

CONTAMINAÇÃO DE SOLOS POR METAIS EM UM LOCAL DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS DE MUNICÍPIO DE PEQUENO PORTE

SOIL CONTAMINATION BY METALS AT A FINAL WASTE DISPOSAL SITE IN A SMALL MUNICIPALITY

Daniela Alves Rezende^a, Bruna Fernanda Faria Oliveira^a, Vinícius de Oliveira Kühn^b

^aUniversidade Federal de Uberlândia, ^bUniversidade Federal do Oeste da Bahia

dani_danielarezende@hotmail.com, bruna.faria@ufu.br, vinicius.kuhn@ufob.edu.br

Submissão: 19 de janeiro de 2024

Aceite: 18 de junho de 2024

Resumo

No Brasil, aproximadamente 40% dos resíduos sólidos coletados são descartados em lixões e aterros controlados, alcançando 29,7 milhões de toneladas capazes de causar impactos ambientais adversos. Diante dessa situação, o presente trabalho teve como objetivo analisar se um local com disposição final ambientalmente inadequada de resíduos em município de pequeno porte provocou alteração na qualidade do solo. O estudo foi desenvolvido no local de disposição final de resíduos do município de Tupaciguara – MG e suas áreas adjacentes. Os locais foram caracterizados quanto aos parâmetros físico-químicos: granulometria, pH, Carbono Orgânico Total (COT) e elementos potencialmente tóxicos (Cu, Li, Mn, Ni, Pb e Zn). As amostras de solo foram coletadas nas camadas superficiais do local de disposição final, em duas áreas agrícolas, uma a montante e outra a jusante da área de disposição final de resíduos e em uma área de vegetação nativa situada nas proximidades. As concentrações dos elementos em estudo foram realizadas por espectrometria de emissão óptica com plasma (ICP-OES). Os resultados demonstraram que o local onde os resíduos sólidos são dispostos apresenta concentrações de chumbo, cobre e zinco superiores ao valor de referência de qualidade, com valores máximos de 22,51 mg.kg⁻¹, 108,23 mg.kg⁻¹ e 387,01 mg.kg⁻¹, respectivamente. Além disso, as concentrações de chumbo e lítio na área de disposição final são superiores às outras áreas estudadas. Isso aponta para a necessidade de se viabilizar uma solução sustentável para o tratamento dos resíduos sólidos urbanos do município, bem como para a ampliação da coleta seletiva ou alternativas de valorização dos resíduos, além de ações de controle dos impactos ambientais da área de disposição final de resíduos sólidos do município.

Palavras-Chave: metais pesados; lixão; contaminação de solo; valores orientadores.

Abstract

In Brazil, approximately 40% of the solid wastes collected are disposed of in dumps and controlled landfills, reaching 29.7 million tons capable of causing negative environmental impacts. In view of this scenario, the aim of this study is to analyse if a site with environmentally inappropriate final waste disposal in a small municipality has led to changes in soil quality. The study was carried out at the final waste disposal area in the municipality of Tupaciguara - MG and its surrounding areas. The sites were characterized in terms of physical and chemical parameters: soil texture, pH, Total Organic Carbon (TOC) and potentially toxic elements (Cu, Li, Mn, Ni, Pb and Zn). Soil samples were collected from the surface layers of the final disposal site, from two agricultural areas, one upstream and one downstream of the final disposal area, and in an area of native vegetation located nearby. The concentrations of the elements under study were measured using plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES). The results showed that the site where solid waste is disposed of has concentrations of lead, copper and

zinc that are higher than the guidelines values, with maximum values of 22.51 mg.kg⁻¹, 108.23 mg.kg⁻¹ and 387.01 mg.kg⁻¹, respectively. In addition, the concentrations of lead and lithium in the dump area are higher than in all the other areas studied. This indicates the need to find a sustainable solution for the treatment of solid urban waste in the municipality, as well as the expansion of selective collection or alternatives for waste recovery, in addition to actions to control the environmental impacts of the final solid waste disposal area in the municipality.

Keywords: heavy metals; dumpsite; soil contamination; guideline values.

1 INTRODUÇÃO

O alto consumo de bens e energia aliado ao crescente crescimento populacional e altos padrões de vida levam a elevados níveis de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) que, se não forem destinados adequadamente, representam ameaças ao meio ambiente (Nanda; Berruti, 2021). Para 2050 é estimado que a quantidade de resíduos sólidos gerados no mundo alcance 3,40 bilhões de toneladas anualmente, sendo esperado um crescimento de até 40% em países de baixa e média renda e de 19% em países de alta renda (Kaza *et al.*, 2018). Esta discrepância no aumento da geração de resíduos sólidos em países emergentes se justifica pela melhoria na qualidade de vida (Rong *et al.*, 2015).

Frente a essa grande quantidade de resíduos, diversos municípios brasileiros têm enfrentado dificuldades principalmente quanto à disposição final desses materiais e acabam dispendo-os em locais sem critérios de segurança e proteção ambiental (Lima *et al.*, 2017).

No Brasil, mais de 39,5% dos resíduos sólidos coletados ainda são descartados em lixões ou aterros controlados (ABRELPE, 2022), cenário que foi pior em anos anteriores. Com o intuito de mudar essa conjuntura, em 2010 foi publicada a política nacional de resíduos sólidos através da Lei nº 12.305 (Brasil, 2010), com previsão de encerramento dos lixões e a remediação desses locais até 2014. Porém, esse prazo foi estendido de acordo com o tamanho do município, para o ano de 2021 ou 2024 (Brasil, 2020).

Nos lixões é frequente encontrar materiais tóxicos e potencialmente perigosos destinados de forma incorreta como lâmpadas, pilhas e baterias, eletrônicos, embalagens de produtos químicos, dentre outros (Baawain *et al.*, 2017; Gu *et al.*, 2017; Moura, 2012). O descarte inadequado desses resíduos contribui para o aporte de elementos como

o chumbo, cádmio, cobre, zinco, níquel e outras substâncias perigosas como o lítio e contaminantes emergentes (Marques; Silva, 2011; Pastor; Hernández, 2012; Samadder *et al.*, 2017; Song *et al.*, 2016; Sousa *et al.*, 2002). Esses contaminantes podem contaminar o solo, atingir as águas superficiais, com o escoamento das águas da chuva, ou ainda, pela infiltração do lixiviado, atingir o lençol freático causando problemas aos seres humanos, plantas e outros animais, mesmo em concentrações muito baixas (Hussein *et al.*, 2021; Samadder *et al.*, 2017; Sizirici; Tansel, 2015; Vardhan *et al.*, 2019).

