

**AVALIAÇÃO QUALITATIVA DOS NÍVEIS DE CONTAMINAÇÃO POR  
ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA BACIA DO RIBEIRÃO SANTO  
ANTÔNIO EM IPORÁ-GO**

Daiane Ferreira **Batista**<sup>1</sup>; João Batista Pereira **Cabral**<sup>2</sup>

(1 -Colégio Integração, <https://orcid.org/0000-0001-8548-4021>, [daiane-fb@hotmail.com](mailto:daiane-fb@hotmail.com); 2 –  
Universidade Federal de Jataí, <https://orcid.org/0000-0003-2046-5975>, [cabral@ufj.edu.br](mailto:cabral@ufj.edu.br))

**Resumo:** Este artigo teve como principal objetivo avaliar a concentração de EPTs nos solos da bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio – GO e inferir sobre os níveis de contaminação. Os elementos potencialmente tóxicos (EPTs) avaliados foram: Zinco, Cobre, Mercúrio, Níquel, Cádmiio e Chumbo. Para isto, utilizou-se a Resolução CONAMA n° 420/2009, o Índice de Geoacumulação (Igeo) e o Fator de Contaminação (FC). Como resultados constatou-se que o Cd apresentou contaminação dos solos por apresentar valores superiores as concentrações estipuladas pela classe de investigação. Os EPTs Ni e Pb indicam possíveis níveis de prevenção conforme o uso da terra. O Igeo e CF demonstram níveis de contaminação na BHRSA em relação ao EPT Cd. Com isto, pôde-se concluir que a bacia em questão apresenta níveis de concentração de EPTs nos solos, que podem afetar a biota existente, como também, alterar a qualidades das águas dos corpos hídricos.

**Palavras-chave:** Solos; Bacia hidrográfica, Cádmiio, Índice de Geoacumulação; Fator de Contaminação.

**QUALITATIVE EVALUATION OF CONTAMINATION LEVELS BY  
POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS IN THE RIBEIRÃO SANTO ANTÔNIO BASIN  
IN IPORÁ-GO**

**Abstract:** The objective of this article was to evaluate the soils PTEs concentration of the Ribeirão Santo Antônio - GO watershed and to infer about the contamination levels. The potentially toxic elements (PTEs) evaluated were: Zinc, Copper, Mercury, Nickel, Cadmium and Lead. For this, CONAMA Resolution No. 420/2009, the Geoaccumulation Index (Igeo)

and the Contamination Factor (FC) were used. As a result, it was found that Cd presented soil contamination by presenting values higher than the concentrations stipulated by the investigation class. EPTs Ni and Pb indicate possible levels of prevention according to land use. Igeo and CF demonstrate levels of contamination in BHRSA relative to EPT Cd. With this, it could be concluded that the evaluated basin presents EPTs concentration levels in the soils, which can affect the existing biota, as well as alter the water quality of the water bodies.

**Keywords:** Soils; Watershed, Cadmium, Geoaccumulation Index; Contamination Factor.

## **EVALUACIÓN QUALITATIVA DE LOS NIVELES DE CONTAMINACIÓN POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN LA CUENCA DE LA RIBERA SANTO ANTÔNIO EN IPORÁ-GO**

**Resumen:** Este artículo tuvo como objetivo evaluar la concentración de EPTs en los suelos de la cuenca hidrográfica de la Ribera Santo Antônio – GO e inferir sobre los niveles de contaminación. Los elementos potencialmente tóxicos (EPTs) evaluados fueron: Zinc, Cadmio, Níquel y Plomo. Para eso, se utilizó la Resolución CONAMA n. 420/2009, el Índice de Geoacumulación (Igeo) y el Factor de Contaminación (FC). Como resultados se constató que Cd presentó contaminación de los suelos por tener valores superiores a las concentraciones estipuladas por la clase de investigación. Los EPTs Ni y Pb indican posibles niveles de prevención dependiendo del uso de la tierra. Igeo y CF demuestran niveles de contaminación en la CHRSA con relación al EPT Cd. Con esto, se pudo concluir que la cuenca em cuestión presenta niveles de concentración de EPTs en los suelos que pueden afectar la biota existente, como también alterar la calidad de las aguas de los cuerpos hídricos.

**Palabras-clave:** Suelos, Cuenca hidrográfica, Cadmio, Índice de Geoacumulación, Factor de Contaminación.

### **1 - Introdução**

Com a crescente demanda social pelo conhecimento, acompanhamento e manutenção da qualidade ambiental no Brasil, determinadas atividades antrópicas, como a agricultura e a pecuária, destacam-se nos estudos de monitoramento ambiental dos solos. Tais atividades

podem ocasionar alterações negativas no meio ambiente, proporcionando o desequilíbrio do desenvolvimento natural de toda uma bacia hidrográfica.

As águas, solos e sedimentos de uma bacia hidrográfica ao receberem cargas de efluentes ou agrotóxicos, passam por processos de autodepuração natural, mas, ao receberem cargas superiores à sua capacidade de autodepuração podem causar significativos danos ambientais e conseqüentemente aos seres humanos. Dentre os constituintes químicos liberados ao ambiente destacam-se os elementos potencialmente tóxicos (EPTs), sendo estes capazes de acumular-se no ambiente causando efeitos adversos a biota (LIU et al., 2022; MOHAMMADI et al., 2022, CABRAL et al., 2023).

Dentre os EPTs de interesse em termos de saúde pública, destacam-se o zinco, cobre, mercúrio, cádmio, chumbo, níquel e outros. Estes elementos são fundamentais para o desenvolvimento das plantas, animais e até mesmo para o organismo humano, mas em quantidade superior ao permitido, acumulam-se, causando riscos à saúde humana e vegetal (BRAGA et al., 2018; NOGUEIRA et al., 2021; YANG et al., 2022).

As longas exposições e/ou acumulação dos EPTs podem ocasionar danos ao sistema hepático, sistema esquelético, sistema central, sistema renal, sistema hematopoiético, surgimento de osteoporose, provocam náuseas, vômitos, dores estomacais, anemia, câncer, lesões renais, pulmonares, entre vários outros efeitos negativos, que podem atingir não só seres humanos, mas os animais e retardar o desenvolvimento de plantas (CHEN et al., 2020; CHEN et al., 2022; MA et al., 2020. WANG et al., 2022).

Os EPTs fazem parte dos materiais utilizados nas atividades agropecuárias, sendo considerados elementos perigosos ao ambiente, por sua toxicidade, persistência, facilidade de absorção pelas plantas e biota, e nos solos podem alterar seu funcionamento, causando alteração às culturas e conseqüentemente prejudicando os seres humanos (WANG et al., 2018).

MATTOS et al., 2016; JAIN et al., 2005) destacam que é importante conhecer a dinâmica e as reações químicas dos EPTs nos solos, para ser possível dialogar sobre os riscos que podem proporcionar a natureza. O excesso de determinados EPTs nos solos de uma bacia hidrográfica, pode gerar contaminação e alteração na cadeia alimentar da biota local, a lixiviação destes elementos para os corpos hídricos e lençol freático da bacia, também podem causar sérios danos ao desenvolvimento natural do ambiente (AKBAR & AL-TAMIMI, 2018; HAO et al., 2022).

Os estudos voltados a degradação ambiental e os organismos de monitoramento necessitam de requisitos e valores que são disponibilizados por resoluções, legislações e leis, para servirem como referência na avaliação e detecção de impactos ambientais. Para EPTs nos solos tem-se a Resolução CONAMA n° 420 do ano de 2009, alterada pela Resolução Conama 460/2013, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade quanto à presença de substâncias químicas e estabelece valores de ponderações permitidos nos solos e classifica-os em duas classes, sendo valores de prevenção (VP) e valores de investigação (VI), buscando avaliar o potencial de risco ao ambiente e a saúde humana (BRASIL, 2009).

Outros métodos utilizados para discutir níveis qualitativos de EPTs dos solos de uma bacia hidrográfica por diversos pesquisadores são o índice de geoacumulação (Igeo), fator de enriquecimento (FE), fator de contaminação (FC) e índice de carga poluente (PLI). (CAO et al., 2022; F. CHEN et al., 2021; HUA et al., 2022; MAVAKALA et al., 2022).

Por isto, buscou-se discutir os resultados da presente pesquisa utilizando três metodologias: Resolução CONAMA 420/2009, o IGeo e FC, para se ter real apresentação das concentrações avaliadas de EPTs na bacia em questão.

A escolha da bacia hidrográfica do ribeirão Santo Antônio para o desenvolvimento da presente pesquisa, deve-se ao processo de uso e ocupação das terras, com a predominância de atividades agropastoris, que se intensificaram a partir do ano de 1970, e mais recentemente pela produção de cana-de-açúcar.

Com base nos pressupostos, o presente artigo tem por objetivo avaliar a concentração de EPTs nos solos da bacia e inferir sobre os níveis de contaminação.

