

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE E DESENVOLVIMENTO
NA REGIÃO CENTRO-OESTE
FACULDADE DE MEDICINA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO
GROSSO DO SUL**

**Avaliação do risco ecológico e à saúde humana pela contaminação por metais
pesados em solos de parques ecológicos urbanos**

FERNANDA GUERREIRO DE PAULA

FERNANDA GUERREIRO DE PAULA

Avaliação do risco ecológico e à saúde humana pela contaminação por metais pesados em solos de parques ecológicos urbanos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, da Faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, sob orientação do Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento. Linha de pesquisa: Metabolismo Mineral. Área de concentração: Ciências da Saúde.

Campo Grande -MS

2025

AGRADECIMENTO

Em primeiro lugar, agradeço a **Deus**, fonte de toda sabedoria e força, por guiar meus passos e iluminar meu caminho, especialmente nos momentos mais desafiadores. Sem Sua graça, nada disso seria possível.

Aos meus pais, **Aparecida e Donizete**, meu eterno reconhecimento pelo amor incondicional, pelo apoio inabalável e pelos valores que me ensinaram. Vocês são a base de tudo o que sou e a inspiração para seguir em frente, mesmo quando os obstáculos pareciam intransponíveis.

À minha filha, **Luísa**, minha maior motivação e razão de viver. Você é a luz que ilumina meus dias e a força que me impulsiona a ser melhor a cada momento. Essa conquista é também sua, pois você é parte essencial de quem eu sou.

Ao meu marido, **Breno**, meu companheiro de vida e de sonhos, obrigada por acreditar em mim, por me apoiar nos momentos de incerteza e por ser meu porto seguro. Sua paciência, amor e incentivo foram fundamentais para que eu chegasse até aqui.

Ao meu irmão, **Rodrigo**, por sempre estar ao meu lado, compartilhando risadas, conselhos e momentos que me fortaleceram ao longo dessa jornada. Sua presença é um presente que carrego no coração.

À minha sobrinha, **Lorena**, minha alegria e fonte de sorrisos constantes. Seu carinho e energia iluminam meus dias e me lembram do que há de mais puro e belo na vida. Amo você demais!

Ao meu orientador, **Valter Aragão do Nascimento**, meu profundo agradecimento pela dedicação, sabedoria e paciência ao longo dessa jornada. Sua orientação foi fundamental para o desenvolvimento deste trabalho, e sou imensamente grata por todo o conhecimento compartilhado e pelo apoio constante.

Por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para que este momento se tornasse realidade, meu profundo agradecimento. Essa tese é o resultado de muito esforço, mas também do amor e apoio que recebi ao longo dessa trajetória. Que eu possa honrar cada um de vocês com o fruto desse trabalho.

Com gratidão.

*"O importante é não parar de questionar. A curiosidade tem sua própria razão de existir." –
Albert Einstein*

RESUMO

A presença de metais pesados em solos de parques urbanos pode contaminar adultos e crianças através da via oral, dérmica, como inalatória, causando riscos à saúde humana. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar os elementos As, Pb, Co, Cr, Al, Cd, Ni, Co, Fe, Zn, Mn, Mg, Se, P e Mo nos solos de parques ecológicos (PEs) urbanos da cidade de Campo Grande, MS e realizar a estimativa do risco de poluição e do risco à saúde humana devido ao contato dérmico, inalatório e oral com os metais pesados presentes no solo. Foram realizadas análises das características físico-químicas do solo como matéria orgânica, pH, Al, Bo, S, Cu, Fe, Zn e Mn Ca, Mg, K e P, assim como um processo de digestão em micro-ondas utilizando uma mistura de HCl e H₂O₂ para a quantificação das concentrações dos elementos por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES). O pH em CaCl₂ no solo do lago do Amor foi de 5.8 (sendo classificado como um solo tipo 3), PE Anhanduí de 5.1 (solo tipo 2), PE Sóter de 4.6 (solo tipo 1) e o PE Águas do Prosa apresentou maior acidez (3.8) (solo tipo 3). Além disso, averiguou-se através da PCA que os valores de pH, Mg, Mn, Al, Fe e Zn foram os principais contaminantes, ou seja, em áreas como o PE Anhanduí predomina maior influência da concentração de Al, Fe e Cu, porém, no Lago do Amor predomina altas concentrações de Mg e Mn e menores valores de pH. Por outro lado, no PE Águas do Prosa existe maior influência de Zn. A concentração de Al, Fe, Mg, P, Se e Zn em todos PEs obtidos através do ICP OES, com exceção de Al no PE Sóter, são maiores que aqueles estabelecidos no Brasil, China e USA. Por outro lado, a concentração de As está abaixo do valor estabelecido no Brasil. De acordo com fator de contaminação (FC), existe contaminação moderada por Mo, Ni, Cd e principalmente Se em locais como PE Lago do Amor, PE Anhanduí, PE Sóter e PE Sóter. O Índice de geoacumulação (Igeo) revelou que o Lago do Amor é moderadamente poluído por Cd. Os valores do Índice de Carga de Poluição encontrados geralmente são baixos ($0,7 < PLI < 1.$) no PE Anhanduí ($PLI = 0,7023$) e o Lago do Amor ($PLI = 0,9103$), indicando que há níveis básicos de poluentes. O índice de risco não cancerígeno para os elementos avaliados, foram inferiores a um. Porém, a ingestão oral foi evidenciada como a principal via de possível contaminação por metais pesados presentes no solo dos PEs, especialmente para crianças, que apresentaram risco carcinogênico superior a 10^{-1} para As, Cr e Ni. Dessa forma, conclui-se que apesar de baixo risco de contaminação do solo dos PEs por metais pesados, atenção especial deve ser dada às crianças expostas a esses solos, devido a probabilidade de desenvolvimento de câncer a longo prazo.

Palavras-chaves: metal pesado, poluição, risco cancerígeno, parque urbano.

ABSTRACT

The presence of heavy metals in the soil of urban parks can contaminate adults and children through the oral, dermal, and inhalation routes, causing risks to human health. Therefore, the objective of this study was to quantify the elements As, Pb, Co, Cr, Al, Cd, Ni, Cu, Fe, Zn, Mn, Mg, Se, P and Mo in the soils of urban ecological parks (EPs) in the city of Campo Grande, MS and estimate the risk of pollution and the risk to human health due to dermal, inhalation and oral contact with heavy metals present in the soil. Analyses of the physical and chemical characteristics of the soil were carried out, such as organic matter, pH, Al, Bo, S, Cu, Fe, Zn and Mn Ca, Mg, K and P. In addition, microwave digestion using either nitric acid and hydrogen peroxide was used for elemental analysis of soil samples. After microwave digestion, the contents in soil samples were analyzed by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP OES). The pH in CaCl₂ in the soil of Lago do Amor was 5.8 (classified as a soil type 3), as well as PE Anhanduí was 5.1 (soil type 2), PE Sóter was 4.6 (soil type 1) and PE Águas do Prosa presented higher acidity (3.8) (type 3 soil). In addition, it was verified through the PCA that the values of pH, Mg, Mn, Al, Fe and Zn were the main contaminants, that is, in areas such as PE Anhanduí, a greater influence of the concentration of Al, Fe and Cu prevails, while in Lago do Amor, high concentrations of Mg and Mn and lower pH values predominate. On the other hand, in PE Águas do Prosa there is a greater influence of Zn. With the exception of Al in PE Sóter, the concentration of Al, Fe, Mg, P, Se and Zn in all PEs obtained through ICP OES are higher than those established in Brazil, China and USA. On the other hand, the concentration of As is below the value established in Brazil. According to the Contamination factor (FC), there is moderate contamination by Mo, Ni, Cd and mainly Se in places like PE Lago do Amor, PE Anhanduí, PE Sóter and PE Sóter. The geoaccumulation indices (I_{geo}) revealed that Lago do Amor is moderately polluted by Cd. The values of Pollution Load Index (PLI) were found to be generally low ($0,7 \leq \text{PLI} < 1.$) in the PE Anhanduí (PLI = 0,7023) and Lago do Amor (PLI = 0,9103), it indicates that there are baseline levels of pollutants. The non-carcinogenic risk index for the evaluated elements was less than one. In addition, oral ingestion was the main route of possible contamination by heavy metals present in the soil of PEs for children, which presented a carcinogenic risk greater than 10⁻¹ for As, Cr and Ni. Therefore, despite the low risk of soil contamination in PEs by heavy metals, special attention should be given to children exposed to these soils in the long term due to the likelihood of developing cancer.

Keywords: heavy metal, pollution, carcinogenic risk, urban park

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Resumo esquemático dos meios de contaminação do solo por metal pesado, vias de exposição humana, avaliação de risco e desafios.....	19
Figura 2	Concentração de elementos K, Ca e Mg em função do pH dos solos coletados PE Águas do Prosa (pH CaCl ₂ = 3.8), PE Sóter (pH CaCl ₂ = 4.6), PE Anhanduí (pH CaCl ₂ = 5.1) e Lago do Amor (pH CaCl ₂ = 5.8).....	38
Figura 3	Concentração de elementos Al e Fe em função do pH dos solos coletados no PE Águas do Prosa (pH CaCl ₂ = 3.8), PE Sóter (pH CaCl ₂ = 4.6), PE Anhanduí (pH CaCl ₂ = 5.1), e Lago do Amor (pH CaCl ₂ = 5.8).....	39
Figura 4	Concentração de elementos Mg, Cu, Fe e Mn em função do pH CaCl ₂ dos solos coletados no PE Águas do Prosa (pH CaCl ₂ = 3.8), PE Sóter (pH CaCl ₂ = 4.6), PE Anhanduí (pH CaCl ₂ = 5.1) e Lago do Amor (pH CaCl ₂ = 5.8).....	40
Figura 5	Screen plot, autovalores (%) em função do número de componentes principais.....	44
Figura 6	Loading plot: pH, Al, Cu, Fe, Zn, Mg e Mn são variáveis utilizadas na PC1.....	45
Figura 7	Loading plot: pH, Al, Cu, Fe, Zn, Mg e Mn são variáveis utilizadas na PC2..	46
Figura 8	Loading plot: pH, Al, Cu, Fe, Zn, Mg e Mn são variáveis utilizadas na PC3..	47
Figura 9	Scatter plot (Gráfico de pontuação) das componentes PC1 versus PC2: pH.....	47
Figura 10	Screen plot, autovalores (%) em função do número de componentes principais.....	54
Figura 11	Loading plot: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PC1.....	55
Figura 12	Loading plot: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PC2.....	56
Figura 13	Loading plot: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PC2.....	56
Figura 14	Scatter plot (Gráfico de pontuação, Biplot) das componentes PC1 versus PC2: Al.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros utilizados para o cálculo da estimativa da dose de ingestão diária de metais pesados presentes no solo para crianças e adultos.....	30
Tabela 2	Valores de referência de toxicidade (RfD) para as vias de exposição oral, dérmica e inalatória.....	33
Tabela 3	Análise química laboratorial dos solos do PE Anhanduí, PE Sóter, PE Águas do Prosa e Lago do Amor.....	37
Tabela 4	Coefficientes de correlação simples de Pearson obtido a partir das variáveis pH CaCl ₂ , K, Ca Mg e Al no PE Águas do Prosa (pH CaCl ₂ = 3.8), PE Sóter (pH CaCl ₂ = 4.6), PE Anhanduí (pH = 5.1) e Lago do Amor (pH CaCl ₂ = 5.8).....	41
Tabela 5	Sumário obtido a partir da análise de componente principal contendo os valores das principais componentes (PC1 e PC2), autovalores e variâncias obtidos dos dados de amostras de solos, obtidos a partir dos indicadores químicos do solo dos parques ecológicos.....	43
Tabela 6	Loadings - valores dos componentes principais PC1, PC2 e PC3, relativos aos indicadores químicos do solo dos parques ecológicos.....	46
Tabela 7	Concentração de macro e microelementos quantificados no solo de Parques ecológicos em comparação aos parâmetros estabelecidos no Brasil, China e USA.....	51
Tabela 8	Correlação de Spearman realizado a partir da concentração de macro e microelementos quantificados no solo de parques ecológicos.....	52
Tabela 9	Sumário obtido a partir da análise de componente principal contendo os valores das principais componentes (PC1 e PC2), autovalores e variâncias obtidos dos dados de amostras de solos, obtidos a partir da concentração de macro e microelementos do solo dos parques ecológicos.....	53
Tabela 10	Loadings - valores dos componentes principais PC1, PC2 e PC3, obtidos a partir da concentração de macro e microelementos do solo dos parques ecológicos.....	55
Tabela 11	Fator de contaminação (FC) do solo dos parques ecológicos urbanos de Campo Grande - MS.....	58

Tabela 12	Índice de geoacumulação de metal pesado no solo dos parques ecológicos de Campo Grande-MS.....	59
Tabela 13	Dose média diária (ADD) de metais pesados por via de exposição oral, dérmica e inalatória para crianças e adultos.....	64
Tabela 14	Quociente de risco (HQ) e índice de perigo (HI) de metais pesados por via oral, dérmica e inalatória para crianças e adultos.....	67
Tabela 15	Risco carcinogênico para crianças e adultos, considerando as vias de exposição oral, dérmica e inalatória.....	71

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Informações dos locais de coletas, área, proximidade de perímetro e local de coleta.....	24
Quadro 2	Métodos de análises físico-química do solo.....	25

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

- **ADD** – Dose Média Diária (Average Daily Dose)
- **Al** – Alumínio
- **As** – Arsênio
- **Ca** – Cálcio
- **Cd** – Cádmio
- **Co** – Cobalto
- **CONAMA** – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- **Cr** – Cromo
- **Cu** – Cobre
- **EF** – Frequência de Exposição (Exposure Frequency)
- **ED** – Duração da Exposição (Exposure Duration)
- **FC** – Fator de Contaminação
- **Fe** – Ferro
- **HI** – Índice de Perigo (Hazard Index)
- **HQ** – Quociente de Risco (Hazard Quotient)
- **ICP OES** – Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado
- **Igeo** – Índice de Geoacumulação
- **IngR** – Taxa de Ingestão do Solo (Ingestion Rate)
- **LOQ** – Limite de Quantificação (Limit of Quantification)
- **Mg** – Magnésio
- **Mn** – Manganês
- **Mo** – Molibdênio
- **Ni** – Níquel
- **Pb** – Chumbo
- **PC1, PC2, PC3** – Componentes Principais na Análise de Componentes Principais (PCA)
- **PE** – Parque Ecológico
- **PENTEADO et al.** – Referência a autores citados no estudo
- **PLI** – Índice de Carga de Poluição (Pollution Load Index)
- **RfD** – Dose de Referência (Reference Dose)
- **SA** – Área de Superfície da Pele que Entra em Contato com o Solo
- **Se** – Selênio
- **USA** – Estados Unidos da América
- **USEPA** – Agência de Proteção Ambiental dos EUA (United States Environmental Protection Agency)
- **Zn** – Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	Solo e saúde humana.....	16
2.2	Avaliação do índice de poluição e risco à saúde humana.....	17
3	OBJETIVOS	22
3.1	Objetivo geral.....	22
3.2	Objetivos específicos.....	22
4	MATERIAL E MÉTODOS	23
4.1	Coleta de solo.....	23
4.2	Caracterização físico-química do solo.....	25
4.3.	Procedimento de digestão ácida do solo via micro-ondas para quantificação de macro e microelementos.....	25
4.4	Análise utilizando ICP OES.....	26
4.4.1	Padrões utilizados no ICP OES	26
4.5	Poluição do solo.....	27
4.5.1	Fator de Contaminação (FC).....	27
4.5.2	Índice de Carga de Poluição (PLI).....	28
4.5.3	Índice de Geoacumulação (Igeo).....	28
4.6	Avaliação de risco à saúde humana.....	29
4.6.1	Risco não carcinogênico (NCR).....	29
4.6.1.1	Estimativa da dose diária de exposição ao risco (ADD).....	29
4.6.1.2	Quociente de risco (HQ).....	31
4.6.1.3	Índice de perigo (HI).....	31
4.6.2	Risco carcinogênico (CR).....	32
4.7	Análise estatística.....	34
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1	Caracterização físico-química do solo.....	36
5.2	Análise de Componente Principal (PCA): indicadores químicos dos solos.....	42
5.3	Análise de macro e microelementos nos solos utilizando ICP OES.....	48

5.4	Análise de Componente Principal (PCA): concentração de elementos quantificados no solo utilizando ICP OES.....	53
5.5	Poluição do solo por metal pesado.....	57
5.5.1	Fator de Contaminação (FC) e Índice de Carga de Poluição (PLI).....	58
5.5.2	Índice de Geoacumulação (Igeo).....	59
5.6	Análise de risco à saúde humana.....	61
5.6.1	Risco não carcinogênico.....	61
5.6.2	Risco carcinogênico.....	70
6	CONCLUSÃO	72
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, devido ao aumento da população, também houve um aumento da poluição. De acordo com a Comissão Lancet sobre poluição e saúde, somente em 2015 a poluição foi responsável por 9 milhões de mortes prematuras, tornando-se o maior fator de risco ambiental do mundo para doenças e morte prematura. Além disso, segundo estimativas realizadas em 2019, usando dados do estudo de Carga Global de Doenças Lesões e Fatores de Risco, a poluição ainda causa milhões de mortes anuais, correspondendo a uma em cada seis mortes em todo o mundo. Apesar das reduções no número de mortes atribuíveis aos tipos de poluição associados à pobreza extrema, essas reduções nas mortes por poluição do ar doméstica e poluição da água são compensadas pelo aumento de mortes atribuíveis a poluição do ar, a poluição química e a contaminação ambiental (solo e água principalmente) gerada por produtos químicos. As mortes por esses fatores de risco de poluição modernos, que são a consequência não intencional da industrialização e urbanização, aumentaram 7% desde 2015 e mais de 66% desde 2000 (FULLER *et al.*, 2022).

Embora exista os esforços contínuos das agências da organização das nações unidas (ONU), assim como o compromisso de vários países de alta renda, pouco progresso real contra a poluição pode ser identificado, particularmente quando observamos os dados dos países de baixa e média renda, onde a poluição é mais grave. Diante deste cenário, é necessária atenção urgente para controlar a poluição e prevenir doenças relacionadas à poluição (doença pulmonar obstrutiva crônica, bronquite, câncer de pulmão e AVC), com ênfase na poluição do ar e envenenamento por chumbo, e um foco mais forte na poluição química, uma vez que ela pode ser proveniente principalmente de combustíveis (USEPA, 2022). De fato, na atual era da industrialização, a poluição deteriora a qualidade e a diversidade da vida. As contaminações por metais pesados são as principais causas de deterioração do meio ambiente. As razões básicas são naturais e também antropogênicas (ZHOU *et al.*, 2022).

As principais fontes de contaminação por metais pesados são a poluição do ar, sedimentos de rios, lodo de esgoto, adubos de lixo urbano, produtos químicos agrícolas como fertilizantes e pesticidas e resíduos industriais como fábricas que liberam produtos químicos principalmente contaminantes como cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), cobalto (Co), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e arsênio (As). Estes são devidos ao uso prolongado de fertilizantes fosfatados, poeira de fundições e resíduos industriais (KUMARI; AMARNATH, 2021).

A poluição ambiental tem se tornado um grande problema para a biota, uma vez que vários produtos químicos contendo metais pesados e partículas irremediáveis estão presentes no meio (SYED *et al.*, 2017), causando mudanças na saúde de certas espécies de animais selvagens e principalmente humano. Na agricultura por exemplo, os pesticidas possuem elementos como Hg, As, Cu, Zn e outros metais pesados que contaminam o meio ambiente (ARAO; MUKARM, 2010). De fato, os níveis de metais tóxicos associados ao solo superficial e à poeira da estrada têm aumentado o interesse de pesquisa nas últimas décadas no mundo (SAHA *et al.*, 2017; RAHMAN *et al.*, 2019), em decorrência que vestígios de metais tóxicos, como Pb, Cd, Ni, Cu e Zn, em altas concentrações tornam-se tóxicos (WIECZOREK-DĄBROWSKA *et al.*, 2013), assim como não são biodegradáveis e passam por um ciclo bioquímico com tempos de residência substancialmente diferentes no meio ambiente.

Nos últimos anos, o grande número de veículos e indústrias tem proporcionado o aumento do consumo de combustíveis fósseis, aumentando assim a concentração de metais pesados no ambiente (SMODIS; BLEISE, 2000). Resultados de pesquisas afirmam que além das emissões de veículos, partículas de desgaste de pneus e freios, podem se depositar e descarregar emissões industriais no solo e na poeira (BANU *et al.*, 2013; KHAN; TALUKDER; RAHMAN, 2018; URRUTIA-GOYES *et al.*, 2018). Além das emissões de várias fontes, a fundição de metais também reflete outras fontes mais importantes de poluição por metais pesados tóxicos (NRIAGU; PACYNA, 1988). Além disso, os metais pesados emitidos para a atmosfera em grandes quantidades durante o processo de queimadas da combustão de resíduos sólidos domésticos com madeira, causam principalmente doenças pulmonares (TIMONEN *et al.*, 2021).

A poeira da rua pode ter se tornado um dos principais problemas de qualidade do ar no ambiente atmosférico (BANU *et al.*, 2013, KHAN; TALUKDER; RAHMAN, 2018). Amostras de poeira fina podem ser depositadas nas paredes dos prédios escolares e parquinhos das escolas e podem conter poluentes metálicos, que pode induzir a contaminação dos solos. Deposição seca e úmida próximos à estrada, juntamente com transporte pela água de escoamento são as principais causas pelas quais os poluentes são transportados para os solos. Diferentes estudos provaram que a poluição do ar através do solo e da poeira não afeta apenas os seres humanos que estão regularmente expostos a ela, mas também afeta o clima, a agricultura e os ambientes naturais (GOPE *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2020).

Os parques urbanos desempenham um papel importante no ecossistema urbano e também são utilizados pelos moradores para recreação. Entretanto, conforme estudos realizados na China, a qualidade ambiental dos solos dos parques urbanos contendo metais pesados (Cu,

Zn, Pb, Cd, As e Hg) podem influenciar na saúde humana após exposição prolongada (LIU *et al.*, 2020). De fato, dependendo da natureza do contaminante, os solos urbanos contaminados podem ter um efeito deletério na saúde das populações expostas e podem exigir descontaminação, recuperação, remediação e restauração. Portanto, as avaliações de risco à saúde humana em ambientes urbanos são muito importantes.

Países como a China (LU *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2020; TONG *et al.*, 2022; YANG *et al.*, 2022), Espanha (PEÑA-FERNÁNDEZ; GONZÁLEZ-MUÑOZ, LOBO-BEDMAR 2014), Índia (GOPE *et al.*, 2017) e África (AJA *et al.*, 2021; MAVAKALA *et al.*, 2022), tem investido estudo de contaminação do solo por metal pesado e seu papel na saúde da população. Entretanto, no Brasil são escassos os estudos sobre a avaliação de risco de metais pesados em solos urbanos e sua relação a saúde devido as diferentes formas de exposição. Penteado *et al.*, (2021), avaliaram o risco carcinogênico e não carcinogênico à saúde de crianças e adultos expostos por via oral, dérmica e inalatória a Cu, Hg, Ni, Pb e Zn. Pb e Zn presentes no solo de parques urbanos da cidade do Rio Grande, RS. Figueiredo, Tocchini e Santos (2011) avaliaram a contaminação do solo de parquinhos da cidade de São Paulo, SP por metais pesados como As, Ba, Cr e Zn, comparando com o valor de referência de qualidade, o valor de prevenção e o valor de intervenção residencial estabelecidos pelo órgão regulamentador local (CETESB).