O processo de contaminação pelo lixiviado é mais comum em locais que não possuem materiais de revestimento de base (Hussein *et al.*, 2021). Nesses locais, as rochas coesivas e os solos argilosos são barreiras geológicas mais adequada em termos de proteção, e solos arenosos-pedregulhosos e arenito as mais inadequadas (Rezaeisabzevar; Bazargan; Zohourian, 2020). Os contaminantes também apresentam maior mobilidade em solos saturados do que em solos não saturados. Outros fatores também podem influenciar no processo de contaminação e tipo de lixiviado gerado, como a quantidade de resíduos depositados, a idade do aterro, e as condições climáticas, com maior mobilidade para locais com maiores pluviometrias (Kjeldsen *et al.*, 2002; Naveen *et al.*, 2017)

No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) apresenta na Resolução nº 420 (Brasil, 2009) os valores orientadores de qualidade de solo quanto a presença de substâncias químicas, além de estabelecer diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas devido a ações antrópicas. Entre os valores orientadores está o valor de referência de qualidade, o qual se refere à qualidade natural do solo. Esse valor deve ser utilizado como referência de qualidade nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas.

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa COPAM nº 166 (Minas Gerais, 2011) estabelece os valores de referência de qualidade (VRQ) dos Solos para o Estado.

Diversos estudos têm sido desenvolvidos com a finalidade de diagnosticar a possível presença de metais pesados e outros poluentes nos solos de áreas inadequadas de disposição de resíduos sólidos. Nos Estados Unidos e países da União Europeia foi demonstrada a contaminação do solo de antigas áreas de disposição de resíduos sólidos que já tiveram suas atividades encerradas (Pastor; Hernández, 2012; Wang *et al.*, 2016). Estudos semelhantes vêm sendo desenvolvidos em países emergentes como Brasil, Índia e China (Marques; Silva, 2011; Oliveira, 2012; Rong *et al.*, 2015; Samadder *et al.*, 2017). Morita *et al.*, (2021) apresenta uma revisão de literatura de 104 lixões ou aterros não sanitários de municípios brasileiros, mostrando que esses locais causam impactos negativos nos solos e nos recursos hídricos próximos, com riscos ao meio ambiente e à saúde pública, que persistem mesmo após o seu encerramento.

Apesar disso, são poucos os estudos que avaliam municípios de pequeno porte, onde a quantidade de resíduos enterrada é relativamente pequena, mas predominam sistemas inadequados de disposição final. Diante do exposto, este estudo teve como objetivo avaliar a presença de metais pesados na área de disposição final de resíduos sólidos e áreas adjacentes do município de Tupaciguara, Minas Gerais. As áreas adjacentes incluem uma área a montante, uma área a jusante da área de disposição final de resíduos e uma área de vegetação nativa. Elementos como cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), Manganês (Mn) e lítio (Li) foram avaliados no solo superficial por meio da espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). O termo “área de disposição final de resíduos sólidos” será utilizado nesse estudo para a área considerada como “lixão” por muitos autores, ou seja, o local onde os resíduos são depositados sem ações de controle ambiental.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O presente estudo foi realizado em Tupaciguara – MG (Figura 1), município da Região

do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba com população de 25.470 habitantes ocupando uma área de 1.822,530 km² (IBGE, 2022). O município tem como municípios vizinhos Araguari, Uberlândia, Monte Alegre de Minas, Araporã, Itumbiara, Buriti Alegre e Corumbaíba.

Tupaciguara está localizada sob a Bacia Sedimentar do Paraná que apresenta arenitos intercalados com derrames de rochas magmáticas. Assim, as principais classes de solo encontradas no município são o argissolo vermelho e o latossolo vermelho, predominando o último (Tupaciguara, 2016).

O resíduo gerado pelo município é composto por matéria orgânica (cerca de 34%), plástico (27%), papel (14%), outros materiais diversos (14%), metais ferrosos (6%), vidro em perfeito estado (5%) e tecido (4%), perfazendo em torno de 27 toneladas resíduo por dia. A disposição desse material acontece em uma área que ocupa 7,08 hectares localizados a 3 Km da sua área urbana. O local não conta com impermeabilização da base, cobertura regular dos resíduos, sistema de drenagem de águas pluviais e de gases ou qualquer outro sistema de proteção ambiental (Tupaciguara, 2016).

2.2 Metodologia de amostragem

Este estudo investigou a concentração de metais pesados em diferentes áreas ao redor da área de disposição final (Figura 1). As amostras de solo foram coletadas a uma profundidade de 0 a 20 cm nos meses de fevereiro, julho e novembro do ano de 2017, sendo fevereiro e novembro no período chuvoso e julho no período de seca. Dois locais de amostragem de solo (AM e AJ) foram selecionados devido à sua proximidade significativa do ponto de interesse.

O ponto AM se localiza a montante da área de disposição final, ou seja, maior altitude e sem interferência de escoamento superficial. E o ponto AJ se localiza a jusante da área de disposição final, menor altitude sugerindo possível interferência devido ao escoamento superficial.

Além disso, amostrou-se também o local onde os resíduos são depositados (DF) e um remanescente de vegetação nativa (VN). A área VN localiza-se a cerca de 400 metros do centro do local de disposição final de resíduos sólidos, consiste em uma área preservada de vegetação nativa onde não

são desenvolvidas atividades agrossilvopastoris e não é influenciada pelo escoamento superficial do local de disposição final de resíduos sólidos por possuir uma altitude superior.

Após coletadas, as amostras foram secas em estufa a uma temperatura de 40° C por 24 horas, destorroadas e passadas em peneiras de 2 mm de diâmetro de malha.

2.3 Metodologia dos ensaios laboratoriais

Para determinação da concentração dos metais, as amostras de solo foram submetidas à digestão ácida pelo método de solubilização ácida SW 3051a da Agência Ambiental Norte Americana (USA, 2007). Esse método utiliza ácido nítrico e peróxido de oxigênio com aquecimento e libera os metais ligados à matéria orgânica, óxidos e outras frações minerais empregando um grama de solo.

