

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS
CÂMPUS CENTRAL ANÁPOLIS DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
HENRIQUE SANTILLO
MESTRADO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**ATRIBUTOS QUÍMICOS EM SOLO SOB DEPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS NO MUNICÍPIO DE JARAGUÁ-GOIÁS**

Robson de Oliveira Félix

ANÁPOLIS – GO
AGOSTO/2020

**ATRIBUTOS QUÍMICOS EM SOLO SOB DEPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS NO MUNICÍPIO DE JARAGUÁ-GOIÁS**

Robson de Oliveira Félix

Orientadora: Prof.^a Dra. Gisele Carneiro da Silva Teixeira

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás – UEG, Campus Central Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológicas - Henrique Santillo, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola – Saneamento Ambiental, para obtenção do título de MESTRE.

ANÁPOLIS – GO
AGOSTO/2020

**TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA PUBLICAÇÃO DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL (BDTD)**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Estadual de Goiás a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UEG), regulamentada pela Resolução, **CsA n.1087/2019** sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

Dados do autor (a)Nome Completo Robson de Oliveira FélixE-mail robsonfelix.eng2014@hotmail.com**Dados do trabalho**Título Atributos químicos em solo sob deposição de resíduos sólidos urbanos no município de Jaraguá-Goiás**Data da Defesa** 31/08/2020**Tipo**

[] Tese [x] Dissertação

Programa de Pós-Graduação *Stricto sensu* em Engenharia Agrícola

Concorda com a liberação documento

[] SIM

[x] **NÃO Casos de impedimento:** Período de embargo por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo necessita de justificativa junto à coordenação do Programa.

[] Solicitação de registro de patente;

[x] Submissão de artigo em revista científica;

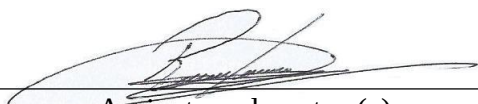
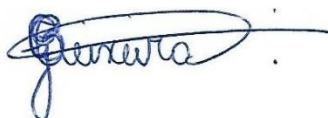
[] Publicação como capítulo de livro;

[] Publicação da dissertação/tese em livro.

Anápolis - Goiás, 13/12/2020

Local

Data


Assinatura do autor (a)

Assinatura do orientador (a)

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UEG
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

FF316a FÉLIX, Robson de Oliveira

Atributos químicos em solo sob deposição de resíduos sólidos urbanos no município de Jaraguá-Goiás / Robson de Oliveira FÉLIX; orientador Gisele Carneiro da Silva TEIXEIRA. -- Anápolis, 2020.
71 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação Mestrado Acadêmico em Engenharia Agrícola) -- Câmpus Central - Sede: Anápolis - CET, Universidade Estadual de Goiás, 2020.

1. Poluição ambiental. 2. Lixão. 3. Aterro controlado. 4. Aterro sanitário. I. TEIXEIRA, Gisele Carneiro da Silva, orient. II. Título.



Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Coordenação do Programa de Pós-graduação *Stricto sensu* em Engenharia Agrícola

ATA DE DEFESA DA DISSERTAÇÃO – M.Sc

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA

REALIZADA EM trinta e um de agosto de dois mil e vinte

PROGRAMA de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola

CANDIDATO Robson de Oliveira Félix

BANCA EXAMINADORA:

1. Profa. Dra. Gisele Carneiro da Silva Teixeira (Orientadora/UEG)
2. Prof. Dr. Jonas Alves Vieira (UEG)
3. Prof. Dr. Marco Aurélio Pessoa de Souza (UFG)

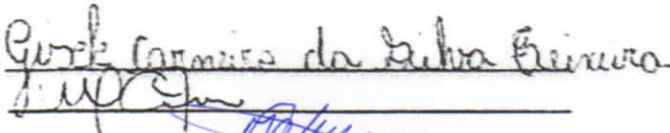
TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: "Atributos químicos em solo sob deposição de resíduos sólidos urbanos no município de Jaraguá-Goiás"

LOCAL: Via Webconferência - <https://meet.google.com/uam-vyyi-bky> (Conforme Portaria CAPES n. 036/2020; e Instrução Normativa n.1, 31/03/2020, da Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-graduação – UEG).

HORÁRIO DE INÍCIO: 14:00 horas, em sessão pública, após exposição de cerca de 40 minutos, o candidato foi argüido oralmente, pelos membros da banca, tendo demonstrado suficiência de conhecimento e capacidade de sistematização no tema de sua Dissertação, sendo aprovado por unanimidade, com correções. Na forma regulamentar foi lavrada a presente ata que é assinada pelos membros da banca, e pelo candidato.

Anápolis, 31 de agosto de 2020.

Orientadora:



Candidato:



Dedico este trabalho científico em primeiro lugar a Deus, que me deu a vida e a força necessária para superar os desafios do dia-a-dia e aos meus familiares e colegas por terem apoiado esse projeto.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter-me dado o dom da sabedoria.

Agradeço a minha família, em especial aos meus pais que sempre me incentivaram nessa empreitada e que me apoiaram em todas minhas decisões e momentos difíceis.

O meu profundo agradecimento à minha orientadora: Dra. Gisele Carneiro da Silva Teixeira que contribuiu com seu grande conhecimento teórico e técnico dos assuntos propostos.

A todos os professores, colegas e amigos que direta ou indiretamente contribuíram para o cumprimento de mais essa etapa em minha vida profissional, sempre incentivando e apoiando.

SUMÁRIO

RESUMO.....	XI
ABSTRACT	XII
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Conceitos Gerais de Resíduos Sólidos.....	4
2.2 Deposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil.....	4
2.3 Deposição de resíduos sólidos urbanos no Estado de Goiás	5
2.4 Formas de deposição de resíduos.....	5
2.4.1 Lixão	5
2.4.2 Aterro Controlado	6
2.4.3 Aterro sanitário	7
2.5 Resíduos Líquidos da Deposição de RSU	8
2.6 Impactos ambientais negativos dos RSUs	8
2.7 Classificação dos resíduos sólidos urbanos	9
2.8 Metais poluentes	10
2.8.1 Origem dos metais poluentes	11
2.8.2 Comportamento dos metais poluentes	11
2.8.3 Caracterização dos metais poluentes	13
2.8.3.1 Cádmio (Cd)	13
2.8.3.2 Chumbo (Pb).....	13
2.8.3.3 Cobre (Cu)	14
2.8.3.4 Cromo (Cr).....	15
2.8.3.5 Ferro (Fe)	15
2.8.3.6 Manganês (Mn).....	16
2.8.3.7 Zinco (Zn)	17
2.9 Limites de teores de metais estabelecidos pelo CONAMA.....	17
3 MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 Descrição da área de estudo.....	20
3.2 Caracterização do local de destinação dos resíduos	21
3.3 Coleta de dados	23
3.4 Análises laboratoriais.....	26
3.4.1 Preparação das Amostras	26

3.4.2	Textura	26
3.4.3	pH do solo	27
3.4.4	Cátions Trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}).....	28
3.4.4.1	Cálcio e Magnésio Trocável	29
3.4.4.2	Alumínio Trocável	29
3.4.5	Matéria orgânica.....	30
3.4.6	Nutrientes (Cu, Zn, Fe, Mn, K, P).....	31
3.4.7	Metais Poluentes (Cd, Cr, Pb)	32
3.5	Análise estatística	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	34
4.1	Análise descritiva.....	34
4.2	Análise multivariada	40
4.3	Análise de função discriminante	40
4.4	Análise em componentes principais (PCA)	41
4.5	Análise de agrupamento.....	48
5	CONCLUSÕES	50
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Classificação dos resíduos quanto ao grau de biodegradabilidade – FUNASA..	10
TABELA 2. Valores limites dos teores de metais orientadores de qualidade do solo de acordo com a resolução CONAMA nº 420/2009	17
TABELA 3. Valores de referência de qualidade no Estado de São Paulo e Minas Gerais	18
TABELA 4. Análise química das amostras de solo (pré-testes) coletadas em 6 profundidades [pH, Matéria Orgânica (M.O.), Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Zinco (Zn)]	26
TABELA 5. Análise química das amostras de solo coletadas nos 15 pontos amostrais [Textura, pH, Matéria Orgânica(M.O.), Cálcio(Ca), Magnésio(Mg), Fósforo(P), Potássio(K), Capacidade de troca catiônica, Ferro(Fe), Cádmio(Cd), Chumbo(Pb), Cobre(Cu), Cromo(Cr), Manganês(Mn), e Zinco(Zn)] para profundidade de 2m.	34
TABELA 6. Análise química das amostras de solo coletadas nos 15 pontos amostrais[Textura, pH, Matéria Orgânica(M.O.), Cálcio(Ca), Magnésio(Mg), Fósforo(P), Potássio(K), Capacidade de troca catiônica, Ferro(Fe), Cádmio(Cd), Chumbo(Pb), Cobre(Cu), Cromo(Cr), Manganês(Mn), e Zinco(Zn)] para profundidade de 4m.	35
TABELA 7. Análise química das amostras de solo coletadas nos 15 pontos amostrais [Textura, pH, Matéria Orgânica(M.O.), Cálcio(Ca), Magnésio(Mg), Fósforo(P), Potássio(K), Capacidade de troca catiônica, Ferro(Fe), Cádmio(Cd), Chumbo(Pb), Cobre(Cu), Cromo(Cr), Manganês(Mn), e Zinco(Zn)] para profundidade de 6m.	36
TABELA 8. Análise descritiva apresentada por teores médios, máximos e mínimos, desvio padrão(DP), coeficiente de variação (CV) dos parâmetros [Textura, pH, Matéria Orgânica(M.O.), Cálcio(Ca), Magnésio(Mg), Fósforo(P), Potássio(K), Capacidade de troca catiônica, Ferro(Fe), Cádmio(Cd), Chumbo(Pb), Cobre(Cu), Cromo(Cr), Manganês(Mn), e Zinco(Zn)] das amostras a montante (M), lixão (L) e Jusante (J).	37
TABELA 9. Resumo da análise de variância multivariada (MANOVA) para a três coberturas, três profundidades e interação entre local e profundidade para os parâmetro físico-químicos: Textura, pH, Matéria orgânica (M.O.), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio (K), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Zinco (Zn).	40
TABELA 10. Resumo de análise de componentes principais, autovalores e variâncias multivariadas.	42