Em cidades brasileiras como Campo Grande, no Mato Grosso do Sul, existem vários parques ecológicos urbanos, locais estes frequentados diariamente por muitas pessoas para a prática de esporte e lazer. Porém o solo destes locais podem estar contaminados e causar danos à saúde de animais e principalmente à saúde humana devido ao contato dérmico, inalatório e até mesmo ingestão direta ou indireta do solo.

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar os elementos químicos como o As, Pb, Co, Cr, Al Cd, Ni, Co, Fe, Zn, Mn, Mg, Se, P e Mo nos solos de parques ecológicos ou espaços públicos localizados em regiões urbanas da cidade de Campo Grande, MS e realizar os cálculos dos índices de poluição e cálculos de risco à saúde humana devido ao contato dérmico, inalatório e oral com os metais pesados presentes no solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Solo e saúde humana

Durante décadas de evolução humana, o solo sempre teve seu papel essencial, principalmente em servir de base para a maior parte da produção de alimentos. No entanto, menos aparentes para as pessoas em geral são os outros serviços ecossistêmicos críticos que solos saudáveis fornecem para nós, incluindo regulação da água, inundações, secas, degradação do solo, serviços de suporte, tais como formação do solo e ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, desintoxicação e manutenção da biodiversidade (BREVIK *et al.*, 2018). De particular importância, os desmatamentos causam uma mudança climática em escala global e apresenta uma série de desafios significativos para a saúde, como aumento da temperatura, incêndios florestais, variação da qualidade do ar, inundações devido ao aumento do nível do mar e agravamento dos eventos de precipitação, expansão de doenças transmitidas por vetores e aumento de infecções relacionadas a alimentos e ao clima (CRIMMINS *et al.*, 2016).

Os solos acumulam menos de 1% da água global, obtendo a água da chuva ou irrigação, e suportam as necessidades hídricas do crescimento das plantas. Entretanto, apesar dos nutrientes presentes no solo serem suficientes para sustentar o crescimento das plantas em solos férteis, a remoção constante deste por meio da colheita de produtos agrícolas ou a remoção devido a presença de animais se alimentando, eventualmente requer a substituição dos nutrientes removidos para sustentar a produção futura. Entre as muitas funções dos solos, o armazenamento e o fornecimento de nutrientes é um dos mais importantes. Assim, os solos são vitais para a saúde humana porque suportam tanto a quantidade quanto a qualidade da produção de alimentos e rações essenciais para o consumo animal e humano.

O solo tem grande importância na sobrevivência de sistemas biológicos e sua poluição por metais pesados representa uma ameaça ao meio ambiente e à segurança alimentar devido ao rápido crescimento da indústria, da agricultura, o que leva à destruição dos ecossistemas naturais devido a atividades antropogênicas ligadas ao crescimento das populações humanas (SARWAR *et al.*, 2017). A poluição ambiental e a exposição humana associada a metais pesados são atribuídas a diferentes atividades antropogênicas que incluem à mineração de metais, fundições e indústrias baseadas em metais, lixiviação de metais de diferentes fontes, como aterros sanitários, depósitos de lixo, excreção, esterco de gado e galinhas, escoamentos, automóveis e obras rodoviárias. O uso de metais pesados no campo agrícola tem sido a fonte secundária de poluição por metais pesados, como o uso de pesticidas, inseticidas e fertilizantes.

Causas naturais também podem aumentar a poluição por metais pesados, como atividade vulcânica, corrosão de metais, evaporação de metais do solo e da água e ressuspensão de sedimentos, erosão do solo e intempéries geológicas (MASINDI; MUEDI,2018).

Os poluentes alteram a composição do solo, criando um ambiente de solo insalubre que leva a múltiplas doenças. Os contaminantes presentes no solo resultam em doenças de longo prazo como a arsenicose que provém do consumo de As durante muito tempo, e que resulta em envenenamento crônico por As. A ingestão excessiva de arsênio também leva a danos no trato gastrointestinal, fígado e coração. Além disso, a exposição crônica a este elemento resulta em lesões de pele como hiperpigmentação e queratose (PIMPARKAR; BHAVE 2012), pode ser cancerígeno, levando a danos reprodutivos e de desenvolvimento. A presença de chumbo no solo afeta o sistema nervoso, principalmente das crianças. Além destes, Cd, Zn, Pb, Cu estão presentes nos solos, e quando em grandes quantidades contaminando plantas, animais e alimentos e humanos (ALENGEBAWY *et al.*, 2021). Danos nos rins e fígado devido a presença de metais pesados como o Cd que atingem a cadeia alimentar humana e causa danos renais e hepáticos (HERNÁNDEZ-CRUZ *et al.*, 2022).

Durante as últimas décadas em alguns países, a segurança alimentar é uma questão de prioridade para o desenvolvimento global sustentável, uma vez que os efeitos adversos de contaminantes inesperados na qualidade das culturas ameaçaram tanto a segurança alimentar quanto a saúde humana. Elementos químicos como Hg, As, Pb, Cd e Cr podem perturbar a metabolômica humana, contribuindo para a morbidade e até mesmo para a mortalidade. Portanto, estudos que buscam estudar a contaminação por metais pesados nos subsistemas solo-cultivo alimentar com relação aos riscos à saúde humana são necessários. Ou seja, são importantes cada vez mais pesquisas que exploram os possíveis caminhos geográficos de metais pesados em tais subsistemas e seus mecanismos de translocação fisiológica/molecular envolvidos na absorção de contaminantes metálicos dentro das culturas alimentares.

2.2. Avaliação do índice de poluição e risco à saúde humana

Nos últimos anos, vários estudos têm considerado alguns parâmetros para avaliar o grau de contaminação do meio ambiente devido ao acúmulo de vestígios de metais e o seu potencial risco à saúde. Dentre estes parâmetros temos o fator de enriquecimento (EF), fator de contaminação (CF), índice de geoacumulação (Igeo), índice de carga de poluição (PLI) e grau modificado de contaminação (mCd). Esses parâmetros são os indicadores do nível de poluição

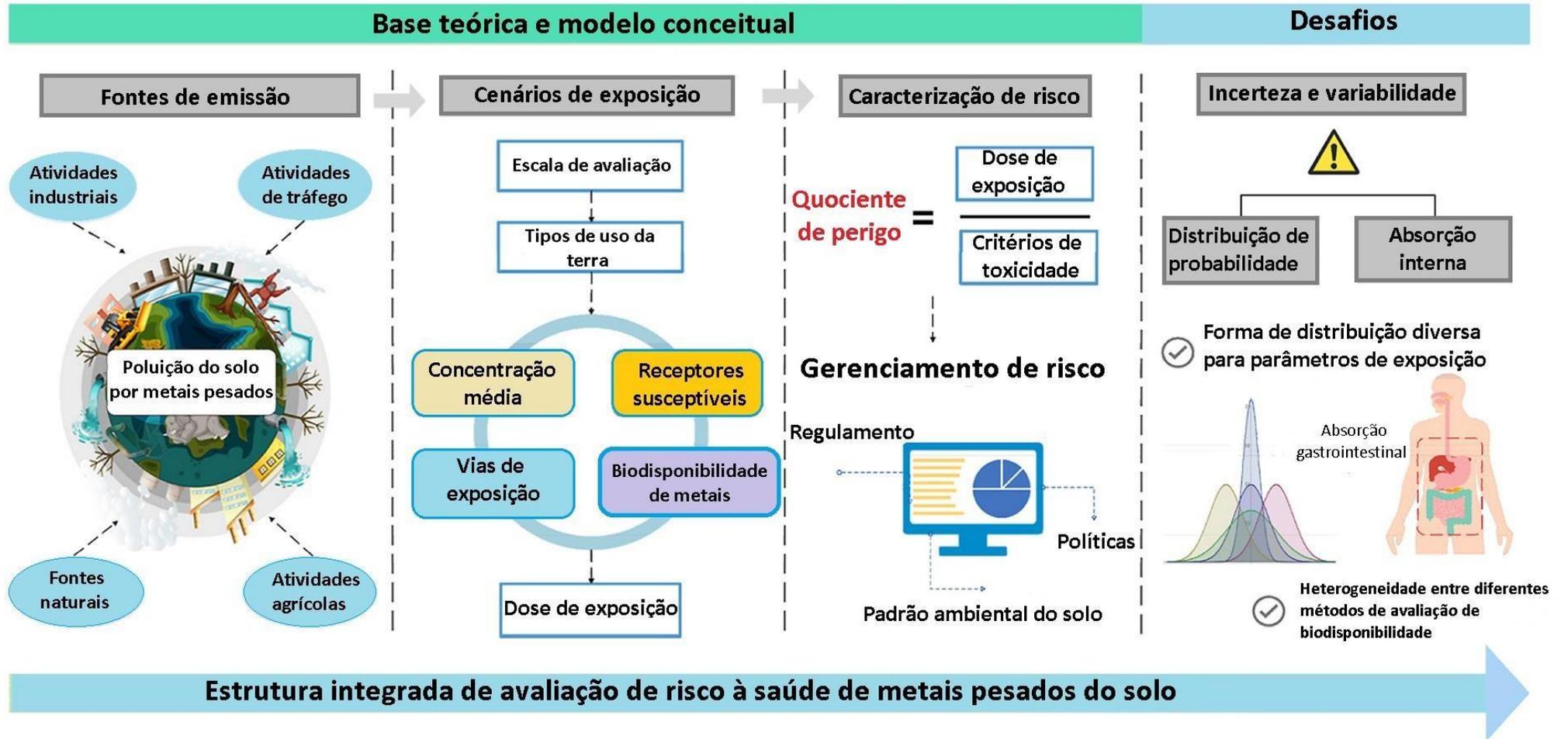
no meio ambiente (AJA *et al.*, 2021; BANU *et al.*, 2013; RAHMAN *et al.*, 2019; Mavakala *et al.*, 2022; PENTEADO *et al.*, 2021).

A poluição está presente em vários locais, principalmente nas escolas urbanas, hospitais e parques ecológicos. Erosão do solo, construção de estradas, automóveis, insumos industriais e deposições atmosféricas são as principais razões por trás disso. Ou seja, as partículas finas de poeira são facilmente suspensas no ar por ação do vento e mecanicamente pode mover-se pela erosão, portanto, elas podem se mover facilmente no ambiente. Em um estudo realizado em prédios escolares na cidade de Dhaka, capital de Bangladesh, constatou-se que os solos dos playgrounds estão sujeitos a deposições de metais por várias razões antropogênicas (SAHA *et al.*, 2017).

As crianças quando brincam são expostas ao solo do playground, além disso, elas têm contato com todas as partes de prédios empoeirados da escola. As crianças são pouco tolerantes a poluentes e, portanto, são mais vulneráveis ao risco (JAVED *et al.*, 2019). Portanto, as crianças podem estar expostas a riscos adversos à saúde (RAHMAN *et al.*, 2019). Por outro lado, adultos e crianças, enfrentam a ingestão não intencional de quantidades significativas de poeira ou solo por diferentes vias, como inalação, dérmica e ingestão devido ao comportamento mão-a-boca (LJUNG; SELINUS, OTABBONG, 2006).

Embora vários estudos tenham avaliado com sucesso o risco para a saúde humana mediante a exposição a solos contaminados por metais (LIU *et al.*, 2020; PENG *et al.*, 2016; TONG *et al.*, 2022; JAVED *et al.*, 2019; AJA *et al.*, 2021), estes normalmente são baseados em parâmetros de exposição estabelecidos pela USEPA, por não possuírem parâmetros próprios em seus países, mas esses valores podem não refletir com precisão as características de exposição de uma determinada população devido as particularidades regionais. Assim, para que os riscos à saúde não sejam super ou subestimados, uma compreensão sistemática da origem, princípios, ferramentas e desenvolvimento da estrutura do modelo de avaliação de risco à saúde da USEPA se fazem necessárias (AUGUSTSSON *et al.*, 2018; YANG *et al.*, 2023). A Figura 1, apresenta um resumo esquemático que demonstra uma estrutura integrada de avaliação de risco à saúde de metais pesados do solo, considerando as fontes e os meios de contaminação do solo por metal pesado, as possíveis vias de exposição humana, alguns métodos de avaliação de risco e os desafios futuros para a avaliação de risco à saúde.

Figura 1 - Resumo esquemático dos meios de contaminação do solo por metal pesado, vias de exposição humana, avaliação de risco e desafios.



Fonte: Yang *et al.* (2023).

A frequência de exposição, por exemplo, é um fator que não pode ser diretamente extrapolado de uma pesquisa para outra, uma vez que existem diferenças substanciais de uma região para outra. Assim, a incerteza nas estimativas do grau de exposição e nos dados de toxicidade para diferentes elementos pode conferir um grau significativo de incerteza às estimativas de risco, mas não deve invalidar o potencial da avaliação dos riscos para identificar os contaminantes mais preocupantes e as vias de exposição mais relevantes (DE MIGUEL *et al.*, 2007).

Para avaliar fontes potenciais e riscos de poluição de metais pesados ou metaloides no solo de parques urbanos, estudos realizados na China (LIU *et al.*, 2020), quantificaram as concentrações de metais em amostras de solo de 121 parques de uma área urbana de Pequim, como também realizou análises de risco ecológico e avaliação de riscos à saúde humana. De acordo com os resultados, as concentrações médias dos metais (Cu, Pb, Zn, Hg, Cd) e metaloide (As) foram superiores aos valores de referência estabelecidos. Segundo os autores, nos parques urbanos, Ni e Cr derivam principalmente de materiais de origem do solo, por outro lado, as concentrações de Cu, Zn, Pb, Cd, As e Hg foram fortemente associadas as ações antropogênicas, incluindo atividades industriais, agrícolas e de tráfego. Depois de avaliar os riscos ecológicos e de saúde, os autores concluem que os metais pesados e metaloides no solo dos parques urbanos de Pequim não representam nenhum risco óbvio à saúde humana, e o risco ecológico também é baixo. Por outro lado, outro estudo realizado em amostras de solos urbanos coletados na China, mostra que a presença de Hg e Cd em solos podem causar danos à saúde (YANG *et al.*, 2022).

De acordo com resultados de avaliação de risco à saúde existe risco cancerígeno entre as crianças quando expostas a poeiras provenientes de solos contendo metais pesados (LATIF *et al.*, 2014). Portanto, isso prova que estudos futuros precisam se concentrar no risco carcinogênico infantil, a fim de descobrir as fontes de metais pesados nos solos. Como citamos anteriormente, as crianças são mais vulneráveis a metais pesados no solo devido ao seu comportamento, ou seja, estes contaminantes podem ser ingeridos por crianças ao engatinhar e levar a mão à boca, e devido a frequência de exposição ao solo contaminado, assim como podem colocar objetos na boca (MOYA; PHILLIPS, 2014). Além disso, OLUJIMI; STEINER, GOESSLER (2015) constataram que a ingestão de poeira é a principal via de exposição de metal para crianças, pois elas tendem a brincar no chão e ingerir quantidade significativas de solo ou pó indiretamente. De um modo geral, o solo contaminado pode facilmente aderir à pele das crianças ou adultos e ser ingerido por ambos involuntariamente (KAMUNDA *et al.*, 2016;

TSOU *et al.*, 2018; KISSEL; RICHTER, FENSKE 1998), ou pode ocorrer através da ingestão inalatória e até mesmo contato dérmico (YANG *et al.*, 2022).

De acordo com Penteadó *et al.*, (2021), em seu estudo realizado em solos de parques urbanos da cidade do Rio Grande, Brasil, usando diferentes vias de exposição de Cu, Hg, Ni, Pb e Zn. Pb e Zn no solo (oral, dérmica e inalatória) para crianças e adultos, existe risco não cancerígeno de Pb em três parques urbanos estudados para crianças, por outro lado, em relação ao elemento Hg existe risco em dois parques urbanos. Ou seja, o alto risco não cancerígeno de Hg e Pb mostrou que as contaminações de solo já contaminados há anos atrás ainda permanece presente nos parques urbanos, colocando em risco a saúde das crianças que frequentam esses espaços coletivos.

Em países como a Espanha, existem poucos estudos sobre avaliação de risco de oligoelementos em solos urbanos, e os que existem foram derivados principalmente de áreas potencialmente expostas à contaminação industrial ou nas proximidades de poluição pontual. De acordo com avaliações de risco a saúde da população realizados por Peña-Fernández, González-Muñoz e Lobo-Bedmar (2014), as concentrações de Al, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Ti, Tl, V e Zn no solo coletadas em parques públicos e áreas de lazer dentro da cidade de Alcalá de Henares e em uma área industrial na periferia da cidade, tem um risco potencial de desenvolver câncer ao longo da vida devido à exposição ao As por meio da ingestão dos solos estudados (ingestão oral), bem como um risco aumentado de câncer devido à inalação de Cr presente em solos ressuspensos da área industrial.

Como citamos anteriormente, os parques urbanos desempenham um papel importante no ecossistema urbano e também são utilizados pelos moradores para recreação, assim, a qualidade ambiental dos solos dos parques urbanos pode influenciar a saúde humana após exposição prolongada. Se por um lado em vários países são realizados estudos considerando a ingestão de metais em solo por crianças e adultos, assim como a contaminação por contato dérmico ou inalatório, com exceção do trabalho publicado por Penteadó *et al.* (2021), são escassos estudos realizados no Brasil. Em Campo Grande, MS, não existem estudos que quantificaram metais pesados nos solos de parques ecológicos ou calcularam os possíveis riscos à saúde da população que frequenta tais locais.

3.0 OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar os possíveis impactos na saúde humana devido a ingestão, inalação e contato dérmico de solos provenientes dos Parques Ecológicos Anhanduí, Sóter, Águas do Prosa e Lago do Amor, presentes na região urbana de Campo Grande, MS, Brasil.

3.2 Específicos

- Avaliar as características físico-químico do solo como matéria orgânica, granulometria, pH CaCl₂, Al, Bo, S, Cu, Fe, Zn e Mn Ca, Mg, K e P;
- Quantificar os níveis de contaminação por metais como o Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, S, V, Se e Zn em amostras de superfícies de solos dos Parques Ecológicos Anhanduí, Águas do Prosa, Sóter e Lago do Amor utilizando ICP OES;
- Avaliar os potenciais riscos ecológicos e distribuições espaciais de metais pesados no solo de parques ecológicos;
- Calcular os riscos à saúde devido o contato dérmico, a ingestão e a inalação, de metais pesados presentes no solo, para crianças e adultos.

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta de solo

Todo o procedimento de coleta de solo foi realizado de acordo com o manual de “coleta de solos para análises” produzida pela Embrapa. Conforme instruções do manual, foi realizado uma divisão do terreno em partes semelhantes, neste caso selecionamos parques urbanos de Campo Grande, MS, com grande circulação de pessoas diariamente. As amostras de solo foram coletadas nos seguintes locais: PE Anhanduí, PE Sóter, PE Águas do Prosa e Lago do Amor. As características dos locais de estudo são apresentadas no Quadro 1. As coletas foram realizadas no mês setembro de 2021.

Antes de coletar as amostras, a superfície do solo foi limpa, no qual foram retirados os restos de plantas e resíduos orgânicos. A coleta de cada amostra foi realizada utilizando uma pá de ponta limpa, somente a parte do miolo de amostras de solos foram coletadas com uma colher de aço inox. As coletas foram realizadas de 10 a 20 cm de profundidade e no mesmo local, fazendo um circuito em zigue-zague até percorrer toda a área. Em relação a quantidade de amostras, em cada área selecionada coletamos 20 amostras, no qual misturamos bem e retiramos uma quantidade de 1/2 kg. Parte desse material coletado foi enviado para o laboratório de análise de solo, localizado em Campo Grande, MS (Sial Solo, Análises Laboratoriais) e outra parte foi enviada para o Laboratório de Metabolismo Mineral e Biomaterial, localizado na Faculdade de Medicina da UFMS.

Todas as amostras de solos foram secas ao ar até a obtenção de peso constante, depois moídas e peneiradas em peneira de 2 mm conforme descrito por Miclean *et al.* (2019) e Rosa *et al.* (2021).

Quadro 1. Informações dos locais de coletas, área, proximidade de perímetro e local de coleta.

	Parque Ecológico (PE) Anhanduí	Parque Ecológico (PE) Sóter	Parque Ecológico (PE) Águas do Prosa	Lago do Amor
Localização	Encontra-se localizado na confluência do córrego Bandeira com o rio Anhanduí, na região de planejamento do Anhanduizinho, porção sul da cidade de Campo Grande/MS. O Parque Ecológico do Anhanduí é considerado a primeira unidade de conservação urbana municipal.	O parque possui a nascente do córrego Sóter que está localizada no interior de uma voçoroca com afloramento do lençol freático. Localizado em Campo Grande/MS. O lago do Parque, formado pelo Córrego Sóter, não existe mais, devido ao assoreamento causado pela erosão em uma extensa área bem no meio do Parque.	Regado pelas águas dos córregos Joaquim Português e Desbarrancado. Situa-se no Planalto da Serra de Maracaju, dentro do perímetro urbano de Campo Grande/MS. Está localizado no domínio dos Cerrados (chapadões recobertos por cerrados e penetrados por florestas galerias) e pertence à Bacia do Paraná.	O reservatório foi construído em 1968, sendo, portanto, um lago artificial. Ele é ainda hoje abastecido pelos córregos Cabaça e Bandeira, os quais formam a bacia do Bandeira, parte integrante da bacia do Rio Paraná. Faz parte da reserva ambiental do campus da UFMS localizado em Campo Grande/MS.
Área	17,6 Hectares	22 Hectares	135 Hectares	16 Hectares
Proximidade do perímetro	Área Urbana	Área Urbana	Área Urbana	Área Urbana
Local da coleta	Próximo a nascente	Próximo a nascente	Próximo à área urbana	Próximo ao lago do amor

4.2 Caracterização físico-química do solo

A caracterização físico-química das amostras de solo coletadas nos diferentes parques ecológicos, incluindo parâmetros como o nível de pH, granulometria, conteúdo de matéria orgânica e minerais, foi realizada pela Sial Solo - Análises Laboratoriais (Campo Grande/MS). Os parâmetros de indicadores químicos e os métodos empregados estão resumidos no Quadro 2.

Quadro 2. Métodos de análises físico-química do solo.