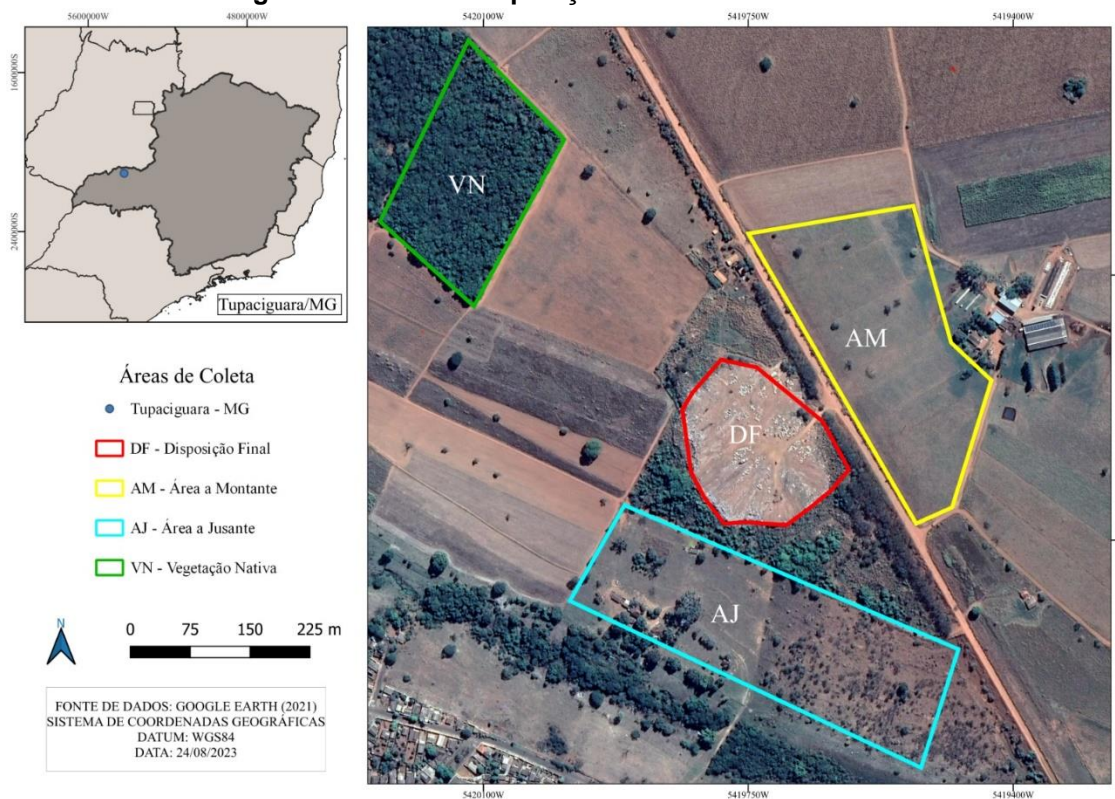
Para cada ponto amostrado, as análises foram feitas em triplicata e para cada digestão foram preparados três brancos que foram submetidos ao mesmo processo de digestão das amostras.

A detecção dos metais de interesse (Cu, Ni, Pb e Li) foi realizada no espectrofotômetro de emissão óptica com fonte de indução de plasma acoplado – ICP – OES (modelo ICP-OES 5100; marca Agilent Technologies).

Com o objetivo de validar a metodologia utilizada para a digestão ácida, uma amostra certificada (NIST – solo San Joaquim – SEM 2709) foi submetida aos mesmos procedimentos de digestão das amostras de solo.

A granulometria e o pH em água seguiram a metodologia de Teixeira *et al.* (2017) e Carbono Orgânico Total (COT), Benites, Madari e Machado (2003).

Figura 1 - Local de disposição final de resíduos sólidos



Fonte: autores (2024).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados são apresentados e discutidos em três partes. A primeira é relativa à caracterização básica do solo, incluindo granulometria, pH e

carbono orgânico total, o que fornece uma compreensão inicial desses fatores para o estudo de contaminação do solo. A segunda parte apresenta as concentrações de metais nos locais de estudo e as discussões frente às normativas. E a terceira

parte é uma análise estatística desses resultados, permitindo uma melhor compreensão dos resultados.

3.1 Caracterização do solo

A caracterização do solo foi realizada por meio de granulometria, pH e carbono orgânico total. A Tabela 1 apresenta os resultados da análise

granulométrica do solo das áreas no mês de julho.

Percebe-se que a textura das amostras no local de disposição final é bem diferente da encontrada nas áreas ao entorno, devido a uma maior porcentagem de areia. Assim como Tupaciguara, alguns municípios têm realizado o recobrimento de aterros controlados com resíduos de construção civil, o que pode ter afetado os valores obtidos.

Tabela 1 - Caracterização granulométrica nos solos nas áreas estudadas.

Tamanho de grão	Áreas			
	DF	AM	AJ	VN
Areia grossa (%)	49,20	17,50	22,20	15,40
Areia fina (%)	33,20	14,90	19,20	12,80
Argila (%)	14,80	40,20	44,70	55,40
Silte (%)	2,80	19,80	12,50	16,40
Classe textural	Arenoso	Argiloso	Argiloso	Argiloso

Fonte: autores (2024).

De acordo com Lima e Cabral (2013), a areia compõe 24,63% dos resíduos da construção civil, o que pode explicar o incremento dessa fração no solo desses locais. Em termos de possibilidade de contaminação, a textura influencia na mobilidade dos elementos no solo. Em solos mais arenosos, sua menor superfície específica e maior permeabilidade oferece menor capacidade de adsorção de contaminantes, quando comparado com solos argilosos, possibilitando maior contaminação da água subterrânea (Huang; Hartemink, 2020).

Os valores de pH em água encontrados para as amostras coletadas em fevereiro, julho e novembro estão apresentados na Tabela 2.

Com exceção do local de disposição final (DF), todas as áreas apresentam pH ácido. Nas áreas de vegetação nativa (VN) e na área agrícola com influência (AJ), os valores de pH estão entre 3,6 e 5,8. Esse intervalo corrobora com os valores de pH encontrados para os tipos de solo encontrados na região, latossolos e argissolos vermelhos, que são moderadamente a fortemente ácidos (Brasil, 2013).

Tabela 2 - pH dos solos nas áreas estudadas.

Amostragens	Ponto de coleta	Áreas			
		DF	AM	AJ	VN
1°	1	6,90	5,80	4,50	-
	2	7,80	-	5,40	-
	3	-	-	5,40	-
	4	-	-	4,50	-
	5	-	-	5,80	-
2°	1	7,50	6,30	4,50	4,30
	2	7,80	6,00	5,30	4,50
	3	7,50	5,70	4,80	4,20
3°	1	6,80	5,90	4,70	3,80
	2	6,40	5,30	4,70	3,80
	3	8,40	5,80	4,50	3,60

Fonte: autores (2024).

Essa situação não é observada na área agrícola sem influência do local de disposição final (AM). Nessa área os valores de pH encontrados são mais básicos, quando comparados ao da área de vegetação nativa (VN). Um pH mais alto na área agrícola controle pode ser explicado pelas diferenças de manejo do solo. Técnicas como calagem, por exemplo, contribuem para a redução da acidez do solo (Vilela *et al.*, 1998).

Os valores de pH mais elevados, na faixa entre 6,4 e 8,4, foram encontrados no local de disposição final de resíduos sólidos (DF). Valores semelhantes, entre 6,4 e 8,2, foram encontrados por Samadder *et al* (2017) em estudo realizado na Índia. Um dos fatores que podem contribuir para a elevação do pH em áreas de disposição final é a prática de recobrir os resíduos com descarte da construção civil. Tal prática foi observada no local de estudo e pode contribuir para a elevação do pH, visto que concretos e argamassas possuem como matéria-prima calcário e cimento (Lasso *et al.*, 2013) que liberam carbonatos e hidróxidos (Gutierrez *et al*, 2010). Situação semelhante foi encontrada por Oliveira (2012), em estudo realizado no lixão de Romaria/MG, onde nos pontos em que eram depositados os resíduos e entulhos da construção civil foram encontrados os maiores valores de pH variando de 7,2 a 7,7.

