Wang, J., Ai, Y., Gao, Y., Zhang, Y., Zhang, X., Yan, X., Liu, B., & Yu, H. (2019). Multipotential Toxic Metals Accumulated in Urban Soil and Street Dust from Xining City, NW China: Spatial Occurrences, Sources, and Health Risks. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 76(2), 308–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-00592-8>
- Zhong, X., Chen, Z., Li, Y., Ding, K., Liu, W., Liu, Y., Yuan, Y., Zhang, M., Baker, A. J. M., Yang, W., Fei, Y., Wang, Y., Chao, Y., & Qiu, R. (2020). Factors influencing heavy metal availability and risk assessment of soils at typical metal mines in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123289. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123289>

## Anexos

Anexo 1 - Localização dos pontos de amostragem em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Ponto	Latitude	Longitude	Ponto	Latitude	Longitude
BL1	1.471499S	48.458680W	AN5	1.35280827S	48.42071861W
BL3	1.454810S	48.446068W	AN6	1.350904S	48.409723W
BL5	1.435579S	48.449832W	AN7	1.36236771S	48.40811878W
BL6	1.44788916S	48.46595863W	AN8	1.35932309S	48.40989979W
BL7	1.43331839S	48.45646366W	MA1	1.36646216S	48.31704926W
BL8	1.41040797S	48.44065773W	MA2	1.36499251S	48.34441112W
BL9	1.39887884S	48.43428165W	MA3	1.373403S	48.361683W
BL10	1.34718983S	48.45208938W	MA4	1.36502283S	48.33652644W
BL11	1.36044571S	48.47714884W	MA5	1.3649626S	48.3409283W
BL12	1.454012S	48.492888W	MA6	1.36552288S	48.33520036W
BL13	1.38022673S	48.43891612W	MA7	1.36666415S	48.34286941W
BL14	1.30238947S	48.48547592W	BE1	1.33661618S	48.24519211W
BL15	1.294847S	48.489911W	BE2	1.31830146S	48.24626618W
BL16	1.40052685S	48.49131506W	BE3	1.34372163S	48.24473734W
BL17	1.39804403S	48.47618568W	BE4	1.36333783S	48.24411295W
BL18	1.444814S	48.496208W	BE5	1.36087158S	48.28742912W
BL19	1.44014197S	48.4685055W	BE6	1.36274181S	48.24347262W
BL21	1.42427986S	48.45810599W	SB2	1.23054515S	48.29028219W
BL22	1.40975459S	48.46649477W	SB3	1.23744046S	48.28220765W
BL23	1.41633342S	48.48095216W	SB4	1.23990981S	48.27898543W
BL24	1.43978731S	48.49256333W	SB5	1.25450966S	48.26511379W
AN1	1.37265426S	48.41850516W	SB6	1.278381S	48.255186W
AN2	1.38168873S	48.41173663W	SB7	1.22390562S	48.2944312W
AN3	1.36790606S	48.4209372W	SB8	1.24566327S	48.27295384W
AN4	1.35705127S	48.41960681W	SB9	1.22709282S	48.292531W

BL – Belém

AN – Ananindeua

MA – Marituba

BE – Benevides

SB – Santa Bárbara

Anexo 2 – Taxa de recuperação encontradas utilizando material de referência certificado OREAS-261.

Elementos	Valores obtidos (mg kg <sup>-1</sup> )	Valores certificados (mg kg <sup>-1</sup> )	Recovery (%)
As	20	17.8	112.36
Ba	159	171	92.98
Cd	0.27	0.27	100
Co	34.6	31.5	109.84
Cr	50	48.5	103.09
Cu	63.5	64	99.22
Fe	3.58	3.74	95.72
Hg	0.07	0.071	98.59
Mn	471	460	102.39
Mo	0.55	0.48	114.58
Ni	78.6	74	106.22
Pb	36.9	34.2	107.89
Sb	2.41	2.43	99.18
V	22	22.6	97.35
Zn	123	128	96.09

Anexo 3 - Dose de referência (DR) e fator de inclinação (SF) de EPTs por inalação e ingestão (Huang et al., 2022; USEPA, 2011).