Parâmetro	Método
Matéria Orgânica	Método de Walkley e Brack, 1934 (Colorimétrico).
Granulometria	Método da pipeta com quantificação de argila e areia.
pH CaCl₂	A solução empregada para extração dos micronutrientes do solo foi preparada pela mistura das soluções 5 x 10 ⁻³ mol/L de ácido dietilenotriaminopentaacético (DTPA: [(HOCOCH ₂) ₂ NCH ₂] ₂ NCH ₂ COOH); 0,1 mol/L de trietanolamina (TEA) e 1,0 x 10 ⁻² mol/L de cloreto de cálcio (CaCl ₂ .H ₂ O) e o pH foi ajustado para 7,3 com solução 4,0 mol/ L HCl (Lindsay & Norwell, 1978).
Al	Método IAC do Cloreto de Potássio 1N.
Bo	Método IAC Capítulo 15.
S	Solução de Fosfato de Calcio 0,01 mol/ L.
Cu, Fe, Zn e Mn	Extração com ácido dietilenotriamino penta acético (DTPA).
Ca, Mg e K	Método IAC do Cloreto de Amônio 1N.
P	Mehlich I - Embrapa Solos, Fosforo - Resina - IAC. Tipo de solo segundo Instrução Normativa N°2, de 09 de outubro de 2008.

4.3. Procedimento de digestão ácida do solo via micro-ondas para quantificação de macro e microelementos

Para a quantificação de macro e microelementos nas amostras de solo, pesou-se aproximadamente uma massa de 0,5 g diretamente em recipientes de Teflon DAP60®, na sequencia foi adicionado 9 mL de HCl (35%, Merck - Darmstadt, Alemanha) e 3 mL de H₂O₂

(65%, Merck - Darmstadt, Alemanha). As amostras permaneceram durante 18 h em repouso para pré-digestão, neste caso, a tampa do recipiente DAP60[®] permaneceu frouxamente tampada para permitir o escape de gases. Após a pré-digestão, as amostras foram digeridas em micro-ondas de acordo com as recomendações do método 3051A da USEPA (2007). Posteriormente ao resfriamento, todas as amostras foram filtradas e transferidas para frascos volumétricos e completadas até atingir 25 mL com água ultrapura.

4.4 Análise utilizando ICP OES

Neste estudo os elementos químicos em amostras de solos foram quantificados utilizando Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) (iCAP 6300 Duo, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Alemanha). Para a quantificação dos elementos utilizou a visão axial, potência de operação de 1250 W; vazão da amostra = 0,35 L/mn; vazão de gás de plasma = 12 L/mn; tempo de integração = 5 s; tempo de estabilização = 20 s; pressão de nebulização = 20 psi. Além disso, os seguintes comprimentos de onda de emissão (nm) foram configurados e usados pelo ICP OES para análise de cada um dos elementos: Al 309,271 nm, As 189,042 nm, Cd 228,000 nm, Co 228,616 nm, Cr 267,716 nm, Cu 324,754 nm, Fe 259,940 nm, Mg 279,553 nm, Mn 257,610 nm, Mo 202,030 nm, Ni 221,647 nm, P 214,914 nm, Se 196,00 nm, Pb 220,353 nm, Zn 213,856 nm.

4.4.1 Padrões utilizados no ICP OES

As soluções padrão foram preparadas diluindo uma solução estoque padrão de múltiplos elementos (Merck, Brasil) contendo 1000 mg/L de cada elemento (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, S, V, Se e Zn). Para a análise quantitativa de macro e microelementos no solo, curvas de calibração externa foram construídas em cinco concentrações diferentes na faixa de 0,01–5,0 mg/L. As condições de otimização foram avaliadas em termos de precisão (por teste de recuperação) e limite de detecção. A solução de spike foi feita a partir de uma solução estoque de múltiplos elementos de 1000 ppm. Além disso, foi realizado um teste de recuperação, as soluções foram enriquecidas com 1 ppm. O método teve um intervalo de recuperação de 87-110%. Os limites de detecção (LOD) foram calculados como 3 vezes o desvio padrão da média das determinações do branco sing (SB) dividido pela inclinação da curva de calibração (Sp), ou

seja: $3 \times SB/Sp$ (LONG, 1983). Por outro lado, o limite de quantificação (LOQ) foram calculados da seguinte forma $LOQ = 10 \times SB/ Sp$. O intervalo de todos os elementos LOD foi de 0,02–0,3 $\mu\text{g/L}$, e o intervalo de todos os elementos LOQ foi de 0,06 a 10 $\mu\text{g/L}$. A faixa do coeficiente de correlação (R^2) foi de 0,9992–0,9995.

4.5 Poluição do solo

Os seguintes índices de poluição foram utilizados para determinar o nível de contaminação do solo: fator de contaminação (CF), índice de carga poluente (PLI) e índice de geoacumulação (Igeo). Neste estudo, apenas os valores máximos de cada metal relatados foram considerados como concentração de metal para o cálculo de FC, Igeo e PLI.

4.5.1 Fator de Contaminação (FC)

O fator de contaminação (FC) é utilizado para quantificar o status da contaminação de poluentes no solo (C_i) com base em suas concentrações na amostra e sua concentração de referência (C_b) (MARTIN; MEYBECK, 1979). Trata-se de uma ferramenta eficaz para monitorar a poluição ao longo de um período de tempo e é calculado de acordo com a Eq. 1.

$$FC = \left(\frac{C_i}{C_b} \right) \quad (\text{Eq.1})$$

As classes de contaminação são definidas como segue: $FC < 1$ (baixa contaminação), $1 < FC < 3$ (contaminação moderada), $3 < FC < 6$ (contaminação considerável), $FC > 6$ (contaminação muito alta) (FÖRSTNER; AHLF; CALMANO, 1989; HÅKANSON, 1980; RUBIO; NOMBELA; VILAS, 2000). Os resultados medidos no solo foram usados para retratar a classificação de contaminação por metais como As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb. Neste estudo, os valores de referência de metais em solo superficial, foram considerados aqueles estabelecidos pela Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2009), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antropogênicas. Essa

diretiva estabelece valores que determinam padrões de qualidade dos solos no Brasil, onde $As = 15 \text{ mg/Kg}$, $Cd = 1,3 \text{ mg/Kg}$, $Co = 25 \text{ mg/Kg}$, $Cr = 75 \text{ mg/Kg}$, $Mo = 30 \text{ mg/Kg}$, $Ni = 30 \text{ mg/Kg}$, $Se = 5 \text{ mg/Kg}$, $Pb = 72 \text{ mg/Kg}$.

4.5.2 Índice de Carga de Poluição (PLI)

Para todo o local de amostragem, o PLI é determinado como a raiz n do produto do n FC (Eq.2).

$$PLI = (FC_{As} \times FC_{Cd} \times FC_{Co} \times FC_{Cr} \times FC_{Mo} \times FC_{Ni} \times FC_{Se} \times FC_{Pb})^{1/n} \quad (\text{Eq. 2})$$

A classificação do nível de contaminação pelo índice de carga de poluição (PLI), segue os seguintes valores: $PLI < 0,7$ domínio de segurança; $0,7 \leq PLI < 1,0$ região de precaução; $1,0 < PLI < 2,0$ região levemente poluída; $2,0 \leq PLI < 3,0$ região moderadamente poluída; $PLI > 3,0$ região gravemente poluída (TOMLINSON *et al.*, 1980).

4.5.3 Índice de Geoacumulação (Igeo)

O grau de contaminação dos metais traço pode ser avaliado através da determinação do índice de geoacumulação (Igeo). O Igeo foi desenvolvido para avaliação da contaminação de sedimentos, mas tem sido amplamente aplicado em estudos para a avaliação de solos superficiais (LIU *et al.*, 2020). Para caracterizar o nível de poluição no solo, os valores de Igeo podem ser calculados usando a Eq. 3.

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \times B_n} \right) \quad (\text{Eq. 3})$$

Na Eq. 3, C_n é a concentração medida (mg/kg), ou seja, é o conteúdo total do elemento individual n e B_n (mg/kg) é sua concentração geoquímica estabelecida pelo CONAMA (2009), enquanto 1,5 é o fator de correção da matriz de fundo devido a efeitos litogênicos. O índice de geoacumulação consiste em sete classes. Classe 0 (praticamente não poluída): $I_{geo} \leq 0$; Classe 1 (não poluído a moderadamente poluído): $0 < I_{geo} < 1$; Classe 2 (moderadamente poluído): $1 < I_{geo} < 2$; Classe 3 (moderadamente a fortemente poluída): $2 < I_{geo} < 3$; Classe 4 (fortemente

poluído): $3 < I_{geo} < 4$; Classe 5 (fortemente a extremamente poluído): $4 < I_{geo} < 5$; Classe 6 (extremamente poluído): $5 > I_{geo}$.

4.6 Avaliação de risco à saúde humana

O modelo de avaliação de risco à saúde humana foi desenvolvido pela U. S. Environmental Protection Agência (USEPA, 1989). De acordo com os regulamentos de modelagem, o risco carcinogênico (CR) e o risco não carcinogênico (NCR) podem ser calculados para avaliar os riscos à saúde humana de poluentes orgânicos e inorgânicos no meio ambiente (GOPE *et al.*, 2017). Metais pesados tóxicos e perigosos podem prejudicar a saúde humana através de três vias de exposição, ingestão oral, contato dérmico e inalação. O risco à saúde causado pela ingestão oral é geralmente considerado muito maior do que os outros dois (WANG *et al.*, 2021).

4.6.1 Risco não carcinogênico (NCR)

4.6.1.1 Estimativa da dose diária de exposição ao risco (ADD)

A dose média diária (ADD) de metais pesados no solo, foi calculada para a exposição via ingestão oral, dérmica e inalatória, para crianças e adultos, de acordo com as Eq. 4, Eq. 5 e Eq. 6, respectivamente.

$$ADD_{oral} = \frac{Cs \times OralR \times EF \times ED \times CF}{Bw \times AT} \quad (\text{Eq. 4})$$

$$ADD_{derm} = \frac{Cs \times SA \times AF \times EF \times ABS \times ED \times CF}{Bw \times AT} \quad (\text{Eq. 5})$$

$$ADD_{inal} = \frac{Cs \times PM \times InalR \times EF \times ET \times ED}{Bw \times AT} \quad (\text{Eq. 6})$$

Os parâmetros utilizados para calcular os ADDs em diferentes vias de exposição estão demonstrados na Tabela 1 (PENTEADO *et al.*, 2021).

Tabela 1. Parâmetros utilizados para o cálculo da estimativa da dose de ingestão diária (ADD) de metais pesados presentes no solo para crianças e adultos.

Parâmetro	Variável	Unidade	Crianças	Adultos
Concentração de metais pesados no solo deste estudo	Cs	mg/kg ⁻¹	–	–
Taxa de ingestão do solo	IngR	mg/dia ⁻¹	1000	100
Fator de Conversão	CF	Kg/mg ⁻¹	1,00 x 10 ⁻⁶	1,00 x 10 ⁻⁶
Frequência de Exposição	EF	dia/ano ⁻¹	104	350
Duração da exposição	ED	ano	6	24
Peso corporal	BW	Kg	15	70
Tempo médio para efeitos não cancerígenos	AT	dia	2190	8760
Área de superfície da pele que entra em contato com o solo	SA	cm ²	2800	5700
Fator de aderência cutânea para o solo	AF	mg/cm ²	0,2	0,07
Fator de absorção dérmica	ABS	–	0,001	0,001
Taxa de inalação do solo	InhR	m ³ /dia ⁻¹	7,6	20
Tempo de exposição	ET	hora/dia ⁻¹	1	1
Partículas suspensas no ar	PM	Kg/m ⁻³	1,36 x 10 ⁻⁹	1,36 x 10 ⁻⁹

Onde ADD representa a dose diária de exposição via ingestão do solo (mg/kg/dia), C_w é a concentração do metal no solo (mg/kg), IngR refere-se à taxa de ingestão, EF é a frequência de exposição para crianças e adultos, ED é o tempo de duração da exposição, B_w é o peso corporal humano, AT representa o tempo médio de exposição em dias $AT = EF \times ED$ (YANG *et al.*, 2022). Neste estudo, apenas os valores máximos de cada metal pesado quantificado foram considerados para o cálculo da ADD, conforme descrito por Penteado *et al.* (2021).

4.6.1.2 Quociente de risco (HQ)

O quociente de risco (HQ) é definido como a razão de exposição ao metal pesado e a dose de referência de não carcinogenicidade do metal (RfD), que é o nível mais alto no qual não são esperados efeitos adversos à saúde. O HQ descreve o risco de saúde não cancerígeno representado pela exposição ao respectivo elemento tóxico. Se o HQ for <1 , não são esperados efeitos adversos à saúde. No entanto, se o HQ for >1 , existe a possibilidade de efeitos não cancerígenos à saúde. Um HQ superior a 1 não é uma probabilidade estatística de ocorrência de efeitos adversos não cancerígenos para a saúde. O HQ de cada metal pesado, em cada via de exposição, foi estimado usando a metodologia da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2001) e foi calculado de acordo com as Eq. 7, Eq. 8, Eq. 9. Os RfDs para as vias oral, dérmica e inalatória estão apresentados na Tabela 2. Não há RfD estabelecido para P e Mg para as três vias de exposição e não há RfD de Fe para a via inalatória.

$$HQ_{\text{oral}} = \frac{ADD_{\text{oral}}}{RfD_{\text{oral}}} \quad (\text{Eq. 7})$$

$$HQ_{\text{derm}} = \frac{ADD_{\text{derm}}}{RfD_{\text{derm}}} \quad (\text{Eq. 8})$$

$$HQ_{\text{inal}} = \frac{ADD_{\text{inal}}}{RfD_{\text{inal}}} \quad (\text{Eq. 9})$$

4.6.1.3 Índice de perigo (HI)

A soma dos HQs é o que definimos por índice de perigo (HI), ou seja, a soma dos quocientes de risco (adimensional) das três vias de exposição de cada elemento avaliado. O HI pressupõe a exposição simultânea pelas vias oral, dérmica e inalatória. Mesmo que os HQs individuais para os elementos sejam inferiores à unidade individualmente, o efeito cumulativo do consumo pode resultar em efeitos adversos à saúde. Se o HI for >1 , existe o potencial de efeitos adversos não cancerígenos para a saúde (USEPA, 2001). O cálculo de HI foi realizado de acordo com a Eq.10.

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_{\text{oral}; \text{derm}; \text{inal}} \quad (\text{Eq.10})$$

4.6.2 Risco carcinogênico (CR)

O risco carcinogênico (CR) é usado para avaliar o risco potencial associado à exposição a agentes cancerígenos durante todo o período de exposição ao longo da vida. Em vez de uma dose oral de referência, como é usada para a determinação de HQ, é utilizado um fator de inclinação oral. Esse fator determina, juntamente com a dose do carcinógeno, a probabilidade de excesso de risco de câncer ao longo da vida do indivíduo exposto. A equação para CR é obtida a partir da Eq. 11.

$$CR = \sum ADD_{\text{oral; derm; inal}} \times SF_i \quad (\text{Eq. 11})$$

Onde ADD_i é obtido através das Eq. 4, 5 e 6 e SF representa o fator de inclinação carcinogênico (mg/kg/dia) e é o mesmo para as três vias de exposição. Os valores estabelecidos para SF são os seguintes: As (1,5), Cd ($3,8 \times 10^{-1}$), Cr (5×10^{-1}), Pb ($8,5 \times 10^{-3}$) e Ni ($8,4 \times 10^{-1}$) (USDO; USEPA). Os demais elementos avaliados neste estudo (Al, Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, P, Se e Zn), não possuem valor de SF definidos. De acordo com a USEPA (1989), o valor do risco cancerígeno aceitável varia de 10^{-6} a 10^{-4} , considerando a quantidade de diferentes vias de exposição, então a soma dos valores com concentrações maiores que 10^{-4} é considerado inaceitável, pois indica risco significativo de desenvolvimento de câncer e abaixo de 10^{-6} representa um risco insignificante para a saúde.

Tabela 2. Valores de referência de toxicidade (RfD) para as vias de exposição oral, dérmica e inalatória.

Elemento	RfD oral (mg/kg⁻¹/dia⁻¹)	Referência	RfD dérmico (mg/kg⁻¹/dia⁻¹)	Referência	RfD inalatório (mg/kg⁻¹/dia⁻¹)	Referência
Al	1	USEPA (2022)	1	Shomar e Rashkeev (2021)	5,00 x 10 ⁻³	USEPA (2022)
As	3,00 x 10 ⁻⁴	USEPA (2022)	3,00 x 10 ⁻⁴	Shomar e Rashkeev (2021)	1,50 x 10 ⁻⁵	USEPA (2022)
Cd	1,00 x 10 ⁻⁴	USEPA (2022)	1,25 x 10 ⁻⁵	Shomar e Rashkeev (2021)	1,00 x 10 ⁻⁵	USEPA (2022)
Co	3,00 x 10 ⁻⁴	USEPA (2022)	3,00 x 10 ⁻⁴	Shomar e Rashkeev (2021)	6,00 x 10 ⁻⁶	USEPA (2022)
Cr	1,5	USEPA (2022)	1,95 x 10 ⁻²	Shomar e Rashkeev (2021)	2,86 x 10 ⁻⁵	Gu, Gao e Lin <i>et al.</i> (2017)
Cu	0,04	USEPA (2022)	0,04	Shomar e Rashkeev (2021)	0,04	Gope <i>et al.</i> (2017)
Fe	0,7	USEPA (2022)	0,7	Shomar e Rashkeev (2021)	nd	---
Mg	nd	---	nd	---	nd	---
Mn	0,24	USEPA (2022)	9,60 x 10 ⁻⁴	Shomar e Rashkeev (2021)	5,00 x 10 ⁻⁵	USEPA (2022)
Mo	5,00 x 10 ⁻³	USEPA (2022)	5,00 x 10 ⁻³	Shomar e Rashkeev (2021)	2,00 x 10 ⁻³	USEPA (2022)
Ni	1,10 x 10 ⁻²	USEPA (2022)	5,40 x 10 ⁻³	De Miguel <i>et al.</i> (2007)	2,00 x 10 ⁻⁵	USEPA (2022)
P	2,00 x 10 ⁻⁵	USEPA (2022)	nd	---	nd	---
Se	nd	---	5,00 x 10 ⁻³	Shomar e Rashkeev (2021)	0,02	USEPA (2022)
Pb	3,50 x 10 ⁻³	De Miguel <i>et al.</i> (2007)	0,04	Shomar e Rashkeev (2021)	2,00 x 10 ⁻⁴	Ahmad <i>et al.</i> (2019)
Zn	0,3	USEPA (2022)	0,3	Shomar e Rashkeev (2021)	0,3	Gope <i>et al.</i> (2017)

4.7 Análise estatística

As médias e desvios padrões da concentração de macro e microelementos amostras de solos, assim como os testes estatísticos para averiguar a distribuição normal, teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (múltiplas variáveis e independentes), teste de correlação de Spearman e Kendall foram realizados utilizando o software Oring 9.1 (OriginLab's Origin Corporation Viewer 9.1, Northampton, MA, USA.TM).

Análise de componentes principais, ou PCA, que é um procedimento estatístico que permite resumir o conteúdo das informações em grandes tabelas de dados por meio de um conjunto menor de “índices de resumo” que podem ser visualizados e analisados com mais facilidade, também foi realizado. Os dados subjacentes podem ser medições que descrevem propriedades de amostras de produção, compostos químicos ou reações, pontos de tempo de processo parcial ou contínuo, lotes de um processo em lote, ensaios in vitro, ou envolvendo indivíduos biológicos até mesmo aqueles estudos que envolvam ensaios de um protocolo. Análises de PCA foram realizadas utilizando o software Oring 9.1 (OriginLab's Origin Corporation Viewer 9.1, Northampton, MA, USA.TM) e utilizando o software livre PAST (Past é um software gratuito para análise de dados científicos, com funções para manipulação de dados, plotagem, estatística univariada e multivariada).

O PCA baseia-se na autoanálise da matriz de covariância ou correlação, ou seja, neste caso cada variável tem um peso que mostra quão bem uma variável é tomada em conta pelos componentes do modelo. Eles refletem quanto cada variável contribui para o significado da variação (ou correlação) nos dados e permite interpretar o relacionamento das variáveis. Cada amostra tem uma pontuação ao longo de cada componente do modelo que mostra a localização da amostra neste modelo e pode ser usado para detectar amostras padrões, agrupamentos, semelhanças ou diferenças (KARA, 2009). Na prática, a PCA ignora os eixos PC (principais componentes) de maior número que explicam apenas uma pequena proporção de variância dos dados (TER BRAAK; VAN TONGEREN 1995). A importância de uma variável em um modelo de PC é indicado pelo tamanho de sua variância residual. Isso é útil para a seleção de variáveis, pois uma variável com pouca variação explicada pode ser removida sem adicionar ou causar qualquer mudanças no modelo de PC. Não é restrição o número de variáveis, a regra para regressões múltiplas é que o número de variáveis deve ser menor que o número de objetos. O quanto mais próxima a semelhança entre os objetos, menos termos são necessários na expansão para alcançar certa eficácia de aproximação de dados (TER BRAAK; VAN TONGEREN 1995). Para simplificar a plotagem, o PCA pode ser usado para redução do conjunto de dados para

apenas duas variáveis (os dois primeiros componentes).

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização físico-química do solo

A partir da análise dos indicadores de solo (Tabela 3), podemos calcular a capacidade de troca catiônica (CTC) utilizando a fórmula: $CTC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+ + H + Al$. Vale destacar que quando os valores de CTC forem maiores do que 15 cmolc dm^{-3} indicam presença de argila 2:1 na fração argila. Por outro lado, valores menores que 5 cmolc dm^{-3} indicam baixo teor de argila ou predominância de argila 1:1 como a caulinita. Em solos intemperizados como os de regiões costeiras, boa parte da CTC é proveniente da matéria orgânica. Embora a CTC seja um dado que deve ser considerado no manejo da adubação, quando o seu valor for baixo, o parcelamento do nitrogênio e do potássio é necessário para evitar perdas por lixiviação.

Conforme podemos observar na Tabela 3, maior valor de concentração de argila foi obtida no solo coletado no Lago do Amor (543 g/kg) que por sua vez apresenta $CTC = 133 \text{ mmolc/dm}^3$ maior que os outros locais, além disso, é um solo do tipo 3 e possui maior valor de matéria orgânica (70.6 g/dm^3), porém, possui menor valor de areia total. Em relação ao PE Águas do Prosa o valor de argila foi de 366 g/kg, e $CTC = 90 \text{ mmolc/dm}^3$ e possui um solo tipo 3, material orgânico com valor de 21.3 g/dm^3 . No PE Sóter, o valor de argila foi de 98 g/kg, $CTC = 33 \text{ mmolc/dm}^3$ e trata-se de um solo tipo 1. Finalmente no PE Anhanduí foi de $CTC = 72 \text{ mmolc/dm}^3$, sendo classificado como um solo do tipo 2 e com valor de argila de 348 g/kg.