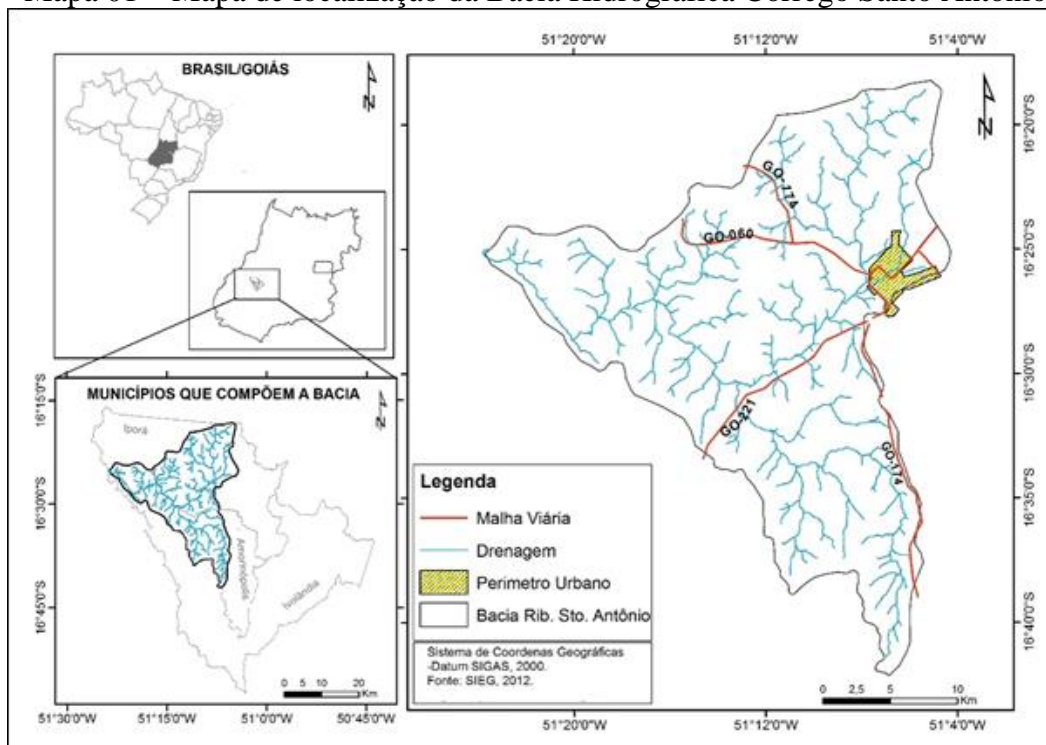
## **2 - Materiais e métodos**

### *Características da área de estudo e dos locais de coleta dos solos*

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio (BHRSA) localiza-se na região Centro-Oeste do Estado de Goiás, dentro dos limites municipais de Iporá, Ivolândia e Amorinópolis, correspondendo as coordenadas geográficas 16°18'08.60" S a 16°42'12.11" S e 51° 04'47.26" W a 51°23'48.68" W (mapa 1).

A determinação desta bacia hidrográfica como área de estudo, justifica-se por ser o Ribeirão Santo Antônio o principal abastecedor de água para cidade de Iporá, e um dos principais afluentes da PCH Mosquitão.

Mapa 01 – Mapa de localização da Bacia Hidrográfica Córrego Santo Antônio.



Fonte: (BATISTA, 2018).

Segundo (BATISTA et al., 2018) esta bacia é considerada como de 6º ordem de drenagem, com área de drenagem de 651,28 Km e amplitude altimétrica de 518m.

A escolha dos dez locais de coleta de solo na bacia em questão, foi determinado com o objetivo de abranger a maior quantidade de informações decorrente das características físicas e uso na bacia, neste sentido, buscou-se coletar amostra em todos os tipos de solo, composição geológica e os diferentes usos e ocupação das terras.

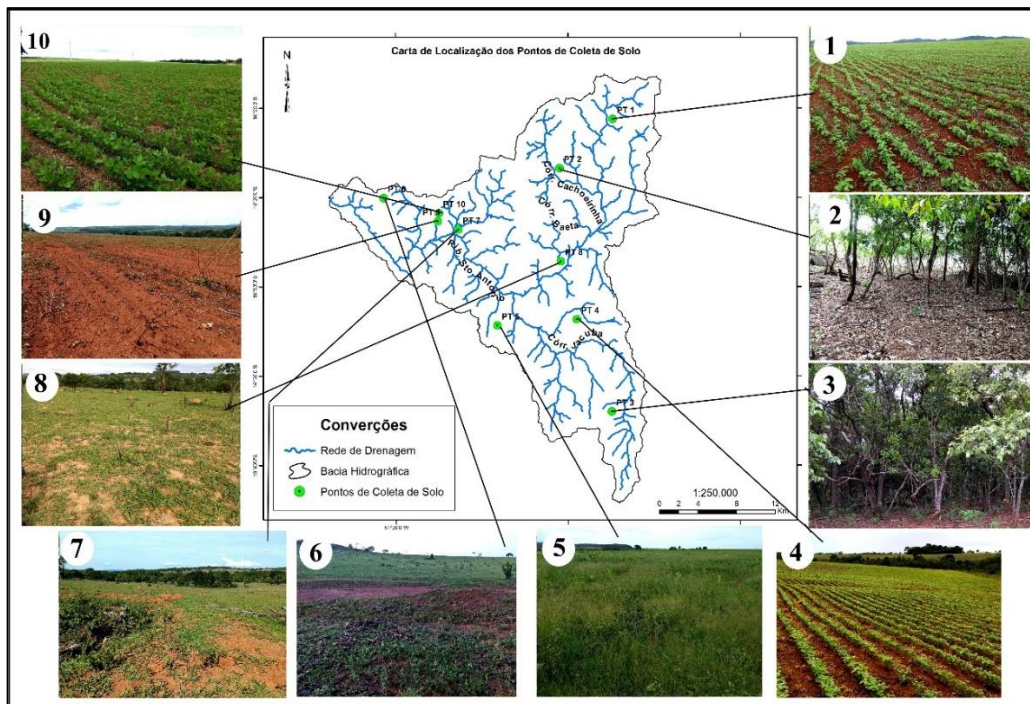
Na figura 01 é possível visualizar a localização dos dez pontos de coleta e algumas características do uso e ocupação das terras do local, que variaram entre pastagem, plantação agrícola, solo exposto e mata fechada.

O ponto de amostragem 1 é o mais próximo da nascente do Ribeirão Santo Antônio, nesta região a predominância do uso e ocupação das terras é de cultivo de soja e pastagem. Neste local, o Granito da Formação Iporá é a litologia predominante, seguida batólitos e biotitas, de idade Proterozoico (Neo-Proterozoico) do Grupo Araxá. Pedologicamente o solo em destaque é Latossolos Vermelho- Escuro Distrófico, este que abrange a maior área da bacia.

Próximo ao Córrego Cachoeirinha foi coletado o solo do ponto 2, a pastagem e mata em galerias destacam-se nesta região. Tem como Formação geológica o Grupo Iporá com

rochas como o gabro alcalinas, de idade Mesozoico (Cretácio) do Grupo Areado. O principal solo deste local é o Argissolo Vermelho Eutrófico, como profundidades variantes e imperfeitamente drenadas.

Figura 01 – Mapa de localização dos pontos de coleta dos solos na Bacia Hidrográfica Ribeirão Santo Antônio.



Fonte: (BATISTA, 2018).

O ponto 3 foi coletado em área de vegetação natural, em suas extensões a pastagem é o principal uso da terra. A geologia é da Formação Aquidauana, com destaque litológico para arenitos e folhelhos. O Latossolos Vermelhos Distrófico é predominante, sendo ele considerado de boa porosidade, com drenagem interna e com lixiviação de nutrientes entre os poros facilitados, tudo isto favorece o transporte de nutrientes ao lençol freático e corpos hídricos (SANTOS, 2018)

No local de coleta do ponto 4 as plantações agrícolas são prevaletentes, a formação geológica é composta pelos Ortognaisses do Oeste de Goiás (MARTINS PIMENTEL, M., & ADOLFO FUCK, R. 2000). A pedologia conta com Cambissolo Distrófico que é considerado pouco desenvolvido, contendo o horizonte B incipiente (Bi) e material mineral.

O uso das terras do ponto 5, no momento da coleta dos solos apresentava plantação de milho conciliada com pastagem, nas proximidades plantações de soja e milho eram mais

aparentes. Geologicamente nesta região apresenta-se a Formação Ponta Grossa, sendo esta, a mais representativa da bacia em questão. (LACERDA FILHO, 1999) diz que nesta formação encontra-se sequências de arenitos finos/muito finos, micáceos, feldspáticos (estratificados) intercalado de folhelhos cinza a marro-avermelhado. O solo deste ponto é o mesmo do ponto 1, sendo ele Latossolos Vermelho- Escuro Distrófico.

O local de coleta de solo mais a jusante da bacia foi o ponto 6, apresentando em suas proximidades solo exposto e atividades pecuaristas. A geologia é composta por arenitos da Formação Ponta Grossa. Pelogicamente ressalta os Argissolos Vermelhos Distróficos que além de serem considerados imperfeitamente drenados, possui saturação por bases <50% em quase todo os primeiros 100 cm do horizonte B (SANTOS, 2018).

Nos pontos 7 e 8 a principal ocupação dos solos foram as pastagens, contando com a presença de gado nos locais. Os dois pontos possuem a mesma Formação geológica do ponto 4, sendo os Ortognaisses do Oeste de Goiás. Os solos do ponto 7 são os Argissolos Vermelhos Distróficos igualmente ao ponto 6, e o ponto 8 é representado por Cambissolo Distrófico, também localizado no ponto 4.

No momento da coleta de solo no ponto 9, a região apresentava-se arada para plantio agrícola, e no ponto 10 tinha-se plantação de soja. Os dois locais encontram-se sobre influência das rochas areníticas, conglomerados e folhelho da Formação geológica Ponta Grossa, e com a pedologia composta por Argissolos Vermelhos Distróficos.