Outro fator que pode contribuir para o pH neutro a básico, no local de disposição final de resíduos, é o estágio de degradação da matéria orgânica presente nos resíduos. A relação entre o pH dos locais de disposição final e os estágios de decomposição dos resíduos sólidos já é bem estabelecida por diversos autores (Castilhos Júnior, 2003; Restrepo, 2013). O aumento do pH pode indicar que a degradação dos resíduos sólidos atingiu a fase final do processo de degradação anaeróbica, fase na qual o pH se eleva para a faixa entre 7 e 8 (Restrepo, 2013). Em síntese, tanto a matéria orgânica estabilizada quanto os resíduos da construção civil podem explicar o aumento do pH.

Os valores encontrados para o carbono orgânico total (COT), nas três amostragens, estão apresentados na Tabela 3. Era esperado que a média da concentração de COT no local de disposição final de resíduos (DF) fosse superior aos valores encontrados nas demais áreas, já que o Brasil apresenta concentração significativa de matéria orgânica nos resíduos sólidos urbanos

(Brasil, 2012). Entretanto, a média dessa área foi superada pela área agrícola sem influência do local de disposição final de resíduos sólidos (AM). Isso ocorreu porque os valores encontrados no local de disposição final de resíduos (DF), na primeira amostragem, foram inferiores à média das outras duas amostragens devido a resíduos novos recém recobertos.

No mais, percebe-se uma diferença na média do COT e pH das duas áreas agrícolas, o que pode estar relacionado a diferentes manejos dessas áreas. Pesquisas mostram que pastagens bem manejadas apresentam valor de COT nas camadas superficiais (0 a 20 cm) equivalente ou superior ao da vegetação natural do cerrado (Rosendo; Rosa, 2012).

3.2 Concentração de metais

As concentrações encontradas de cobre, chumbo, zinco, níquel, manganês e lítio são apresentadas na Figura 2. A Tabela 4 apresenta a estatística básica dos elementos estudados. São apresentados também os valores de referência de qualidade (VRQ), dados pela Resolução COPAM nº 166 (Minas Gerais, 2011), valor de prevenção (VP) e valor de investigação (VI) para área agrícola, dado pela Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009). Os elementos manganês e lítio não possuem valores orientadores para solos. Apesar de não haver valores orientadores para esses elementos, eles apresentam riscos potenciais à saúde humana e ao meio ambiente e foram encontrados em locais semelhantes, por essa razão foram incluídos nessa pesquisa.

Observa-se que todos os pontos coletados dentro da área de vegetação nativa (VN), marcadores em triângulo na Figura 2, apresentam concentrações para todos os elementos abaixo dos valores de VRQ. Na Tabela 4 é possível constatar que as médias, medianas e desvio padrão da área VN são geralmente inferiores as demais áreas. Tal resultado já era esperado, visto que a área foi escolhida como controle, e nenhuma atividade antrópica é desenvolvida na nela.

Observando-se a Figura 2, se pode constatar que as maiores concentrações dos metais estão na área de disposição final de resíduos sólidos, marcadores pretos. Dos quatro elementos estudados com referência, VRQ, (Cu, Pb, Zn e Ni),

três apresentaram valores acima dessa referência (Cu, Pb e Zn) e dois apresentaram valores maiores que os valores de prevenção, VP, (Cu e Zn). Desta forma, segundo a Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009), o solo local é classificado como Classe 3 e necessita de “[...] avaliação da ocorrência

natural de contaminação, controle das fontes de contaminação e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea”. A ocorrência natural pode ser descartada tendo em vista a comparação da área DF com VN, sendo DF com concentração dos contaminantes sempre maiores que VN.

Tabela 3 - Valores de carbono orgânico total nas áreas estudadas

Amostragens	Ponto de coleta	Áreas			
		DF	AM	AJ	VN
1°	1	15,50	27,70	18,10	-
	2	12,80	-	17,60	-
	3	-	-	18,10	-
	4	-	-	23,50	-
	5	-	-	20,30	-
2°	1	23,60	29,80	21,60	24,40
	2	31,90	24,20	21,30	21,60
	3	29,40	29,00	18,80	25,70
3°	1	24,30	19,90	27,00	24,20
	2	22,50	20,80	20,30	18,20
	3	22,90	20,30	16,40	20,30
Média		22,86	24,53	20,27	22,40
Mediana		23,25	24,20	20,30	22,90
1° Quartil		17,25	20,30	18,10	19,77
3° Quartil		28,12	29,00	21,60	24,72
Desvio Padrão		6,35	4,30	3,03	2,86
Mínimo		12,80	19,90	16,40	18,20
Máximo		31,90	29,80	27,00	25,70

Fonte: autores (2024).

A presença de metais pesados acima dos VRQ e VP é preocupante, uma vez que sua ingestão via água contaminada, solo ou, indiretamente, por vegetais, pode causar diversos problemas à saúde humana, como prejuízo ao funcionamento de órgãos vitais, problemas neurológicos, câncer e sua exposição prolongada agrava processo degenerativos, como doença de Alzheimer e Parkinson (Genchi *et al.*, 2020; Moreira; Moreira, 2004; Ohiagu *et al.*, 2022). Importante ressaltar que o local apresenta presença de catadores, que não utilizam equipamento de proteção individual (EPI) e estão expostos a esses contaminantes.

Em relação ao elemento zinco, constata-se que em 50% dos pontos amostrados dentro do local de disposição final de resíduos, a sua concentração superou o VRQ. Em relação ao chumbo e cobre, 25% dos pontos amostrados estão acima do VRQ no