O pH é um parâmetro que pode ser usado para estimar a mobilidade de elementos químicos no solo e pode ser usado para medir o nível de toxicidade e poluição do solo (SINTORINI *et al.*, 2021). De acordo com os parâmetros relacionados à acidez dos solos, o pH em $CaCl_2$ na acidez do solo no lago do Amor foi baixa (5.8), porém, o PE Anhanduí apresentou uma acidez média (5.1), enquanto o PE Sóter uma acidez alta (4.6) e o PE Águas do Prosa apresentou uma acidez muito alta (3.8). Segundo estudos, a poluição de alguns tipos de solo tem sido associada a elevação do seu pH (ABREU JUNIOR *et al.*, 2000), ou seja, à medida que os solos se tornam mais ácidos, sua capacidade de reter muitos nutrientes, minerais e elementos essenciais, como cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K), também diminuem (ZOZ *et al.*, 2009). Como resultado, esses nutrientes, minerais e elementos são transportados, ou lixiviados, pela água que flui através do solo, tornando-os menos disponíveis para uso dos organismos terrestres (SINTORINI *et al.*, 2017). De fato, conforme podemos observar na Figura 2, os valores de Ca, Mg e K são menores do que no PE Sóter e PE Águas do Prosa, no qual ambos possuem maior acidez quando comparadas como Lago do Amor e PE Anhanduí.

Tabela 3. Análise de indicadores químicos dos solos do PE Anhanduí, PE Sóter, PE Águas do Prosa e Lago do Amor.

Parâmetro	Unidade	PE Anhanduí	PE Sóter	PE Águas do Prosa	Lago do Amor
Material orgânico	g/dm ³	41,3	12,4	21,3	70,6
pH CaCl2	---	5,1	4,6	3,8	5,8
P Mehlich	mg/dm ³	3	11	3	17
K	mmolc/dm ³	2,8	0,5	0,8	0,7
K	mg/dm ³	109,5	18,4	31,1	26,2
Ca	mmolc/dm ³	29	9	14	84
Ca	mg/dm ³	580	180	280	1680
Mg	mmolc/dm ³	12	3	9	17
Mg	mg/dm ³	145,87	36,468	109,404	206,652
H+Al	mmolc/dm ³	29	21	66	31
H	mmolc/dm ³	28	19	54	30
Al	mmolc/dm ³	1	2	12	0
Al	mg/dm ³	8,99	17,956	107,916	0
S.B	mmolc/dm ³	43	13	24	102
CTC	mmolc/dm ³	72	33	90	133
V	%	60	38	26	77
m	%	1	11	34	0
SO₄	mg/dm ³	8	6	4	12
Cu	mg/dm ³	9,59	7,8	19,77	20,36
Fe	mg/dm ³	52,26	46,01	210,26	185,31
Zn	mg/dm ³	7,32	5,25	2,08	3,12
Mn	mg/dm ³	26,77	12,5	18,61	54,92
Argila	g/kg	348	98	366	543
Areia Fina	g/kg	309	393	289	96
Areia Grossa	g/kg	273	489	219	149
Areia total	g/kg	582	882	509	245
Silte	g/kg	70	20	126	212
Tipo Solo	IN N ^o 2	Tipo 2	Tipo 1	Tipo 3	Tipo 3
Ca/Mg	---	2,4	2,7	1,5	5,1
(Ca/CTC)	%	39,8	26,8	15,2	63,7
(Mg/CTC)	%	16,3	10	10,1	12,6
(K/CTC)	%	3,9	1,4	0,9	0,5

Nota: mmolc/dm³ é a milésima parte do mol; H + Al = acidez potencial; V% saturação de bases; m% saturação de alumínio;

O aumento da acidez do solo pode aumentar a mobilização de metais pesados encontrados no solo, como o alumínio (Al), que por sua vez, é capaz de fluir para lagos, rios e córregos. Assim como muitos metais, o alumínio é venenoso para peixes e outros animais selvagens e permanece suspenso em águas abertas alterando a acidez aquática (BOJÓRQUEZ-QUINTAL *et al.*, 2017).

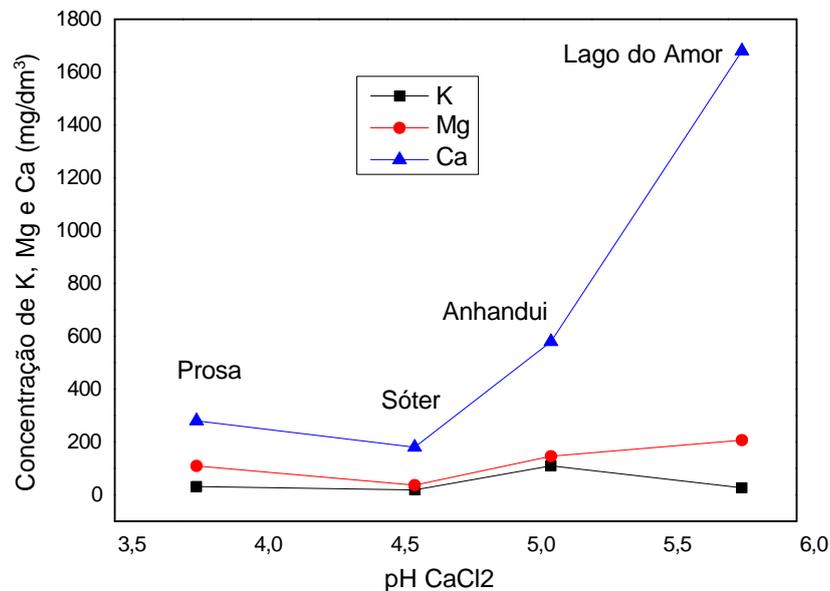


Figura 2. Concentração de elementos K, Ca e Mg em função do pH dos solos coletados PE Águas do Prosa (pH CaCl₂= 3.8), PE Sóter (pH CaCl₂= 4.6), PE Anhanduí (pH CaCl₂= 5.1), e Lago do Amor (pH CaCl₂ = 5.8).

A toxicidade do alumínio (Al) é uma das principais limitações que inibem o crescimento e desenvolvimento das plantas em solos ácidos (Figura 3). Em solos ácidos (pH < 5,0), o alumínio fototóxico (Al³⁺) inibe rapidamente o crescimento das raízes e, subsequentemente, afeta a absorção de água e nutrientes pelas plantas. Na Figura 3, podemos observar que existe a variação da concentração de elementos Al e Fe em função do pH dos solos coletados como no PE Águas do Prosa (pH CaCl₂ = 3.8), PE Sóter (pH CaCl₂ = 4.6), PE Anhanduí (pH CaCl₂ = 5.1), e Lago do Amor (pH CaCl₂ = 5.8). Menores concentração de Al e Fe foram encontradas em solos do PE Sóter e PE Anhanduí.

O comportamento de outros elementos como Mg, Cu, Fe e Mn são apresentados na Figura 4. Podemos observar que existe a variação da concentração destes elementos em função do pH CaCl₂ dos solos coletados, entretanto, menores concentrações de Mg, Cu, Fe e Mn são

observadas no PE Sóter (pH $\text{CaCl}_2=4.6$) e PE Anhanduí (pH $\text{CaCl}_2=5.1$). Além disso, conforme a Figura 4, a disponibilidade de ferro, manganês, cobre, zinco e Mn aumenta em solos ácidos.

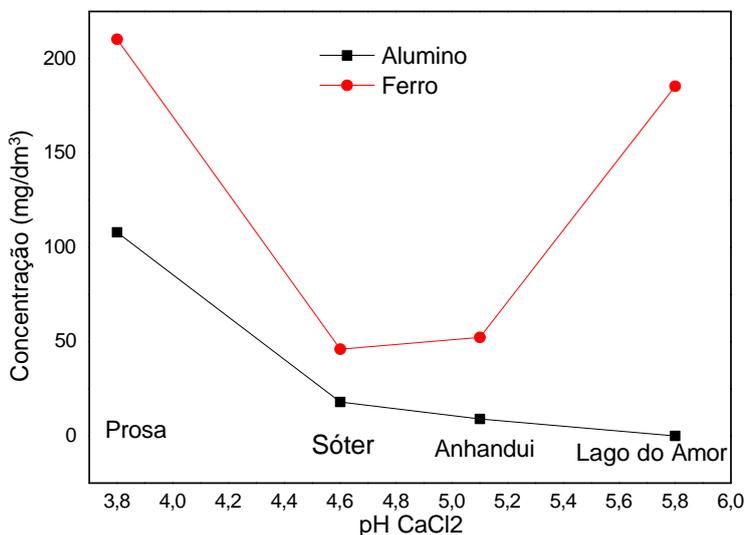


Figura 3. Concentração de elementos Al e Fe em função do pH dos solos coletados no PE Águas do Prosa (pH $\text{CaCl}_2=3.8$), PE Sóter (pH $\text{CaCl}_2=4.6$), PE Anhanduí (pH $\text{CaCl}_2=5.1$), e Lago do Amor (pH $\text{CaCl}_2=5.8$).

O teste de Shapiro-Wilk com o objetivo de avaliar se a distribuição/relação entre variáveis pH CaCl_2 , K, Ca, Mg, Al, Cu, Fe, Zn e Mn são semelhantes a uma distribuição normal foi realizado. Assim, a nível 0.05, os dados foram obtidos significativamente de uma população normalmente distribuída. Portanto, a associação entre as variáveis como pH CaCl_2 , K, Ca, Mg, Al, Cu, Fe, Zn e Mn (unidades de mg/dm^3) coletados nos solos foram examinadas usando o coeficiente de correlação de Pearson. Correlações significativas foram declaradas fracas ($r < 0,3$), moderadas (r de 0,3 a 0,7) ou fortes ($r > 0,7$). Os resultados foram considerados significativos se $p < 0.05$.

Conforme pode ser observado na Tabela 4, uma correlação positiva fraca foi determinada entre pH CaCl_2 e K ($r = 0,18311$), pH e Zn (0,29611), K e Mg (0,26313), por outro lado, as seguintes correlações positivas e fortes ocorreram entre pH CaCl_2 e Ca ($r = 0,84574$), pH CaCl_2 e Mn (0,82806), K e Zn (0,748), Ca e Mg (0,88581), Ca e Mn (0,99657), Mg e Mn (0,92115), Cu e Fe (0,98482). Além disso, houve uma correlação forte e negativa entre pH e Al (-0,88794), Cu e Zn (-0,8608), e Cu e Zn (-0,91779). Além disso, houve correlação positiva moderada entre

pH e Mg ($r = 0,67457$), Ca e Cu ($0,5566$), Mg e Cu ($0,62877$), Mg e Fe ($0,49149$), Al e Cu ($0,42407$), Al e Fe ($0,49149$), Cu e Mn ($0,58116$), Fe e Mn ($0,4331$).

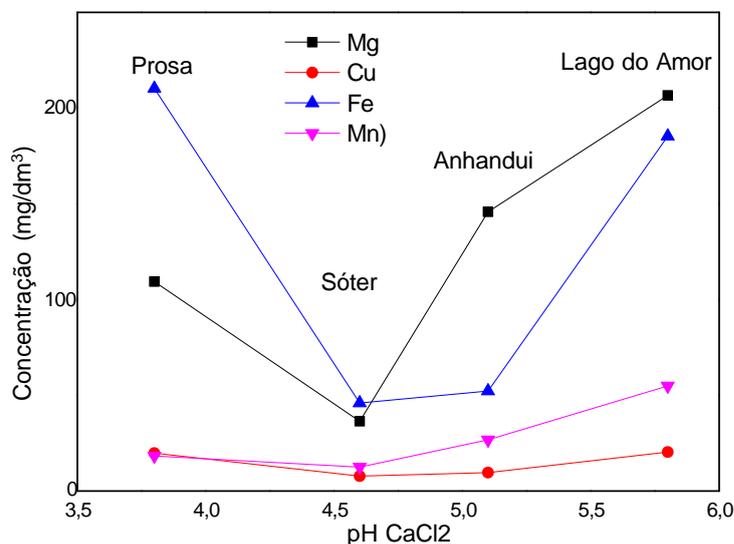


Figura 4. Concentração de elementos Mg, Cu, Fe e Mn em função do pH CaCl₂ dos solos coletados PE Águas do Prosa (pH CaCl₂ = 3.8), PE Sóter (pH CaCl₂= 4.6), PE Anhanduí (pH CaCl₂= 5.1), e lago do Amor (pH CaCl₂ = 5.8).

Os parâmetros obtidos em nosso estudo estão coerentes com a legislação vigente para classificação de tipos de solos (BRASIL,2008), ou seja:

SOLOS TIPO 1: Solos de textura arenosa, com teor mínimo de 10% de argila e menor do que 15% ou com teor de argila igual ou maior do que 15%, nos quais a diferença entre o percentual de areia e o percentual de argila seja maior ou igual a 50.

SOLOS TIPO 2: Solos de textura média, com teor mínimo de 15% de argila e menor do que 35%, nos quais diferença entre o percentual de areia e o percentual de argila seja menor do que 50.

SOLOS TIPO 3: solos de textura argilosa, com teor de argila maior ou igual a 35%

5.2. Análise de componente principal (PCA): indicadores químicos dos solos

A análise de componente principal ou PCA é amplamente utilizada para caracterizar solos ou alimentos de acordo com sua origem geográfica (GERGEN; HARMANESCU 2012). A natureza de um local (amostras de solo, alimento etc) pode ser fortemente associada à sua localização geográfica, clima e temperatura, assim como pode ser correlacionada com a presença de matéria-prima ali contida e os principais meios de contaminação e também seus fatores antropogênicos de produção. As condições ambientais de uma determinada área geográfica também conferem à poluição características definidas, tornando-se um fator de primordial importância na determinação do grau de contaminação. Assim, uma vez que temos os valores das concentrações de alguns elementos químicos, assim como o pH dos respectivos solos (Tabela 3), e partir das Figuras 3-4, observamos que os valores de K, Ca, Mg, Al, Cu, Fe, Zn e Mn em função dos pH CaCl₂ sofre variações significativas, é interessante sabermos através da análise de PCA em qual local ocorre a maior influência, ou seja, a presença de metais pesados ou pH.

Em nosso estudo, a rotina PCA encontrou os autovalores obtidos a partir da matriz de variância-covariância (ou da matriz de correlação). Para isso, utilizamos a variância-covariância uma vez que as variáveis possuem as mesmas unidades, neste caso considerou-se os dados de pH CaCl₂, Cu (mg/dm³), Zn (mg/dm³), Mn (mg/dm³), Al (mg/dm³), e Mg (mg/dm³) (Tabela 3) nos quais apresentaram correlação forte conforme Tabela 4.

Além disso, as porcentagens da variância contabilizadas por esses componentes são também apresentadas na Tabela 5, no qual como observado, a maior parte da variação foi contabilizada pelos primeiros dois componentes, o que reflete que obtivemos sucesso nos cálculos, mas se a variação for distribuída mais ou menos uniformemente entre os componentes, a análise de PCA não foi muito bem-sucedido. Os autovalores fornecem uma medida da variância contabilizada pelos autovetores correspondentes (componentes). Neste caso, a componente principal PC1 com valor de autovalor de 10020,5 explica os resultados com aproximadamente 64,904% de variância. Por outro lado, a componente principal PC2 e autovalor de 4994,5 explica os resultados com uma variância de 32,35%, ou seja, PC1 e PC2 explicam aproximadamente 97,25% das variâncias (resultados), e finalmente a terceira componente PC3 com autovalor de 423,885, explicando os resultados com 2,7456% de variância.

Tabela 5. Sumário obtido a partir da análise de componente principal (PCA) contendo os valores das principais componentes (PC1 e PC2), autovalores e variâncias, obtidos a partir dos indicadores químicos do solo dos parques ecológicos.

Sumário	Autovalor	Variância (%)
PC		
1	10020,5	64,904
2	4994,5	32,35
3	423,885	2,7456

Na Figura 5 é apresentado o screen plot (gráfico simples de autovalores) que indica o número de componentes significativos. Depois que essa curva começa a se achatar, ou seja, sofre uma variação em seu comportamento, os componentes podem ser considerados insignificantes. Neste caso, em nosso estudo, os mais relevantes componentes são o PC1 e PC2. Intervalos de confiança de 95% são mostrados se o bootstrap for realizado. Os autovalores esperados sob um modelo aleatório (Broken Stick-linha vermelha) são opcionalmente plotados - autovalores sob esta curva podem representar componentes não significativos (Jackson 1993). A Figura 6 mostra a dispersão de todos os pontos de dados (linhas) plotados no sistema de coordenadas fornecido por dois dos componentes (PC1 e PC2). Como citamos anteriormente, a partir da PCA é possível estimarmos em quais locais de coletas ocorre maior presença de elementos.

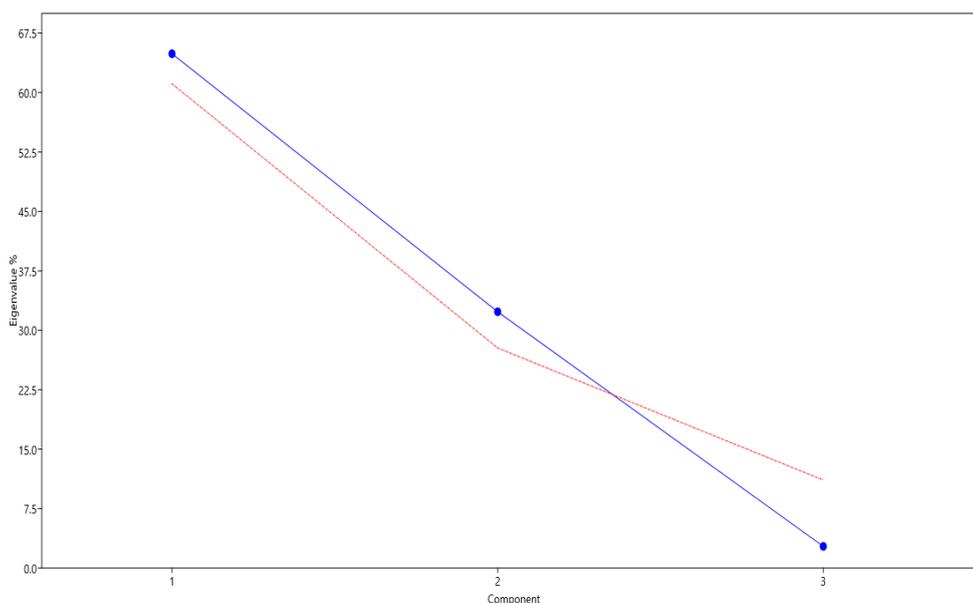


Figura 5. Screen plot, autovalores (%) em função do número de componentes principais.

As Figuras 6-7, mostram até que ponto as diferentes variáveis (dadas na ordem original ao longo do eixo $x = PC1$ ou $y = PC2$) estão englobadas nas diferentes componentes (conforme esboço). Esses carregamentos de componentes (ou loading points) são importantes quando observamos e tentamos interpretar o significado dos componentes. De acordo com loading plot (ou carregamento) (Figura 6), os valores de pH, assim como as concentrações de Mg, Mn, Al e Fe foram os principais contribuintes positivos para PC1, enquanto a concentração de Zn contribui negativamente. Por outro lado, na Figura 7, os valores de pH, concentração de Mg, Zn e Mn contribuem positivamente para valores de PC2, porém, Al, Cu, Fe contribuem negativamente. Além disso, o valor de pH e as concentrações de Cu e Zn apresentam menor contribuição para as respectivas componentes (PC2 e PC1) Tabela 6. Em relação a componente PC3, os valores de pH, Cu, Fe, Mn possuem valores negativos, sendo os valores de Mg, Fe e Zn positivos Figura 8. Os dados de loading plot (ou carregamento) podem ser observados na Tabela 6.

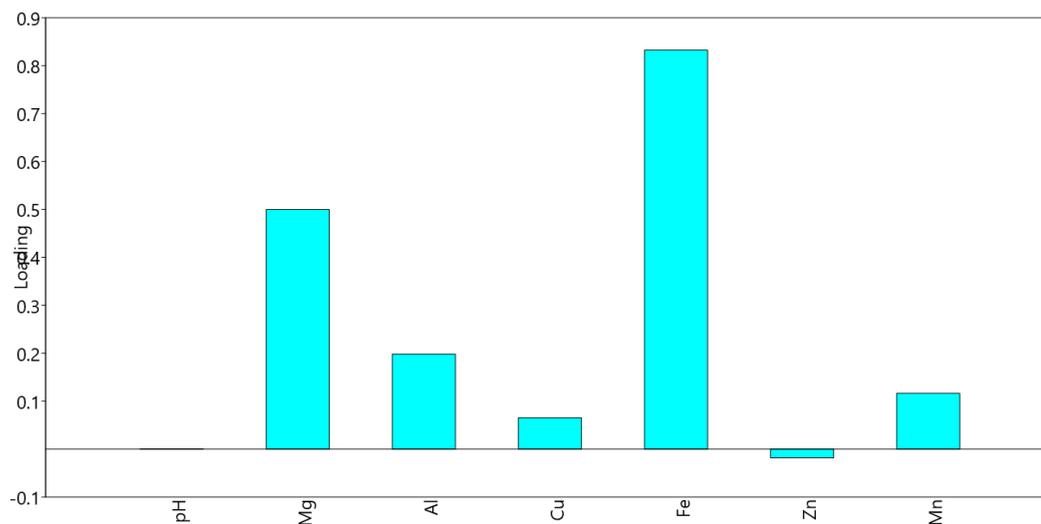


Figura 6. Loading plot: pH, Al, Cu, Fe, Zn, Mg e Mn são variáveis utilizadas na PC1.

Na Figura 9 é possível observar que, em áreas como o PE Anhanduí predomina maior influência da concentração de Al ($PC1 = 0,19806$, $PC2 = -0,61538$), Fe ($PC1 = 0,8323$, $PC2 = -0,30111$) e Cu ($PC1 = 0,065417$, $PC2 = -0,006945$), porém, em relação ao Lago do Amor predomina altas concentrações de Mg ($PC1 = 0,49979$, $PC2 = 0,70069$) e Mn ($PC1 = 0,11638$, $PC2 = 0,19811$) e menores valores de pH ($PC1 = 0,00057453$, $PC2 = 0,011416$). Por outro lado, no Águas do Prosa existe maior influência de Zn ($PC1 = -0,018344$, $PC2 = 0,015738$). Devemos deixar claro que a influência dos valores de concentrações de elementos para locais como PE Anhanduí e PE Sóter, podem ser observados através da componente PC2 versus PC3.

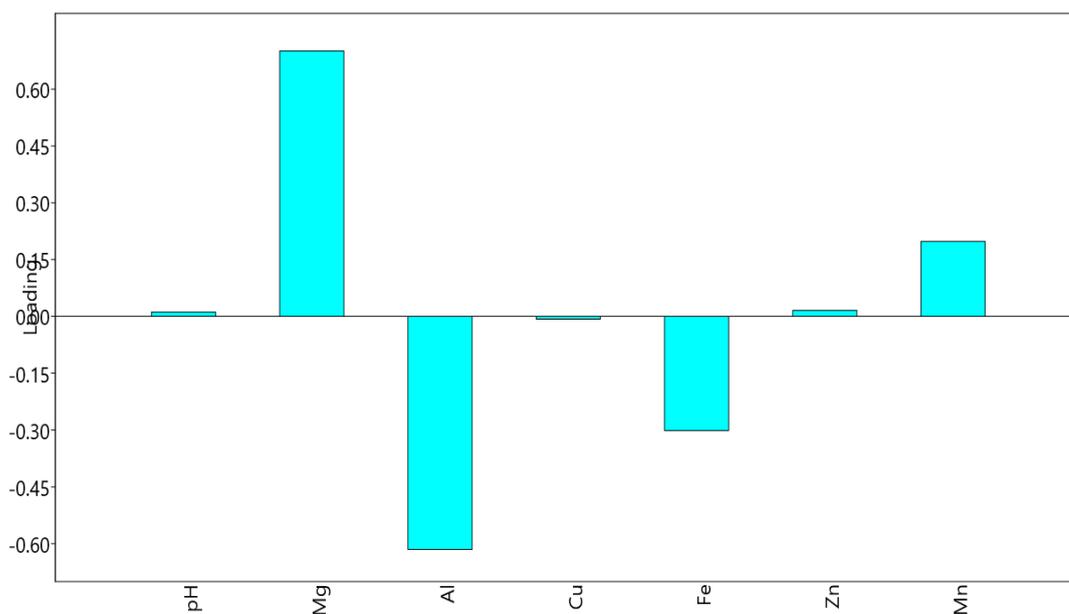


Figura 7. Loading plot: pH, Al, Cu, Fe, Zn, Mg e Mn são variáveis utilizadas na PC2.