TABELA 11. Análise de similaridade entre métodos de distância par análise de agrupamento	
.....	48

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Ilustração de lixão e seus respectivos impactos ambientais	6
FIGURA 2. Ilustração de aterro controlado	6
FIGURA 3. Ilustração de aterros sanitários.....	7
FIGURA 4. (a) Localização do município de Jaraguá no mapa de Goiás. (b) Área experimental no local de deposição de RSU de Jaraguá-GO.	20
FIGURA 5. Local de destinação de Resíduos Sólidos Urbanos de Jaraguá-Goiás.....	21
FIGURA 6. Queima de RSU em local de deposição de resíduos de Jaraguá-Goiás.....	22
FIGURA 7. (a) Aparelho GPS para locação das amostras. (b) Pontos de coleta de amostras simples.....	23
FIGURA 8. Trado Mecânico acoplado em trator para coleta de amostras simples a profundidades até seis metros.....	24
FIGURA 9. Amostras de solo etiquetadas e embaladas em sacos de plásticos (zip lock)	25
FIGURA 10. Amostras de solo sendo agitadas por agitador mecânico de hélice.....	27
FIGURA 11. Amostras pesadas em copo (a); solução para determinação de pH (b); leitura do pH (c).....	28
FIGURA 12. Copo plástico com adição de 10g de solo (TFSA) (a); solução extratora de KCl mol L ⁻¹ (b).....	29
FIGURA 13. Aplicação das gotas de azul de bromotimol para leitura do alumínio trocável. .	30
FIGURA 14. Pesagem de 1g de solo (a); adição de K ₂ Cr ₂ O ₇ (b); adição de 50mL água destilada (c); amostras pipetadas para leitura de matéria orgânica (d).....	31
FIGURA 15. Solução extratora Mehlich (a); Espectrofotômetro de absorção atômica (b); Fotômetro de chama (c).....	32
FIGURA 16. Análise de função discriminante para os tratamentos (L - Lixão; M - Montante; J - Jusante)	41
FIGURA 17. Distribuição dos escores das componentes principais CP1 e CP2 das 45 amostras de solo	43
FIGURA 18. Distribuição dos escores das componentes principais CP1 e CP3 das 45 amostras de solo	44
FIGURA 19. Distribuição dos escores das componentes principais CP2 e CP3 das 45 amostras de solo.	45
FIGURA 20. Projeção bidimensional dos autovetores das componentes principais CP1 e CP2 (a), CP1 e CP3 (b) e CP2 e CP3 (c).....	46

FIGURA 21. Projeção tridimensional dos escores e autovetores das componentes principais CP1 e CP2 e CP3.....	47
FIGURA 22. Dendograma dos pontos amostrados para análise de agrupamento com método de distância Manhattan e método de ligação do vizinho mais distante.....	49

Atributos químicos em solo sob deposição de resíduos sólidos urbanos no município de Jaraguá-Goiás

RESUMO

A destinação adequada dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) vem sendo pauta de inúmeras discussões, não só entre estudiosos da área, como também nas políticas públicas, buscando caminhos que possam diminuir os impactos ambientais oriundos da má destinação final desses resíduos. A destinação incorreta de RSU afeta não só os solos onde são depositados, como também podem contaminar águas superficiais e subterrâneas, caracterizando-se como agentes de poluição do meio, afetando a qualidade de vida e saúde das pessoas sob sua influência. Assim, objetivou-se no presente trabalho avaliar algumas características físico-químicas do solo, e possíveis contaminações por metais poluentes em local de destinação final de Resíduos Sólidos Urbanos na cidade de Jaraguá-Goiás. O arranjo amostral foi definido em esquema 3x3, sendo três coberturas de solo (L - lixão, M - montante, J - jusante) e três profundidades (2, 4 e 6m). Os seguintes parâmetros físico-químicos do solo foram avaliados: textura, pH, matéria orgânica, CTC, Ca, Mg, os nutrientes (P, K, Cu, Fe, Mn, Zn) e os metais poluentes (Cd, Pb, Cr). Os dados foram submetidos à análise estatística descritiva, de componentes principais PCA e de agrupamento por dendrograma, utilizando os softwares Microsoft Office Excel® e o R, para as variáveis descritas. Os resultados indicaram que as amostras do local de deposição de RSU analisadas não estão contaminadas, considerando os limites estabelecidos pelo CONAMA, CETESB e COPAM, contudo, estes valores apresentaram diferença significativa entre as amostras provenientes do aterro em comparação com as amostras a montante e jusante do mesmo. Parâmetros como Ca, Mg, K, Fe, Cr, Cu, Mn e pH foram significativos nas amostras do aterro, enquanto Pb, P e Zn obtiveram maiores teores nos pontos à montante. Conclui-se que, apesar de não atingir os limites estabelecidos, os dados demonstram que os solos da região do aterro apresentaram características físico-químicas que indicam tendência de contaminação do solo sob influência da deposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU).

Palavras-chave: Poluição ambiental, lixão, aterro controlado, aterro sanitário.

Chemical attributes in soil under deposition of municipal solid waste in the municipality of Jaraguá-Goiás

ABSTRACT

The proper destination of Municipal Solid Waste (MSW) has been the subject of numerous discussions, not only among scholars in the area, but also in public policies, seeking ways that can reduce the environmental impacts arising from the bad final destination of this waste, which affect not only the soils where they are deposited, as well as they can contaminate surface and underground waters, being agents of pollution of the environment, affecting quality of life and health of the people under its influence. Thus, the objective of this research was to evaluate the physical-chemical characteristics of the soil, and possible contamination by polluting metals in a final destination of Municipal Solid Waste in the city of Jaraguá-Goiás. The sampling arrangement was defined in a 3x3 scheme, with three soil coverings (L - dump, M - upstream, J - downstream) and three depths (2, 4 and 6m). The following physical-chemical parameters of the soil were evaluated: texture, pH, organic matter, CTC, Ca, Mg, P, K and the polluting metals (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Zn). The data were submitted to descriptive statistical analysis, principal component analysis (PCA) and cluster analysis by dendrogram, using Microsoft Office Excel® and R software, for the described variables. The results indicated that the samples from the MSW deposition site analyzed are not contaminated, considering the limits established by CONAMA, CETESB and COPAM, however, these values showed a significant difference between the samples from the landfill compared to the samples upstream and downstream of the same. Parameters such as Ca, Mg, K, Fe, Cr, Cu, Mn and pH were significant in the landfill samples, while Pb, P and Zn obtained higher levels in the upstream points. It is concluded that, despite not reaching the established limits, the data demonstrate that the soils in the landfill region showed physical-chemical characteristics that indicate a trend of soil contamination under the influence of the deposition of Municipal Solid Waste (MSW).

Keywords: Environmental pollution, dump, controlled landfill, landfill.

1 INTRODUÇÃO

O avanço industrial e tecnológico, muitas vezes tido como positivo e inevitável nos tempos modernos, atrelados ao crescimento populacional tem resultado em uma sociedade moderna consumista, e tal característica, quando vista na esfera ambiental, tem levantado um alerta, como por exemplo na produção expressivas de resíduos de diversas naturezas e características, gerando preocupações ambientais quanto à forma de destinação de tais materiais, a fim de evitar contaminação do solo e água, seja superficial ou subterrânea decorrente de lixiviação no processo de decomposição dos mesmos no meio ambiente (KEMERICH et al., 2014).

A deposição de resíduos sólidos tem sido uma pauta presente em meio político e social, seja pela esfera ambiental, de saúde pública e econômica, tendo como ápice a busca por melhores formas de destinação final que resulte em redução dos impactos ambientais em uma escala significativa, bem como criar formas sustentáveis de aproveitamento desses resíduos (IWAI, 2012).

Quando se avalia a destinação final de resíduos oriundos da atividade humana, a contaminação dos recursos naturais é uma preocupação constante e esse fator reforça a necessidade de busca por novas técnicas para o tratamento eficaz destes, bem como os espaços úteis capazes de suprir a crescente produção destes resíduos pela população (LOPES, 2006).

Como forma de minimizar os impactos ambientais oriundos da má deposição dos resíduos sólidos, foi instituída no Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei nº 12.305/2010. A lei em questão estabeleceu uma reestruturação dos locais de destinação final dos resíduos sólidos nos municípios de forma ambientalmente adequada por meio da implantação de aterros sanitários, implicando em remediação e eliminação de lixões e aterros controlados em um prazo de quatro anos após apresentação da mesma (BRASIL, 2010).