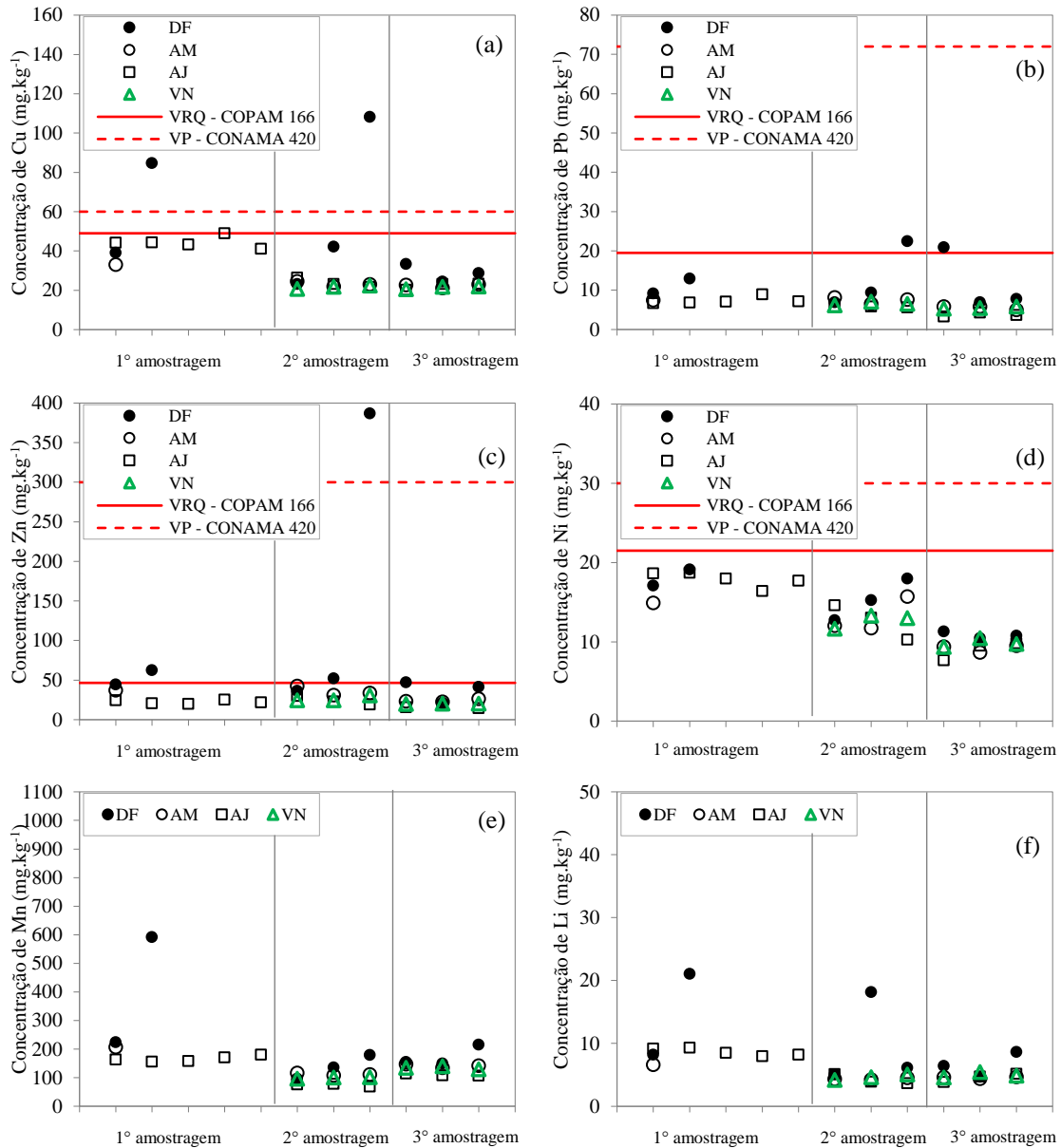
local de disposição final (DF). Esse fato indica que a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos gera uma alteração da qualidade natural do solo, ou seja, contribui para o aumento desses metais no local onde os resíduos são dispostos. Tal situação também foi constatada por Oliveira (2012). No entanto, Machado *et al.* (2011) constatou concentrações de cobre que ultrapassam os níveis de intervenção, e conseqüentemente acima dos níveis de prevenção.

Ainda no local de disposição final (DF), 25% dos pontos amostrados ultrapassaram o VRQ para o elemento chumbo. Entretanto, em nenhum dos pontos amostrados a concentração foi maior do que o valor de prevenção e o valor de investigação agrícola. A média da concentração do chumbo no local de disposição de resíduos (12,09 mg.kg⁻¹) é superior à média das demais áreas (6,67 mg.kg⁻¹,

5,96 mg.kg⁻¹ e 6,08 mg.kg⁻¹). Destaca-se, por exemplo, que dentro desse local, a concentração média é o dobro da encontrada na vegetação nativa (6,08 mg.kg⁻¹). Este comportamento é semelhante ao observado por Marinho *et al.* (2022). Os autores

estudaram 12 antigos lixões desativados no estado do Rio Grande do Norte-Brasil, sendo que as concentrações de metais observadas foram de 6 a 36 vezes maiores que o valor de referência da região (Marinho *et al.*, 2022).

Figura 2 - Valores das concentrações das espécies químicas nas áreas: (a) Cobre; (b) Chumbo; (c) Zinco; (d) Níquel; (e) Manganês; (f) Lítio



Fonte: autores (2024).

Tabela 4 – Estatística básica das concentrações das espécies químicas estudadas, concentração em mg.kg⁻¹

Parâmetro	Área				Referência		
	DF	AM	AJ	VN	VRQ*	VP**	VI**
Cobre							
Média	48,05	24,28	32,77	21,54			
Mediana	36,34	23,09	26,47	21,76	49,00	60,00	200,00
Desvio padrão	29,24	1,05	10,87	0,69			
Chumbo							
Média	12,09	6,67	5,96	6,08			
Mediana	9,30	6,59	5,86	6,01	19,50	72,00	180,00
Desvio padrão	5,86	1,10	1,60	0,61			
Zinco							
Média	86,61	31,03	21,17	23,38			
Mediana	45,96	30,96	20,69	22,44	46,50	300,00	450,00
Desvio padrão	114,09	6,89	4,29	3,88			
Níquel							
Média	14,32	11,69	14,01	11,23			
Mediana	13,97	11,71	14,57	11,03	21,50	30,00	70,00
Desvio padrão	3,23	2,38	3,95	1,53			
Manganês							
Média	218,81	138,55	125,96	117,73			
Mediana	167,58	135,35	114,80	116,24	-	-	-
Desvio padrão	146,32	15,43	39,55	17,95			
Lítio							
Média	9,81	4,80	6,35	4,83			
Mediana	7,34	4,58	5,18	4,79	-	-	-
Desvio padrão	5,85	0,16	2,19	0,39			

* Valor dado pela Resolução COPAM nº 166 (Minas Gerais, 2011).

** Valor dado pela Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009).

Fonte: autores (2024).

Em relação ao período de amostragem, observa-se que apesar da 1ª e 3ª amostragens terem sido realizadas no período chuvoso e a 2ª amostragem no período de seca, não se pode traçar uma tendência clara das concentrações de contaminantes estudados nas áreas em relação ao clima.

Outro aspecto importante é que o desvio padrão das amostras na área DF foram superiores às demais áreas (Tabela 4). Isto ocorre devido à presença de concentrações elevadas em determinadas amostras, o que aumenta a dispersão dos dados. Dispersão que pode ser mais bem visualizada na Figura 2, nos marcadores pretos.

Em todos os pontos amostrados, inclusive no local de disposição de resíduos (DF), a concentração

do níquel ficou dentro do VRQ de solos para Minas Gerais-BR, conforme a Resolução COPAM nº 166 (Minas Gerais, 2011). Para o elemento níquel, a média é de 14,32 mg.kg⁻¹, valor superior à média da vegetação nativa (Tabela 4). Essa situação é semelhante ao aterro controlado de Passo Fundo/RS, estudado por Machado *et al.* (2011), onde o elemento níquel apresentou conformidade com o VRQ da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Já Marques e Silva (2011) encontraram para o elemento níquel, dentro de um aterro controlado, concentração acima do limite de prevenção estabelecido pela CETESB e, dentro de um lixão, todos os elementos ficaram dentro do limite de qualidade do solo (Marques; Silva, 2011). No lixão de Romaria/MG, o níquel também ultrapassou

o valor de prevenção (Oliveira, 2012).