Tabela 6. Loadings - valores dos componentes principais PC1, PC2 e PC3, relativos aos indicadores químicos do solo dos parques ecológicos.

	PC1	PC2	PC3
pH	0,00057453	0,011416	-0,011382
Mg	0,49979	0,70069	0,49973
Al	0,19806	-0,61538	0,71427
Cu	0,065417	-0,006945	-0,036421
Fe	0,8323	-0,30111	-0,43604
Zn	-0,018344	0,015738	0,043762
Mn	0,11638	0,19811	-0,21576

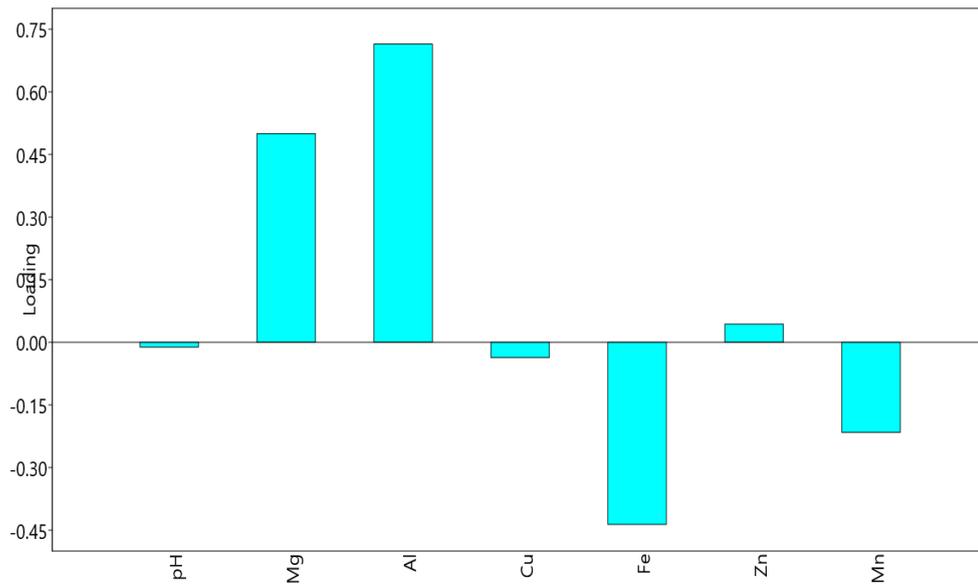


Figura 8. Loading plot: pH, Al, Cu, Fe, Zn, Mg e Mn são variáveis utilizadas na PC3.

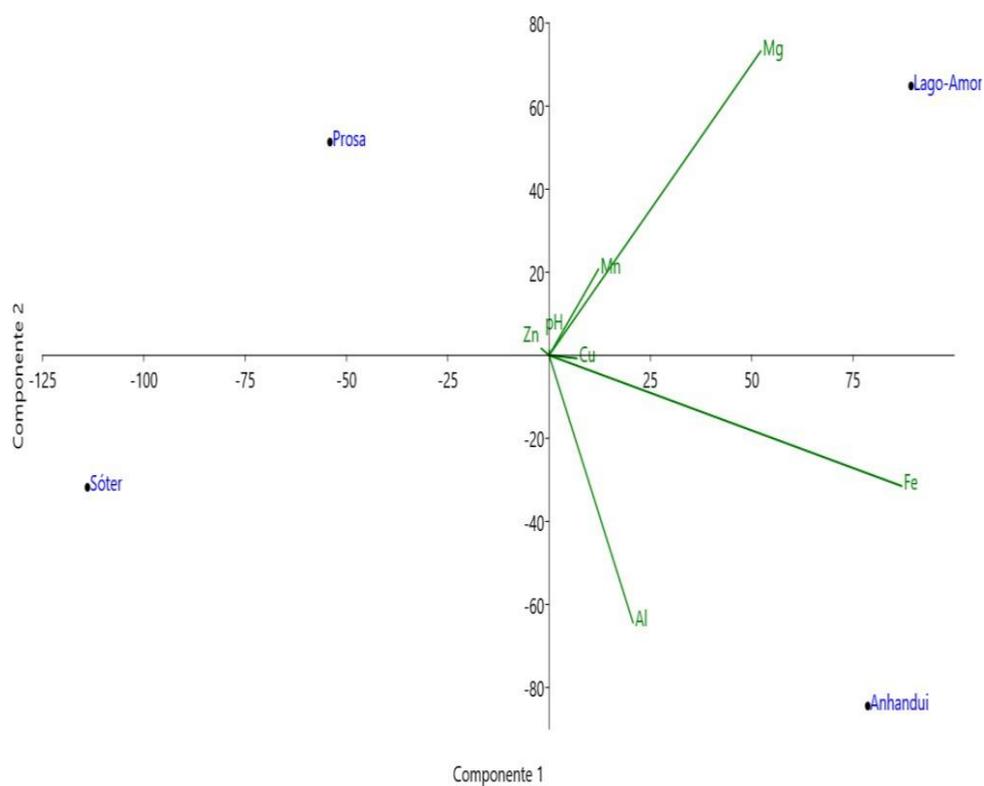


Figura 9. Scatter plot (Gráfico de pontuação) das componentes PC1 versus PC2: pH, Mg, Mn, Cu, Fe Zn, K e Al são variáveis utilizadas na PCA. Pontos referentes a figura esboçam os solos dos locais estudados.

5.3 Análise de macro e microelementos nos solos utilizando ICP OES

A quantificação de elementos como Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Se, Zn e Pb nas amostras de solos do PE Anhanduí, PE Águas do Prosa, PE Sóter e Lago do Amor estão apresentadas na Tabela 7. Além disso, os valores de concentração de vários elementos presentes nos solos estudados foram comparados com aqueles publicados pelo CONAMA (2009), que dispõe sobre critérios e valores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas, e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

Os solos em diferentes países têm propriedades diferentes que afetam sua capacidade de fornecer nutrientes e água, e essas diferenças resultam de diferentes fatores que variam de lugar para lugar. Assim, os valores obtidos em nosso estudo, ou seja, na Tabela 6 também foram comparados com outras pesquisas realizadas utilizando solos de países como China e USA (CHEN *et al.*, 1991). Comparar as concentrações entre solos de diferentes países pode nos fornecer um grau do quanto os nossos resultados estão acima ou abaixo de outros estudos, apesar de alguns dos fatores mais importantes que contribuem para a criação de um solo são temperatura, clima, idade do solo etc.

De acordo com os resultados, constatou-se que a concentração de elementos químicos quantificados no solo do PE Anhanduí decresce na seguinte ordem:

Mn 217.971 ± 0.487 > Mg 210.292 ± 0.803 > Zn 208.317 ± 17.30 > Fe $125,333 \pm 4.688$ > Cu 91.012 ± 0.271 > Mo 31.269 ± 1.41 > Cr $29.479 \pm 0,833$ > Pb 25.537 ± 0.645 > Se 13.783 ± 0.586 > Co 10.528 ± 0.148 > Ni $12.593 \pm 0,0374$ > P 12.344 ± 2.538 > As 10.115 ± 0.426 > Al 5.426 ± 0.40 > Cd 1.188 ± 0.135 .

Por outro lado, no solo do PE Águas do Prosa, a ordem de elementos químicos decresceu como: Zn $152,088 \pm 2.835$ > Mg 193.267 ± 5.867 > Cu 190.379 ± 1.05 > Fe 141.859 ± 1.129 > Mn 81.668 ± 1.801 > Cr 29.984 ± 2.392 > Al 24.367 ± 1.59 > Ni 15.713 ± 0.488 > Mo 15.588 ± 0.891 > P 15.540 ± 0.689 > Se 11.262 ± 1.240 > As 7.189 ± 0.637 > Pb 5.643 ± 0.447 > Co 5.382 ± 0.444 > Cd 0.756 ± 0.087 .

De acordo com a Tabela 9, a concentração de elementos químicos quantificados no solo do PE Sóter decresce na seguinte ordem: Zn 189.632 ± 1.315 > Mn 183.124 ± 2.11 > Mg 173.308 ± 5.874 > Cu 84.004 ± 2.593 > Fe $77.641 \pm 1,939$ > Mo 22.277 ± 0.307 > Cr 20.786 ± 0.958 > Ni 14.143 ± 0.156 > Pb 10.575 ± 0.282 > Se 9.643 ± 0.325

> P 7.536 ± 1.176 > Co 4.296 ± 0.286 > Al 4.090 ± 0.203 > As 3.136 ± 0.165 > Cd 1.435 ± 0.481 .

Em relação a concentração de elementos no Lago do Amor, a ordem decrescente foi de Mg 237.509 ± 5.575 > Cu 205.114 ± 4.978 > Mn 200.629 ± 0.957 > Fe 198.535 ± 1.59 > Zn 172.988 ± 2.679 > Cr 38.825 ± 0.778 > Ni 35.714 ± 0.612 > Mo 34.443 ± 0.252 > Pb 30.870 ± 0.099 > Se 13.255 ± 1.55 > As $12.788 \pm 0,870$ > Al 8.423 ± 0.357 > Co $6,388 \pm 0.132$ > P 5.489 ± 0.813 > Cd 2.392 ± 0.349 .

As comparações dos resultados com os parâmetros estabelecidos, mostram que com exceção da concentração de Al no solo do PE Sóter, os valores obtidos para este elemento nos solos do PE Anhanduí, PE Águas do Prosa e Lago do Amor estão acima daqueles estipulados pelo Brasil, China e USA. Por outro lado, a concentração de As nos solos estudados estão abaixo do valor apresentado pelo Brasil. Porém, a concentração deste elemento no solo do PE Anhanduí, PE Águas do Prosa e Lago do Amor é maior do que o valores obtidos em estudo como USA, porém, com o solo do PE Sóter possuindo concentração menor.

A concentração de Cd no solo do PE Anhanduí é menor que o valor estabelecido pelo Brasil, porém maior que aquele valor obtido na China. Apenas o solo do PE Águas do Prosa apresenta a concentração de Cd menor que os valores apresentados pelo Brasil.

Conforme podemos constatar na Tabela 7, a concentração de Co nos solos estudados são menores que os valores apresentados pelo Brasil e China. No solo do PE Sóter, a concentração de Co está abaixo dos valores apresentados pelo Brasil, China e USA. Porém, a concentração de Co no solo do PE Anhanduí é maior que aquelas apresentadas pela China e USA.

A concentração de Cr no solo do PE Anhanduí, PE Águas do Prosa, PE Sóter e Lago do Amor são menores que os valores apresentados pela China. Porém, apenas a concentração deste elemento no solo do Lago do Amor é maior do que o valor obtido no USA.

A concentração de Cu no Lago do Amor é maior do que todos os valores apresentados pelos órgãos regulamentadores (Brasil, China e USA), com a concentração deste elemento no solo do PE Anhanduí, PE Águas do Prosa e PE Sóter maiores quando comparado com a China e USA.

Finalmente, a concentração de Fe, Mg, P, Se e Zn em todos os solos estudados são maiores que aqueles estabelecidos no Brasil, China e USA, sendo que a concentração de Mn menor que os obtidos pelo Brasil, China e USA. Com exceção da concentração de Ni

no solo do Lago do Amor quando comparada com o valor estabelecido no Brasil, a concentração deste elemento no solo do PE Anhanduí, PE Águas do Prosa e PE Sóter é menor.

Uma vez que os parte dos dados na Tabela 7 não possuem uma distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk), o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (múltiplas variáveis e independentes) foi utilizado, e relevou que não existem diferenças significantes entre as medianas das amostras de solos dos respectivos locais estudados. Portanto, o teste de correlação de Spearman foram utilizados (Tabela 8). Vale lembrar que correlações significativas foram declaradas fracas quando $r < 0,3$, moderadas $0,3 \leq r \leq 0,7$ ou fortes se $r > 0,7$. Os resultados foram considerados significativos se $p < 0.05$.

Tabela 7. Concentração de macro e microelementos quantificados no solo de Parques ecológicos em comparação aos parâmetros estabelecidos no Brasil, China e USA.

Elemento	PE Anhanduí	PE Águas do Prosa	PE Sóter	Lago do amor	Brasil (mg/kg)	China (mg/kg)	USA (mg/kg)
Al	5,426 ± 0,40	24,367 ± 1,59	4,090 ± 0,203	8,423 ± 0,357	*	6,4	4,7
As	10,115 ± 0,426	7,189 ± 0,637	3,136 ± 0,165	12,788 ± 0,870	15	9,2	5,2
Cd	1,188 ± 0,135	0,756 ± 0,087	1,435 ± 0,481	2,392 ± 0,349	1,3	0,07	***
Co	10,528 ± 0,148	5,382 ± 0,444	4,296 ± 0,286	6,388 ± 0,132	35	11	6,7
Cr	29,479 ± 0,833	29,984 ± 2,392	20,786 ± 0,958	38,825 ± 0,778	*	54	37
Cu	91,012 ± 0,271	190,379 ± 1,05	84,004 ± 2,593	205,114 ± 4,978	200	20	17
Fe	125,333 ± 4,688	141,859 ± 1,129	77,641 ± 1,939	198,535 ± 1,59	*	2,8	1,8
Mg	210,292 ± 0,803	193,267 ± 5,867	173,308 ± 5,874	237,509 ± 5,575	*	0,67	0,44
Mn	217,971 ± 0,487	81,668 ± 1,801	183,124 ± 2,11	200,629 ± 0,957	*	432	333
Mo	31,269 ± 1,41	15,588 ± 0,891	22,277 ± 0,307	34,443 ± 0,252	30	1,2	0,59
Ni	12,593 ± 0,0374	15,713 ± 0,488	14,143 ± 0,156	35,714 ± 0,612	30	23	13
P	12,344 ± 2,538	15,540 ± 0,689	7,536 ± 1,176	5,489 ± 0,813	*	**	0,02
Pb	25,537 ± 0,645	5,643 ± 0,447	10,575 ± 0,282	30,870 ± 0,099	72	24	16
Se	13,783 ± 0,586	11,262 ± 1,240	9,643 ± 0,325	13,255 ± 1,55	*	0,22	0,26
Zn	208,317 ± 17,30	152,088 ± 2,835	189,632 ± 1,315	172,988 ± 2,679	30	23	13

* valores não determinados pelo Brasil (CONAMA 2009); ** valores não determinados pela China; *** valores não determinados pelo EUA.

5.4 Análise de Componente Principal (PCA): concentração de elementos quantificados no solo utilizando ICP OES

Como descrevemos anteriormente, a partir da PCA é possível estimarmos em quais locais de coletas ocorre maior presença de elementos como observado na Tabela 9. Ou seja, é possível conhecermos quais solos podem estar mais associados aos locais de estudos, assim, um estudo de análise de componente principal foi realizado a partir dos dados da Tabela 9. Como resultado, conforme a Tabela 9, a componente principal PC1 com valor de autovalor de 342,673 explica os resultados com aproximadamente 67,757% de variância. Por outro lado, a componente principal PC2 e autovalor de 124,421 explica os resultados com uma variância de 24,602%, ambas as componentes PC1 e PC2 explicam aproximadamente 92,359% das variâncias (resultados), a terceira componente PC3 com autovalor de 38,6447, explicando os resultados com 7,6412% de variância.

Tabela 9. Sumário obtido a partir da análise de componente principal (PCA) contendo os valores das principais componentes (PC1 e PC2), autovalores e variâncias, obtidos a partir da concentração de macro e microelementos do solo dos parques ecológicos.

Sumário	Autovalor	Variância (%)
PC		
1	342,673	67,757
2	124,421	24,602
3	38,6447	7,6412

O Screen plot, ou seja, gráfico simples de autovalores é apresentado na Figura 10. Como podemos observar, existe um declive da curva a partir da componente 2, portanto, as componentes principais se restringem a PC1 e PC2. Os autovalores esperados sob um modelo aleatório (Broken Stick-linha vermelha) são opcionalmente plotados. A Figura 10 mostra a dispersão de todos os pontos de dados (linhas) plotados no sistema de coordenadas fornecido pelas componentes.

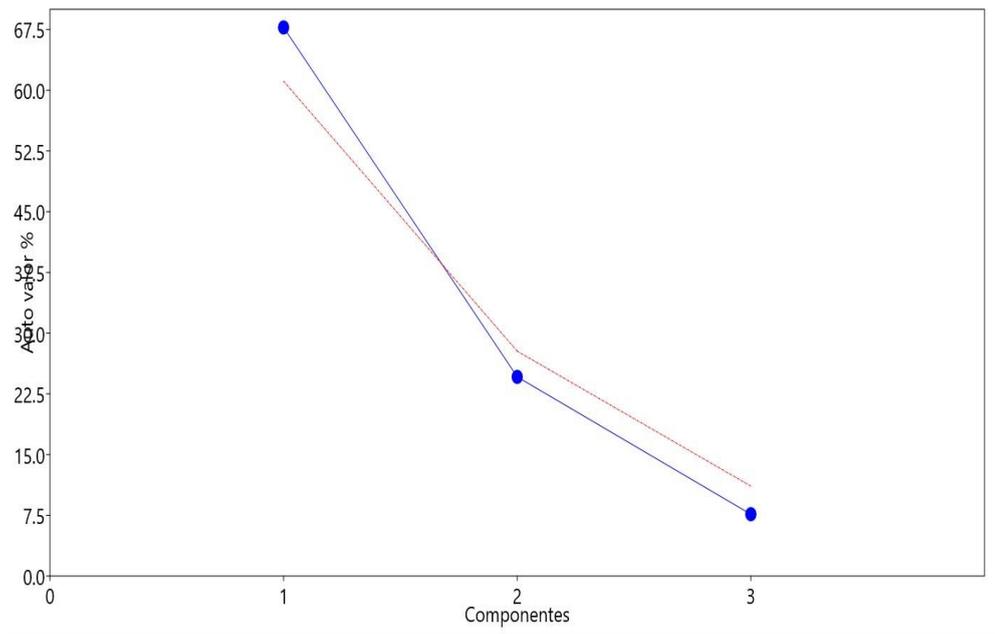


Figura 10. Screen plot, autovalores (%) em função do número de componentes principais.

Na Figura 11, temos o loading plot (ou carregamento) que esboça os valores de As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb contribuintes positivamente para a componente PC1, enquanto a concentração de Al contribui negativamente. Vale destacar que na componente PC1 o elemento Pb é o que mais contribui. Enquanto na Figura 12, os valores da concentração de As, Cd, Cr, Ni, Se e Pb contribuem positivamente para valores de PC2, porém, Co, Mo, Pb contribuem negativamente para esta componente. Em relação a componente PC3 (Figura 13), os valores de Cd e Ni contribuem negativamente, enquanto Al, As, Co, Cr, Mo, Se e Pb, positivamente. Os dados de loading plot na Figura 12-14 (ou carregamento) provem dos autovalores apresentados na Tabela 10, os quais podem ser considerados como uma medida da relativa importância de cada variável, em relação às componentes principais, os sinais positivos ou negativos, indicações de relações diretamente e inversamente proporcionais.

Na Figura 14, em áreas como o PE Águas do Prosa predominam maiores influências das concentrações de Al ($PC1 = -0,24797$, $PC2 = 0,69765$). Por outro lado, elementos como Se, As, Ni, Cd e Cr predominam em maior concentração em locais como o Lago do Amor. Em relação ao parque Anhanduí predomina altas concentrações de Co, Mo e Pb. Não foi constatada a influência de elementos no PE Águas do Prosa, porém, devemos deixar claro que a influência dos valores de concentrações de elementos em locais como PE Águas do Prosa pode ser observada através da componente PC2 versus PC3.

Tabela 10 Loadings - valores dos componentes principais PC1, PC2 e PC3, obtidos a partir da concentração de macro e microelementos do solo dos parques ecológicos.

	PC1	PC2	PC3
Al	-0,24797	0,69765	0,39986
As	0,18806	0,13304	0,26871
Cd	0,032216	0,002582	-0,056359
Co	0,063784	-0,085392	0,3639
Cr	0,29858	0,41214	0,25917
Mo	0,444412	-0,21563	0,099367
Ni	0,45422	0,49643	-0,65377
Se	0,077222	0,013922	0,20029
Pb	0,63195	-0,15906	0,29921

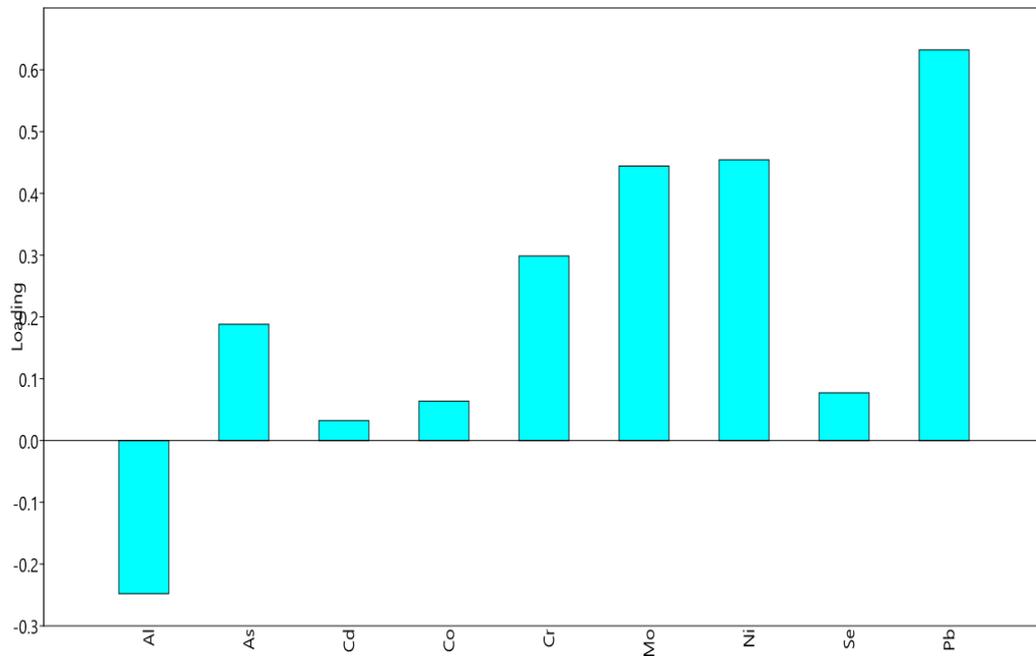


Figura 11. Loading plot: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PC1.