#### *Coleta de solo e método de análise dos EPTs*

No dia 03 de dezembro de 2016 foi realizada a coleta de solo na BHRSA. Os solos foram coletados em profundidade 0-20cm, com o uso de um trado galvanizado. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e secas ao ar livre para posterior transporte ao laboratório Geociências Aplicadas da UFJ. No laboratório as amostras foram secas em estufas de ventilação forçada a temperatura constante de 40°C, destorroadas e passadas em peneiras de 2 mm para posterior análise. Alíquotas de 50 gramas de cada uma das amostras foram enviadas para o Laboratório Exata, no município de Jataí (GO), para as análises dos EPTs.

As concentrações de EPTs foram obtidas por intermédio da análise por emissão plasma-óptica indutivamente acoplado Espectroscopia (ICP-OES) (marca PERKIN ELMER, modelo OPTIMA 8300 DV), conforme os seguintes método: Cobre Total (mg/kg) = POP-MET-049 -

ICP-OES | Referência: US-EPA-3051 | L.Q.: 1,57 mg/kg; Zinco Total (mg/kg) = POP-MET-049 - ICP-OES | Referência: US-EPA-3051 | L.Q.: 1,72 mg/kg; Niquel Total (mg/kg) = POP-MET-049 - ICP-OES | Referência: US-EPA-3051a | L.Q.: 0,53 mg/kg; Cádmiio Total (mg/kg) = POP-MET-049 - ICP-OES | Referência: US-EPA-3051a | L.Q.: 0,38 mg/kg; Chumbo Total (mg/kg) = POP-MET-049 - ICP-OES | Referência: US-EPA-3051a | L.Q.: 2,44 mg/kg; Mercúrio Total (mg/kg) = POP-MET-049 | Referência: US-EPA-3051a | L.Q.: ICP-OES: 10,40 mg/kg; ICP-MS: 0,05 mg/kg.

A análise qualitativa dos solos foi realizada em acordo com à presença de substâncias químicas conforme descrito na (CETESB, 2016) e Resolução CONAMA n° 420/2009, as quais estabelecem diretrizes para avaliar a qualidade e quantidade dos EPTs permitidos, para que não sejam prejudiciais ao ambiente e ao ser humano, estabelecendo limites, conforme o Quadro 1. Como o estado de Goiás ainda não possui nenhum dado para os valores orientadores de contaminação por EPTs em relação aos valores de referência de qualidade (VRQ), para fins comparativos, foram utilizados os valores orientadores segundo as normativas publicadas para solos (mg kg<sup>-1</sup>) do estado de São Paulo (CETESB, 2016)

Quadro 01 - Valores orientadores das EPTs presentes nos solos conforme a resolução CONAMA n. 420/2009 e Cetesb (2016).

Referências de qualidade (mg kg <sup>-1</sup> )	Elementos Potencialmente Tóxicos					
	Cd	Cu	Hg	Ni	Zn	Pb
Valores de referência de qualidade – VRQ	< 0.5	35	0.05	13	60	17
Valor de prevenção – VP	1.3	60	0.5	30	300	72
Valor de investigação – VI	3	200	12	70	450	180

Fonte: Cetesb (2016) e CONAMA n° 420/2009, adaptado pelos autores.

Para avaliar o grau de contaminação dos solos por EPTs, foi utilizado o índice de geoacumulação (Igeo), conforme a proposta de (MULLER.G, 1969) Este índice é calculado por meio da aplicação da Equação 1. O valor obtido é enquadrado em uma das sete classes com o respectivo grau de poluição (Tabela 1).

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5B_n} \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

*C<sub>n</sub>*: concentração da espécie na fração fina do sedimento a ser classificado;

*B<sub>n</sub>*: é a concentração média de “background ou VRQ” geoquímico da espécie;



1,5: fator de correção para possíveis variações do “background”, causadas por diferenças litológicas/pedológicas.

Tabela 1: Categorização dos valores de Igeo.

Valores de Igeo	Classe	Classificação qualitativa da poluição do solo
>5	6	Extremamente Contaminada
4-5	5	Fortemente e Extremamente Contaminado
3-4	4	Fortemente Contaminado
2-3	3	Moderadamente a Fortemente Contaminada
1-2	2	Moderadamente Contaminado
0-1	1	Sem Contaminação a Moderadamente Contaminado
0	0	Sem Contaminação

Fonte: Müller (1969) adaptado pelos autores.

Para estimar a contribuição antrópica nos resultados da qualidade dos solos avaliados, e destacar os pontos de maior contaminação foi aplicado o Fator de Contaminação (FC) de (HAKANSON, 1980). Este índice é calculado por meio da aplicação da Equação 2.

$$FC = C_n/C_{Bn} \quad (17) \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

FC = Fator de contaminação;

$C_n$  = Concentração ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) do metal “n”;

$C_{Bn}$  = Concentração do metal “n” do background ou VRQ.

Após a resolução do cálculo, utiliza-se a classificação qualitativa estabelecida, e os resultados irão variar entre quatro classes com números correspondentes de 01 para baixa contaminação e a 04 para contaminação alta (Tabela 2).

Tabela 2: Classificação qualitativa do fator de contaminação.

Valores do Fator de Contaminação	Classe	Classificação Qualitativa da Contaminação
<1	1	Baixa Contaminação
Entre 1 e 3	2	Contaminação Moderada
Entre 3 e 6	3	Contaminação Considerável
>6	4	Contaminação Alta

Fonte: (Hakanson, 1980), adaptado pelos autores.

### 3 - Resultados e discussão

*Classificação dos solos da BHRSA conforme o ordenamento jurídico brasileiro - Resolução CONAMA n° 420/2009.*

De acordo com as análises das amostras dos solos coletadas na BHRSA, as concentrações de EPTs estudados apresentaram as seguintes concentrações (Quadro 2).

Quadro 2 - Concentração das EPTs nos solos da BHRA.

Ponto	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Zn mg kg <sup>-1</sup>	Ni mg kg <sup>-1</sup>	Cd mg kg <sup>-1</sup>	Pb mg kg <sup>-1</sup>
1	11.88	17.04	17.90	21.83	33.01
2	04.42	45.02	6.31	06.60	25.34
3	33.17	30.43	22.83	32.99	17.28
4	11.88	08.33	05.89	05.39	15.10
5	01.76	05.07	07.27	04.81	10.37
6	03.09	87.90	24.67	20.38	20.27
7	20.60	24.66	12.64	12.06	21.91
8	10.41	13.84	06.00	06.07	20.71
9	03.64	11.56	08.58	07.46	13.01
10	06.31	12.94	06.02	07.58	14.62

(< L.Q/ menor que o limite quantificável, azul - valor de referência ou background, amarelo - valor de prevenção, laranja - valor de investigação, vermelho - solo contaminado).

As análises realizadas no solo para detecção do teor de Mercúrio (Hg), apresentaram resultados menor do que limite de quantificação do método (10,4 mg kg<sup>-1</sup>), e não é indicativo da ausência desse elemento no ambiente.

Em relação ao elemento Cu a concentração detectada nos solos apresenta valores inferiores ao limite de background da Cetesb (2016). A Resolução CONAMA 420/2009 determina dois valores para classificação dos teores de Cu nos solos, para classe de prevenção (VP) os resultados não podem ultrapassar 60 mg kg<sup>-1</sup> e para a classe de investigação (VI) 200 mg kg<sup>-1</sup>. Como pode ser visto no quadro 2, o resultado dos dez pontos de coleta permaneceu abaixo da classe VP, sendo 33.17 mg kg<sup>-1</sup> (ponto de amostragem 03) o valor mais elevado de Cu nos solos da BHRSA.

A alta concentração detectada neste ponto pode ser associada a concentração a concentração de argila e MO, visto amostragem ter ocorrido em área de APP. O Latossolos Vermelhos Distrófico apresenta concentração de argila entre 55% a 70%, sendo um dos principais responsáveis pela adsorção dos elementos potencialmente tóxicos.

As concentrações verificadas nesta pesquisa estão em acordo com os valores verificados em outros estudos no cerrado brasileiro (SANTOS, 2019; SFREDO et al., n.d.), e estudo em outros continentes como os realizados por (ROSEMARY et al., 2015) que ao avaliarem os solos do Sri Lanka (Ásia), não encontraram valores que sobressaíssem a legislação europeia, sendo

o valor máximo de  $8.54 \text{ mg kg}^{-1}$ . Mas os resultados podem ser considerados distintos em relação às pesquisas desenvolvidas por (JAYAWARDANA & AMARASOORIYA, PITAWALA, 2012; JAYAWARDANA et al., 2014; SANJEEVANI et al., 2013) que obtiveram valores superiores aos de Rosemary para a mesma região, com concentrações de  $57.0 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $26.51 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente em áreas agrícolas.

Quanto ao EPT Zn, as concentrações estipuladas pela Resolução CONOMA 420/2009 são de  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  na classe de prevenção (VP) e na classe de investigação (VI)  $450 \text{ mg kg}^{-1}$ . A distribuição das concentrações deste elemento ao longo da BHRSA variou entre 5.07 a  $87.9 \text{ mg/Kg}$ , sendo em 9 pontos de amostragem inferior ao valor de background estipulado pela Cetesb (2016).

A maior concentração de Zn ocorreu no ponto 6, indicando valor de prevenção conforme a resolução Conama 420/2009. Este ponto de amostragem está sob influência de argissolos que apresentavam no momento da coleta, solos expostos, sendo preparado para plantio de culturas anuais, podendo ter influenciado o alto valor detectado, visto que os solos do cerrado podem apresentar deficiência de Zinco pela acidez e alta concentração de areia (DIAS DOS SANTOS et al., 2021; GALRAO, 1996).