O lítio não possui valores orientadores para solos, todavia é possível perceber que no local de disposição final (DF) os valores variam de 4,69 mg.kg⁻¹ a 21,06 mg.kg⁻¹, ou seja, em alguns pontos, a concentração é maior do que os valores encontrados na área de vegetação nativa (VN), onde as concentrações variam de 4,22 mg.kg⁻¹ a 5,47 mg.kg⁻¹. Isso reflete nas médias por área, uma vez que a área que apresenta a maior concentração média é o local de disposição final de resíduos (DF) em comparação com a área de vegetação nativa (Tabela 4).

Apesar do elemento manganês não possuir valores orientadores para solos, é possível perceber que no local de disposição final (DF) os valores variam de 97,32 mg.kg⁻¹ a 592,05 mg.kg⁻¹ (Figura 2), ou seja, em alguns pontos a concentração é maior do que os valores encontrados na área de vegetação nativa (VN), onde as concentrações variam de 97,22 mg.kg⁻¹ a 140,86 mg.kg⁻¹. Isso reflete nas médias por área (Tabela 4), visto que a área que apresenta a maior concentração média é DF (218,81 mg.kg⁻¹) contra 117,73 mg.kg⁻¹ da área de vegetação nativa.

Situação semelhante acontece com a média da concentração para os elementos cobre e zinco. No local de disposição final (DF), a média para o cobre (48,05 mg.kg⁻¹) é superior às demais áreas (24,28 mg.kg⁻¹ e 32,77 mg.kg⁻¹) e a vegetação nativa é a área que apresenta a menor média (21,54 mg.kg⁻¹). Para o elemento zinco, a concentração média no local de disposição de resíduos (86,61 mg.kg⁻¹) também é superior às médias das concentrações do elemento nas outras áreas como, por exemplo, a área de vegetação nativa (23,38 mg.kg⁻¹). Tal situação evidencia que a disposição inadequada de resíduos contribui para um aporte de elementos dentro do local de disposição final inadequado, quando comparado as áreas AM e AJ e de vegetação nativa.

Nas áreas agrícolas, apenas em um ponto da área agrícola a jusante (AJ) (Figura 2), com possível influência do local de disposição final, ultrapassou o VRQ para o elemento cobre. De acordo com a Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009), a área agrícola AJ se classificaria como Classe 2, e poderia ser necessária uma avaliação do órgão ambiental, o que envolve “[...] análise da possibilidade de ocorrência natural da substância ou da existência de fontes de poluição, indicativos de ações preventivas

de controle, quando couber, não envolvendo necessariamente investigação”. Nesse caso, exclui-se a possibilidade de ocorrência natural de contaminação, devido à comparação com a área VN.

Quando comparada a área agrícola a montante (AM) do local de disposição de resíduos com a área AJ, a área AJ apresenta valores maiores do elemento cobre em média (32,77 mg.kg⁻¹), porém menor valor para outros elementos que a área AM. Conforme foi evidenciado por Marques e Silva (2011), o aporte de cobre em área próxima a um aterro controlado, pode ter relação tanto com o aterro quanto com atividades agrícolas desenvolvidas na propriedade. Práticas agrícolas inadequadas podem gerar um acúmulo de cobre proveniente de corretivos, fertilizantes, defensivos e fungicidas (Zortéa et al, 2016).

Os metais cobre, manganês e zinco apresentam em comum o fato de serem micronutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas e animais, além de serem liberados na decomposição da matéria orgânica (Lopes, 1988). Entretanto, em excesso, esses metais podem ser prejudiciais e desencadear efeitos tóxicos nas plantas e na biota do solo. Além da matéria orgânica, práticas agrícolas inadequadas podem gerar um acúmulo excessivo desses elementos proveniente de corretivos, fertilizantes, defensivos e fungicidas (Zortéa et al, 2016).

Nenhum dos pontos amostrados apresentaram concentrações superiores ao Valor de investigação da Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009). No entanto, é importante ressaltar que foram analisadas apenas amostras superficiais. Amostras em maiores profundidades podem ter seus valores alterados devido à tendência de fluxo de água no solo e condução de contaminantes para essas profundidades.

Um fator que corrobora com essa constatação é a textura arenosa do solo da área de disposição final. Estudo realizado em Mexicali no México (Gómez-Puentes *et al.*, 2016), mostrou que um lixão em um solo com característica arenosa e baixa capacidade de retenção de contaminantes, pode gerar importante contaminação na água subterrânea. Esse comportamento é explicado pela menor superfície específica desses solos em relação aos solos de textura argilosa, o que ocasiona menor capacidade de adsorção de contaminantes, possibilitando maior lixiviação de contaminantes

(Huang; Hartemink, 2020).

Ainda, por se tratar de um município de pequeno porte, o volume de resíduos dispostos menor, comparado a municípios de grande porte, pode contribuir para uma menor geração de chorume e uma menor contaminação.

3.3 Análise estatística das concentrações de metais

A análise estatística foi realizada, inicialmente, por meio do teste da normalidade das concentrações de contaminantes e a homogeneidade das

variâncias para as 4 áreas de estudos a fim de verificar se poderia ser aplicado o teste paramétrico. Como os pressupostos da análise de variância não foram atendidos utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Para essa análise foi utilizado o programa computacional de livre acesso R (R CORE TEAM, 2020).

A Tabela 5 apresenta as medianas da concentração dos elementos nas áreas de estudo e as letras que indicam se diferem ou não estatisticamente.

Tabela 5 – mediana das concentrações para as áreas de estudo e indicação de diferença estatística

Área	Elemento					
	Chumbo	Cobre	Zinco	Níquel	Manganês	Lítio
AJ	5,86 ^b	26,47 ^{ab}	20,69 ^b	14,57 ^a	114,80 ^b	5,18 ^{ab}
AM	6,59 ^b	23,09 ^{bc}	30,96 ^a	11,71 ^a	135,35 ^{ab}	4,58 ^b
DF	9,30 ^a	36,34 ^a	45,96 ^a	13,97 ^a	167,56 ^a	7,35 ^a
VN	6,01 ^b	21,76 ^c	22,45 ^b	11,05 ^a	116,24 ^b	4,79 ^b

Medianas seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis.

Fonte: autores (2024).

Como pode ser observado na Tabela 5, os elementos cobre, chumbo, lítio, manganês e zinco apresentaram variação de concentração significativa entre a área de disposição final (DF) e a área de vegetação nativa (VN). Apenas para o elemento níquel não houve variação da concentração.