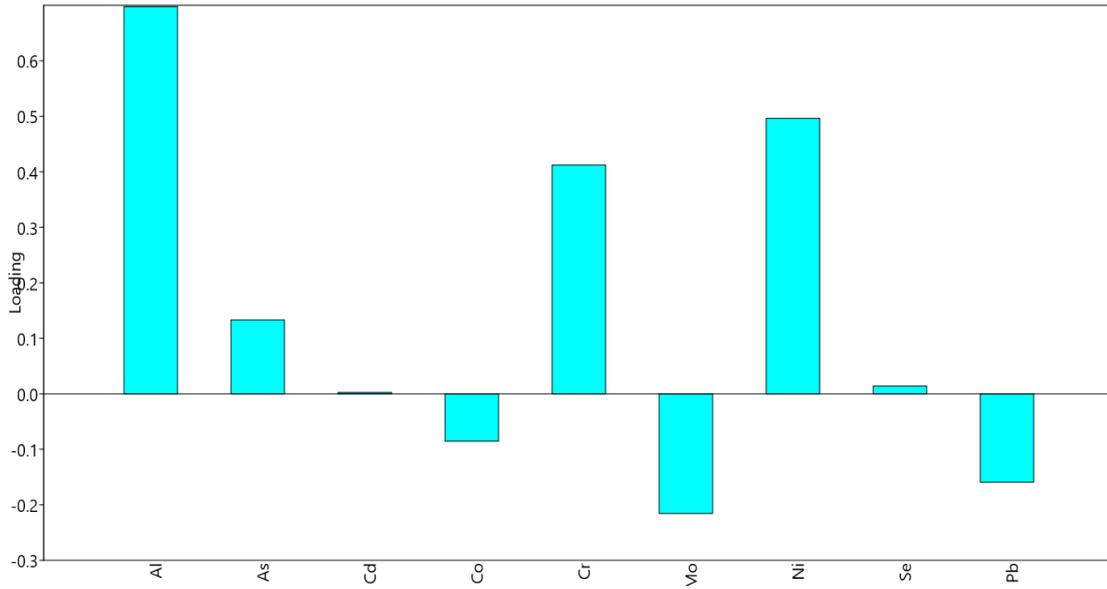


Figura 12. Loading plot: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PC2

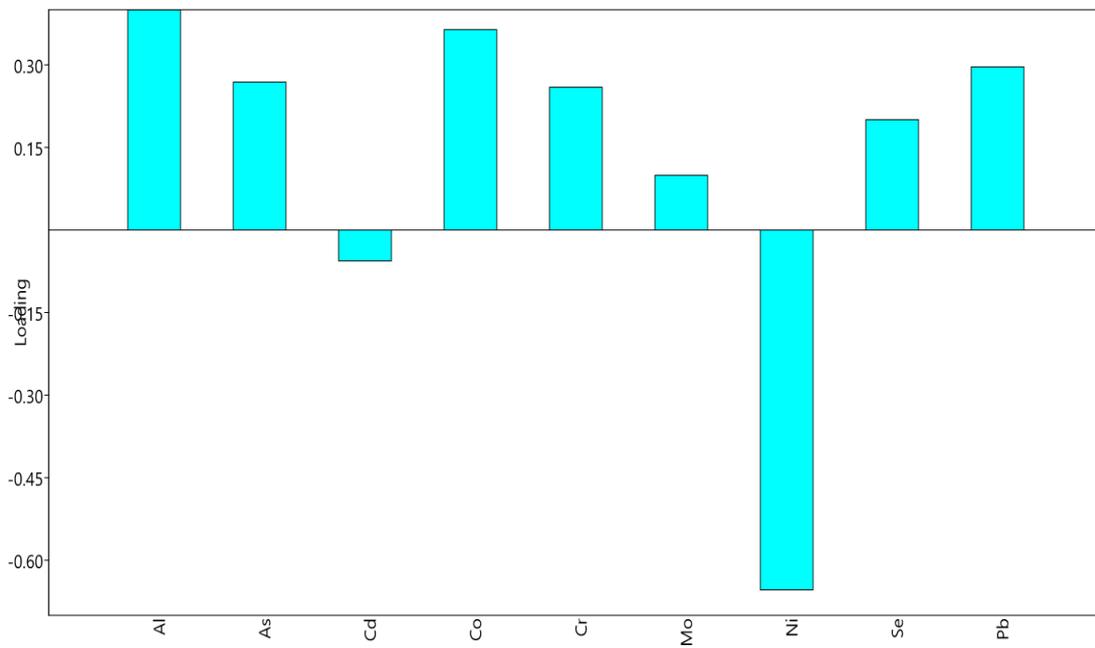


Figura 13. Loading plot: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PC2.

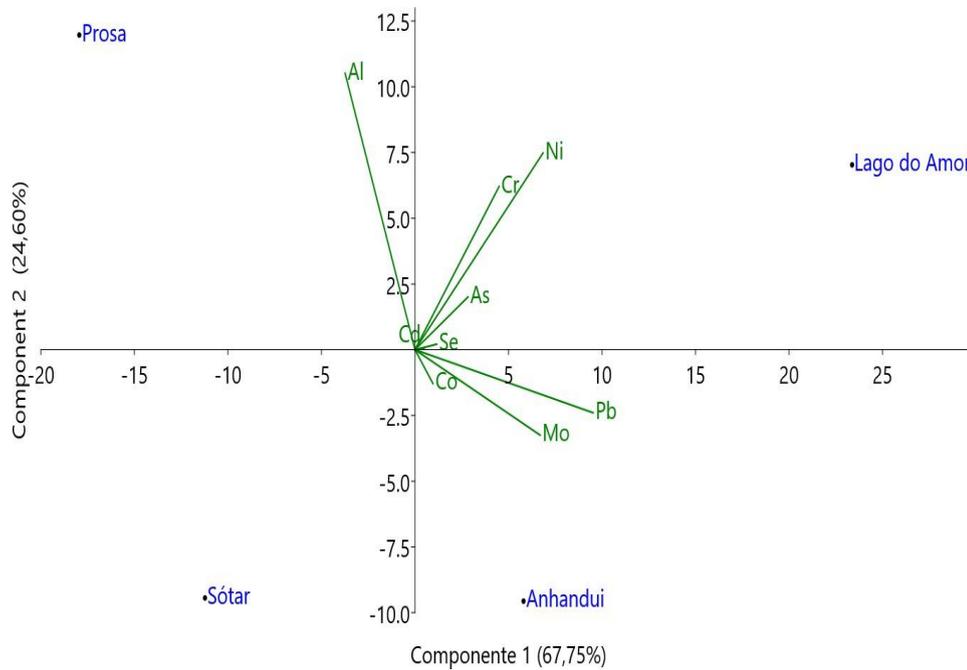


Figura 14. Scatter plot (Gráfico de pontuação, Biplot) das componentes PC1 versus PC2: Al, As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Se e Pb são variáveis utilizadas na PCA. Pontos referentes a figura esboçam os solos dos locais estudados.

5.5 Poluição do solo por metal pesado

Os parques urbanos representam importantes locais para o lazer, a convivência social, a prática de atividades ao ar livre e a prática de esportes, mas a presença de metais pesados no solo de áreas urbanas pode oferecer potenciais riscos à saúde humana e tem sido o foco de vários estudos (PEÑA-FERNÁNDEZ; GONZÁLEZ-MUÑOZ, LOBO-BEDMAR 2014; LIU *et al.*, 2020; HUANG *et al.*, 2021). Os índices de poluição são ferramentas frequentemente empregadas nesses estudos para classificar e identificar o grau de contaminação por metal e funcionam como indicadores de poluição do solo em diferentes ambientes, como o Índice de Geoacumulação (Igeo), o Fator de Contaminação (FC) e o Índice de Carga de Poluição (PLI) entre outros (GOPE *et al.*, 2017; SILVA JUNIOR *et al.*, 2022) e a identificação do estado de poluição é um passo essencial para avaliar o impacto potencial da poluição por metais pesados no solo urbano (ZHOU *et al.*, 2022).

5.5.1 Fator de Contaminação (FC) e Índice de Carga de Poluição (PLI)

O FC calculado com base na concentração dos metais pesados no solo dos parques ecológicos está apresentado na Tabela 11. Os resultados de FC indicam que em geral, os PEs apresentaram baixa contaminação, com $FC < 1$ para os elementos As, Co, Cr e Pb. Assim como Javed *et al.*, 2019, que encontrou FC inferior a um para os elementos Cd, Cr, Co, Fe, Mg, Mn e Pb, sugerindo que a fonte desses elementos é principalmente o solo local e não contaminação antropogênica nos parques públicos e parques de escolas da cidade de Jazan, na Arábia Saudita.

Entretanto, os parques apresentaram características diferentes para os elementos Cd, Mo, Ni e Se, pois, contaminação moderada foi observada no Lago do Amor para Cd, Mo, Ni, no PE Anhanduí para Cd e Mo, no PE Sóter para Cd e em todos os locais amostrados também foi observada contaminação moderada para Se ($1 < FC < 3$). Em relação ao nível de contaminação do solo com base no cálculo do índice de carga de poluição (PLI) multielementar, o PE Sóter (PLI = 0,4557) e o PE Águas do Prosa (PLI = 0,4636) apresentam classificação de domínio de segurança com $PLI < 0,7$ e o PE Anhanduí (PLI = 0,7023) e o Lago do Amor (PLI = 0,9103) apresentam classificação de região de precaução com $0,7 \leq PLI < 1$.

Tabela 11. Fator de contaminação (FC) do solo dos parques ecológicos urbanos de Campo Grande - MS.

Elemento	PE Anhanduí	PE Águas do Prosa	PE Sóter	Lago do Amor
As	0,703	0,522	0,220	0,911
Cd	1,018	0,648	1,474	2,108
Co	0,427	0,233	0,183	0,261
Cr	0,404	0,432	0,290	0,528
Mo	1,089	0,549	0,753	1,157
Ni	0,421	0,540	0,477	1,211
Se	2,874	2,500	1,994	2,961
Pb	0,364	0,085	0,151	0,430

5.5.2 Índice de Geoacumulação (Igeo)

O Igeo é um indicador amplamente utilizado para avaliar a intensidade de contaminantes antropogênicos nos solos, é calculado a partir do teor de cada elemento potencialmente tóxico individualmente no solo e ele fornece um critério quantitativo para caracterizar o solo em diferentes classes de acordo com o grau de acumulação e/ou poluição por metais pesados (MAVAKALA *et al.*, 2022; SILVA JUNIOR *et al.*, 2022).

Os valores do Igeo para os metais avaliados em amostras de solo dos parques ecológicos de Campo Grande - MS são apresentados na Tabela 12. Não foram calculados os valores de Igeo para Al, Cu, Fe, Mg, Mn, P e Zn, pois não há valores de referência de metais no solo estabelecidos pelo CONAMA. Os valores de Igeo, obtidos em nosso estudo indicam que os PEs Anhanduí, Águas do Prosa, Sóter e Lago do Amor estão praticamente não poluídos por As, Co, Cr, Mo, Ni e Pb, com Igeo < 0. Em particular, o Lago do Amor apresentou Igeo classe 1 para o Cd, ou seja, o ambiente é não poluído a moderadamente poluído por esse elemento. O mesmo perfil pode ser observado nos quatro parques ecológicos estudados em relação ao Se com Igeo < 1. Esses resultados sugerem que os solos na área de estudo dos parques são raramente afetados pelas atividades antropogênicas da região (HUANG *et al.*, 2021; TONG *et al.*, 2022) no que diz respeito ao acúmulo de metal pesado e podem ser considerados de boa qualidade ambiental (LIU *et al.*, 2020).

Tabela 12. Índice de geoacumulação (Igeo) de metal pesado no solo dos parques ecológicos de Campo Grande - MS.

Elemento	PE Anhanduí	PE Águas do Prosa	PE Sóter	Lago do amor
As	-1,094	-1,524	-2,769	-0,720
Cd	-0,560	-1,210	-0,025	0,491
Co	-1,813	-2,686	-3,033	-2,524
Cr	-1,892	-1,797	-2,371	-1,506
Mo	-0,462	-1,449	-0,995	-0,375
Ni	-1,833	-1,474	-1,654	-0,309
Se	0,938	0,737	0,410	0,981
Pb	-2,044	-4,148	-3,314	-1,802

São destacados em negrito, ambientes não poluídos a moderadamente poluídos.

De acordo com Liu *et al.*, (2020), o potencial risco de poluição por metais pesados nos solos de parques urbanos, está diretamente relacionado com a idade do parque, a duração do processo de urbanização em torno do parque, o processo industrial nas imediações, assim como, a presença geológica natural dos metais. Além disso, o solo superficial urbano corresponde ao principal sumidouro de todos os poluentes emitidos, incluindo os metais pesados, representando risco ecológico e à saúde humana (ZHOU *et al.*, 2022).

Assim, apesar dos resultados demonstrarem que a concentração de Cd no solo em torno do Lago do Amor não representam um risco eminente à saúde humana, sua presença pode ser fortemente associada a influências humanas, incluindo atividades industriais, agrícolas e de tráfego, conforme relatado por Liu *et al.* (2020) ao avaliar o solo superficial de parques urbanos em Pequim, China. De acordo com Gope *et al.* (2017), uma maior concentração de Cd em solos urbanos, podem ser provenientes do trânsito local e também do desgaste de pneus. Os resultados indicaram que os riscos ecológicos de metal pesado no solo dos parques urbanos de Campo Grande, MS são baixos, mas a proteção da qualidade ambiental é necessária.

Na avaliação do grau de poluição do solo de parques urbanos da cidade de Guangzhou, sul da China, Zhou *et al.* (2022), observou que quase todas as amostras não estavam poluídas ou ligeiramente poluídas por Ni e Cr. A maioria das amostras foi levemente ou moderadamente poluída por Zn, Pb e As e a maioria das amostras de solo coletadas de parques da cidade foram moderadamente, moderadamente a altamente, altamente, seriamente ou mesmo extremamente poluídas por Cd e Hg. Mas vale ressaltar que, as amostras foram coletadas de parques localizados nas proximidades de um aterro sanitário e em uma área industrial dentro da cidade.

Ao analisar o solo de cinco diferentes locais, como rodovia nacional, zona de tráfego movimentado, área industrial, área residencial e área de escolas e hospitais em Asansol, no leste da Índia, Gope *et al.* (2017) obtiveram Igeo de 1,32 para Cd, 0,62 para Cu, 2,52 para Pb, 0,85 para Zn, que variaram nos diferentes locais de coleta. Igeo para Zn indicou não poluído a moderadamente poluído para todos os locais em Asansol, exceto para a rodovia nacional que estava moderadamente poluída. O Igeo relativo a Cd indicou um nível moderado de poluição, enquanto os níveis de poluição moderados a fortes para o Pb.

Ao avaliar o nível de contaminação elementar em solo natural e em solo de cultivo em Lhasa, sudoeste da China, Tong *et al.* (2022) encontraram valores médios de Igeo que indicam que tanto o solo natural quanto o solo cultivado na área de estudo não estavam contaminados a moderadamente contaminados por Cd e não estavam contaminados pelos demais metais, além

disso, a poluição por Cd no solo cultivado teve desempenho mais grave do que o solo natural. Os valores de Igeo de Cr, Mn, Ni e Zn no solo natural e Cr e Ni no solo cultivado foram inferiores a 0, sugerindo que os solos na área de estudo não estavam contaminados por esses metais.

5.6 Análise de risco à saúde humana

A avaliação dos riscos não carcinogênicos e carcinogênicos para a saúde associado a presença de metal pesado no solo, foi realizada utilizando os modelos de risco normalizados e desenvolvidos pela USEPA (USEPA, 1989), que avalia a exposição e estima o risco de toxicidade através da dose média diária, quociente de risco e índice de perigo (PENTEADO *et al.*, 2021) para as vias de exposição oral, dérmica e inalatória para crianças e adultos.

5.6.1 Risco não carcinogênico

As doses médias diárias (ADD) calculadas com base na concentração máxima de Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb e Se, foram estimadas para a exposição oral (ADDoral), dérmica (ADDderm) e inalatória (ADDinal) de crianças de 6 anos e adultos de 24 anos de idade e podem ser observadas na Tabela 13.

Os valores de ADD decrescem na seguinte ordem ADDoral > ADDderm > ADDinal, tanto para crianças como para adultos, em todos os parques estudados. Os maiores valores de ADD foram encontrados para o Cu (ADDoral = $1,64 \times 10^{-3}$ a $3,99 \times 10^{-3}$), Fe (ADDoral = $1,51 \times 10^{-3}$ a $3,80 \times 10^{-3}$), Mn (ADDoral = $1,59 \times 10^{-3}$ a $4,15 \times 10^{-3}$) e Zn (ADDoral = $2,94 \times 10^{-3}$ a $4,29 \times 10^{-3}$) para a via de exposição oral em crianças. Desta forma, a ingestão oral foi a principal via de contaminação por metais pesados presentes no solo dos parques ecológicos. Resultado semelhante, foi encontrado por Javed *et al.*, (2019) na Arábia Saudita, Penteado *et al.* (2021) no sul do Brasil e Wang *et al.* (2021) na China.

A contaminação por metal pesado por ingestão de solo é tão importante quanto por ingestão de água e alimentos e essa ingestão de solo pode ocorrer de duas formas principais, a ingestão acidental ou não intencional que é mais frequente em crianças na faixa de idade de 1 a 6 anos, devido ao comportamento típico dessa faixa de idade que brincam no chão e muitas vezes levam as mãos ou objetos sujos a boca, fase do desenvolvimento infantil também

denominada como mão-a-boca. A outra forma de ingestão de solo é a indireta, que se dá por meio da ingestão de alimentos, principalmente frutas e legumes sem a devida higienização e pode levar a exposição de crianças e adultos aos metais presentes no solo (LJUNG; SELINUS; OTABBONG, 2006).

Os metais pesados ocorrem naturalmente no solo, mas as concentrações geralmente aumentam no ambiente urbano devido as atividades antropogênicas como fontes industriais, de tráfego e agrícolas e essa presença de metais elevados em solos urbanos tem sido reconhecida como uma importante fonte de exposição a metais pesados que podem causar efeitos adversos principalmente para crianças, devido seu pequeno tamanho corporal, sistema nervoso em desenvolvimento e a alta taxa de absorção que aumenta a vulnerabilidade dessa faixa etária (LJUNG; SELINUS; OTABBONG, 2006; JAVED *et al.*, 2019).

O quociente de risco (HQ) e o índice de perigo (HI) para cada elemento e via de exposição, são apresentados na Tabela 14. Os valores revelam que é improvável que a exposição oral, dérmica e inalatória de crianças e adultos, a metal pesado presente no solo dos parques urbanos estudados, represente qualquer risco não cancerígeno significativo para a saúde, pois tanto HQ como HI foram < 1 . Os HQs para crianças e adultos seguiram a seguinte ordem $HQ_{oral} > HQ_{derm} > HQ_{inal}$, para todos os elementos, com exceção do HQ de Cr para crianças que diminuiu na seguinte ordem $HQ_{oral} > HQ_{inal} > HQ_{derm}$ e para adultos que seguiu a ordem $HQ_{inal} > HQ_{oral} > HQ_{derm}$. O HI calculado para crianças foi maior que o HI de adultos para todos os elementos. O HQ_{oral} para crianças representou uma contribuição para HI de 63,08%, o inalatório de 34,20% e para o contato dérmico de 2,72%. Já para os adultos, o HQ_{inal} contribuiu 91,61%, oral 6,42% e dérmico de 1,97%.

É importante destacar que os valores de HQ oral e dérmico para crianças foram maiores do que para os adultos, o que desperta um alerta, pois as crianças são mais vulneráveis e têm um maior contato com o solo devido atividades de recreação ao ar livre que aumentam as chances de ingestão e o contato dérmico (AHMAD *et al.*, 2019). Além disso, o acúmulo de metais pesados ao longo do tempo no corpo humano pode causar sérios efeitos adversos, desta forma, os riscos associados à exposição ao solo de parques não podem ser ignorados (JAVED *et al.*, 2019).

A contribuição do HQ_{oral} para os valores de HI, com exceção do Cr, variou de 87,72% a 99,99% para crianças e de 50,06% a 99,97% para adultos. Isso indica que a via de exposição que tem a maior contribuição para o risco à saúde associado a metais pesados presentes nos

solos de parques urbanos é oriunda da ingestão de partículas de solo. Assim como observado por Liu *et al.*, (2020), que obtiveram uma contribuição relativa de ingestão para os valores de HI variando de 77,96% a 99,32% para crianças e de 70,94% a 99,03% para adultos, ao avaliar o risco devido a exposição a metais no solo de 121 parques localizados na área urbana de Beijing, China.

Tabela 13. Dose média diária (ADD) de metais pesados por via de exposição oral, dérmica e inalatória para crianças e adultos.