Em regiões próximas a Recife (PE), (FRANÇA et al., 2017) avaliaram os solos em duas profundidades e áreas de plantação próximas a rodovia, os resultados mostraram que as concentrações de Zn não sobressaíram ao máximo permitido pela resolução vigente, demonstrando a não contaminação do solo por este EPT. Comparando com a presente bacia, os resultados de França são superiores por apresentar valores com aproximadamente  $290 \text{ mg kg}^{-1}$ , os autores ressaltam que tais concentrações podem estar relacionadas ao tráfego de veículos da área.

Em relação ao EPT Ni, a Resolução CONAMA 420/2009 determina o valor de  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  na classe de VP e  $70 \text{ mg kg}^{-1}$  para classe de VI. Como podem ser visualizados no quadro 02, dos dez pontos avaliados, 07 apresentaram concentrações de Ni acima dos valores de referência proposto pela Cetesb (2016), sendo os mesmos classificados na classe de prevenção.

As concentrações detectadas nos pontos de amostragem 1, 3 e 6 (Quadro 2), assemelham-se a resultados de estudos realizados em latossolos do estado de São Paulo (NOGUEIRA et al., 2018). A alta concentração detectada nestes pontos, podem ser relacionadas com a alta concentração de argila, visto que o latossolo vermelho e argissolos originam-se dos processos de intemperismo originada da rocha basáltica da Formação Serra Geral e arenitos das

formações Aquidauana e Ponto Grossa. Segundo (BRADL, 2005; GONNELLI & RENELLA, 2013) o níquel (Ni) tem como principal origem geoquímica as rochas magmáticas que podem conter até 3600 mg kg<sup>-1</sup> do elemento.

J. ZHANG et al., 2018; L. ZHANG et al., 2018; P. ZHANG et al., 2018 ao avaliarem solos em áreas agrícolas da cidade de Sihui no sul da China, constataram que o valor médio para Ni foi de 14.7 mg/kg<sup>-1</sup>, resultados que se assemelham aos da BHRSA.

Em ambientes naturais o Pb pode ser encontrado em minerais de sulfeto como a galena (PbS), comumente em veios com outros minerais associados como esfalerita, dolomita, calcita e quartzo, nas rochas calcárias também é possível encontrar este metal, já em quantidades pequenas são disponíveis em rochas sedimentares, ígneas e metamórficas. As atividades antrópicas também oferecem quantidades elevadas de Pb ao ambiente, como pela incineração de lixo, queima de combustíveis fósseis, resíduos de produção animal, e agrícola como os pesticidas e fertilizantes (ADRIANO, 2001; MME, 2009).

Ao apresentar concentrações de até 72 mg/kg<sup>-1</sup>, o chumbo não indica alterações no solo que comprometam sua qualidade, este valor é o determinado pela resolução CONAMA 420/2009 para classe de prevenção (VP), o valor de 180 mg kg<sup>-1</sup> equivale a classe de Investigação (VI). Neste estudo não foram verificados valores na classe de VI que podem ocasionar alterações no ambiente.

Conforme apresentado no quadro 2, a maior concentração de Pb foi de 33.01 mg kg<sup>-1</sup>, mas em nenhum dos dez pontos avaliados, os resultados se mostraram em desconformidade com o valor de investigação, fato semelhante aos resultados apresentados por Mattos *et al.* (2016), ao analisar solos em 19 pontos na Bacia na região do Médio Paraíba no Estado do RJ, em que o valor mais elevado de Pb em Latossolos foi 24.9 mg kg<sup>-1</sup>.

(ALLOWAY, 2013) explica que o Pb pode apresentar maiores concentrações em solos com pouca drenagem, resultante do material mineral oferecido pela rocha mãe, no caso da presente pesquisa não se constatou valores alarmantes.

Em relação ao EPT Cd, o valor de prevenção estipulado pela resolução CONAMA 420/2009 é de 1,3 mg kg<sup>-1</sup>, já para o de investigação (VI) é de 3,0 mg kg<sup>-1</sup>. Nos dez pontos de amostragem as concentrações de Cd excederam os valores de investigação da resolução Conama 2009, obtendo como resultado mínimo 4,81 mg kg<sup>-1</sup> no ponto 1 que se localiza próximo a nascente do Ribeirão Santo, e conta com atividades de agricultura e pastagem, sobre rochas graníticas e Latossolos Vermelho- Escuro Distrófico.

As maiores concentrações foram de 32.99 mg kg<sup>-1</sup>, 21.83 mg kg<sup>-1</sup> e 20.38 mg kg<sup>-1</sup>, nos pontos 3, 5 e 6 respectivamente. De modo geral, todos os pontos apresentaram concentração de Cd elevadas, e as características geológicas e pedológicas são diferentes, assim como o uso e ocupação das terras. É possível verificar nos três pontos com maiores concentrações, que o uso da terra está sob influência de atividades de pastagem e agrícola, que contribuem para alteração das propriedades naturais dos solos pela utilização de fertilizantes fosfatados, pois em solos não contaminados a concentração é geralmente  $\leq 1$  mg kg<sup>-1</sup>, mas, as atividades antrópicas podem aumentar o Cd no solo por uma ordem de magnitude para até 10 mg kg<sup>-1</sup> (BIZARRO et al., 2008; COLZATO et al., 2018)

A elevada concentração de Cd na presente pesquisa, pode ser confirmada ao compará-la com outros trabalhos, como o de (H. LIU et al., 2016) em solos da bacia do Rio Han do centro da China, o valor mais elevado para Cd que encontraram na bacia, foi 1.25 mg kg<sup>-1</sup>. (Cabral et al, 2023) ao estudarem a bacia da UHE Foz do Rio Claro que se localiza no Cerrado Brasileiro, encontraram concentrações entre 3.26 e 13 mg kg<sup>-1</sup>. Conforme os valores verificados para os solos da BHRSA, é possível inferir que a mesma apresenta níveis de contaminação.

De modo geral, as características físicas da BHRSA são heterogênicas, ao que diz respeito as formações geológicas, pedológicas e ao uso e ocupação das terras. As concentrações dos EPTs avaliados variaram de um ponto a outro constantemente. Na figura 02 A-B-C podem-se notar algumas atividades antrópicas que podem ocasionar alterações nas propriedades químico-física dos solos, e consequentemente nas concentrações dos EPTs avaliados.

Figura 02 – A: Atividade pecuarista. B: Área de retirada de terra e lixão. C: Atividade agrícola.

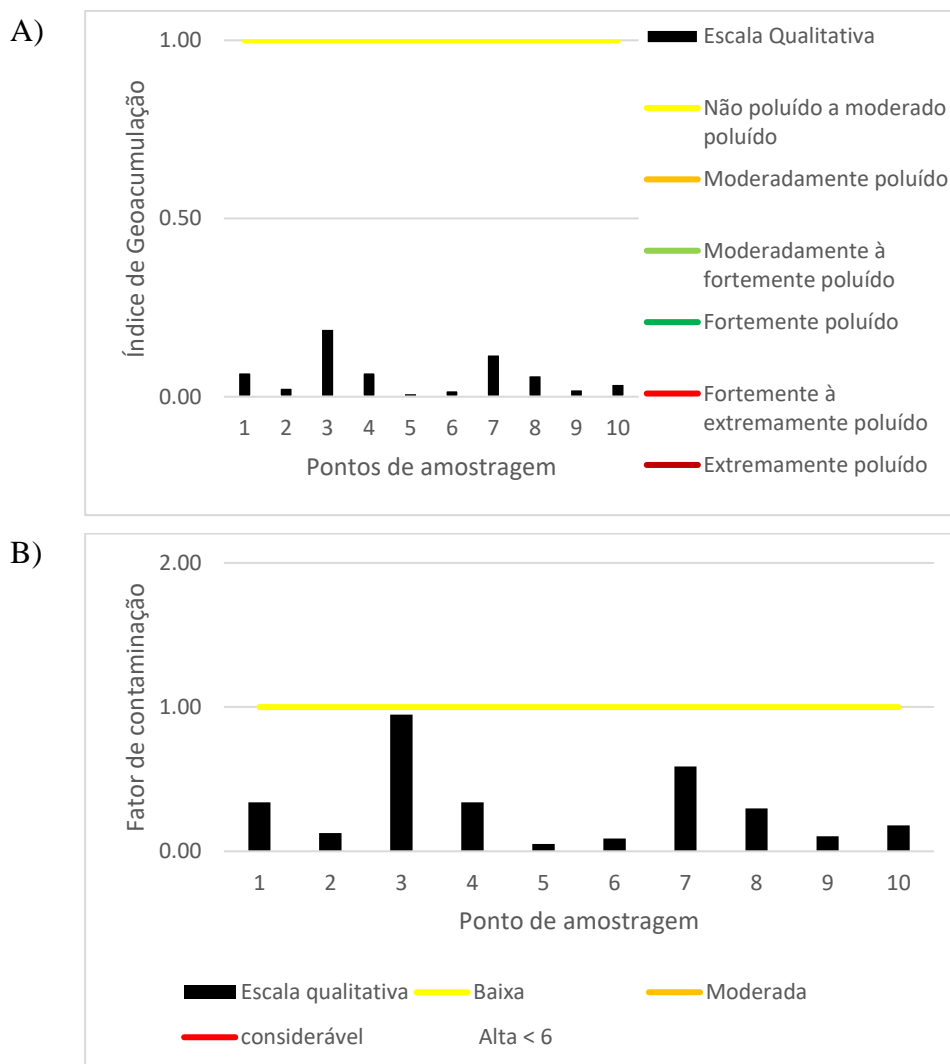


*Classificação qualitativa por intermédio do Índice de Geocumulação (Igeo) e Fator Contaminação (FC)*

O Igeo e o FC são métodos utilizados em pesquisas ambientais, para detectar a presença de EPTs nos solos, sedimentos e águas de bacias hidrográficas em todo o mundo, como exemplos, pode-se citar as pesquisas de (ISLAM et al., 2015; SANY et al., 2013;).