Elementos	Ingestão		Inalação	
	DR	SF	DR	SF
As	$3.00 \times 10^{-4}$	1.5	$3.00 \times 10^{-4}$	15.1
Cr	$3.00 \times 10^{-3}$	$5.00 \times 10^{-1}$	$2.86 \times 10^{-5}$	42
Cd	$1.00 \times 10^{-3}$	$5.10 \times 10^{-1}$	$1.00 \times 10^{-5}$	6.3
Co	$2.00 \times 10^{-2}$	-	$5.70 \times 10^{-6}$	-
Cu	$4.00 \times 10^{-2}$	-	$4.02 \times 10^{-2}$	-
Hg	$3.00 \times 10^{-4}$	-	$8.57 \times 10^{-5}$	-
Ni	$2.00 \times 10^{-2}$	$8.40 \times 10^{-1}$	$2.06 \times 10^{-2}$	$8.40 \times 10^{-1}$
Pb	$3.50 \times 10^{-3}$	$8.50 \times 10^{-3}$	$3.50 \times 10^{-3}$	-
Zn	$3.00 \times 10^{-1}$	-	$3.00 \times 10^{-1}$	-

Anexo 4 – Potencial hidrogeniônico (pH) e teores de matéria orgânica (MO) em solo e poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Matriz	Estatística	pH	MO
		Em água	g kg <sup>-1</sup>
Solo	Média	6,53	3,16
	DP	0,86	1,81
	Mediana	6,29	2,92
	Coeficiente de variação	13,6	57,17
	Máximo	8,14	8,13
	Mínimo	5,13	0,15
Poeira	Média	7,7	0,77
	DP	0,60	0,50
	Mediana	7,93	0,71
	Coeficiente de variação	7,85	64,61
	Máximo	8,61	2,3
	Mínimo	6,39	0,06

Anexo 5 - Teores totais e valores orientadores de solo e poeira de estrada.

Concentrações (mg kg <sup>-1</sup> )	Solo			Poeira			Valores orientadores			
	Média	Mediana	DP	Média	Mediana	DP	VP	VI	VRQ	VB
Al	9121,62	7700	6002,96	3425	2800	2190,74	-	-	5,9	4,62
As	3,57	3,0	2,52	6,56	4,0	6,51	15	55	1,4	1,08
Ba	16,80	13,0	10,39	21,23	18,0	13,87	150	500	14,3	16,94
Cd	0,11	0,04	0,19	0,09	0,06	0,12	1,3	8	0,4	0,28
Co	0,67	0,60	0,29	0,72	0,70	0,26	25	65	-	4,8
Cr	28,04	26,0	11,07	35,35	31,0	18,0	75	300	24,1	15,49
Cu	17,91	16,0	9,22	26,81	14,7	53,71	60	400	9,9	9,8
Hg	0,05	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,5	36	0,26	0,18
Mn	92,11	90,0	31,52	125,40	110	69,88	-	-	72	101
Mo	0,87	0,86	0,30	1,17	1,11	0,50	30	100	0,05	0,06
Ni	5,64	5,0	3,15	6,77	5,6	4,56	30	100	1,4	2,16
Pb	11,55	9,10	7,76	13,06	9,9	8,31	72	300	4,8	3,33
Sb	0,32	0,25	0,22	0,33	0,27	0,22	2	10	-	-
V	32,46	29,0	17,93	43,95	28,0	36,60	-	-	-	57,2
Zn	57,93	38,0	47,06	62,42	53,0	52,03	300	1000	7,2	7,2

DP – desvio padrão

VP – valor de prevenção (CONAMA, 2009).

VI – valor de investigação (CONAMA, 2009).

VRQ – valor de referência de qualidade (Fernandes et al., 2018).

VB – valor de background (Fernandes et al., 2018; Gonçalves et al., 2022).