Elemento	Tipo de exposição	PE Anhanduí		PE Águas do Prosa		PE Sóter		Lago do amor	
		criança	adulto	criança	adulto	criança	adulto	criança	adulto
Al	ADDoral	$1,11 \times 10^{-4}$	$7,98 \times 10^{-6}$	$4,93 \times 10^{-4}$	$3,56 \times 10^{-5}$	$8,15 \times 10^{-5}$	$5,88 \times 10^{-6}$	$1,67 \times 10^{-4}$	$1,20 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$6,20 \times 10^{-8}$	$3,18 \times 10^{-8}$	$2,76 \times 10^{-7}$	$1,42 \times 10^{-7}$	$4,57 \times 10^{-8}$	$2,35 \times 10^{-8}$	$9,34 \times 10^{-8}$	$4,80 \times 10^{-8}$
	ADDinal	$1,1 \times 10^{-9}$	$2,2 \times 10^{-9}$	$5,1 \times 10^{-9}$	$9,7 \times 10^{-9}$	$8,4 \times 10^{-10}$	$1,6 \times 10^{-9}$	$1,7 \times 10^{-9}$	$3,3 \times 10^{-9}$
As	ADDoral	$2,00 \times 10^{-4}$	$1,44 \times 10^{-5}$	$1,49 \times 10^{-4}$	$1,07 \times 10^{-5}$	$6,27 \times 10^{-5}$	$4,52 \times 10^{-6}$	$2,59 \times 10^{-4}$	$1,87 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$1,12 \times 10^{-7}$	$5,76 \times 10^{-8}$	$8,32 \times 10^{-8}$	$4,28 \times 10^{-8}$	$3,51 \times 10^{-8}$	$1,80 \times 10^{-8}$	$1,45 \times 10^{-7}$	$7,47 \times 10^{-8}$
	ADDinal	$2,1 \times 10^{-9}$	$3,9 \times 10^{-9}$	$1,5 \times 10^{-9}$	$2,9 \times 10^{-9}$	$6,5 \times 10^{-10}$	$1,2 \times 10^{-9}$	$2,7 \times 10^{-9}$	$5,1 \times 10^{-9}$
Cd	ADDoral	$2,51 \times 10^{-5}$	$1,81 \times 10^{-6}$	$1,60 \times 10^{-5}$	$1,15 \times 10^{-6}$	$3,64 \times 10^{-5}$	$2,62 \times 10^{-6}$	$5,21 \times 10^{-5}$	$3,75 \times 10^{-6}$
	ADDderm	$1,41 \times 10^{-8}$	$7,23 \times 10^{-9}$	$8,97 \times 10^{-9}$	$4,61 \times 10^{-9}$	$2,04 \times 10^{-8}$	$1,05 \times 10^{-8}$	$2,92 \times 10^{-8}$	$1,50 \times 10^{-8}$
	ADDinal	$2,6 \times 10^{-10}$	$4,9 \times 10^{-10}$	$1,7 \times 10^{-10}$	$3,1 \times 10^{-10}$	$3,8 \times 10^{-10}$	$7,1 \times 10^{-10}$	$5,4 \times 10^{-10}$	1×10^{-9}
Co	ADDoral	$2,03 \times 10^{-4}$	$1,46 \times 10^{-5}$	$1,11 \times 10^{-4}$	$7,98 \times 10^{-6}$	$8,70 \times 10^{-5}$	$6,28 \times 10^{-6}$	$1,24 \times 10^{-4}$	$8,93 \times 10^{-6}$
	ADDderm	$1,14 \times 10^{-7}$	$5,84 \times 10^{-8}$	$6,20 \times 10^{-8}$	$3,18 \times 10^{-8}$	$4,87 \times 10^{-8}$	$2,50 \times 10^{-8}$	$6,94 \times 10^{-8}$	$3,56 \times 10^{-8}$
	ADDinal	$2,1 \times 10^{-9}$	$4,00 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-9}$	$2,2 \times 10^{-9}$	9×10^{-10}	$1,7 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-9}$	$2,4 \times 10^{-9}$
Cr	ADDoral	$5,76 \times 10^{-4}$	$4,15 \times 10^{-5}$	$6,15 \times 10^{-4}$	$4,44 \times 10^{-5}$	$4,13 \times 10^{-4}$	$2,98 \times 10^{-5}$	$7,52 \times 10^{-4}$	$5,43 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$3,22 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-7}$	$3,44 \times 10^{-7}$	$1,77 \times 10^{-7}$	$2,31 \times 10^{-7}$	$1,19 \times 10^{-7}$	$4,21 \times 10^{-7}$	$2,16 \times 10^{-7}$
	ADDinal	$6,00 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-8}$	$6,4 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-8}$	$4,3 \times 10^{-9}$	$8,1 \times 10^{-9}$	$7,8 \times 10^{-9}$	$1,5 \times 10^{-8}$
Cu	ADDoral	$1,73 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-4}$	$3,64 \times 10^{-3}$	$2,62 \times 10^{-4}$	$1,64 \times 10^{-3}$	$1,19 \times 10^{-4}$	$3,99 \times 10^{-3}$	$2,88 \times 10^{-4}$
	ADDderm	$9,71 \times 10^{-7}$	$4,99 \times 10^{-7}$	$2,04 \times 10^{-6}$	$1,05 \times 10^{-6}$	$9,21 \times 10^{-7}$	$4,73 \times 10^{-7}$	$2,23 \times 10^{-6}$	$1,15 \times 10^{-6}$
	ADDinal	$1,8 \times 10^{-8}$	$3,4 \times 10^{-8}$	$3,8 \times 10^{-8}$	$7,1 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-8}$	$3,2 \times 10^{-8}$	$4,1 \times 10^{-8}$	$7,8 \times 10^{-8}$
Fe	ADDoral	$2,47 \times 10^{-3}$	$1,78 \times 10^{-4}$	$2,72 \times 10^{-3}$	$1,96 \times 10^{-4}$	$1,51 \times 10^{-3}$	$1,09 \times 10^{-4}$	$3,80 \times 10^{-3}$	$2,74 \times 10^{-4}$
	ADDderm	$1,38 \times 10^{-6}$	$7,11 \times 10^{-7}$	$1,52 \times 10^{-6}$	$7,82 \times 10^{-7}$	$8,47 \times 10^{-7}$	$4,35 \times 10^{-7}$	$2,13 \times 10^{-6}$	$1,09 \times 10^{-6}$
	ADDinal	$2,6 \times 10^{-8}$	$4,8 \times 10^{-8}$	$2,8 \times 10^{-8}$	$5,3 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-8}$	3×10^{-8}	$3,9 \times 10^{-8}$	$7,5 \times 10^{-8}$

Mn	ADDoral	$4,15 \times 10^{-3}$	$2,99 \times 10^{-4}$	$1,59 \times 10^{-3}$	$1,14 \times 10^{-4}$	$3,52 \times 10^{-3}$	$2,54 \times 10^{-4}$	$3,83 \times 10^{-3}$	$2,76 \times 10^{-4}$
	ADDderm	$2,32 \times 10^{-6}$	$1,19 \times 10^{-6}$	$8,88 \times 10^{-7}$	$4,56 \times 10^{-7}$	$1,97 \times 10^{-6}$	$1,01 \times 10^{-6}$	$2,14 \times 10^{-6}$	$1,10 \times 10^{-6}$
	ADDinal	$4,3 \times 10^{-8}$	$8,1 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-8}$	$3,1 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$6,9 \times 10^{-8}$	$4,00 \times 10^{-8}$	$7,5 \times 10^{-8}$
Mo	ADDoral	$6,21 \times 10^{-4}$	$4,48 \times 10^{-5}$	$3,13 \times 10^{-4}$	$2,26 \times 10^{-5}$	$4,29 \times 10^{-4}$	$3,09 \times 10^{-5}$	$6,59 \times 10^{-4}$	$4,75 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$3,48 \times 10^{-7}$	$1,79 \times 10^{-7}$	$1,75 \times 10^{-7}$	$9,01 \times 10^{-8}$	$2,40 \times 10^{-7}$	$1,23 \times 10^{-7}$	$3,69 \times 10^{-7}$	$1,90 \times 10^{-7}$
	ADDinal	$6,4 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-8}$	$3,2 \times 10^{-9}$	$6,1 \times 10^{-9}$	$4,4 \times 10^{-9}$	$8,4 \times 10^{-9}$	$6,8 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-8}$
Ni	ADDoral	$2,40 \times 10^{-4}$	$1,73 \times 10^{-5}$	$3,08 \times 10^{-4}$	$2,22 \times 10^{-5}$	$2,72 \times 10^{-4}$	$1,96 \times 10^{-5}$	$6,90 \times 10^{-4}$	$4,98 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$1,34 \times 10^{-7}$	$6,90 \times 10^{-8}$	$1,72 \times 10^{-7}$	$8,86 \times 10^{-8}$	$1,52 \times 10^{-7}$	$7,82 \times 10^{-8}$	$3,86 \times 10^{-7}$	$1,99 \times 10^{-7}$
	ADDinal	$2,5 \times 10^{-9}$	$4,7 \times 10^{-9}$	$3,2 \times 10^{-9}$	$6,00 \times 10^{-9}$	$2,8 \times 10^{-9}$	$5,3 \times 10^{-9}$	$7,1 \times 10^{-9}$	$1,4 \times 10^{-8}$
Se	ADDoral	$2,73 \times 10^{-4}$	$1,97 \times 10^{-5}$	$2,37 \times 10^{-4}$	$1,71 \times 10^{-5}$	$1,89 \times 10^{-4}$	$1,37 \times 10^{-5}$	$2,81 \times 10^{-4}$	$2,03 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$1,53 \times 10^{-7}$	$7,85 \times 10^{-8}$	$1,33 \times 10^{-7}$	$6,83 \times 10^{-8}$	$1,06 \times 10^{-7}$	$5,45 \times 10^{-8}$	$1,57 \times 10^{-7}$	$8,09 \times 10^{-8}$
	ADDinal	$2,8 \times 10^{-9}$	$5,4 \times 10^{-9}$	$2,5 \times 10^{-9}$	$4,7 \times 10^{-9}$	2×10^{-9}	$3,7 \times 10^{-9}$	$2,9 \times 10^{-9}$	$5,5 \times 10^{-9}$
Pb	ADDoral	$4,97 \times 10^{-4}$	$3,59 \times 10^{-5}$	$1,16 \times 10^{-4}$	$8,34 \times 10^{-6}$	$2,06 \times 10^{-4}$	$1,49 \times 10^{-5}$	$5,88 \times 10^{-4}$	$4,24 \times 10^{-5}$
	ADDderm	$2,79 \times 10^{-7}$	$1,43 \times 10^{-7}$	$6,48 \times 10^{-8}$	$3,33 \times 10^{-8}$	$1,15 \times 10^{-7}$	$5,93 \times 10^{-8}$	$3,29 \times 10^{-7}$	$1,69 \times 10^{-7}$
	ADDinal	$5,1 \times 10^{-9}$	$9,8 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-9}$	$2,3 \times 10^{-9}$	$2,1 \times 10^{-9}$	$4,00 \times 10^{-9}$	$6,1 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-8}$
Zn	ADDoral	$4,29 \times 10^{-3}$	$3,09 \times 10^{-4}$	$2,94 \times 10^{-3}$	$2,12 \times 10^{-4}$	$3,63 \times 10^{-3}$	$2,62 \times 10^{-4}$	$3,34 \times 10^{-3}$	$2,41 \times 10^{-4}$
	ADDderm	$2,40 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-6}$	$1,65 \times 10^{-6}$	$8,47 \times 10^{-7}$	$2,03 \times 10^{-6}$	$1,04 \times 10^{-6}$	$1,87 \times 10^{-6}$	$9,60 \times 10^{-7}$
	ADDinal	$4,4 \times 10^{-8}$	$8,4 \times 10^{-8}$	$3,00 \times 10^{-8}$	$5,8 \times 10^{-8}$	$3,7 \times 10^{-8}$	$7,1 \times 10^{-8}$	$3,4 \times 10^{-8}$	$6,5 \times 10^{-8}$

Figueiredo, Tocchini e Santos (2011) também observaram que a ingestão é a principal via de exposição para crianças em solo de parque infantil da região sudeste do Brasil e Penteado *et al.* (2021) encontrou risco a saúde das crianças expostas por via oral, associado ao Pb com HI entre 1,60 e 2,69 em três parques analisados e Hg com HI entre 1,17 e 1,19 em dois parques urbanos da região sul do Brasil.

Além da ingestão direta ou indireta do solo, a exposição a contaminantes também pode ocorrer por meio da inalação de partículas em suspensão e por absorção de poluentes tóxicos aderidos às partículas de poeira através da pele (JAVED *et al.*, 2019). Nesse sentido, a absorção dérmica em nosso estudo, foi a segunda via de exposição a metais do solo mais representativa, seguida da via inalatória. Assim como observado por Liu *et al.* (2020), que obteve uma contribuição relativa de adsorção dérmica para o HI variando de 0,68% e 21,83% para crianças e de 0,96% e 28,30% para adultos e uma contribuição quase insignificante para a inalação de partículas ressuspensas através da boca e nariz para o risco de saúde, quando comparado com as outras vias de exposição.

Tabela 14. Quociente de risco (HQ) e índice de perigo (HI) de metais pesados por via oral, dérmica e inalatória para crianças e adultos.

Elemento	Tipo de exposição	PE Anhanduí		PE Águas do Prosa		PE Sóter		Lago do amor	
		criança	adulto	criança	adulto	criança	adulto	criança	adulto
Al	HQoral	$1,11 \times 10^{-4}$	$7,98 \times 10^{-6}$	$4,93 \times 10^{-4}$	$3,56 \times 10^{-5}$	$8,15 \times 10^{-5}$	$5,88 \times 10^{-6}$	$1,67 \times 10^{-4}$	$1,20 \times 10^{-5}$
	HQderm	$6,20 \times 10^{-8}$	$3,18 \times 10^{-8}$	$2,76 \times 10^{-7}$	$1,42 \times 10^{-7}$	$4,57 \times 10^{-8}$	$2,35 \times 10^{-8}$	$9,34 \times 10^{-8}$	$4,80 \times 10^{-8}$
	HQinal	$2,29 \times 10^{-13}$	$4,34 \times 10^{-13}$	$1,02 \times 10^{-12}$	$1,93 \times 10^{-12}$	$1,69 \times 10^{-13}$	$3,20 \times 10^{-13}$	$3,45 \times 10^{-13}$	$6,54 \times 10^{-13}$
	HI	0,0001	0,00001	0,0005	0,00004	0,0001	0,00001	0,0002	0,00001
As	HQoral	$6,67 \times 10^{-1}$	$4,81 \times 10^{-2}$	$4,96 \times 10^{-1}$	$3,57 \times 10^{-2}$	$2,09 \times 10^{-1}$	$1,51 \times 10^{-2}$	$8,65 \times 10^{-1}$	$6,24 \times 10^{-2}$
	HQderm	$3,74 \times 10^{-4}$	$1,92 \times 10^{-4}$	$2,77 \times 10^{-4}$	$1,43 \times 10^{-4}$	$1,17 \times 10^{-4}$	$6,01 \times 10^{-5}$	$4,84 \times 10^{-4}$	$2,49 \times 10^{-4}$
	HQinal	$1,38 \times 10^{-10}$	$2,62 \times 10^{-10}$	$1,02 \times 10^{-10}$	$1,94 \times 10^{-10}$	$4,32 \times 10^{-11}$	$8,20 \times 10^{-11}$	$1,79 \times 10^{-10}$	$3,39 \times 10^{-10}$
	HI	0,6678	0,0483	0,4958	0,0359	0,2091	0,0151	0,8653	0,0626
Cd	HQoral	$2,51 \times 10^{-1}$	$1,81 \times 10^{-2}$	$1,60 \times 10^{-1}$	$1,15 \times 10^{-2}$	$3,64 \times 10^{-1}$	$2,62 \times 10^{-2}$	$5,21 \times 10^{-1}$	$3,75 \times 10^{-2}$
	HQderm	$1,13 \times 10^{-3}$	$5,78 \times 10^{-4}$	$7,17 \times 10^{-4}$	$3,69 \times 10^{-4}$	$1,63 \times 10^{-3}$	$8,38 \times 10^{-4}$	$2,33 \times 10^{-3}$	$1,20 \times 10^{-3}$
	HQinal	$2,60 \times 10^{-11}$	$4,93 \times 10^{-11}$	$1,66 \times 10^{-11}$	$3,14 \times 10^{-11}$	$3,76 \times 10^{-11}$	$7,14 \times 10^{-11}$	$5,38 \times 10^{-11}$	$1,02 \times 10^{-10}$
	HI	0,2524	0,0187	0,1608	0,0119	0,3656	0,0271	0,5230	0,0387
Co	HQoral	$6,76 \times 10^{-1}$	$4,87 \times 10^{-2}$	$3,69 \times 10^{-1}$	$2,66 \times 10^{-2}$	$2,90 \times 10^{-1}$	$2,09 \times 10^{-2}$	$4,13 \times 10^{-1}$	$2,98 \times 10^{-2}$
	HQderm	$3,79 \times 10^{-4}$	$1,95 \times 10^{-4}$	$2,07 \times 10^{-4}$	$1,06 \times 10^{-4}$	$1,62 \times 10^{-4}$	$8,35 \times 10^{-5}$	$2,31 \times 10^{-4}$	$1,19 \times 10^{-4}$
	HQinal	$3,49 \times 10^{-10}$	$6,63 \times 10^{-10}$	$1,91 \times 10^{-10}$	$3,62 \times 10^{-10}$	$1,50 \times 10^{-10}$	$2,85 \times 10^{-10}$	$2,13 \times 10^{-10}$	$4,05 \times 10^{-10}$
	HI	0,6764	0,0489	0,3691	0,0267	0,2903	0,0210	0,4131	0,0299
Cr	HQoral	$3,84 \times 10^{-4}$	$2,77 \times 10^{-5}$	$4,10 \times 10^{-4}$	$2,96 \times 10^{-5}$	$2,75 \times 10^{-4}$	$1,99 \times 10^{-5}$	$5,02 \times 10^{-4}$	$3,62 \times 10^{-5}$
	HQderm	$1,65 \times 10^{-5}$	$8,50 \times 10^{-6}$	$1,77 \times 10^{-5}$	$9,07 \times 10^{-6}$	$1,19 \times 10^{-5}$	$6,09 \times 10^{-6}$	$2,16 \times 10^{-5}$	$1,11 \times 10^{-5}$
	HQinal	$2,08 \times 10^{-4}$	$3,95 \times 10^{-4}$	$2,22 \times 10^{-4}$	$4,22 \times 10^{-4}$	$1,49 \times 10^{-4}$	$2,83 \times 10^{-4}$	$2,72 \times 10^{-4}$	$5,16 \times 10^{-4}$
	HI	0,0006	0,00043	0,0006	0,00046	0,0004	0,00031	0,0008	0,00056
Cu	HQoral	$4,33 \times 10^{-2}$	$3,13 \times 10^{-3}$	$9,09 \times 10^{-2}$	$6,56 \times 10^{-3}$	$4,11 \times 10^{-2}$	$2,97 \times 10^{-3}$	$9,98 \times 10^{-2}$	$7,19 \times 10^{-3}$

	HQderm	$2,43 \times 10^{-5}$	$1,25 \times 10^{-5}$	$5,09 \times 10^{-5}$	$2,62 \times 10^{-5}$	$2,30 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-5}$	$5,59 \times 10^{-5}$	$2,87 \times 10^{-5}$
	HQinal	$4,48 \times 10^{-13}$	$8,50 \times 10^{-13}$	$9,40 \times 10^{-13}$	$1,78 \times 10^{-12}$	$4,25 \times 10^{-13}$	$8,07 \times 10^{-13}$	$1,03 \times 10^{-12}$	$1,96 \times 10^{-12}$
	HI	0,0434	0,0031	0,0910	0,0066	0,0411	0,0030	0,0998	0,0072
Fe	HQoral	$3,53 \times 10^{-3}$	$2,54 \times 10^{-4}$	$3,88 \times 10^{-3}$	$2,80 \times 10^{-4}$	$2,16 \times 10^{-3}$	$1,56 \times 10^{-4}$	$5,43 \times 10^{-3}$	$3,92 \times 10^{-4}$
	HQderm	$1,98 \times 10^{-6}$	$1,02 \times 10^{-6}$	$2,17 \times 10^{-6}$	$1,12 \times 10^{-6}$	$1,21 \times 10^{-6}$	$6,21 \times 10^{-7}$	$3,04 \times 10^{-6}$	$1,56 \times 10^{-6}$
	HQinal	nd							
	HI	0,0035	0,0003	0,0039	0,0003	0,0022	0,0002	0,0054	0,0004
Mn	HQoral	$1,73 \times 10^{-2}$	$1,25 \times 10^{-3}$	$6,61 \times 10^{-3}$	$4,76 \times 10^{-4}$	$1,47 \times 10^{-2}$	$1,06 \times 10^{-3}$	$1,60 \times 10^{-2}$	$1,15 \times 10^{-3}$
	HQderm	$2,42 \times 10^{-3}$	$1,24 \times 10^{-3}$	$9,25 \times 10^{-4}$	$4,75 \times 10^{-4}$	$2,05 \times 10^{-3}$	$1,05 \times 10^{-3}$	$2,23 \times 10^{-3}$	$1,15 \times 10^{-3}$
	HQinal	$8,58 \times 10^{-10}$	$1,63 \times 10^{-9}$	$3,28 \times 10^{-10}$	$6,22 \times 10^{-10}$	$7,27 \times 10^{-10}$	$1,38 \times 10^{-9}$	$7,92 \times 10^{-10}$	$1,50 \times 10^{-9}$
	HI	0,0197	0,0025	0,0075	0,0010	0,0167	0,0021	0,0182	0,0023
Mo	HQoral	$1,24 \times 10^{-1}$	$8,95 \times 10^{-3}$	$6,26 \times 10^{-2}$	$4,51 \times 10^{-3}$	$8,58 \times 10^{-2}$	$6,19 \times 10^{-3}$	$1,32 \times 10^{-1}$	$9,51 \times 10^{-3}$
	HQderm	$6,95 \times 10^{-5}$	$3,57 \times 10^{-5}$	$3,51 \times 10^{-5}$	$1,80 \times 10^{-5}$	$4,80 \times 10^{-5}$	$2,47 \times 10^{-5}$	$7,38 \times 10^{-5}$	$3,79 \times 10^{-5}$
	HQinal	$3,21 \times 10^{-12}$	$6,09 \times 10^{-12}$	$1,62 \times 10^{-12}$	$3,07 \times 10^{-12}$	$2,22 \times 10^{-12}$	$4,21 \times 10^{-12}$	$3,41 \times 10^{-12}$	$6,46 \times 10^{-12}$
	HI	0,1242	0,0090	0,0626	0,0045	0,0858	0,0062	0,1319	0,0095
Ni	HQoral	$2,18 \times 10^{-2}$	$1,57 \times 10^{-3}$	$2,80 \times 10^{-2}$	$2,02 \times 10^{-3}$	$2,47 \times 10^{-2}$	$1,78 \times 10^{-3}$	$6,27 \times 10^{-2}$	$4,52 \times 10^{-3}$
	HQderm	$2,49 \times 10^{-5}$	$1,28 \times 10^{-5}$	$3,19 \times 10^{-5}$	$1,64 \times 10^{-5}$	$2,82 \times 10^{-5}$	$1,45 \times 10^{-5}$	$7,16 \times 10^{-5}$	$3,68 \times 10^{-5}$
	HQinal	$1,24 \times 10^{-10}$	$2,35 \times 10^{-10}$	$1,59 \times 10^{-10}$	$3,02 \times 10^{-10}$	$1,40 \times 10^{-10}$	$2,66 \times 10^{-10}$	$3,57 \times 10^{-10}$	$6,77 \times 10^{-10}$
	HI	0,0218	0,0016	0,0280	0,0020	0,0247	0,0018	0,0628	0,0046
Se	HQoral	$5,46 \times 10^{-2}$	$3,94 \times 10^{-3}$	$4,75 \times 10^{-2}$	$3,43 \times 10^{-3}$	$3,79 \times 10^{-2}$	$2,73 \times 10^{-3}$	$5,62 \times 10^{-2}$	$4,06 \times 10^{-3}$
	HQderm	$3,06 \times 10^{-5}$	$1,57 \times 10^{-5}$	$2,66 \times 10^{-5}$	$1,37 \times 10^{-5}$	$2,12 \times 10^{-5}$	$1,09 \times 10^{-5}$	$3,15 \times 10^{-5}$	$1,62 \times 10^{-5}$
	HQinal	$1,41 \times 10^{-13}$	$2,68 \times 10^{-13}$	$1,23 \times 10^{-13}$	$2,33 \times 10^{-13}$	$9,79 \times 10^{-14}$	$1,86 \times 10^{-13}$	$1,45 \times 10^{-13}$	$2,76 \times 10^{-13}$
	HI	0,0546	0,0040	0,0475	0,0034	0,0379	0,0027	0,0563	0,0041
Pb	HQoral	$1,42 \times 10^{-1}$	$1,02 \times 10^{-2}$	$3,31 \times 10^{-2}$	$2,38 \times 10^{-3}$	$5,89 \times 10^{-2}$	$4,25 \times 10^{-3}$	$1,68 \times 10^{-1}$	$1,21 \times 10^{-2}$
	HQderm	$6,96 \times 10^{-6}$	$3,58 \times 10^{-6}$	$1,62 \times 10^{-6}$	$8,32 \times 10^{-7}$	$2,89 \times 10^{-6}$	$1,48 \times 10^{-6}$	$8,24 \times 10^{-6}$	$4,23 \times 10^{-6}$
	HQinal	$2,57 \times 10^{-11}$	$4,88 \times 10^{-11}$	$5,98 \times 10^{-12}$	$1,13 \times 10^{-11}$	$1,07 \times 10^{-11}$	$2,02 \times 10^{-11}$	$3,04 \times 10^{-11}$	$5,77 \times 10^{-11}$

	HI	0,1421	0,0103	0,0331	0,0024	0,0589	0,0043	0,1681	0,0121
Zn	HQoral	$1,43 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-3}$	$9,81 \times 10^{-3}$	$7,07 \times 10^{-4}$	$1,21 \times 10^{-2}$	$8,72 \times 10^{-4}$	$1,11 \times 10^{-2}$	$8,02 \times 10^{-4}$
	HQderm	$8,00 \times 10^{-6}$	$4,11 \times 10^{-6}$	$5,49 \times 10^{-6}$	$2,82 \times 10^{-6}$	$6,77 \times 10^{-6}$	$3,48 \times 10^{-6}$	$6,23 \times 10^{-6}$	$3,20 \times 10^{-6}$
	HQinal	$1,48 \times 10^{-13}$	$2,80 \times 10^{-13}$	$1,01 \times 10^{-13}$	$1,92 \times 10^{-13}$	$1,25 \times 10^{-13}$	$2,37 \times 10^{-13}$	$1,15 \times 10^{-13}$	$2,18 \times 10^{-13}$
	HI	0,0143	0,0010	0,0098	0,0007	0,0121	0,0009	0,0111	0,0008

nd – não possui valor de RfD definido.