Em relação ao EPT Cu (Figura 3), o nível de contaminação da BHRSA de acordo com o Igeo não ultrapassou a classe não poluída a moderadamente poluído, enquanto pelo fator de contaminação, a área pode ser classificada como de baixo a alto nível de contaminação.

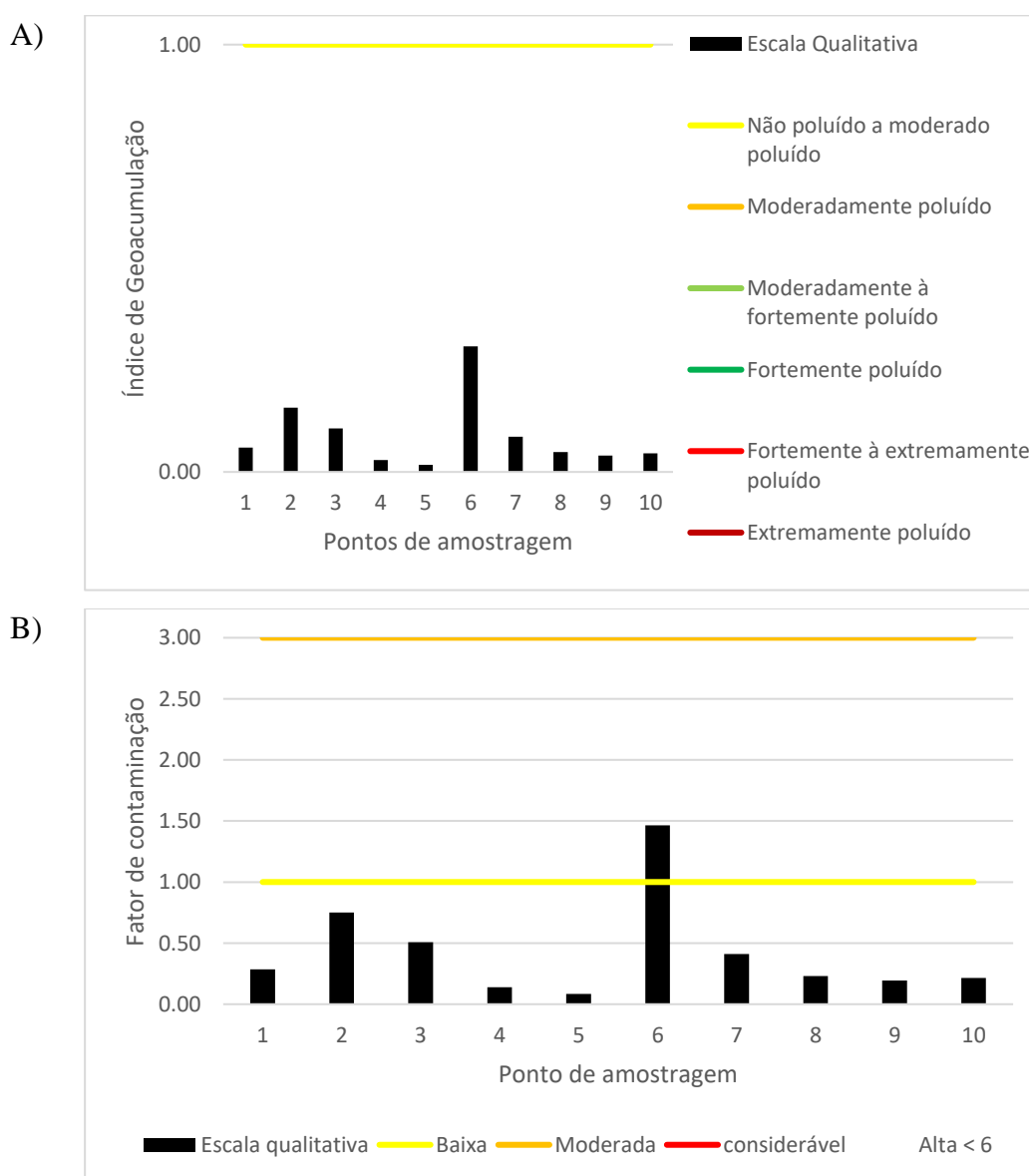
Figura 3 Avaliação qualitativa do Cu por intermédio do IGEO e FC.



A alta concentração de Cu no ponto 3 deve-se ao fato do mesmo se localizarem em LVD, demonstrando que o Cu é uma espécie adsorvida por ligações físico-químicas, como conteúdos de carbono orgânico, minerais, óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn (BRUNETTO et al., 2014; FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2013).

Já a análise qualitativa dos solos de acordo com as concentrações de Zi, indicam que a BHRSA se apresenta como não poluída a moderada poluída pelo IGEO, e entre baixo a moderado nível de contaminação pelo FC (Figura 4).

Figura 4 - Avaliação qualitativa do Zn por intermédio do IGEO e FC

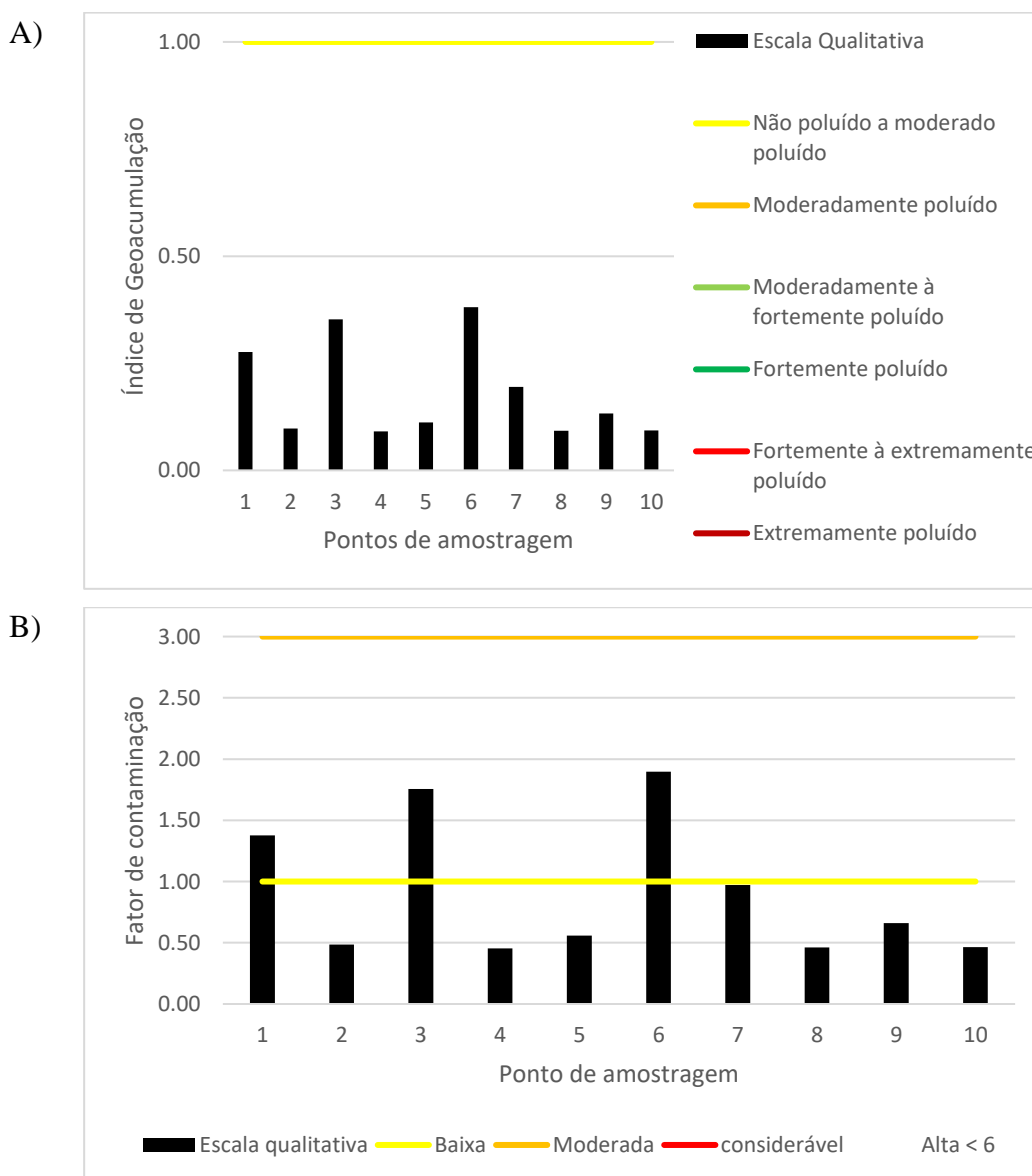


O ponto de amostragem 06 é que apresenta as maiores contrações para o IGEO e FC. Este está sob influência do Argissolo Vermelhos Distróficos, demonstrando que a concentração de argila e um importante fator para adsorção da EPT Zn, além de outros fatores como o pH

que facilita a adsorção do Zn por hidróxido de alumínio, ferro e manganês e por colóides orgânicos e inorgânicos do solo (YUAN et al., 2021; ZOU et al., 2015).