Entretanto, em conflito à proposta apresentada, o Senado Federal Brasileiro aprovou o projeto de Lei nº 425/2014, que prorroga os prazos estipulados em lei anteriormente mencionada de forma escalonada. Para capitais e municípios da região metropolitana, o prazo foi fixado em 31 de julho de 2018, enquanto que cidades de fronteira, bem como os municípios com população acima de 100 mil habitantes, tiveram até 31 de julho de 2019 para implementarem as mudanças. As cidades entre 50 e 100 mil habitantes tem um ano a mais para implementação dos aterros sanitários, e por fim, para municípios com menos de 50 mil

habitantes, com base no Censo de 2010, terão prazo máximo até 31 de julho de 2021 (BRASIL, 2014).

Embora haja prazo estipulado em Lei para implantação dos aterros sanitários como forma de controle e minimização de impactos ambientais e preservação de recursos naturais na deposição de resíduos sólidos, o desenvolvimento dessa técnica esbarra diretamente na questão financeira de grande parte dos municípios brasileiros. As políticas públicas, pelos investimentos atribuídos ao setor, não são suficientes para que a maioria dos pequenos municípios sejam capazes de avançar em projetos tecnicamente adequados. Estes fatores têm levantado uma constante discussão quanto ao nível de contaminação ambiental em casos de má destinação desses resíduos (IWAI, 2012).

Os municípios com população inferior a 30 mil habitantes são os principais responsáveis pela deposição inadequada do lixo, sendo esses para Arcila (2008), os principais protagonistas quanto à destinação inadequada dos RSU no Brasil e, esta realidade não é diferente no Estado de Goiás. Apesar da Lei 12.305/10, complementada pelo projeto de Lei nº 425/2014 prever o fim dos lixões e aterros controlados até o prazo máximo de julho de 2021, ainda são incipientes ou inexistentes, as ações públicas com o objetivo de atender à exigência, ou buscar formas de contribuir técnica e financeiramente com a instalação dos aterros sanitários previstos em Lei.

Dentre as cidades do Estado de Goiás com deposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, está o município de Jaraguá, objeto de estudo desta pesquisa, considerado um pólo de confecção têxtil de grande valor para o Estado. Neste caso, a coleta dos resíduos do perímetro urbano é realizada por uma empresa terceirizada e, por sua vez, encaminha para o aterro. O descarte é realizado sem nenhuma preocupação ambiental, com a separação de materiais com alguma prerrogativa econômica como alumínio, papelão e plásticos (OLIVEIRA e DAMACENA, 2018).

O desenvolvimento demográfico do município em estudo, assim como em grande parte dos municípios brasileiros, vem levantando sérios questionamentos quando à crescente produção de RSU e a degradação ambiental gerado pela inadequada deposição desses resíduos, seja por contaminação do ar, do solo e até mesmo de mananciais próximos a esses locais de destinação final de resíduos (GOEZ, 2015).

A destinação inadequada dos resíduos sólidos tem sido considerada como fonte potencial de contaminação de solos e de mananciais superficiais e subterrâneos, afetando não só os recursos naturais, mais também a fauna e o homem, pela proliferação de vetores causadores de doenças. Segundo Lisk (1991), o balanço hídrico nos locais de deposição dos

RSU é quantificado pela entrada de água por chuvas e processos de decomposição dos resíduos. O mesmo autor propõe uma medida de perdas pela evaporação, escoamento superficial, transpiração, difusão na cobertura dos locais de destinação e pela produção de lixiviados como o chorume, altamente contaminador.

Diante do exposto, a presente pesquisa teve como objetivo verificar se a disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Jaraguá-Goiás, pode alterar os parâmetros químicos da solução do solo, especialmente a presença de metais, resultando em possível contaminação do solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Conceitos Gerais de Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos, na linguagem popular, são definidos simplesmente como lixo. Em outras palavras, é entendido socialmente como um material sem valor, descartado de forma não controlada, de origens diversas e misturados sem preocupação com reaproveitamento, com potencial de geração de impactos ambientais e de saúde pública pelo descaso às diversas formas errôneas de deposição (GOEZ, 2015).

No entanto, trata-se de um conceito equivocado. Posto isso, sob um viés técnico e científico, entende-se por:

"Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível, NBR 10.004" (ABNT, 2004, p.1).

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), resíduos sólidos são todos os materiais, objetos ou substâncias oriundos de atividades antrópicas, cuja a deposição final seja procedido nos estados sólidos, semissólidos, ou no estado gasoso e líquido compreendido em recipientes, cujas particularidades inviabilizam o seu descarte nas redes públicas de esgoto ou em corpos hídricos (BRASIL, 2010).

2.2 Deposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil

Em dados levantados pela Associação Brasileira de Empresas e Limpezas Públicas e Resíduos Especiais - ABRELPE (2019), em 2018 a geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) chega a 216.629 t.dia⁻¹, o que equivale a uma produção per capita de 1,039 kg.hab⁻¹.dia. Monteiro et al. (2001) ressalta que em megalópoles, a geração de RSU tendem a atingir marcas superiores à média nacional.

Embora tenha havido um maior interesse pública nos últimos anos, os problemas financeiros e administrativos dos órgãos públicos ainda influem diretamente na má deposição dos resíduos sólidos, sendo que mais da metade dos municípios brasileiros ainda depositam indevidamente os resíduos sólidos nos ditos lixões, vazadouros a céu aberto, locais de depósito sem controle técnico à contaminação do solo, água e atmosfera sendo apenas

cobertos por terra. Ressalta-se que houve um pequeno aumento na destinação em aterros sanitários, com métodos específicos para a minimização de impactos ambientais por técnicas de impermeabilização ante a contaminação dos solos e lençol freático (GOUVEIA, 2012).

Segundo dados levantados em 2018, 54% dos municípios brasileiros ainda apresentam destinação de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de forma inadequada, em lixões e aterros controlados, estando apenas 46% dos municípios em conformidade a Lei nº 12.305/2010, com sistema de aterros sanitários para recebimento de resíduos sólidos (ABRELPE, 2019).

2.3 Deposição de resíduos sólidos urbanos no Estado de Goiás

Segundo Vieira e Mendes (2017), a situação dos municípios goianos encontra-se em situação mais crítica que a média nacional, sendo que apenas 16 municípios, dos 246 existentes, possuem destinação adequada de resíduos por aterro sanitário, ou seja, 230 municípios ainda lançam seus resíduos sólidos diretamente em contato com o solo, em lixões ou aterros controlados.

Conforme documento informativo apresentado em 2015 pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Cidades, Infraestrutura e Assuntos Metropolitanos (SECIMA, 2015), os municípios goianos com deposição de resíduos por aterro sanitário licenciados são: Alto Horizonte, Anápolis, Aparecida de Goiânia, Bela Vista de Goiás, Bonfinópolis, Campo Alegre de Goiás, Catalão, Chapadão do Céu, Cidade Ocidental, Goianésia, Hidrolândia, Palmeiras de Goiás, Rio Quente, Senador Canedo, Turvelândia e Valparaíso de Goiás. O quadro de lixões do Estado de Goiás, conforme o núcleo de licenciamento ambiental, permanece inalterado no ano de 2017.

2.4 Formas de deposição de resíduos

Dentre os resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados no Brasil em 2018, 59,5% tiveram adequada deposição final, sendo depositados em aterros sanitários, enquanto que uma parcela ainda significativa, 40,5%, não há uma deposição de maneira ambientalmente correta (ABRELPE, 2019). A seguir serão descritas as diferentes definições e técnicas empregadas para os principais sistemas de deposição final de RSU.

2.4.1 Lixão

Também denominados lixões a céu aberto caracterizam-se como uma forma desordenada e sem compactação ou coberturas dos RSU depositados. Segundo Castilhos Junior (2003), tem como principais pontos negativos, o favorecimento da poluição do ar, solo e água, além de agir de forma a propiciar a proliferação de vetores de doenças.

O lixão é uma técnica inadequada de deposição final de RSU, sendo prevista em lei sua substituição por técnicas ambientalmente adequadas, como o aterro sanitário. É caracterizado por descarte direto no solo (Figura 1), sem nenhum tratamento ou proteção ao meio ambiente, afetando diretamente o sistema e a saúde pública, seja por vetores de doenças, geração de maus odores, contaminação de águas superficiais e subterrâneas, bem como o objeto de pesquisa desse trabalho, a contaminação do solo (IWAI, 2012).



FIGURA 1. Ilustração de lixão e seus respectivos impactos ambientais
Fonte: FEAM (2010).

2.4.2 Aterro Controlado

Os aterros controlados são ambientes medianamente controlados, que recebem a destinação final de RSU, e diferente dos lixões, é uma técnica que confina os resíduos sem poluição externa, ou seja, com aplicação de coberturas diárias dos RSU (Figura 2), entretanto, sem a implementação de revestimentos no solo para proteção ambiental do mesmo (FEAM, 2010).



FIGURA 2. Ilustração de aterro controlado
Fonte: FEAM (2010).

Para Bidone e Povinelli (1999) embora seja uma técnica que reduz os impactos à saúde pública e a contaminação do ar, bem como a redução da proliferação de vetores de doenças, ainda é uma técnica inadequada de deposição de RSU pelo fato de não contemplar uma tecnologia completa que inclui a preservação do solo e água devido à falta de controle dos lixiviados.