Anexo 6 - Riscos à saúde humana por EPTs em solo de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Elemento	Ingestão				Inalação			
	Não carcinogênico		Carcinogênico		Não carcinogênico		Carcinogênico	
	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças
As	$1,30 \times 10^{-2}$	$1,14 \times 10^{-1}$	$2,82 \times 10^{-4}$	$2,47 \times 10^{-3}$	$1,91 \times 10^{-12}$	$3,17 \times 10^{-12}$	$4,18 \times 10^{-13}$	$6,94 \times 10^{-13}$
Cd	$4,07 \times 10^{-4}$	$1,07 \times 10^{-3}$	$8,84 \times 10^{-6}$	$7,73 \times 10^{-5}$	$1,79 \times 10^{-12}$	$2,98 \times 10^{-12}$	$1,64 \times 10^{-13}$	$2,72 \times 10^{-13}$
Co	$3,67 \times 10^{-5}$	$3,22 \times 10^{-4}$	-	-	$1,90 \times 10^{-11}$	$3,15 \times 10^{-11}$	-	-
Cr	$1,02 \times 10^{-2}$	$8,93 \times 10^{-2}$	$7,39 \times 10^{-5}$	$6,47 \times 10^{-4}$	$1,57 \times 10^{-10}$	$2,62 \times 10^{-10}$	$9,58 \times 10^{-11}$	$1,59 \times 10^{-10}$
Cu	$4,89 \times 10^{-4}$	$4,28 \times 10^{-3}$	-	-	$7,15 \times 10^{-14}$	$1,19 \times 10^{-13}$	-	-
Hg	$1,66 \times 10^{-4}$	$1,45 \times 10^{-3}$	-	-	$8,53 \times 10^{-14}$	$1,42 \times 10^{-13}$	-	-
Ni	$3,08 \times 10^{-4}$	$2,70 \times 10^{-3}$	$3,75 \times 10^{-6}$	$3,28 \times 10^{-5}$	$4,40 \times 10^{-14}$	$7,31 \times 10^{-14}$	$5,35 \times 10^{-16}$	$8,90 \times 10^{-16}$
Pb	$3,60 \times 10^{-3}$	$3,15 \times 10^{-2}$	$4,44 \times 10^{-7}$	$3,88 \times 10^{-6}$	$5,30 \times 10^{-13}$	$8,81 \times 10^{-13}$	-	-
Zn	$2,11 \times 10^{-4}$	$1,85 \times 10^{-3}$	-	-	$3,10 \times 10^{-14}$	$5,16 \times 10^{-14}$	-	-