Análise qualitativa do Ni (Figura 5) pelo Igeo, demonstra que os solos da área de estudo encontram-se entre não poluída a moderada poluída. Já o fator de contaminação indica ambiente consideravelmente poluído nos pontos de amostragem 1, 3 e 6. Tal fato pode ser associado a interação entre forma química do EPT presentes na solução do solo e a concentração de argilominerais existentes no Latossolo e Argissolo, que se denomina adsorção, que é o processo químico que mais altera a disponibilidade das EPTs no ambiente (ALLOWAY, 2013).

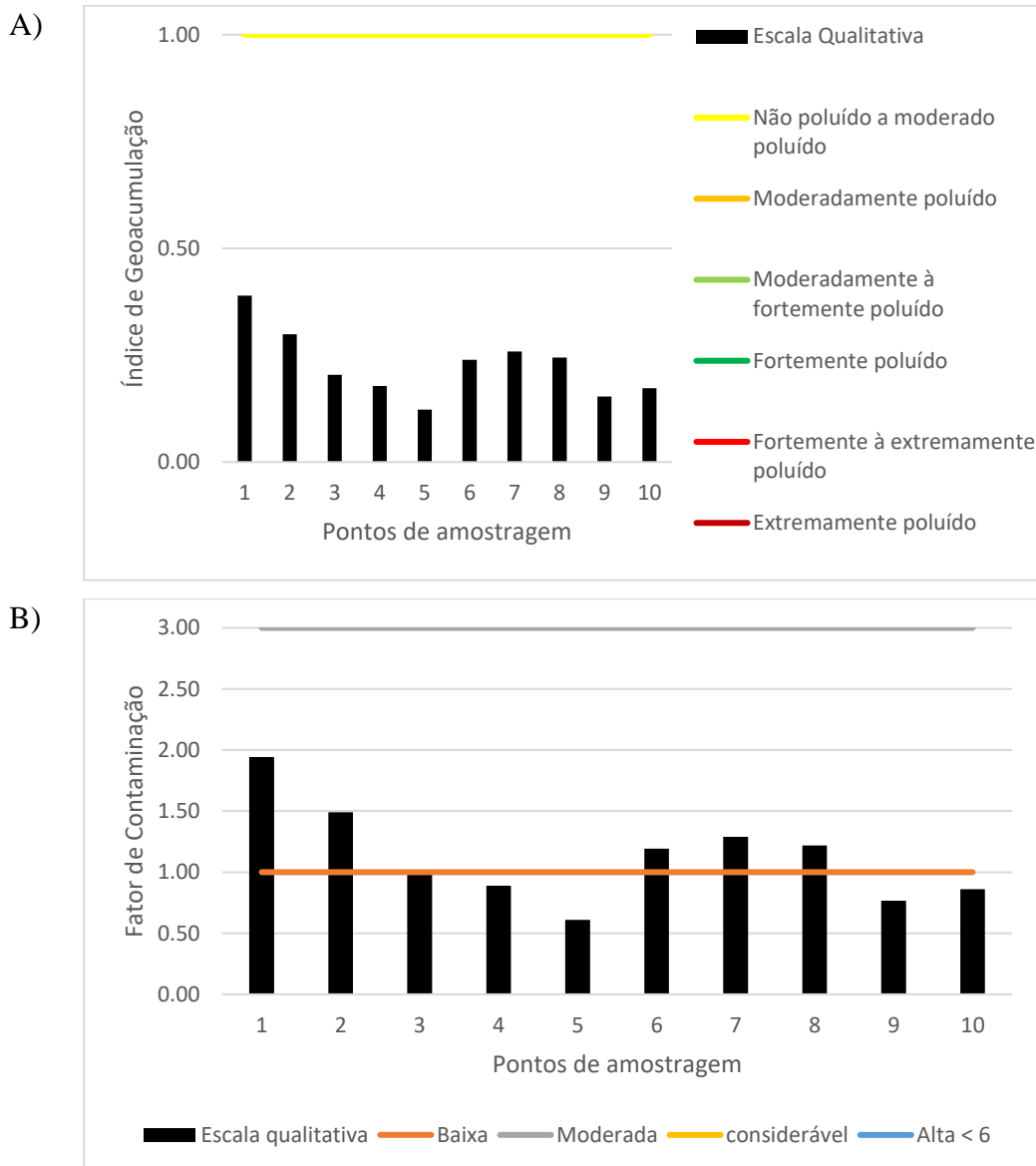
Figura 5 - Avaliação qualitativa do Ni por intermédio do IGeo e FC.





Os resultados do Igeo (Figura 6) em relação ao EPT Pb classificam os solos da área de estudo como não poluído a moderado poluído, e pelo FC entre baixa contaminação e moderada contaminação.

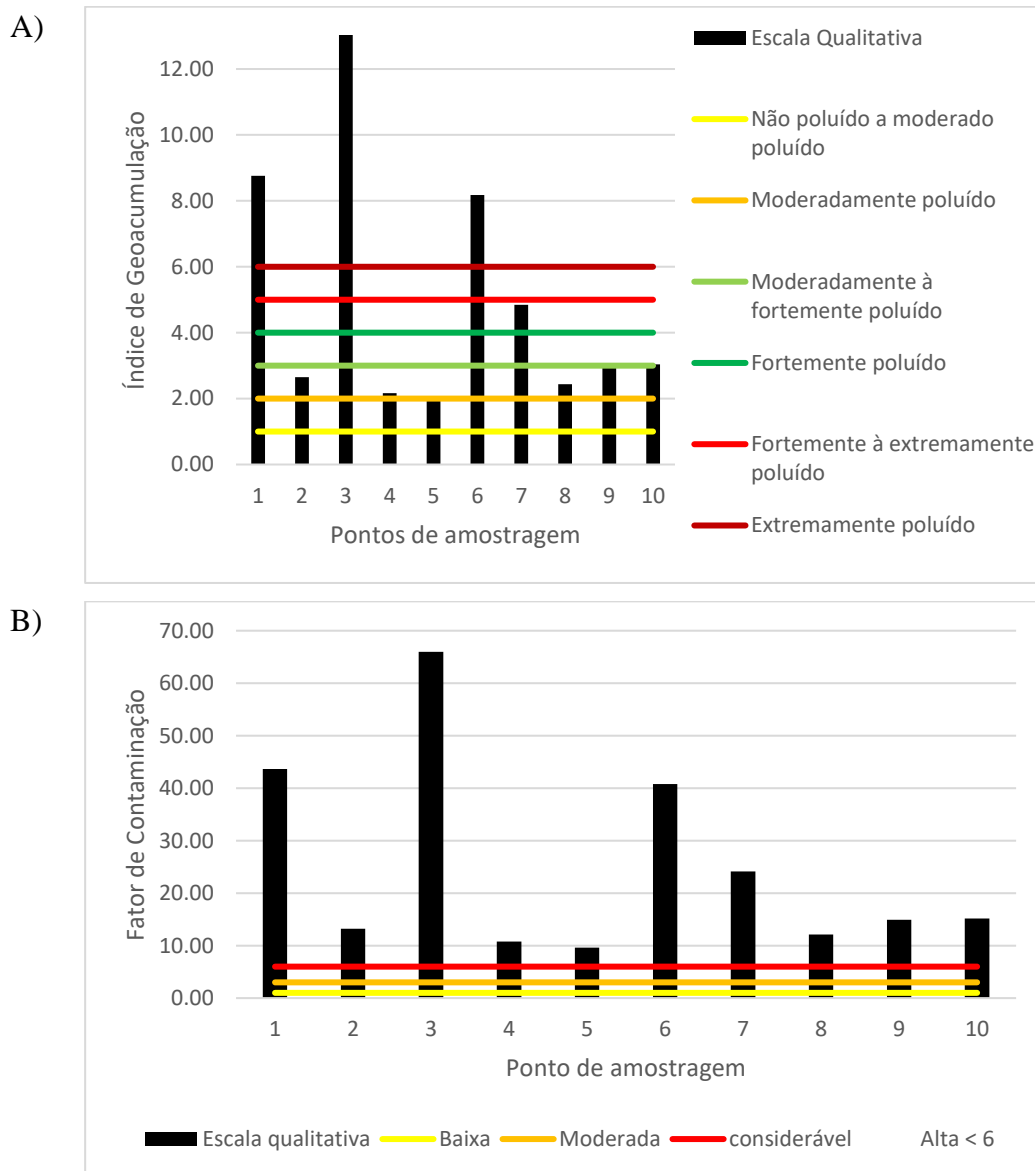
Figura 6 - Avaliação qualitativa do Pb por intermédio do IGEO e FC.



A moderada contaminação de Pb detectada no ponto 1, 2, 6, 7 e 8 em relação ao FC pode ser associado adsorção do EPT nas camadas superficiais do solo, este tem alta capacidade para a imobilização de Pb, pela adsorção aos óxidos de Fe e Mn e a matéria orgânica, podendo este acúmulo ser aumentado com contaminações antropogênicas (BRITO ET AL., 2020; C OLIVEIRA et al., 2010a, 2010b).

Em relação ao Cd (Figura 7), conforme o Igeo, 3 amostras da área de estudo apresentam, concentrações que podem causar efeitos adversos a biota. Pelo fator da contaminação todos os pontos de amostragem apresentam forte contaminação. Isto reflete na qualidade dos solos, sendo a bacia considerada contaminado.