2.4.3 Aterro sanitário

Aterros sanitários é a forma adequada de destinação final dos resíduos sólidos urbanos, tendo a seguinte conceituação:

"Técnica de deposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário, NBR 8419" (ABNT, 2003, p.1).

Para Hamada (2003), os aterros sanitários é mundialmente a técnica de deposição de RSU mais eficiente, quando analisado no âmbito econômico e ambiental, e mesmo com a busca por redução de geração de resíduos através da reciclagem e reutilização, essa técnica é essencial para o manejo integrado de RSU. A Figura 3 ilustra locais que adotam a técnica de aterro sanitário como deposição final de resíduos.



FIGURA 3. Ilustração de aterros sanitários
Fonte: IWAI (2012).

2.5 Resíduos Líquidos da Deposição de RSU

O chorume é um líquido aquoso originado da deposição de RSU, sem proteção superficial no solo este líquido é drenado no perfil do solo, atingindo águas pluviais (SAMADDER et al., 2017). Os resíduos líquidos gerados pela deposição de RSU transportam o solúvel, seja tóxico ou não, em produtos de reações bioquímicas que se propagam no meio. Sua composição é variável (xenobióticos, metais poluentes, orgânicos, entre outros), apresenta cor escura, é de suma importância o tratamento deste fluido antes de sua liberação em recursos hídricos (RENOU et al., 2008; KJELDSSEN et al., 2002).

A qualidade e quantidade do lixiviado gerado está diretamente ligado à composição dos resíduos, bem como seu volume de depósito, sua solubilidade, teor de umidade, fatores hidro geológicos locais, clima, altitude, dentre outras características do RSU e edafoclimáticas. A composição do lixiviado varia significativamente de caso a caso, principalmente mediante as características dos resíduos depositados no aterro, seja doméstico, industrial, hospitalar, comercial; o estágio de degradação do mesmo, bem como as técnicas empregadas no local de destinação de resíduos sólidos (SAMADDER et al., 2017).

O depósito de RSU em locais inadequados como lixões e aterros controlados são propensos à contaminação do solo e águas subterrâneas em decorrência devido a maior taxa de lixiviação destes solutos nestes ambientes. A movimentação de lixiviados não está sujeita apenas aos seus processos químicos, físicos e biológicos, mas também, às condições geológicas que afetam diretamente a concentração de poluentes, agindo no grau de contaminação do local por transporte de metais poluentes, poluentes orgânicos e contaminantes que drenam no perfil do solo (SAMADDER et al., 2017).

2.6 Impactos ambientais negativos dos RSUs

Impacto ambiental é toda alteração nas propriedades físico-químicas e biológicas de um ambiente, oriundas de atividade antrópica geradas por qualquer forma de matéria, que direta ou indiretamente, influem à saúde e bem estar do homem, as atividades ambientais, a biota, condições sanitárias do meio ambiente, além da qualidade dos recursos naturais (CONAMA, 1986).

Um dos impactos ambientais em constante discussão mundial são os gerados por má deposição dos resíduos sólidos, gerando contaminação dos recursos naturais, seja pelo ar (poeira suspensa, CH₄, queimadas em locais de destinação dos resíduos), pelo solo (acumulação de substâncias químicas e metais poluentes), e pela água (superficiais e

subterrâneas, pelo processo de lixiviação), além de potencializar a proliferação de vetores de doenças como insetos, ratos e vermes (PEREIRA NETO, 2010; MUCELIN, BELLINI, 2008).

A deposição dos resíduos de forma inadequada pode gerar problemas não apenas do ponto de vista sanitário e ambiental, como exemplificado, mas também uma preocupação do ponto de vista econômico, caracterizado por um desperdício elevado de materiais e energia, decorrentes da produção exagerada de resíduos, descartados sem um critério técnico (SILVA et al., 2018).

Estudos revelam que áreas próximas à locais de destinação final de resíduos sólidos apresentam elevados níveis de compostos orgânicos e metais poluentes, e em decorrência dessa afirmativa, as populações próximas apresentam níveis elevados desses compostos na corrente sanguínea, sendo os aterros e lixões, um potencial influenciador à saúde pública, e que estudos relacionados à tais impactos são importantes para uma conscientização dos mesmos (GOUVEIA, 2012).

2.7 Classificação dos resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) possuem, segundo a literatura, uma série de classificações segundo diversos critérios. Goez (2015) ressalta que, visando uma facilidade para a Coleta Seletiva, a classificação usual é quanto à natureza física, definidos como resíduos secos e molhados, e quanto à composição química, sendo considerados orgânicos ou inorgânicos. Segundo essa classificação, os materiais secos e inorgânicos são os com potencial de reciclagem, enquanto que os orgânicos e molhados são os destinados à tratamento adequado para evitar impactos ambientais por má deposição dos mesmos.

Uma outra forma de classificação está relacionada à origem dos resíduos, que segundo a Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010), podem ser: domiciliar, limpeza urbana, comerciais e prestadores de serviço, serviços públicos de saneamento básico, industriais, serviços de saúde, construção civil, agros silvo pastoris, serviços de transportes e mineração. O item da norma frisa que RSU são os dois primeiros citados, ou seja, o conjunto de resíduos domiciliares e de limpezas urbanas, que são os únicos de responsabilidade dos órgãos públicos de gerenciamento, coleta e destinação final.

A lei nº 12.305/2010 ainda frisa a classificação quanto à periculosidade: resíduos perigosos, apresentando risco à saúde pública e ambiental (inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos, patogênicos, carcinogênicos); e resíduos não perigosos, que não apresentam riscos ambientais e de saúde pública (BRASIL, 2010).

Existe também uma classificação quanto ao grau de biodegradabilidade dos resíduos, apresentado pela Tabela 1, no manual de saneamento da Fundação Nacional de Saúde - FUNASA (BRASIL, 2006).

TABELA 1. Classificação dos resíduos quanto ao grau de biodegradabilidade – FUNASA.

Classificação dos Resíduos	Tipo de Resíduos Sólidos
FD - Facilmente degradável	Matéria orgânica
MD - Moderadamente degradável	Papel, papelão e produtos celulósicos em geral
DD - Dificilmente degradável	Couro, têxtil, borracha, osso, e madeira
ND - Não degradável	Vidro, metais, plásticos, terra, cerâmica e outros.

Fonte: BRASIL (2006).

2.8 Metais poluentes

Os metais poluentes anteriormente denominados metais pesados, têm sido utilizados pela humanidade ao longo dos anos. Com o advento da indústria e das atividades agrícolas, a mineração, a queima de combustíveis, a metalurgia, houve crescente liberação dos mesmos no nos compartimentos ambientais, podendo causar graves efeitos tóxicos no meio à sua volta (KEHRIG E MALM, 2011).

Em relação à terminologia "metais pesados", há uma controvérsia e crítica ao termo, pois o termo refere-se à um conjunto muito extenso de elementos composto por metais, semimetais e não metais, associados à contaminação e toxicidade potencial, logo, identificando elementos poluentes ao meio ambiente, sendo assim o termo "metais poluentes" atualmente é mais amplamente utilizado (SAJN et al. (2013).

Segundo Alloway (2010), os metais poluentes são metais com densidade acima de 5g.cm^{-3} , compostos por elementos tais como: vanádio (V), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), arsênio (As), selênio (Se), bromo (Br), molibdênio (Mo), cádmio (Cd), estanho (Sn), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb).

A existência de elementos químicos metálicos no solo, embora pode denotar toxicidade, apenas a presença dos mesmos não caracteriza um problema ambiental, pois alguns metais como Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn, dentro dos limites estabelecidos pelo Conama (2009), bem como nos manuais agrônômicos, são primordiais a vida. Esses elementos, portanto, são essenciais para o desenvolvimento biológico de plantas e animais, ou seja, na ausência total destes no processo de nutrição, estes organismos não concluem seu ciclo de vida. Dentro da nutrição mineral de plantas estes elementos são denominados micronutrientes (RAIJ, 1981). Outros elementos, tais como Cd, Cr, Sn, Hg, Pb, As, não

possuem conhecida função biológica, sendo consequentemente elementos potencialmente contaminantes do solo e do meio ambiente (ALLOWAY, 2010; TEIXEIRA, 2014).

O aumento da concentração dos metais poluentes no meio, oriundos principalmente pela deposição de resíduos urbanos ou produtos agroquímicos, é uma preocupação real enfrentada pela sociedade, o que pode comprometer o ecossistema no que tange a qualidade do meio ambiente, seja o solo e/ou os recursos hídricos (TEIXEIRA, 2014).

2.8.1 Origem dos metais poluentes

Os metais ocorrem naturalmente na crosta terrestre, e são incorporados em minerais primários por substituição isomórfica dos principais íons na rede cristalina durante o resfriamento do magma (BRADL, 2005). Podem ser classificados em: litogênicos, ou seja, materiais de origem, oriundos de fontes geológicas; pedogênicos, modificados no processo de formação do solo; e antropogênicos, expresso por atividades humanas pelo depósito de metais ao solo (KABATA-PENDIAS E MUKHERJEE, 2007).