A área de disposição final de resíduos (DF) também apresentou concentração de chumbo e lítio significativamente superior às demais áreas. Tanto o lítio quanto o chumbo podem estar presentes no lixo eletrônico, especialmente em baterias, lâmpadas fluorescentes, semicondutores, soldas, entre outros (Robinson, 2009). O chumbo pode ainda estar presente em resíduos de televisores de tubo de raios catódicos (CRT) e monitores de computador (Mear *et al.*, 2006)

O zinco é outro elemento que demanda atenção. A concentração desse elemento na área a jusante é superior ao encontrado na área a montante, o que pode estar relacionado à movimentação desse elemento a partir de processos como o escoamento superficial. O zinco na área a jusante pode também estar relacionado ao uso de

fertilizante fosfatado (Councell *et al.*, 2004), visto que a principal atividade nessa área é agrícola.

No estudo realizado por Machado *et al.* (2011) em um aterro controlado no município de Passo Fundo/RS, foi analisada a concentração dos metais Ni, Cu, Zn, Cr, Cd e Pb e comparada com uma área controle de reserva ambiental e com os valores orientadores da CETESB. Foram encontradas maiores concentrações de Cu, Zn e Cr, em comparação com a área de reserva, sendo que esses elementos ultrapassam os níveis de intervenção, conforme valores orientadores da CETESB.

Comparando-se as concentrações dos elementos do local de disposição final de Tupaciguara/MG com a área de vegetação nativa ao entorno constata-se que, com exceção do níquel, todos os demais elementos estudados apresentaram diferença significativa em relação à área de vegetação nativa, indicando que a disposição final de resíduos sólidos alterou a concentração dos elementos no solo de forma significativa.

4 CONCLUSÃO

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos ainda é uma realidade de muitas cidades brasileiras, podendo gerar diversos impactos ao meio ambiente, incluindo, contaminação do solo, ar e água, além das populações envolvidas. Apesar da legislação brasileira ter avançado nos últimos anos, os gestores municipais ainda enfrentam diversos problemas perante a desativação desses locais e sua remediação. Dentro desse cenário, este estudo avaliou a presença de metais pesados em uma área de disposição final de resíduos sólidos do município de Tupaciguara/MG e áreas próximas de vegetação nativa, área agrícola a jusante e a montante do local. Foram avaliados 6 metais, cobre, chumbo, zinco, níquel, manganês e lítio, além da caracterização físico-química do solo.

Foi observado que a concentração dos metais na área de disposição final (DF) estava estatisticamente maior que da vegetação nativa. Os valores obtidos neste estudo apontam que a lixiviação do chorume dos resíduos contribui para a contaminação do solo local. As concentrações dos contaminantes foram maiores que os valores de referência de qualidade (VRQ) para do estado de Minas Gerais, para 3 elementos, cobre, chumbo e zinco, e maiores que os valores de prevenção (VP) para os elementos cobre e zinco. Sendo assim, o solo local é classificado como Classe 3 e “[...] requer identificação da fonte potencial de contaminação, avaliação da ocorrência natural da substância, controle das fontes de contaminação e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea [...]”, de acordo com a Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009). A avaliação de ocorrência natural pode ser descartada, tendo em vista os valores encontrados na área de vegetação nativa. Desta forma, se faz necessário controle da fonte de contaminação por meio de um processo de remediação e monitoramento da área.

A caracterização básica mostrou que o solo apresenta característica arenosa na área de disposição final de resíduos. Isto gera maior preocupação, uma vez que solos com essa textura tendem a apresentar menor retenção de contaminantes, permitindo que os mesmos infiltrem atingindo solos mais profundos e a água subterrânea.

A aplicação de um método estatístico (teste de

Kruskal-Wallis) permitiu confirmar as diferenças entre as concentrações de zinco obtidas na área agrícola à montante e a jusante do aterro, indicando que a disposição de resíduos pode ser uma das fontes desses elementos para aquela área.

A área agrícola a jusante (AJ) apresentou alteração do parâmetro cobre, que ficou com valor maior que o valor de referência de qualidade. Nesse caso, de acordo com a Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009), a área é classificada como Classe 2 e necessita de ações preventivas de controle, não havendo obrigatoriedade de maior investigação. No entanto, recomenda-se que as áreas próximas devem ser também monitoradas para garantir a proteção ao meio ambiente e evitar exposição a populações próximas.

Para pesquisas futuras recomenda-se a realização de ensaios para avaliação de contaminação de outros metais e em amostras de solos em maiores profundidades, uma vez que esse estudo avaliou apenas amostras superficiais. Além disso, uma avaliação de contaminantes presentes na água subterrânea e superficial deve ser realizada para um melhor entendimento do impacto da disposição de resíduos no local.

FINANCIAMENTO DA PESQUISA

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) que forneceu uma bolsa de mestrado para um dos autores.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), a Universidade Federal de Uberlândia e a Universidade Federal do Oeste da Bahia pelo apoio na realização dessa pesquisa.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama 2022**. São Paulo, SP: ABRELPE, 2022.

BAAWAIN, M.; AL-MAMUN, A.; OMIÐVARBORNA, H.; AL-AMRI, W. Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 355-362, Feb. 2017.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 7 p., 2003.

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

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. 2013.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF, 2012.

BRASIL. **Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Marco legal do saneamento básico. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF. 2020.

CASTILHOS JÚNIOR., A. B (Coord.). Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades - PROSAB 3. Rio de Janeiro: RiMa, 2003. 294p.

COUNCELL, T. B., DUCKENFIELD, K. U., LANDA, E. R., CALLENDER, A. Tire-Wear Particles as a Source of Zinc to the Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 38, p. 4206-4214, Aug. 2004

GENCHI, G.; CAROCCI, A.; LAURIA, G.; SINICROPI, M.S.; CATALANO, A. Nickel: Human Health and Environmental Toxicology. **Int. J.**

Environ. Res. Public Health, v. 17, n. 679, Jan. 2020.

GÓMEZ-PUENTES, F.J.; PÉREZ-FLORES, M.A.; REYES-LÓPEZ, J.A.; LOPEZ, D.L.; HERRERA-BARRIENTOS, F.; GARCÍA-CUETO, R.O.; ROMERO-HERNÁNDEZ, S.; SOLÍS-DOMÍNGUEZ, F.A.; MARTÍN-LOECHES GARRIDO, M. 2016. Geochemical modeling and low-frequency geoelectrical methods to evaluate the impact of an open dump in arid and deltaic environments.

Environmental Earth Sciences, v. 75, Jul. 2016.

GU, B.; JIANG, S.; WANG, H.; WANG, Z.; JIA, R.; YANG, J.; HE, S.; CHENG, R. Characterization, quantification and management of China's municipal solid waste in spatiotemporal distributions: A review. **Waste Management**, v. 61, p. 67-77, Mar. 2017.

GUTIERREZ, K. G.; MATOS, A. T.; ROSSMANN, M. Influência da presença de camada de resíduos de construção civil na remoção de metais pesados em percolado recirculado de aterro sanitário. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 87-98, ago. 2010.

HUANG, J.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, v. 208, Sep. 2020.

HUSSEIN, M.; YONEDAB, K.; MOHD-ZAKIC, Z.; AMIR, A.; OTHMAN, N. Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. **Chemosphere**, v. 267, Mar. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2022**. Rio de Janeiro, 2022.