Figura 7 - Avaliação qualitativa do Cd por intermédio do IGEO e FC.



Um dos fatores que poderia justificar a baixa qualidade dos solos da área de estudo conforme os dados de IGEO e FC, é que os solos tropicais são altamente intemperizados, e o Cd estar suscetível à variação do pH e na adsorção dos minerais de argila, uma vez que essas regiões, pela intensidade de chuvas e altas temperaturas, aumentam a quantidade de minerais

de argila e de óxidos de Fe, Al e Mn (OLIVEIRA et al., 2010a, 2010b; RIBEIRO et al., 2019), visto que os solos da área de estudo em sua grande maioria são originados da rochas basáltica e arenitos que são ricos óxidos de Fe, Al, Mn e pobre em Cd.

No mundo, teores de Cd em solos não contaminados são geralmente  $\leq 1 \text{ mg kg}^{-1}$ , e o valor obtido para o ponto 3 que foi de  $32.99 \text{ mg kg}^{-1}$ , demonstrando que as atividades antrópicas podem aumentar o Cd no solo por uma ordem de magnitude para até  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  (COLZATO et al., 2018; QU et al., 2016) corroborando com os resultados dessa pesquisa.

De modo geral, a análise qualitativa dos solos da BHRA pelo IGEO e FC demonstra que existe a necessidade de aprofundamento da relação dos fatores pH, CTC e MOS para que seja possível compreender os resultados dos EPTs na área de estudo. Além dessas características físicas e mineralógicas do solo, vale ressaltar o uso da BHRSA, que é predominantemente agropastoril que influencia diretamente na qualidade ambiental da área.

As atividades agropastoris usam agrotóxicos, alguns contendo sulfato de cobre e oxicloreto de cobre, e os fertilizantes sintetizados fornecem os íons N, P e K, indispensáveis para as culturas, mas também contêm traços de EPTs, como Cd, Pb e As, sendo que o uso contínuo desses fertilizantes aumenta significativamente o acúmulo dessas impurezas no solo (F ALKHADER, 2015; GUERRA SIERRA et al., 2021; JAYASUMANA et al., 2015).

#### **4 - Conclusões**

Pela análise da concentração dos EPTs zinco, cobre, mercúrio, níquel, cádmio e chumbo nos solos da BHRSA, foi possível concluir:

- Pela Resolução CONAMA 420/2009, o EPT cádmio foi o único elemento que apresentou valores fora das ponderações permitidas aos níveis de prevenção e investigação, indicando contaminação dos solos da bacia em questão em todos os dez pontos de amostragem, especialmente no ponto 3, com o valor de  $32.99 \text{ mg kg}^{-1}$ .
- Os níveis de contaminação avaliados com base nos índices Igeo e CF, demonstram que as concentrações de Cd indicaram que os solos da área de estudo são fortemente contaminados em todos os pontos avaliados. Pode-se inferir que tal situação é decorrente das atividades antropogênicas oriunda das atividades agroindustriais, conforme os usos e cobertura da terra.
- De forma geral, pode-se inferir que a presença de EPTs na BHRSA ocorre por atividades antropogênicas e agroquímicos, causando problemas de contaminação no ambiente.

- De maneira geral, os resultados obtidos neste estudo evidenciam a problemática da preservação e contaminação do ambiente, uma vez que as altas concentrações encontradas neste estudo, indicam que os sedimentos e as águas da BHRSa poderão ser contaminados por alguns EPTs ocasionando efeitos adversos a biota.

## Referências

- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments*. Springer New York.  
<https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
- Akbar, M. J., & Al-Tamimi, O. S. (2018). *Ecological Indices of the Heavy Metals in the Soil of Shewasoor Sub-Basin, Kirkuk NE Iraq*. Open Science Journal, 3(1).  
<https://doi.org/10.23954/osj.v3i1.1464>
- Alloway, B. J. (2013). *Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils* (pp. 11–50).  
[https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2)
- Batista, D. F. (2018). *Análise quali-quantitativa das águas, solos e sedimentos da bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio – GO*. Universidade Federal de Goiás.
- Batista, D. F., Cabral, J. B. P., Rocha, T., & Barbosa, G. R. (2018). *Caracterização física da bacia hidrográfica da pequena central hidrelétrica – PCH, Mosquitão-GO*. Boletim de Geografia, 36(3), 124. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v36i3.36320>
- Bizarro, V. G., Meurer, E. J., & Tatsch, F. R. P. (2008). *Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil*. Ciência Rural, 38(1), 247–250.  
<https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000100041>
- Bradl, H. (2005). *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation* (1st ed., Vol. 1).
- Braga, C. C., Cabral, B. P., Lopes, S. M. F., Oliveira, S. F., & Rocha, I. R. (2018). *Revista Brasileira de Geografia Física Qualidade dos sedimentos em relação à presença de metais pesados no reservatório da usina hidrelétrica de Caçu-GO*. R E S U M O - [www.ufpe.br/rbgfe](http://www.ufpe.br/rbgfe)
- BRASIL. (2009). *Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009*. Ministério Do Meio Ambiente, 1–18.

Brito, A. C. C., Boechat, C. L., de Sena, A. F. S., de Sousa Luz Duarte, L., do Nascimento, C. W. A., da Silva, Y. J. A. B., da Silva, Y. J. A. B., & Saraiva, P. C. (2020). *Assessing the Distribution and Concentration of Heavy Metals in Soils of an Agricultural Frontier in the Brazilian Cerrado*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(8). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04760-2>

Brunetto, G., Miotto, A., Ceretta, C. A., Schmitt, D. E., Heinzen, J., de Moraes, M. P., Canton, L., Tiecher, T. L., Comin, J. J., & Giroto, E. (2014). *Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils*. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(5), 609–624. <https://doi.org/10.1080/03650340.2013.826348>

Cabral, J.B.P., Nogueira, P.F., Ramalho, F.L. *et al.* Environmental contamination levels based on geochemical properties of soils from direct influence areas of hydroelectric power plants. *Arab J Geosci* **16**, 327 (2023). <https://doi.org/10.1007/s12517-023-11419-9>

C Oliveira, L. F., Lemke-de-Castro, M. L., Rodrigues, C., & Borges, J. D. (2010a). *Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado (Issue 8)*.

C Oliveira, L. F., Lemke-de-Castro, M. L., Rodrigues, C., & Borges, J. D. (2010b). *Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás (Issue 7)*.

Cao, J., Xie, C., & Hou, Z. (2022). *Ecological evaluation of heavy metal pollution in the soil of Pb-Zn mines*. *Ecotoxicology*, 31(2), 259–270. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02505-3>

CETESB. (2016). *Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria nº 068/2016/E, de 21 de novembro de 2016. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências*. Diário Oficial Estado de São Paulo, n. 126,. (pp. 55–56).

Chen, F., Ghulam Muhammad, F., Iqbal Khan, Z., Ahmad, K., Nadeem, M., Mahmood, S., Umar Farooq Awan, M., Munir, M., Saleem Malik, I., Ashfaq, A., Sultana, R., Maqsood, A., Saqlain, L., Naeem, M., & Ma, J. (2021). *Ecological risk assessment of heavy metal chromium in a contaminated pastureland area in the Central Punjab, Pakistan: soils vs plants vs ruminants*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15904-0/Published>

- Chen, Q., Lu, Z., Yan, D., Wang, Q., & Xin, S. (2020). *Source analysis and health risk of heavy metals in the different seasons from Taizihe River, China*. *Acta Ecologica Sinica*, 40(1), 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2018.12.004>
- Chen, Y., Shi, Q., Qu, J., He, M., & Liu, Q. (2022). *A pollution risk assessment and source analysis of heavy metals in sediments: A case study of Lake Gehu, China*. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 50(5). <https://doi.org/10.1016/j.cjac.2022.100077>
- Colzato, M., Alleoni, L. R. F., & Kamogawa, M. Y. (2018). *Cadmium sorption and extractability in tropical soils with variable charge*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(6), 345. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6666-7>
- de Lacerda Filho, J. V. R. A. da S. A. (1999). *Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil*. Geologia e Recursos Minerais do Estado de Goiás e Distrito Federal: (pp. 1–200).
- de Mattos, A. G., Sobrinho, N. M. B. do A., Lima, E. S. A., Guedes, J. do N., & de Sousa, F. F. (2016). *Sorção de Cd e Pb nos solos da região do Médio Rio Paraíba - RJ, Brasil*. *Revista Ciência Agronômica*, 47(1), 1–12. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20160001>
- Dias dos Santos, F., Fantinel, R. A., Broetto Weiler, E., & Cabral Cruz, J. (2021). *Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes no solo*. *Tecno-Lógica*, 25(2), 272–278. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v25i2.15552>
- F AlKhader, A. M. (2015). *The Impact of Phosphorus Fertilizers on Heavy Metals Content of Soils and Vegetables Grown on Selected Farms in Jordan*. *Agrotechnology*, 05(01). <https://doi.org/10.4172/2168-9881.1000137>
- Fernández-Calviño, D., Garrido-Rodríguez, B., López-Periago, J. E., Paradelo, M., & Arias-Estévez, M. (2013). *Spatial distribution of copper fractions in a vineyard soil*. *Land Degradation and Development*, 24(6), 556–563. <https://doi.org/10.1002/ldr.1150>
- França, F. C. S. S., Albuerque, A. M. A., Almeida, A. C., Silveira, P. B., Filho, C. A., Hazin, C. A., & Honorato, E. v. (2017). *Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil*. *Food Chemistry*, 215, 171–176. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.07.168>

Galrao, E. Z. (1996). *Métodos de aplicação de zinco e avaliação de sua disponibilidade para o milho num Latossolo Vermelho-Escuro, argiloso, fase cerrado*. Revista Brasileira de Ciência Do Solo, 20, 283–289.