Quando a formação do solo é dada *in situ* sobre a rocha mãe, a relação entre rocha e material de origem é notável, enquanto que em solos formados sobre materiais intemperizados previamente, essa relação torna-se menos expressiva. Um exemplo disso, seria os maiores teores de metais em solos oriundos de rochas básicas, enquanto que solos formados sobre granitos e arenitos possuem baixo teor de metais em sua composição (FADIGAS et al., 2010).

Além da contribuição natural dos metais pesados no solo, há uma significativa contribuição por incidência antropogênica, principalmente de atividades industriais e agrícolas. A ação do homem, em muitos casos, contribui de forma mais expressiva no teor de metais presente no solo, do que mediante fontes naturais (BRADL, 2005).

Os principais fatores antrópicos de liberação no meio ambiente de metais poluentes é a combustão de combustíveis fósseis, indústrias metalúrgicas e químicas, atividades de mineração, deposição de resíduos de diversas naturezas e a atividades agrícolas através do uso não racional de fertilizantes e defensivos agrícolas (ALLOWAY, 2010).

2.8.2 Comportamento dos metais poluentes

Embora os metais estejam presentes de forma significativa no meio ambiente, eles não representam necessariamente um risco ou um problema ambiental. Se os mesmos estiverem presentes em uma forma estável, não afetará consideravelmente o ambiente. O potencial de contaminação de um metal poluente está relacionado a sua instabilidade química e sua propensão ao transporte no meio, sendo o movimento da água na superfície e no perfil do solo o meio mais eficaz para esse transporte (SOLBERG, 2009).

As características químicas das águas superficiais são influenciadas pelo tipo de rocha e solo na bacia hidrográfica. Os principais parâmetros que influenciam a composição da água são o pH e seu potencial de oxidação e redução. O clima (temperatura e precipitação), processos de adsorção (troca de cátions), diluição, evaporação e presença de organismos, são importantes processos e fatores que controlam as características químicas de águas superficiais. O pH é o principal parâmetro para determinar a mobilidade de um metal devido ao seu controle sobre a extensão da hidrólise. Em ambientes com pH baixo, os metais encontram-se na sua maioria, na forma aquosa e, portanto, tem uma capacidade de transporte maior do que em ambientes neutros a alcalinos (BRADL, 2005).

Para um melhor entendimento, Alloway (2010) cita as principais formas como os metais podem ser apresentados em solos: solúveis, trocáveis, quimiossorvidos, ligados à materiais orgânicos e precipitados. Na forma solúvel, os metais apresentam-se por íons livres, podendo ser absorvidos pelas plantas ou lixiviados no solo. Na forma trocável, os mesmos são adsorvidos de forma eletrostática em sítios com cargas negativas, sendo a capacidade de troca catiônica (CTC) o indicativo padrão de verificação do potencial do solo de apresentar metais nessa forma. Na forma quimiossorvida, ou adsorvidas especificamente, essa adsorção se dá por ligação covalente, o que requer altas energias de ligação, proporcionando uma liberação lenta dos metais, quando comparados com outras formas apresentadas. A ligação de metais a materiais orgânicos insolúveis se dá por metais complexados à degradação microbiana, enquanto que para os metais precipitados, os mesmos se apresentam na forma de carbonatos, hidróxidos ou sulfatos.

O transporte dos metais poluentes no solo é instigado por diversas propriedades do mesmo, tais como: pH, textura, potencial de oxidação e redução, CTC, teor de matéria orgânica, composição mineral, atividade microbiana e temperatura do solo. A mobilidade dos metais também é afetada por suas propriedades químicas, tais como sua concentração, competição iônica, natureza química do metal, seletividade e interações com outros elementos (KABATA-PENDIAS, 2011).

Estudos de Sheppard e Thibault (1992) citam o Pb, Cu e Cr como metais de baixa mobilidade, ou seja, não apresentam características favoráveis à lixiviação, acumulando-se nas camadas superficiais do solo. Metais como Cd, Ni, Mn e Zn por sua vez, são bastante transportáveis, atingindo camadas mais profundas. Tais resultados foram comprovados por Costa (2005), salienta-se ainda que solos com baixo teor de matéria orgânica e óxidos de ferro, são mais suscetíveis a mobilidade destes metais devido à pouca capacidade química de

retenção, portanto, apresentam maior risco ambiental oriundo da maior mobilidade dos metais.

2.8.3 Caracterização dos metais poluentes

Para entender melhor as características e riscos à saúde e ao ambiente dos metais, apresenta-se a seguir cada um dos metais analisados nesse estudo.

2.8.3.1 Cádmio (Cd)

O fator essencial na determinação do Cd de forma natural no solo é mediante à composição química da rocha de origem. Rochas ígneas apresentam concentração de Cd entre 0,1 - 0,3 mg.kg⁻¹, rochas metamórficas em contrapartida possuem uma maior variação de, 0,1 - 1,0 mg.kg⁻¹, e rochas sedimentares entre 0,1 - 10,0 mg.kg⁻¹ (CAMPOS et al., 2003).

As principais liberações antrópicas de Cd no meio ambiente são resultados de mineração de metais não ferrosos e refino (especialmente mineração e fundição de Pb e Zn), fabricação e aplicação de fosfato fertilizantes, combustão de combustíveis fósseis e incineração de resíduos. As principais fontes de Cd para os solos são deposição da atmosfera, bem como descargas diretas de fertilizantes fosfatados e lodos de esgoto (ALLOWAY, 2010).

O Cd tende a ser mais móvel nos solos do que outros metais poluentes como Pb, Hg e Cu e, portanto, está mais disponível para as plantas. A contaminação do Cd nos solos é, portanto, sempre uma preocupação ambiental, porque o Cd é altamente tóxico para plantas e animais. A mobilidade é dependente do pH e da quantidade de MO presente no solo. O Cd é frequentemente encontrado concentrado na superfície do solo, mas tem uma alta tendência a se mover para camadas inferiores (ALLOWAY, 2010).

O risco a saúde humana por concentrações significativas de Cd são disfunções renais e osteoporose, pois o mesmo acumula-se, com maior destaque, no fígado, rins e ossos. Também interfere diretamente no sistema imunológico e nervoso, afetando o olfato e a visão; pode ainda ocasionar desmineralização dos ossos e enfisemas pulmonares. Estudos evidenciam o Cd como um agente carcinogênico, classificado como a sétima substância mais perigosa pela Agência Americana de Saúde Pública (PIZZAIA, 2013).

2.8.3.2 Chumbo (Pb)

O Pb é provavelmente o metal de menor mobilidade dentre os metais poluentes, e tem uma baixa biodisponibilidade, mas devido a seu longo tempo de permanência no solo, pode ser uma preocupação ambiental se os níveis forem elevados. Além disso, o Pb é frequentemente encontrado acumulado no solo devido à sorção pela matéria orgânica. A

sorção é um mecanismo importante para o Pb no solo, sendo normalmente encontrado associado ao Fe/Mn⁺, argilas e MO (SOLBERG, 2009).

As principais fontes naturais de Pb no solo são: erupções vulcânicas, deposição atmosférica, névoas aquáticas e intemperismo. As liberações antropogênicas de Pb que levam a níveis elevados nos solos são as indústrias metalúrgicas, o transporte automotor (chumbo como aditivo na gasolina), tinta e mineração (FERGUSSON, 1990). Em geral, a acumulação de Pb se dá em camadas superficiais, em decorrência da sua baixa mobilidade no perfil, conforme já exemplificado anteriormente por Althaus (2017).

O Pb é utilizado há pelo menos 5000 anos em materiais de construção, como pigmentos em cerâmica e em tubos de solda utilizados no transporte de água. Na antiguidade Romana, o acetato de chumbo foi utilizado para adoçar o vinho e pode ter contribuído para a queda do Império. Durante o século passado, o uso de Pb como aditivo na gasolina levou a grandes emissões do mesmo para o meio ambiente. Essa tendência diminuiu nas últimas décadas devido à introdução de gasolina sem chumbo (JARUP, 2003).

Os efeitos da exposição do Pb em pessoas adultas podem afetar o sistema nervoso central, bem como aumentar a pressão arterial, fator de risco em indivíduos cardiopatas. As crianças são as maiores preocupações quando se estuda uma exposição significativa ao chumbo, resultando em efeitos críticos no sistema nervoso (JAKUBOWSKI, 2011).

2.8.3.3 Cobre (Cu)

O Cu, mesmo sendo um elemento essencial ao desenvolvimento das plantas, é tido como um metal poluente em razão de sua elevada densidade de 8,96 g.cm⁻³. Na natureza, o Cu forma sulfuretos, sulfatos, sulfossais, carbonatos e outros compostos. A abundância de Cu é maior em rochas basálticas do que nas rochas graníticas, e em rochas carbonáticas, esse teor é ainda menor (BAKER E SENFT, 1995).

A biodisponibilidade do Cu no solo se deve à características tais como: pH do solo, minerais de argila, teor de matéria orgânica, concentrações de N, P, K e Zn. A concentração de Cu é inversamente proporcional ao seu pH, ou seja, sua concentração é reduzida com o aumento gradativo do pH (ABREU et al., 2001).

Níveis mais elevados de Cu são geralmente encontrados próximos a minas, fundições, instalações industriais, aterros sanitários e eliminação de resíduos. O Cu tem um comportamento típico de metal macio e se liga fortemente à matéria orgânica e outros componentes como óxidos e argilas de Fe/Mn e, portanto, concentra-se principalmente em solos ricos em matéria orgânica. O Cu não é um metal com boa mobilidade, logo permanecerá

adsorvido nas proximidades do ponto de origem. Vale lembrar que em solos ácidos e com teor de matéria orgânica relativamente baixa, este elemento apresenta-se com maior disponibilidade (FÉLIX, 2005).