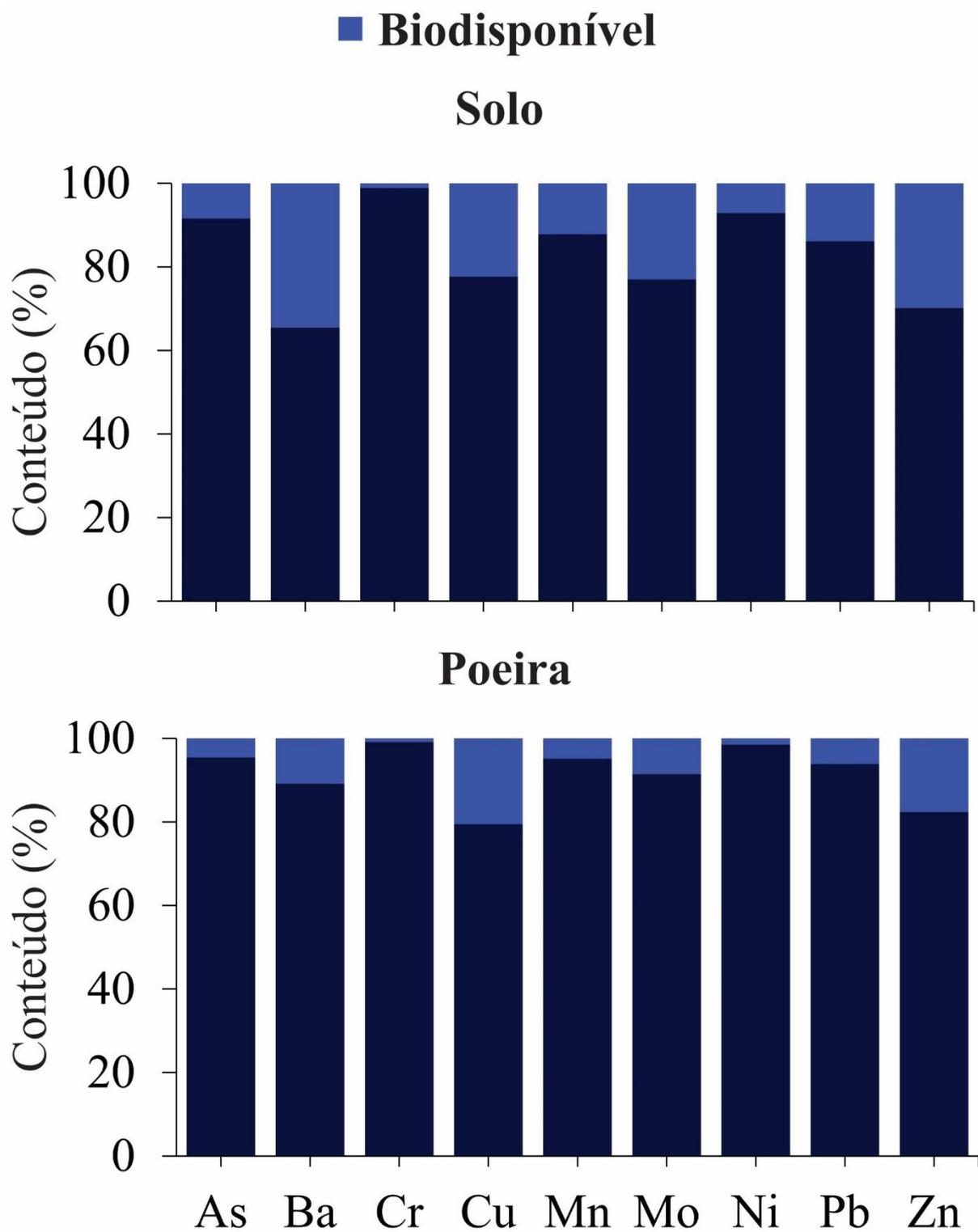
Anexo 7 - Riscos à saúde humana por EPTs em poeira de estrada de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

Elemento	Ingestão				Inalação			
	Não carcinogênico		Carcinogênico		Não carcinogênico		Carcinogênico	
	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças
As	$2,39 \times 10^{-2}$	$2,09 \times 10^{-1}$	$5,19 \times 10^{-4}$	$4,54 \times 10^{-3}$	$3,51 \times 10^{-12}$	$5,84 \times 10^{-12}$	$7,68 \times 10^{-13}$	$1,28 \times 10^{-12}$
Cd	$3,25 \times 10^{-4}$	$8,53 \times 10^{-4}$	$7,06 \times 10^{-6}$	$6,18 \times 10^{-5}$	$1,43 \times 10^{-12}$	$2,38 \times 10^{-12}$	$1,31 \times 10^{-13}$	$2,18 \times 10^{-13}$
Co	$3,94 \times 10^{-5}$	$3,44 \times 10^{-4}$	-	-	$2,03 \times 10^{-11}$	$3,38 \times 10^{-11}$	-	-
Cr	$1,29 \times 10^{-2}$	$1,13 \times 10^{-1}$	$9,32 \times 10^{-5}$	$8,15 \times 10^{-4}$	$1,98 \times 10^{-10}$	$3,30 \times 10^{-10}$	$1,21 \times 10^{-10}$	$2,01 \times 10^{-10}$
Cu	$7,32 \times 10^{-4}$	$6,40 \times 10^{-3}$	-	-	$1,07 \times 10^{-14}$	$1,78 \times 10^{-13}$	-	-
Hg	$8,13 \times 10^{-5}$	$7,11 \times 10^{-4}$	-	-	$4,18 \times 10^{-14}$	$6,95 \times 10^{-14}$	-	-
Ni	$3,69 \times 10^{-4}$	$3,23 \times 10^{-3}$	$4,49 \times 10^{-6}$	$3,93 \times 10^{-5}$	$5,27 \times 10^{-14}$	$8,77 \times 10^{-14}$	$6,42 \times 10^{-16}$	$1,07 \times 10^{-15}$
Pb	$4,08 \times 10^{-3}$	$3,57 \times 10^{-2}$	$5,02 \times 10^{-7}$	$4,39 \times 10^{-6}$	$5,99 \times 10^{-13}$	$9,93 \times 10^{-13}$	-	-
Zn	$2,27 \times 10^{-4}$	$1,99 \times 10^{-3}$	-	-	$3,34 \times 10^{-14}$	$5,55 \times 10^{-14}$	-	-