Gonnelli, C., & Renella, G. (2013). *Chromium and Nickel*. In *Heavy Metals in Soils* (1st ed., Vol. 22, pp. 313–333). [https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7\\_11](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_11)

Guerra Sierra, B. E., Guerrero, J. M., & Sokolski, S. (2021). *Phytoremediation of heavy metals in tropical soils an overview*. Sustainability (Switzerland), 13(5), 1–25. <https://doi.org/10.3390/su13052574>

Hakanson, L. (1980). *An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach*. Water Research, 14(8), 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)

Hao, M., Zuo, Q., Li, J., Shi, S., Li, B., & Zhao, X. (2022). *A comprehensive exploration on distribution, risk assessment, and source quantification of heavy metals in the multi-media environment from Shaying River Basin, China*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 231. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113190>

Hua, C., Zhuo, H., Kang, A., Fang, Z., Zhu, M., Dong, M., Wang, J., & Ren, L. (2022). *Contamination, risk assessment and source apportionment of the heavy metals in the soils of apple orchard in Qixia City, Shandong Province, China*. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 36(9), 2581–2595. <https://doi.org/10.1007/s00477-021-02139-1>

Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah -Al- Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). *Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country*. Ecological Indicators, 48, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>

Jain, P., Kim, H., & Townsend, T. G. (2005). *Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill*. Waste Management, 25(1), 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.08.009>

Jayasumana, C., Fonseka, S., Fernando, A., Jayalath, K., Amarasinghe, M., Siribaddana, S., Gunatilake, S., & Paranagama, P. (2015). *Phosphate fertilizer is a main source of arsenic in areas affected with chronic kidney disease of unknown etiology in Sri Lanka*. SpringerPlus, 4(1), 1–8. <https://doi.org/10.1186/s40064-015-0868-z>

Jayawardana, D., & Amarasooriya Pitawala, H. M. T. G. (2012). *Geochemical assessment of arsenic and selected trace elements in agricultural and non-agricultural soil in Sri Lanka*. <https://www.researchgate.net/publication/237074456>

Jayawardana, D. T., Pitawala, H. M. T. G. A., & Ishiga, H. (2014). *Assessment of soil geochemistry around some selected agricultural sites of Sri Lanka*. *Environmental Earth Sciences*, 71(9), 4097–4106. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2798-9>

Liu, H., Xiong, Z., Jiang, X., Liu, G., & Liu, W. (2016). *Heavy metal concentrations in riparian soils along the Han River, China: The importance of soil properties, topography and upland land use*. *Ecological Engineering*, 97, 545–552. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.060>

Liu, Q., Yang, P., Hu, Z., Shu, Q., & Chen, Y. (2022). *Identification of the sources and influencing factors of the spatial variation of heavy metals in surface sediments along the northern Jiangsu coast*. *Ecological Indicators*, 137. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108716>

Ma, L., Xiao, T., Ning, Z., Liu, Y., Chen, H., & Peng, J. (2020). *Pollution and health risk assessment of toxic metal(loid)s in soils under different land use in sulphide mineralized areas*. *Science of the Total Environment*, 724. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138176>

Martins Pimentel, M., & Adolfo Fuck, R. (2000). *Neoproterozoic crustal accretion in central Brazil*. [http://pubs.geoscienceworld.org/gsa/geology/article-pdf/20/4/375/3514161/i0091-7613-20-375.pdf?casa\\_token=Nf\\_bKYyhIcsAAAAA:pGJyA2TNqkWB5uXVjtnxqQTWjYeNpbRW90b7yeXNWbizCvt8AgWjHeOv2pT6f](http://pubs.geoscienceworld.org/gsa/geology/article-pdf/20/4/375/3514161/i0091-7613-20-375.pdf?casa_token=Nf_bKYyhIcsAAAAA:pGJyA2TNqkWB5uXVjtnxqQTWjYeNpbRW90b7yeXNWbizCvt8AgWjHeOv2pT6f)

Mavakala, B. K., Sivalingam, P., Laffite, A., Mulaji, C. K., Giuliani, G., Mpiana, P. T., & Poté, J. (2022). *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*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100461>

MME, M. de M. e E. (2009). *Relatório Técnico 26, Perfil do Minério de Chumbo*.

Mohammadi, M., Khaledi Darvishan, A., Dinelli, E., Bahramifar, N., & Alavi, S. J. (2022). *How does land use configuration influence on sediment heavy metal pollution? Comparison*



*between riparian zone and sub-watersheds*. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 36(3), 719–734. <https://doi.org/10.1007/s00477-021-02082-1>

Muller.G. (1969). *Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River*. GeoJournal, 2, 108–118.

Nogueira, P. F., Cabral, J. B. P., & Camara, M. A. B. (2021). *Avaliação qualitativa do risco de poluição por metais potencialmente tóxicos nos sedimentos do empreendimento hidrelétrico de Foz do Rio Claro*. Geography Department University of Sao Paulo, 41, e172916. <https://doi.org/10.11606/eissn.2236-2878.rdg.2021.172916>

Nogueira, T. A. R., Abreu-Junior, C. H., Alleoni, L. R. F., He, Z., Soares, M. R., Santos Vieira, C. dos, Lessa, L. G. F., & Capra, G. F. (2018). *Background concentrations and quality reference values for some potentially toxic elements in soils of São Paulo State, Brazil*. Journal of Environmental Management, 221, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.048>

Qu, R., Zeng, S., Ding, Q., Liang, Z., Wei, D., Li, J., & Ma, Y. (2016). *Factors and Predictions for Cadmium Transfer from Soils into Tomato Plants*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 47(13–14), 1612–1621. <https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1195841>

Ribeiro, B. T., Nascimento, D. C., Curi, N., Guilherme, L. R. G., Costa, E. T. de S., Lopes, G., & Carneiro, J. P. (2019). *Assessment of trace element contents in soils and water from cerrado wetlands, triângulo mineiro region*. Revista Brasileira de Ciencia Do Solo, 43. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20180059>

Rosemary, F., Vitharana, U. W. A., Indraratne, S. P., & Weerasooriya, S. V. R. (2015). *Concentrations of trace metals in selected land uses of a dry zone soil catena of Sri Lanka*. Tropical Agricultural Research, 25(4), 512. <https://doi.org/10.4038/tar.v25i4.8057>

Sanjeevani, S., Indraratne, S. P., & Vitharana, U. (2013). *Trace element baseline concentration in a selected soil map unit of Sri Lanka. Site-specific nutrient management for paddy soils on the basis of potential management zones delineated through proximal soil sensing View project Development of Farmer Friendly Site-specific Nutrient Management Technique for Rice Cultivation through the Nutrient Expert® Decision Support Tool View project*. <https://www.researchgate.net/publication/288840052>

Santos, D. da S. (2019). *Metais pesados em áreas agrícolas e Cerrado nativo no Oeste da Bahia*. Universidade Federal de Uberlândia.

SANTOS, H. G. dos; J. P. K. T. ; A. L. H. C. dos; O. V. A. de; L. J. F. ; C. M. R. ; A. J. A. de; A. F. J. C. de; O. J. B. de; C. T. J. F. (2018). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos* (1st ed., Vol. 22).

Sany, S. B. T., Salleh, A., Sulaiman, A. H., Sasekumar, A., Rezayi, M., & Tehrani, G. M. (2013). *Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia*. *Environmental Earth Sciences*, 69(6), 2013–2025. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2038-8>

Sfredo, G. J., Storer, W. N., Nelson; Silva, S., & Pereira De Souza, M. (n.d.). *Estimativa do nível crítico de cobre para a soja, em solos do cerrado brasileiro*.

Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). *Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index* (Vol. 33).

Wang, F., Gao, J., & Zha, Y. (2018). *Hyperspectral sensing of heavy metals in soil and vegetation: Feasibility and challenges*. In *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* (Vol. 136, pp. 73–84). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.12.003>

Wang, Z., Luo, P., Zha, X., Xu, C., Kang, S., Zhou, M., Nover, D., & Wang, Y. (2022). *Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil*. *Journal of Cleaner Production*, 379. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134043>

Yang, L., Ren, Q., Zheng, K., Jiao, Z., Ruan, X., & Wang, Y. (2022). *Migration of heavy metals in the soil-grape system and potential health risk assessment*. *Science of the Total Environment*, 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150646>

Yuan, X., Xue, N., & Han, Z. (2021). *A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years*. In *Journal of Environmental Sciences (China)* (Vol. 101, pp. 217–226). Chinese Academy of Sciences. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.08.013>

Zhang, J., Li, H., Zhou, Y., Dou, L., Cai, L., Mo, L., & You, J. (2018). *Bioavailability and soil-to-crop transfer of heavy metals in farmland soils: A case study in the Pearl River Delta, South China*. *Environmental Pollution*, 235, 710–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.106>

Zhang, L., Zhao, B., Xu, G., & Guan, Y. (2018). *Characterizing fluvial heavy metal pollutions under different rainfall conditions: Implication for aquatic environment protection*. *Science of the Total Environment*, 635, 1495–1506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.211>

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

Zou, J., Dai, W., Gong, S., & Ma, Z. (2015). *Analysis of spatial variations and sources of heavy metals in farmland soils of beijing suburbs*. *PLoS ONE*, 10(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118082>