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. **Urban Development**. Washington, DC: World Bank, Set. 2018.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, 297-336, 2002.

LASSO, P. R. O.; VAZ, C. M. P.; BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, C. R.; BACCHI, O. O. S. Avaliação

do uso de resíduos de construção e demolição reciclados como corretivo da acidez do solo.

Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 37, n. 6, p. 1659-1668, Dez. 2013.

LIMA, A. S.; CABRAL, A. E. B. Caracterização e classificação dos resíduos de construção civil da cidade de Fortaleza (CE). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.18, n. 2, p. 169-176, jun. 2013.

LIMA, P. G.; TAMARINDO, U. G. F.; FORTI, J. C., BRAGA JUNIOR S. S. Avaliação de um aterro sanitário por meio do Índice de Qualidade de Resíduos Sólidos. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 11, n. 1, p. 88-106, mar. 2017.

LOPES, A. S. (Trad.). **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2. ed., rev. e ampl. Piracicaba: Potafos, 1988.

MACHADO, M. E.; MENEZES, J. C. S. S.; COSTA, J. F. C. L.; SCHNEIDER, I. A. H. Análise e avaliação da distribuição de metais pesados em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos "Aterro Invernadinha". **Evidência**, v. 11, n. 2, p. 69-82, 2011.

MARINHO, A.P.F.; NASCIMENTO, C.W.A.; CUNHA, K.P.V. Soil degradation and Cu, Cr, Ni, Pb and Zn contamination in dumpsites of humid and semiarid tropical regions in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 194, n. 7, May. 2022.

MARQUES, R. F. P.; SILVA, A. M. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais**. 2011. 95 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2011.

MÉAR, F., YOT, P., CAMBOM, M., RIBES, M. The characterization of waste cathode-ray tube glass. **Waste Management**, v. 26, n. 12, p. 1468-1476, 2006.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Resolução nº 166, de 29 de junho de 2011. **Diário do Executivo de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 27 de julho de 2011.

MOREIRA, F.R.; MOREIRA, J.C. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu

significado para a saúde. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 15, n. 2, p. 119–129, 2004.

MORITA, A.K.M., IBELLI-BIANCO, C., ANACHE, J.A.A., COUTINHO, J. V., PELINSON, N.S., NOBREGA, J., ROSALEM, L.M.P., LEITE, C.M.C., NIVIADONSKI, L.M., MANASTELLA, C., WENDLAND, E. Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: A review. **Waste Management**, v. 15, n. 131, p. 163–176, Jul. 2021.

MOURA, A. A.; LIMA, W. S.; ARCHANJO, C. R. Análise da composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso - município de Itaúna - MG. **SynThesis: Revista Digital FAPAM**, Pará de Minas, n.3, p. 4-16, abr. 2012.

NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 19, n. 2, p. 1433-1456, Ago. 2021.

NAVEEN, B.P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T.G., SIVAPULLAIAH, P.V.; RAMACHANDRA, T.V. Characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, Part A, p. 1-12, 2017.

OHIAGU, F.O.; CHIDOKA, P.; AHANEKU, C.C. Human exposure to heavy metals: toxicity mechanisms and health implications. **Material Science & Engineering International Journal**, v. 6, n. 2, p. 78–87, Jul. 2022.

OLIVEIRA, M. D. R. **Avaliação da contaminação do solo pela disposição inadequada de resíduos sólidos em Romaria/MG**. 2012. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

PASTOR, J., HERNÁNDEZ, A. J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. **Journal of Environmental Management**, v. 19, Suppl., Mar. 2012.

R CORE TEAM 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2022.

RESTREPO, J. J. B. Determinação da taxa de transferência de elementos-traço de resíduos

sólidos urbanos para lixiviado. 2013. 223 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

REZAEISABZEVAR, Y.; BAZARGAN, A.; ZOHOURIAN, B. Landfill sites election using multicriteria decision making: Influential factors for comparing locations. *Journal of Environmental Sciences*, v. 93, p. 170–184, Jul. 2020.

ROBINSON, B. H. E-waste: An assessment of global production and environmental impacts. *Science of the Total Environment*, v 408, n 2, p. 183-191, Dec. 2009.

RONG, L.; ZHANG, C.; JIN, D.; DAI, Z. Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. *Journal of Cleaner Production*, v. 142, p. 1-7, Oct. 2015.

ROSENDO, J. S.; ROSA, R. Comparação do estoque de C estimado em pastagens e vegetação nativa de cerrado. *Sociedade e Natureza*, v.24, n. 2, p. 359-376, ago. 2012.

SAMADDER, S. R.; PRABHAKAR, R.; KHAN, D.; KISHAN, B.; CHAUHAN, M.S. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. *Science Total Environmental*, v. 508, n. 1, p. 593-601, Feb. 2017.

SIZIRICI, B.; TANSEL, B. Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. *Waste Management*, v. 38, n. 1, p. 263-270, Apr. 2015.

SONG, L.; LI, L.; YANG, S.; LAN, J.; HE, H.; McELMURRY, S. P. ZHAO, Y. Sulfamethoxazole, tetracycline and oxytetracycline and related antibiotic resistance genes in a large-scale landfill, China. *Science of the Total Environment*, v. 551-552, p. 9-15, May. 2016.

SOUSA, H. A.; ROESER, H. M. P.; MATOS, A. T. Métodos e técnicas aplicados na avaliação ambiental do aterro da BR-040 da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte MG. *Revista Escola de Minas*, Ouro Preto, v. 55, n. 4, 2002.

TEIXEIRA, P.C., DONAGEMMA, G.K., FONTANA, A., TEIXEIRA, W.G. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 3. ed., rev. e ampl. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017.

TUPACIGUARA. *Plano Municipal de Saneamento Básico*. Tupaciguara: Prefeitura Municipal de Tupaciguara, 2016.

UNITED STATES OF AMERICA. Environmental Protection Agency. Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils. Revision 1. Washington, DC, 2007.

VARDHAN, K. H.; KUMAR, P. S.; PANDA, R. C. A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, v. 290, Sep. 2019.

VILELA, L.; SOARES, W. V.; SOUSA, D. M. G.; MACEDO, M. C. M. Calagem e adubação para pastagens na região do cerrado. *Circular Técnica*, n. 37, Planaltina, EMBRAPA-CPAC, 1998.

WANG, Y.; PLEASANT, S.; JAIN, P.; POWELL, J. TOWNSEND, T. Calcium carbonate-based permeable reactive barriers for iron and manganese groundwater remediation at landfills. *Waste Management*, v. 53, p. 128-135, Jul. 2016.

ZORTÉA, T.; TESTA, M.; SILVA, A. W. L.; BARETTA, D. Toxicidade do cobre em função da correção do pH em dois solos naturais – Uma abordagem com plantas e organismos edáficos. *Scientia Agraria*, Curitiba, v. 17 n. 1, p. 1-9, jan./mar. 2016.