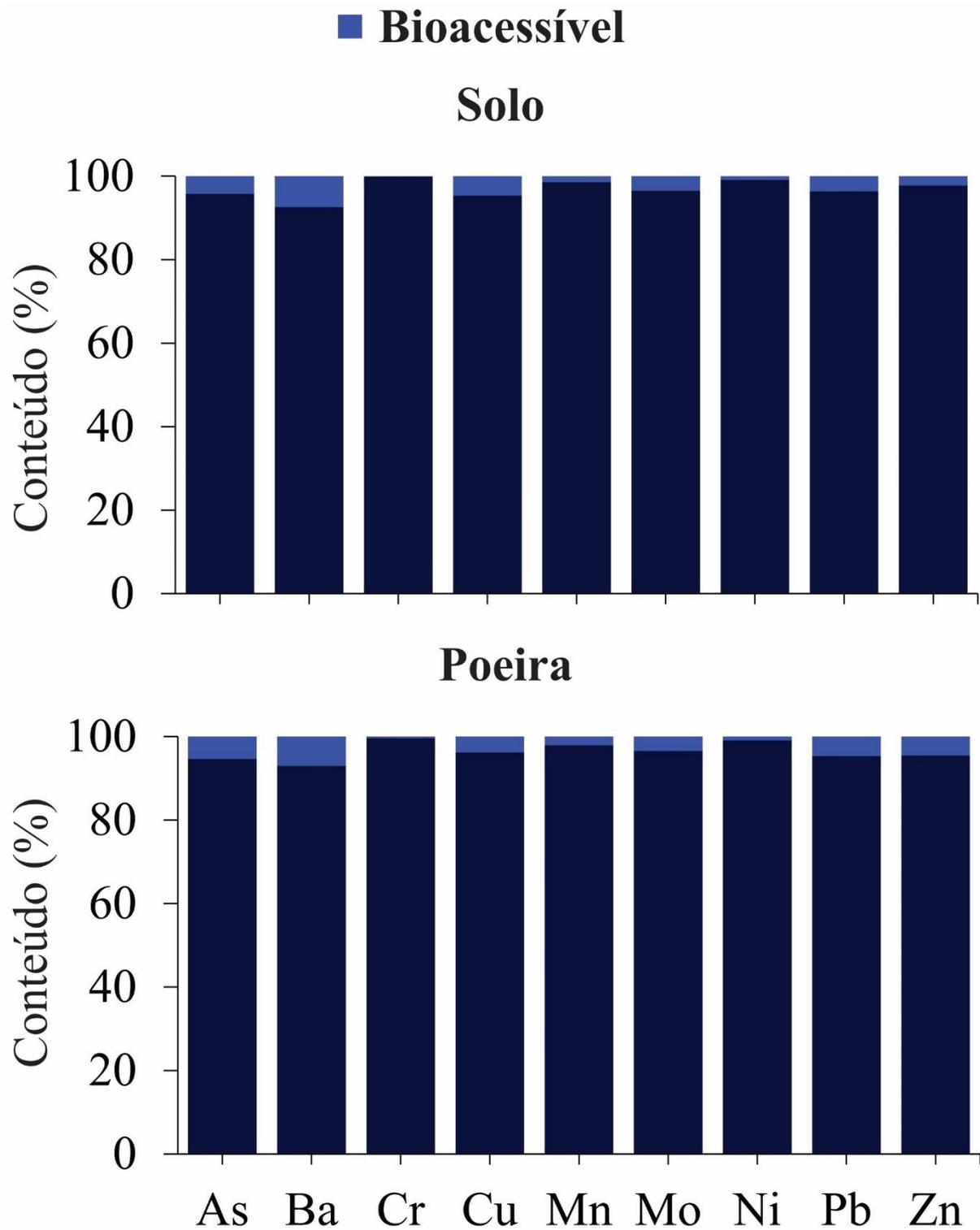
Anexo 8 - Riscos à saúde humana por EPTs em solos e poeira de estrada com base nas concentrações bioacessíveis.