5.6.2 Risco carcinogênico (CR)

O CR ao longo da vida para crianças e adultos, calculados com base na exposição oral, dérmica e inalatória são apresentados na Tabela 15. Os valores determinados neste estudo para exposição a As, Cd, Cr, Ni e Pb, para adultos foram todos inferior a $1,00 \times 10^{-4}$, com variação de $3,06 \times 10^{-7}$ a $1,46 \times 10^{-5}$ no PE Anhanduí, $7,12 \times 10^{-8}$ a $1,61 \times 10^{-5}$ no PE Águas do Prosa, $1,27 \times 10^{-7}$ a $1,00 \times 10^{-6}$ no PE Sóter e $3,69 \times 10^{-7}$ a $2,82 \times 10^{-5}$ no Lago do Amor.

Os resultados registrados para crianças estavam fora da faixa aceitável de $1,00 \times 10^{-6}$ a $1,00 \times 10^{-4}$ para os elementos As, Cr e Ni. O CR entre crianças registrou valor máximo de $5,80 \times 10^{-4}$ para Ni no Lago do Amor, enquanto o valor mínimo foi de $2,02 \times 10^{-4}$ também para Ni no PE Anhanduí. O CR de exposição a metal pesado através do solo dos parques urbanos diminuiu na ordem $As > Cr > Ni$ no PE Anhanduí, $Cr > Ni > As$ no PE Águas do Prosa, $Ni > Cr$ no PE Sóter e $Ni > As > Cr$ no Lago do Amor. Desta forma, os resultados demonstram risco para o desenvolvimento de câncer em crianças expostas a longo prazo aos metais pesados presentes no solo dos parques ecológicos.

Ao contrário dos nossos resultados, Liu *et al.* (2020) encontraram valores de CR para Cd, As, Cr e Ni inferior a 10^{-6} , ao avaliar o risco de exposição a esses metais através do solo de parques urbanos em Pequim, China. Bem como, Penteado *et al.* (2021) ao avaliar o risco devido a exposição a Pb e Ni em parques de Rio Grande, Brasil. Dessa forma, os resultados da avaliação de risco para a saúde nesses estudos indicam impacto insignificante para risco cancerígeno.

Desta forma, conforme revisado por Yang *et al.* (2023), países em desenvolvimento, como o Brasil, devem investir esforços para desenvolver a estrutura de avaliação de risco, fortalecendo as pesquisas teóricas e de localização de fatores de exposição, promovendo análises sensíveis para quantificar o impacto dos pressupostos de distribuição nos resultados de risco à saúde, determinando um limiar de risco razoável e um protocolo de avaliação consistente para o método de avaliação de risco baseado na biodisponibilidade e explorando o efeito na saúde devido a exposição a metais pesados no solo por meio de estudos integrados fonte-meio-receptor.

Tabela 15. Risco carcinogênico para crianças e adultos, considerando as vias de exposição oral, dérmica e inalatória.

Elemento	PE Anhanduí		PE Aguas do Prosa		PE Sóter		Lago do amor	
	criança	adulto	criança	adulto	criança	adulto	criança	adulto
As	$3,01 \times 10^{-4}$	$2,18 \times 10^{-5}$	$2,23 \times 10^{-4}$	$1,61 \times 10^{-5}$	$9,41 \times 10^{-5}$	$6,81 \times 10^{-6}$	$3,89 \times 10^{-4}$	$2,82 \times 10^{-5}$
Cd	$9,56 \times 10^{-6}$	$6,92 \times 10^{-7}$	$6,09 \times 10^{-6}$	$4,41 \times 10^{-7}$	$1,38 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-6}$	$1,98 \times 10^{-5}$	$1,43 \times 10^{-6}$
Cr	$2,88 \times 10^{-4}$	$2,09 \times 10^{-5}$	$3,08 \times 10^{-4}$	$2,23 \times 10^{-5}$	$2,07 \times 10^{-4}$	$1,50 \times 10^{-5}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$2,72 \times 10^{-5}$
Ni	$2,02 \times 10^{-4}$	$1,46 \times 10^{-5}$	$2,59 \times 10^{-4}$	$1,87 \times 10^{-5}$	$2,28 \times 10^{-4}$	$1,65 \times 10^{-5}$	$5,80 \times 10^{-4}$	$4,20 \times 10^{-5}$
Pb	$4,23 \times 10^{-6}$	$3,06 \times 10^{-7}$	$9,84 \times 10^{-7}$	$7,12 \times 10^{-8}$	$1,75 \times 10^{-6}$	$1,27 \times 10^{-7}$	$5,00 \times 10^{-6}$	$3,62 \times 10^{-7}$

6 CONCLUSÕES

Os níveis de elementos como Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Se e Zn foram quantificados no solo dos parques ecológicos de Campo Grande - MS.

A partir do estudo de composição química do solo, constatou que o solo do PE Anhanduí é do tipo 2, o solo do PE Sóter é do Tipo 1, ambos os solos do PE Águas do Prosa e Lago do Amor são do Tipo 3. Além disso, averiguou-se através da PCA que os valores de pH, Mg, Mn, Al, Fe e Zn foram os principais contaminantes, ou seja, em áreas como o PE Anhanduí predomina maior influência da concentração de Al, Fe e Cu, porém, no Lago do Amor predomina altas concentrações de Mg.

Em relação aos elementos quantificados utilizando ICP OES, as análises estatística simples mostraram que não existem diferenças significativas entre as medianas das concentrações de metal pesado no solo dos parques ecológicos estudados e a concentração de Al, Fe, Mg, P, Se e Zn em todos os solos estudados, com exceção de Al no solo do PE Sóter, são maiores que aqueles estabelecidos no Brasil, China e USA. Por outro lado, a concentração de As nos solos estudados estão abaixo do valor apresentado pelo Brasil. Por outro lado, em áreas como o PE Águas do Prosa predominam maiores influências das concentrações de Al. Além disso, elementos como Se, As, Ni, Cd e Cr predominam em maior concentração em locais como o Lago do Amor. Em relação ao PE Anhanduí predomina altas concentrações de Co, Mo e Pb. Menor influência de elementos no PE Águas do Prosa pode ser observada através da componente PC2 versus PC3.

Apesar disso, os resultados de FC indicam que os PEs apresentaram baixa contaminação, com $FC < 1$ para os elementos As, Co, Cr e Pb e contaminação moderada foi observada no Lago do Amor para Cd, Mo, Ni, no PE Anhanduí para Cd e Mo, no PE Sóter para Cd e em todos os locais amostrados também foi observada contaminação moderada para Se.

Os valores de Igeo, indicam que os PEs Anhanduí, Águas do Prosa, Sóter e Lago do Amor estão praticamente não poluídos por As, Co, Cr, Mo, Ni e Pb, com $Igeo < 0$. O Lago do Amor apresentou Igeo classe 1 para o Cd, ou seja, o ambiente é não poluído a moderadamente poluído por esse elemento. O mesmo perfil pode ser observado nos quatro parques ecológicos estudados em relação ao Se com $Igeo < 1$.

Em relação ao nível de contaminação do solo com base no cálculo do índice de carga de poluição (PLI) multielementar, o PE Sóter ($PLI = 0,4557$) e o PE Águas do Prosa

(PLI = 0,4636) apresentam classificação de domínio de segurança com $PLI < 0,7$ e o PE Anhanduí (PLI = 0,7023) e o Lago do Amor (PLI = 0,9103) apresentam classificação de região de precaução com $0,7 \leq PLI < 1$.

Diante da análise dos índices de poluição, os resultados indicam que a fonte desses elementos é principalmente o solo local e não contaminação antropogênica, assim, o solos dos PEs podem ser considerados de boa qualidade ambiental.

A ingestão oral foi a principal via de possível contaminação por metais pesados presentes no solo dos parques ecológicos, especialmente para crianças, devido sua maior vulnerabilidade.

Os valores de HQ e HI revelam que é improvável que a exposição oral, dérmica e inalatória de crianças e adultos, a metal pesado presente no solo dos parques urbanos estudados, represente qualquer risco não cancerígeno significativo para a saúde.

O HQ_{oral} para crianças representou uma contribuição para HI de 63,08%, o inalatório de 34,20% e para o contato dérmico de 2,72%. Já para os adultos, o HQ_{inal} contribuiu 91,61%, oral 6,42% e dérmico de 1,97%.

O risco carcinogênico determinado neste estudo para exposição a As, Cd, Cr, Ni e Pb, para adultos foram todos inferior a $1,00 \times 10^{-4}$. Porém, os resultados registrados para crianças estavam fora da faixa aceitável de $1,00 \times 10^{-6}$ a $1,00 \times 10^{-4}$ para os elementos As, Cr e Ni.

Apesar de baixo risco de contaminação do solo dos PEs por metais pesados, atenção especial deve ser dada às crianças expostas a esses solos, devido a probabilidade de desenvolvimento de câncer a longo prazo e por sua maior vulnerabilidade.

REFERÊNCIAS

- ABREU JUNIOR, C. H.; et al. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo(1). Seção IX - Poluição do solo e qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 635-647, 2000.
- AHMAD, I.; et al. Traffic-related lead pollution in roadside soils and plants in Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan: implications for human health. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 8015-8022, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02216-7>.
- AJA, D.; et al. Environmental risk assessment in selected dumpsites in Abakaliki metropolis, Ebonyi state, southeastern Nigeria. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100143, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100143>.
- ALENGBAWY, A.; et al. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: ecological risks and human health implications. **Toxics**, v. 9, n. 3, p. 42, 2021. doi: 10.3390/toxics9030042.
- ARAO, T. I.; MUKARM, I. M. Heavy metal contamination of agricultural soil and counter measures in Japan. **Paddy Water Environmental**, v. 8, n. 3, p. 247-257, 2010.
- AUGUSTSSON, A.; et al. Challenges in assessing the health risks of consuming vegetables in metal-contaminated environments. **Environment International**, v. 113, p. 269-280, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.002>.
- BANU, Z.; et al. Contamination and ecological risk assessment of heavy metal in the sediment of turag river, Bangladesh: An index analysis approach. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5 n. 2, 2013, p. 239-248. doi: 10.4236/jwarp.2013.52024.
- BOJÓRQUEZ-QUINTAL, E.; et al. Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1767, 2017.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola. Instrução Normativa N° 2, de 9 de outubro de 2008. Zoneamento Agrícola de Risco Climático do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/riscos-seguro/programa-nacional-de-zoneamento-agricola-de-risco-climatico/documentos/INn2de09.10.2008.pdf>. Acesso em 10 de nov. 2022.
- BREVIK, E.; et al. Soil ecosystem services and human health. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 87-92, 2018.
- CHEN, J.; et al. Background concentrations of elements in soils of China. **Water, Air, & Soil Pollution**, 57, 699-712, 1991.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente Ministério do Meio Ambiente. Resolução n° 420, de 28 de Dezembro de 2009. Disponível online: <http://hab.eng.br/wp-content/uploads/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acr.pdf> (Acesso: 22 mai. 2022).

CRIMMINS, A.; et al. The Impacts of Climate Change on Human Health in the United States: A Scientific Assessment. Washington, DC: U.S. **Global Change Research Program**, 2016.

DE MIGUEL, E.; et al. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). **Chemosphere**, v. 66, p. 2007, p. 505-513, 2007. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.05.065.

FIGUEIREDO, A. M. G.; TOCCHINI, M.; SANTOS, T. F. S. Metals in playground soils of São Paulo city, Brazil. **Procedia Environmental Sciences**, v. 4, p. 303-309, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.03.035>.

FÖRSTNER, U.; AHLF, W.; CALMANO, W. Studies on the transfer of heavy metals between sedimentary phases with a multi-chamber device: combined effects of salinity and redox variation. **Marine Chemistry**, v. 28, p. 145-158, 1989.

FULLER, R.; et al. Pollution and health: a progress update. **The Lancet Planetary Health**, v. 6, n. 6, pg. E535-E547, 2022.

GERGEN, I.; HARMANESCU, M. Application of principal component analysis in the pollution assessment with heavy metals of vegetable food chain in the old mining areas. **Chem Cent J**. v. 6, n. 1, p. 156, 2012.

GOPE, M. Bioavailability and health risk of some potentially toxic elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in street dust of Asansol, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 138, p. 231-241, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.008>.

GU, Y. G.; GAO, Y. P.; LIN, Q. Metals in exposed-lawn soils from 18 urban parks and its human health implications in southern China's largest city, Guangzhou. **Journal of Cleaner Production**, v. 163, p. 164-171, 2017.

HÅKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, p. 975-1001, 1980.

HERNÁNDEZ-CRUZ, E. Y.; et al. Renal damage induced by cadmium and its possible therapy by mitochondrial transplantation. **Chemico-Biological Interactions**, v. 361, p. 109961, 2022.

JAVED, S. A.; et al. Risk-based exposure assessment for multiple toxic elements encountered by children in school playgrounds and parks in the southwest region of Saudi Arabia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 549, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7640-8>.

KARA, D. Evaluation of trace metal concentration in some herbs and herbal teas by principal component analysis. **Food Chemistry**, v. 114, p. 347-354, 2009.

KHAN, M. D. H.; TALUKDER, A.; RAHMAN, M. S. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Dhaka city, Bangladesh. **IOSR Journal of Applied Chemistry**, v. 11, n. 1, p. 90-99, 2018.

KISSEL, J. C.; RICHTER, K. Y.; FENSKE, R. A. Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. **Risk Analysis**, p. 115-25, 1996.

KUMARI, S.; AMARNATH, M. "Heavy metal contamination" in soil contamination: threats and sustainable solutions, edited by Marcelo Larramendy, Sonia Soloneski. London: **IntechOpen**, 2021. 10.5772/intechopen.93412.

LATIF, M. T.; et al. Composition of heavy metals in indoor dust and their possible exposure: a case study of preschool children in Malaysia. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 7, p. 181-93, 2014.

LIU, L.; et al. Heavy metal(loid)s in the topsoil of urban parks in Beijing, China: Concentrations, potential sources, and risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 260, 114083, 2020.

LJUNG, K.; SELINUS, O.; OTABBONG, E. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala, *Science of The Total Environment*, v. 366, p. 2-3, p. 749-759, 2006.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.073>.

LONG, G. L.; WINEFORDNER, J. D. Limit of detection: A closer look at the IUPAC definition. **Analytical Chemistry**, v. 55, p. 712-724. 1983.

LU, J.; et al. Trace metal element pollution of soil and water resources caused by small-scale metallic ore mining activities: a case study from a sphalerite mine in North China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 24630-24644, 2019.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-05703-z>.

MARTIN, J. M.; MEYBECK, M. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. **Marine Chemistry**, v. 7, p. 173-206, 1979.

MASINDI, V.; MUEDI, K. L. Environmental contamination by heavy metals. In H. E. M. SALEH; R. F. AGLAN (Eds.). *Heavy Metals*. **IntechOpen**. 2018.
<https://doi.org/10.5772/intechopen.76082>.

MAVAKALA, B. K.; et al. Evaluation of heavy metal content and potential ecological risks in soil samples from wild solid waste dumpsites in developing country under tropical conditions. **Environmental Challenges**, v. 7, p. 100461, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100461>.

MICLEAN, M.; et al. Metal (Pb, Cu, Cd, and Zn) transfer along food chain and health risk assessment through raw milk consumption from free-range cows. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 21, p. 4064, 2019.

MOYA, J., PHILLIPS, L. A review of soil and dust ingestion studies for children. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 24, p. 545-554, 2014. <https://doi.org/10.1038/jes.2014.17>.

NRIAGU, J. O., PACYNA, J. M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. **Nature**, v. 333, n. 6169, 134-139, 1988.

OLUJIMI, O.; STEINER, O.; GOESSLER, W. Pollution indexing and health risk assessments of trace elements in indoor dusts from classrooms, living rooms and offices in Ogun State, Nigeria. **Journal of African Earth Sciences**, v. 101, p. 396-404, 2015.

PEÑA-FERNÁNDEZ, A.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, M.J.; LOBO-BEDMAR, M.C. Establishing the importance of human health risk assessment for metals and metalloids in urban environments. **Environment International**, v. 72, p. 176-185, 2014.

PENG, C.; et al. Regional probabilistic risk assessment of heavy metals in different environmental media and land uses: An urbanization-affected drinking water supply area. **Scientific Reposts**, v. 6, p. 37084, 2016. DOI: 10.1038/srep37084.

PENTEADO, J. O.; et al. Health risk assessment in urban parks soils contaminated by metals, Rio Grande city (Brazil) case study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111737, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111737>.

PIMPARKAR, B. D.; BHAVE, A. Arsenicosis: review of recent advances. **Journal of the Association of Physicians of India**, v. 58, p. 617-624, 2010.

RAHMAN, M. S.; et al. Source of metal contamination in sediment, their ecological risk, and phytoremediation ability of the studied mangrove plants in ship breaking area, Bangladesh. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 137-146, 2019.

ROSA, A. C. G.; et al. Avaliação do risco de consumo de folhas e seiva de plantas medicinais do cerrado sul-mato-grossense em relação à sua composição elementar. 2021. Tese (Doutorado em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

RUBIO, B.; NOMBELA, M. A.; VILAS, F. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 968-980, 2000.

SAHA, N.; et al. Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk. **Journal of Environmental Management**, v. 185, p. 70-78, 2017.

SARWAR, N.; et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721. 2017. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.12.116.

SILVA JUNIOR, J. B.; et al. A risk assessment by metal contamination in a river used for public water supply. **Marine Pollution Bulletin**, v. 179, p. 113730, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113730>.

SINTORINI, M. M.; et al. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 737 012071, 2021. Government of Canada, 2017. Air pollution: effects on soil and water. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/quality-environment-economy/ecosystem/effects-soil-water.html#shr-pg0>.

SMODIS, B.; BLEISE, A. Biomonitoring of atmospheric pollution, Proceeding of International Workshop on Internationally harmonised approach to biomonitoring trace element atmospheric deposition. p. 143-150, 2000.

SYED, A.; et al. Fecal matter as a bio-indicator of heavy metal toxification in punjab arrial. *Journal of Life Sciences*, v. 1, n. 2, 2017.

TER BRAAK, C.J.F.; VAN TONGEREN, O. F. R. In *Data Analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press; 116-125, 1995.

TIMONEN, H.; et al. Household solid waste combustion with wood increases particulate trace metal and lung deposited surface area emissions. **Journal of Environmental Management**, v. 293, p.,112793, 2021.

TOMLINSON, D. C. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. **Helgoland Marine Research**, v. 33, p. 566-575. 1980.

TONG, S.; et al. Bioaccumulation characteristics, transfer model of heavy metals in soil-crop system and health assessment in plateau region, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 241, p. 113733, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113733>.

TSOU, M. C.; et al. Soil-to-skin adherence during different activities for children in Taiwan. **Environmental Research**, v. 167, p. 240-247, 2018.

URRUTIA-GOYES, R.; et al. Street dust from a heavily-populated and industrialized city: evaluation of spatial distribution, origins, pollution, ecological risks and human health repercussions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 159, p. 198-204, 2018.

USDOE. The Risk Assessment Information System (RAIS). RAIS Toxicity Values and Physical Parameters Search. Disponível em: https://rais.ornl.gov/cgi-bin/tools/TOX_search. Acesso em 29 out. 2022.

USEPA. Integrated Risk Information System (IRIS). Chemical Search. Oral Slope Factor. USEPA. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/search/>. Acesso em 29 out. 2022).

USEPA. Risk assessment guidance for Superfund: volume III — part A, process for conducting probabilistic risk assessment. EPA 540-R-02-002. Washington, D.C.:US Environmental Protection Agency. 2001.

USEPA. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Method 3051A (Washington, DC). 2007.

USEPA. Assessing human health risks from chemically contaminated fish and shellfish. Guidance Manual; USEPA: Washington, DC, USA, 1989.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables. 2022. Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/400750.pdf>. Acesso 22 nov 2022.

WANG, H.; et al. Distribution characteristics, chemical speciation and human health risk assessment of metals in surface dust in Shenyang City, China. **Applied Geochemistry**, v. 131, p. 105031, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105031>.

WIECZOREK-DĄBROWSKA, M.; et al. Roe and red deer as bioindicators of heavy metals contamination in northwestern Poland. **Chemistry and Ecology**, v. 29, n. 2, p. 100-110. 2013.

YANG, Q.; et al. Bioavailability and health risk of toxic heavy metals (As, Hg, Pb and Cd) in urban soils: A Monte Carlo simulation approach. **Environmental Research**, v. 214, n. 1, p. 113772, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113772>.

YANG, S.; et al. Towards an integrated health risk assessment framework of soil heavy metals pollution: Theoretical basis, conceptual model, and perspectives. **Environmental Pollution**, v. 316, p. 120596, 2023.

ZHOU, H.; et al. Assessment of Soil Heavy Metal Pollution and Its Ecological Risk for City Parks, Vicinity of a Landfill, and an Industrial Area within Guangzhou, South China. **Applied Sciences**, v. 12, p. 9345, 2022. <https://doi.org/10.3390/app12189345>

ZOZ, T. et al. Influência do pH do solo e de fertilizantes fosfatados sobre a adsorção de fósforo em latossolo vermelho. Synergismus scyentifica, UTFPR, Pato Branco, 2009. Disponível em: < <http://revistas.utfpr.edu.br/pb/index.php/SysScy/article/view/579/328> >. Acesso em: 10/11/2022.