A ingestão de sais de Cu ou exposição à elevadas concentrações do metal na água ou ar, geram complicações à saúde tais como: vômito, náusea, dor abdominal, danos renais e hepáticos, diarreia, entre outros (CETESB, 2018a).

2.8.3.4 Cromo (Cr)

O Cr é um metal bastante resistente à corrosão, podendo apresentar-se em estados de oxidação denominados bi, tri e hexavalentes. Sua forma metálica não é encontrada de forma livre na natureza, sendo muito difundido por processamento industrial, para áreas como construção civil, produção de ligas metálicas, fertilizantes, polimentos de metais, pigmentos, galvanoplastia, sendo considerado como um elemento ambientalmente poluidor. A forma hexavalente corresponde à 40% da disponibilidade do metal no meio, e grande parte são oriundas de atividades antropológicas (CETESB, 2018b).

Suas características de mobilidade são relativamente baixas na forma trivalente, enquanto que na forma hexavalente essa mobilidade se apresenta de forma facilitada, se tratando de um elemento bastante instável (TEIXEIRA, 2014).

O descarte inadequado do Cr pode resultar uma contaminação em larga escala, devido seu alto poder de contaminação, que se liberado próximo à lençóis freáticos, pode atingi-los de forma facilitada mediante suas características químicas (SALGADO, 2003).

A alta concentração do Cr no ambiente, em contato com o homem, pode gerar diversas complicações à saúde, como à corrosão do aparelho digestivo, incumbindo em náuseas, diarreias, danos nos rins, pulmão e fígado, ulcerações crônicas, hemorragias internas, além de proliferação de carcinomas (TRINDADE et al., 2012).

2.8.3.5 Ferro (Fe)

O Fe, denominado como um micronutriente, é um elemento essencial à vida, porém como a maioria dos elementos químicos, uma alta concentração pode resultar em um efeito tóxico, tanto ao meio ambiente, como à saúde pública (ALEXANDRE et al., 2012).

Alguns fatores podem influir na disponibilidade do Fe no solo, sendo eles: fração de argila, material de origem, interação Fe/Al e teor de matéria orgânica. A retenção do Fe é comum a solos argilosos, e em solos com elevado teor de matéria orgânica, há a ocorrência de maior disponibilidade do Fe (TEIXEIRA, 2014). Ressalta-se que o teor de ferro diminui em solos com elevado pH.

O Fe é encontrado em grande quantidade em solos brasileiros, porém Alexandre et al. (2012) afirmam que sua disponibilidade é baixa, não influenciando negativamente no desenvolvimento das plantas. Locais destinados à extração do metal, a concentração do mesmo tende-se a elevar consideravelmente, provocando impactos negativos às plantas, ou seja, redução de produtividade e crescimento (JUCOSKI et al., 2016).

O elemento Fe tem a peculiaridade de inferir cores aos solos, onde solos de cor amarelada são oriundas de óxidos hidratados em sua composição, e cor vermelhada pela presença de óxidos não hidratados como a hematita, comuns em solos de regiões secas (OADES, 1963 citada por TEIXEIRA, 2014).

Uma exposição à elevadas concentrações de Fe podem gerar sintomas como: náusea, letargia, dor no abdômen, vômito e diarreia. Algumas formas de exposição corriqueiras seriam ambientes de mineração ou industriais, corrosão em tubos ferrosos, terapia com ferros, locais de deposição inadequada de resíduos, entre outros (KIM, KIM E KUMAR, 2019).

2.8.3.6 Manganês (Mn)

O Mn é encontrado na natureza combinado com os elementos enxofre, cloro e oxigênio. O Mn é utilizado na fabricação de ligas metálicas, pilhas, vidros, palitos de fósforo, indústria química, fertilizantes, fogos de artifícios, entre outros. Sua forma orgânica é difundida para obtenção de fungicidas e inibidores de fumaça (CETESB, 2018c).

As maiores concentrações naturais de Mn acontecem em rochas básicas, oscilando entre 1000 e 2000 mg.kg⁻¹. Em rochas ácidas as concentrações são menores, entre 200 e 1200 mg.kg⁻¹, enquanto que em rochas calcárias e sedimentares esses teores se reduzem ainda mais, com concentrações respectivas de 400 a 600 mg.kg⁻¹ e 20 a 500 mg.kg⁻¹ (MALAVOLTA, 1994).

A mobilidade do Mn é relativamente maior que a do Fe, pelo fato das substâncias húmicas poderem reduzir o metal, e que em pH reduzido, o Mn apresenta dificuldades de oxidação, favorecendo sua mobilidade à lixiviação (DECHEN e NACHTIGALL, 2006).

Embora seja um micronutriente das plantas, como Cu, Fe e Zn, uma quantidade excessiva do mesmo age como um contaminante do solo e do ser humano. Exposição crônica à altas concentrações de Mn resultam em sintomas como: náusea, tosse, fadiga, perda de apetite, cefaleia, inflamação nos pulmões e insônia, podendo atingir sintomas como alucinações e distúrbios de comportamento quando expostos a níveis muito elevados do metal (CETESB, 2018c).

2.8.3.7 Zinco (Zn)

O Zn é um elemento essencial para as plantas e os seres humanos, mas em altas concentrações, pode ter efeitos negativos à saúde e a vida vegetal. É um metal bastante utilizado na indústria automobilística, em eletrodomésticos e na construção civil, principalmente em coberturas. O Zn é abundante na crosta terrestre e é mais frequentemente encontrado como ZnS nos minérios naturais. Os principais compostos industrializados de zinco são ZnO e ZnSO₄. O teor de zinco em solos gira em torno de 300 mg.kg⁻¹ de peso seco e 100 mg.kg⁻¹ em se tratando de sedimentos (CETESB, 2018d).

O pH do solo é um fator predominante na disponibilidade de Zn no mesmo, sendo apresentado em maior quantidade em solos ácidos, e mínima disponibilidade em pH acima de 7. É um metal com baixa mobilidade, ou seja, normalmente disponível em horizontes superficiais, isso se deve à característica de alta fixação à colóides do solo e matéria orgânica (DECHEN e NACHTIGALL, 2006).

Altas concentrações de Zn podem afetar a saúde humana mediante enfermidade de curta duração, normalmente apresentada na forma de febre, calafrios, gastroenterite, reversíveis com o fim da exposição ao metal (CETESB, 2018d).

2.9 Limites de teores de metais estabelecidos pelo CONAMA

Os teores limites dos metais para caracterização como contaminante do solo estão especificados na Tabela 2. Estes valores representam a massa do metal em relação à massa total de solo, além também de estipular os limites em solos agrícolas, residenciais ou industriais, tendo nesses casos, limites mais elevados de teor do metal perante massa total da amostra (CONAMA, 2009).

TABELA 2. Valores limites dos teores de metais orientadores de qualidade do solo de acordo com a resolução CONAMA n° 420/2009

Metais	Valor de Referência de Qualidade (VRQ)	Valor de Prevenção (mg.kg ⁻¹) (VP)	Valor de Intervenção (mg.kg ⁻¹)		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Cádmio (Cd)	E	1,3	3	8	20
Chumbo (Pb)	E	72	180	300	900
Cobre (Cu)	E	60	200	400	600
Cromo (Cr)	E	75	150	300	400
Ferro (Fe)	E	-	-	-	-
Manganês (Mn)	E	-	-	-	-
Zinco (Zn)	E	300	450	1000	2000

E = A ser definida pelo estado

Fonte: CONAMA (2009)

Os valores de referência de qualidade (VRQ) indicam a concentração natural média dos elementos no solo, indicando casos caracterizados como não contaminantes. O valor de prevenção (VP) demonstra uma possível alteração de caráter prejudicial à qualidade dos solos, sendo definido em caráter preventivo, exigindo monitoramento dos impactos, quando extrapolado tais limites; já o valor de intervenção indica o limite de contaminação com riscos potenciais, diretos e indiretos, à saúde humana e ao ambiente, e quando excedido, a área é classificada como contaminada sob investigação, dependente da categoria de uso, como agrícola, residencial e industrial (CONAMA, 2009).

A análise desse estudo está pautada em caráter ambiental, ou seja, será verificado os limites dos valores de referência de qualidade (VRQ), bem como os valores de prevenção (VP), devendo ser rigorosamente empregados na análise química do solo. A Tabela 2 resume os valores limites dos teores de metais analisados quanto ao VP, porém a resolução nº 420/2009 deixa claro, em nota, que os limites VRQ devem ser definidos pelas federações, ou seja, cada Estado deve proceder com as análises padrões dos solos de suas regiões para estipular um limite de referência de qualidade (CONAMA, 2009).

O estado de Goiás, local da nossa pesquisa, bem como Estados do Acre, Amapá, Bahia, Ceará, Distrito Federal, Espírito Santo, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Paraná, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Santa Catarina e Tocantins não possuem estudos concluídos que referenciem os limites VRQ próprios (REIS et al., 2017). Assim, muitas pesquisas brasileiras optam por utilizar tais limites estabelecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2016), que identifica os dados VRQ. Como este estudo foi desenvolvido em solo goiano, também foi comparado os limites de VRQ do Estado de Minas Gerais, estabelecidos pelo Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM, 2011), considerado o Estado mais próximo com estudos referentes a tais limites (Tabela 3).