Elemento	Solo				Poeira			
	Não carcinogênico		Carcinogênicos		Não carcinogênico		Carcinogênicos	
	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças	Adultos	Crianças
As	$5,82 \times 10^{-4}$	$5,09 \times 10^{-3}$	$1,26 \times 10^{-5}$	$1,11 \times 10^{-4}$	$1,28 \times 10^{-3}$	$1,12 \times 10^{-2}$	$2,79 \times 10^{-5}$	$2,44 \times 10^{-4}$
Cd	$2,15 \times 10^{-4}$	$5,64 \times 10^{-4}$	$4,67 \times 10^{-6}$	$4,09 \times 10^{-5}$	$1,87 \times 10^{-4}$	$4,90 \times 10^{-4}$	$4,06 \times 10^{-6}$	$3,55 \times 10^{-5}$
Co	$1,88 \times 10^{-5}$	$1,65 \times 10^{-4}$	-	-	$1,90 \times 10^{-5}$	$1,67 \times 10^{-4}$	-	-
Cr	$1,51 \times 10^{-5}$	$1,32 \times 10^{-4}$	$1,09 \times 10^{-7}$	$9,57 \times 10^{-7}$	$5,05 \times 10^{-5}$	$4,42 \times 10^{-4}$	$3,66 \times 10^{-7}$	$3,20 \times 10^{-6}$
Cu	$2,27 \times 10^{-5}$	$1,99 \times 10^{-4}$	-	-	$2,77 \times 10^{-5}$	$2,42 \times 10^{-4}$	-	-
Ni	$2,64 \times 10^{-6}$	$2,31 \times 10^{-5}$	$3,21 \times 10^{-8}$	$2,81 \times 10^{-7}$	$3,28 \times 10^{-6}$	$2,87 \times 10^{-5}$	$3,99 \times 10^{-8}$	$3,49 \times 10^{-7}$
Pb	$1,31 \times 10^{-4}$	$1,15 \times 10^{-3}$	$1,61 \times 10^{-8}$	$1,41 \times 10^{-7}$	$1,89 \times 10^{-4}$	$1,66 \times 10^{-3}$	$2,33 \times 10^{-8}$	$2,04 \times 10^{-7}$
Zn	$4,70 \times 10^{-6}$	$4,12 \times 10^{-5}$	-	-	$1,03 \times 10^{-5}$	$8,98 \times 10^{-5}$	-	-

Anexo 9 - Biodisponibilidade de elementos potencialmente tóxicos no solo e na poeira rodoviária de áreas urbanas da região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.



Anexo 10 - Bioacessibilidade oral de elementos potencialmente tóxicos em solo e poeira de estradas de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.



Anexo 11 - Bioacessibilidade pulmonar de elementos potencialmente tóxicos em solo e poeira de estradas de áreas urbanas na região metropolitana de Belém, Amazônia brasileira.