TABELA 3. Valores de referência de qualidade no Estado de São Paulo e Minas Gerais

Metais	Valor de Referência de	Valor de Referência de
	Qualidade (VRQ) - CETESB (mg.kg ⁻¹)	Qualidade (VRQ) - COPAM (mg.kg ⁻¹)
Cádmio (Cd)	<0,5	<0,4
Chumbo (Pb)	17	19,5
Cobre (Cu)	35	49
Cromo (Cr)	40	75
Ferro (Fe)	-	-
Manganês (Mn)	-	-
Zinco (Zn)	60	46,5

Fonte: CETESB (2016); COPAM (2011)

Os resultados de ferro e manganês não são estabelecidos pelo CONAMA (2009) por se tratar de elementos em abundância nos solos brasileiros, ou seja, elementos tidos comuns na composição da fase sólida de diversos solos, não sendo apresentado limites contaminantes para tais elementos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de destinação final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no município de Jaraguá - GO. O município de acordo com IBGE (2018) possui uma população estimada de 49.667 habitantes, situado na região central do Estado. A área de destinação de RSU possui uma extensão de aproximadamente 5,78 ha, situada no km 363 as margens da Rodovia BR-153, cujas coordenadas geográficas são: latitude 15° 46' 45" S e longitude 49° 18' 24 W (Figura 4).



FIGURA 4. (a) Localização do município de Jaraguá no mapa de Goiás. (b) Área experimental no local de deposição de RSU de Jaraguá-GO.

Fonte: GOOGLE EARTH (2019)

O clima predominante na região é do tipo Aw tropical continental úmido e quente (Aw de Koppen), com temperatura média anual entre 24 - 25° C (CARDOSO et al., 2014). A precipitação média anual é de $1.650 \pm 150,0$ mm, com período chuvoso e quente entre os meses de outubro e abril, e seco e frio entre maio e setembro (AGRITEMPO, 2019).

Conforme levantamento realizado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Goiás em 2009, o município de Jaraguá-Goiás apresentava forma de deposição final dos resíduos sólidos por aterro controlado, embora por meio de visita técnica ao local em questão, fica clara a situação atual caracterizada como lixão. Legalmente não há diferença entre lixão e aterro controlado, pois ambos são considerados como lixão pela lei 12.305/10 de Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

3.2 Caracterização do local de destinação dos resíduos

O lixão de Jaraguá localiza-se as margens da rodovia BR 153, sentido Jaraguá-Anápolis. Pesquisas realizadas junto à prefeitura do município, a instalação do local de destinação de resíduos teve início no ano de 1995, porém não houve nenhum estudo técnico para a escolha desse local, muito menos uma infraestrutura sanitária que objetivasse reduzir possíveis danos consequentes da crescente geração de resíduos urbanos junto ao crescimento populacional e econômico do município.

Em visita realizada em 06 de maio de 2019, percebe-se a situação atual do local de destinação de resíduos sólidos urbanos de Jaraguá-Goiás, transcrevendo uma situação nítida de lixão a céu aberto (Figura 5).



FIGURA 5. Local de destinação de Resíduos Sólidos Urbanos de Jaraguá-Goiás

Ainda conforme a prefeitura e profissionais ligados ao local de destinação de RSU do município, por um considerável período foi desenvolvido a técnica de aterro controlado no local, confirmando classificação imposta pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Goiás em 2009, porém devido ao total preenchimento das valas ao longo dos anos, e por falta de espaço físico, iniciou-se um processo de deposição por lixão a céu aberto.

Conforme Oliveira e Damacena (2018), em visitas realizadas em 2018, foram identificados impactos ambientais oriundos de queimadas, proliferação de vetores e contaminação do solo. Ainda segundo os autores, a prática de queimadas é quase diária (Figura 6), gerando um volume de fumaça que constantemente invade a pista da BR 153, paralela ao local do lixão.



FIGURA 6. Queima de RSU em local de deposição de resíduos de Jaraguá-Goiás
Fonte: OLIVEIRA e DAMACENA (2018).

Outra problemática identificada no local é a falta de sistemas de drenagem do chorume e dos gases produzidos pela deposição de resíduos sólidos urbanos, oriundos do processo de decomposição (OLIVEIRA e DAMACENA, 2018).

Ao observar a falta de controle na destinação final dos resíduos sólidos da cidade de Jaraguá-Goiás, faz-se necessário uma avaliação dos parâmetros físico-químicos do solo, como por exemplo, pH, matéria orgânica, teores dos metais cobre, ferro, manganês, zinco, cádmio, chumbo e cromo presentes no local de destinação de Resíduos Sólidos Urbanos do município. Estas informações podem respaldar a importância da adoção de políticas públicas ambientais que resultem na redução da degradação ambiental local.

3.3 Coleta de dados

O estudo foi realizado nas áreas de deposição de Resíduos Sólidos Urbanos, ou seja, no local de contato direto do solo com os resíduos, para caracterização físico-química das amostras de solo. Para efeito comparativo, foram coletadas e analisadas amostras a montante (testemunha) e jusante da área de deposição dos resíduos, buscando observar e identificar alterações nas características físico-químicas na região decorrentes da destinação inadequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do município.

As amostras do solo foram coletadas no mês de dezembro de 2019, identificado pelo fim da estação de seca e iminência da estação chuvosa. Os pontos amostrais foram georreferenciados com a utilização de equipamento do tipo GPS (*Global Positioning System*), modelo Garmin GPS map 62s (Figura 7a), em quinze pontos, sendo cinco denominados como L (área de deposição de resíduos sólidos - lixão), cinco denominados como M (área à montante do local do lixão) e 5 denominados como J (área à jusante do local do lixão), lembrando que os locais M e J fazem parte da porção de terreno natural adjacente à área de contato com os resíduos sólidos) conforme Figura 7b.



FIGURA 7. (a) Aparelho GPS para locação das amostras. (b) Pontos de coleta de amostras simples

A escolha dos pontos georreferenciados seguiram os seguintes critérios: pontos de interligação entre valas executadas entre os períodos de utilização de técnica de aterro controlado; áreas adjacentes ao aterro, sendo pontos em cota de nível a montante do aterro (M), caracterizando quimicamente o solo da região, e pontos à jusante (J), objetivando possível contaminação por escoamento superficial e/ou lixiviação.

As amostras foram coletadas em um total de 45 pontos, provenientes de três tipos de cobertura (L - local do lixão; M - terreno à montante do lixão; J - terreno à jusante do lixão), coletadas em três profundidades (2, 4 e 6m), retiradas em cinco pontos de cada cobertura, localizados entre valas da cobertura L, no perímetro adjacente ao lixão, à montante, na cobertura M, e no contorno de cobertura vegetal (cortina verde) à jusante, na cobertura J. As amostras foram retiradas a partir da superfície atual, com trado mecânico tipo hélice, acoplado a um trator (Figura 8). As mesmas foram embaladas em sacos plásticos (*zip lock*), etiquetadas e enviadas ao laboratório de análise de solos TERRA – Análises para Agropecuária (Figura 9).



FIGURA 8. Trado Mecânico acoplado em trator para coleta de amostras simples a profundidades até seis metros.



FIGURA 9. Amostras de solo etiquetadas e embaladas em sacos de plásticos (zip lock)

Para evitar alteração nas propriedades químicas das amostras mediante processo de coleta, foi descartado o solo superficial extraído pela broca, bem como o solo em contato direto com o metal da mesma, ou seja, a coleta foi realizada com uma fração da amostra da ponta do trado, que não tenha tido contato direto com o metal, ou com o fuste no momento de sua retirada.

Iwai (2012) também estabelece análise de amostras profundas por se tratar de local de destinação final de resíduos transitório entre aterro controlado e lixão, com existência de trincheiras para deposição dos resíduos. Outro fator importante para a escolha das profundidades foi o pré-teste (pesquisa piloto) realizado para esse fim, que obteve os resultados dispostos na Tabela 4.

TABELA 4. Análise química das amostras de solo (pré-testes) coletadas em 6 profundidades [pH, Matéria Orgânica (M.O.), Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Zinco (Zn)]

Prof.	pH	M.O.	Fe	Cd	Pb	Cu	Cr	Mn	Zn
(m)		(g kg ⁻¹)	(mg dm ⁻³)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg dm ⁻³)	(mg kg ⁻¹)	(mg dm ⁻³)	(mg dm ⁻³)
1m	6.5	16	123	0.2*	0.9*	3.8*	0.2	19*	1.3
2m	6.6	4	236*	0.1	0.9*	1.9	0.1	6	1.3*
3m	6.4	7	167	0.1	0.4	1.9	0.3*	7	1.5*
4m	6.3	7	205	0.2*	0.3	2.4*	0.3*	16*	0.9
5m	6.6	4	233*	0.2*	0.5*	2.3	0.3*	15*	2.4*
6m	6.6	4	234*	0.1	0.2	2.3*	0.2	9	1.2

* Maiores concentrações por elemento

3.4 Análises laboratoriais

Para caracterizar o potencial de contaminação de metais poluentes decorrente de destinação inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), análises laboratoriais são necessárias para obtenção de parâmetros comparativos de caráter físico e químicos, as quais serão descritas a seguir.

3.4.1 Preparação das Amostras

Após a coleta, as amostras de solo foram enviadas ao laboratório e imediatamente secas ao ar, e com utilização de peneira de 2mm, passaram pelo processo de peneiramento, objetivando obter Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) para realização da análise da textura e química do solo.

3.4.2 Textura

A análise textural foi desenvolvida conforme o Manual de Métodos de Análises de Solo da Embrapa (2017). O procedimento teve início com a pesagem de 30 g de solo (TFSA), com adição de 100 mL de água, além da solução de hexametáfosfato de sódio 0,038 mol L⁻¹ mais hidróxido de sódio 0,1 mol L⁻¹. A mistura resultante sofreu processo de agitação mecânica de 5 minutos, mantendo posteriormente um repouso de 16 horas. Vencido o período de repouso, as amostras foram agitadas novamente em agitador mecânico, e lavadas com água destilada até completar aferição da proveta de 1000 mL. Foi realizado um novo processo de agitação com agitador mecânico de hélice (Figura 10), deixando novamente em repouso. Com

uma pipeta de 10 mL, retirasse a suspensão (argila), transferindo as alíquotas para recipientes tarados. Ressalta-se que a areia é obtida por peneiramento e a fração de silte, pela diferença.



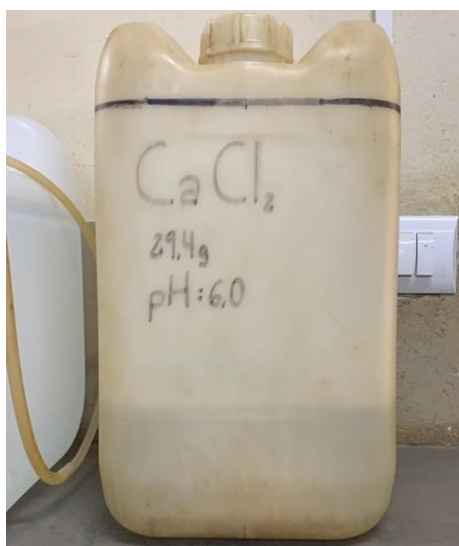
FIGURA 10. Amostras de solo sendo agitadas por agitador mecânico de hélice

3.4.3 pH do solo

A determinação do pH, concentração de íons H^+ na solução do solo, mede o potencial hidrogeniônico com imersão em suspensão de eletrodo, conforme método Embrapa (2017). Para o procedimento, foram utilizados pipeta, bastão de vidro, copo plástico, balança analítica e potenciômetro com eletrodo combinado de vidro. O procedimento iniciou com pesagem de 10 g de solo (TFSA) em um copo plástico de 100 mL (Figura 11a), com adição de 25 mL de solução $CaCl_2$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (Figura 11b), agitou-se em agitador mecânico por aproximadamente 5 minutos, posteriormente manteve-se a suspensão em repouso por 1 hora, para leitura do pH com eletrodos na suspensão homogeneizada conforme Figura 11c (EMBRAPA, 2017).



(a)



(b)



(c)

FIGURA 11. Amostras pesadas em copo (a); solução para determinação de pH (b); leitura do pH (c).

3.4.4 Cátions Trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+})

A determinação dos cátions trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+}) foi mediante solução extratora de KCl mol L^{-1} (Figura 12b), analisados por método volumétrico, de emissão ou absorção atômica (EMBRAPA, 2017). Para isso, foram utilizados balões volumétricos, copo plástico, funil de haste longa, béquer, balança analítica, bureta volumétrica e agitador mecânico. O procedimento deu-se início com pesagem de 10g de solo (TFSA), colocado em um copo plástico (Figura 12a), adicionou 100mL de solução KCl mol L^{-1} , para agitação por 5 minutos em agitador mecânico. Após esse processo, a amostra permaneceu em repouso por 16 horas (EMBRAPA, 2017).

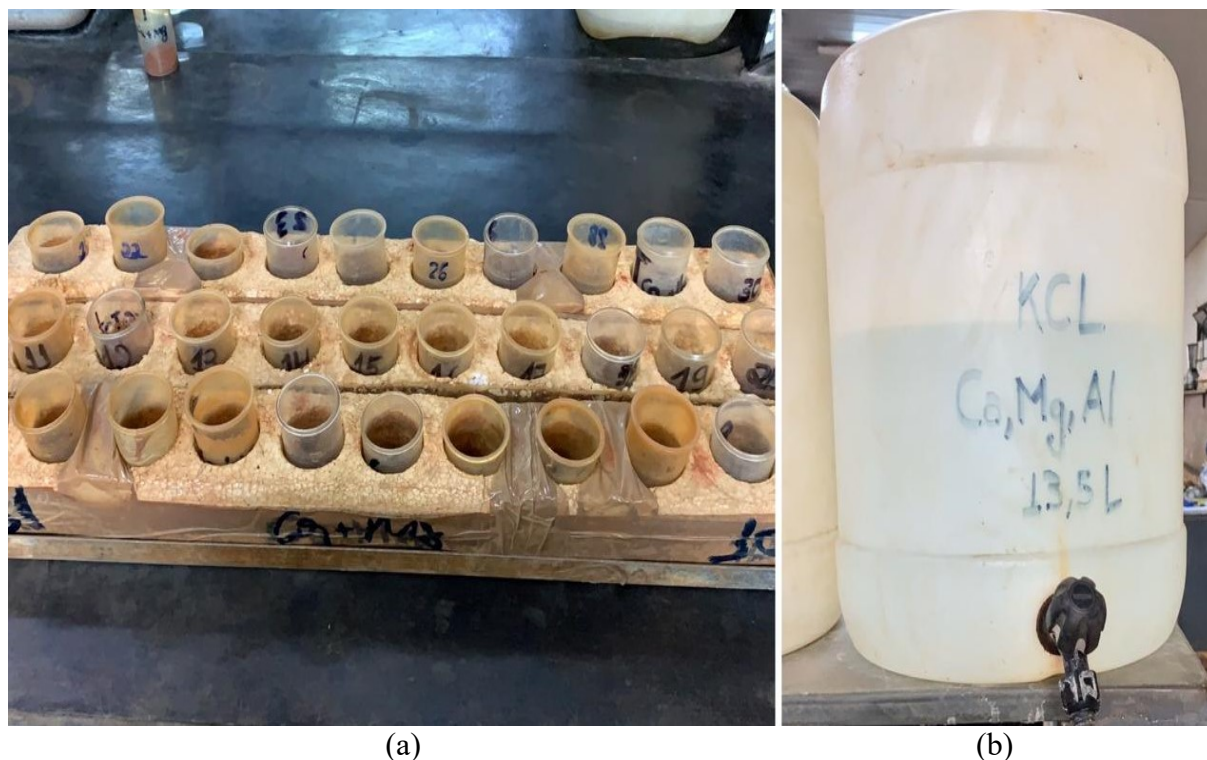


FIGURA 12. Copo plástico com adição de 10g de solo (TFSA) (a); solução extratora de KCl mol L^{-1} (b).

Para a determinação do cálcio, magnésio e alumínio trocável, foram pipetadas 25mL da parte sobrenadante da solução extratora para cada uma das três análises mencionadas anteriormente.

3.4.4.1 Cálcio e Magnésio Trocável

Adicionou ácido ascórbico e ácido calconcarbônico e sulfato de sódio (aproximadamente 30 mg), além de 3mL de KOH (10%) a alíquotas de 25 mL da solução extratora com KCl. Titulou-se com solução de EDTA $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ até alteração colorimétrica entre vermelho e azul intenso, contabilizando o volume utilizado do mesmo (EMBRAPA, 2017).

3.4.4.2 Alumínio Trocável

Para o procedimento de leitura do alumínio trocável, adicionou-se gotas do indicador azul de bromotimol (Figura 13), além de solução NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ à alíquota de 25 mL da amostra extratora com KCl 1 mol L^{-1} , até que a coloração passe de amarelo para verde azulada, contando-se assim a quantidade de gotas no processo (EMBRAPA, 2017).



FIGURA 13. Aplicação das gotas de azul de bromotimol para leitura do alumínio trocável.

3.4.5 Matéria orgânica

Para a determinação e oxidação da matéria orgânica do solo, foi empregado a mistura de dicromato de potássio $K_2Cr_2O_7$. A utilização conjunta com ácido sulfúrico H_2SO_4 concentrado funciona como fonte de energia para catalisar as reações de oxidação. Para o processo, materiais como: agitador mecânico, peneira de 80 mesh, balão volumétrico, balança de precisão de 0,01g, proveta, bureta, pipetas volumétricas, copo plástico, são essenciais.

A amostra de solo foi pesada em balança de precisão na massa de 1g (Figura 14a) e armazenada em copo plástico, adicionado 10mL de solução $K_2Cr_2O_7$, preparada com H_2SO_4 (Figura 14b). A suspensão foi submetida à agitação mecânica por dez minutos, e após 1h de repouso, acrescentou-se 50 mL de água destilada à suspensão (Figura 14c). Após o processo descrito, a solução permaneceu em repouso até o dia seguinte. Após o período de repouso, foi pipetado o líquido sobrenadante (Figura 14d) para a leitura da matéria orgânica. Esse processo descrito corresponde ao método colorimétrico (Quaggio e Raij, 1979).

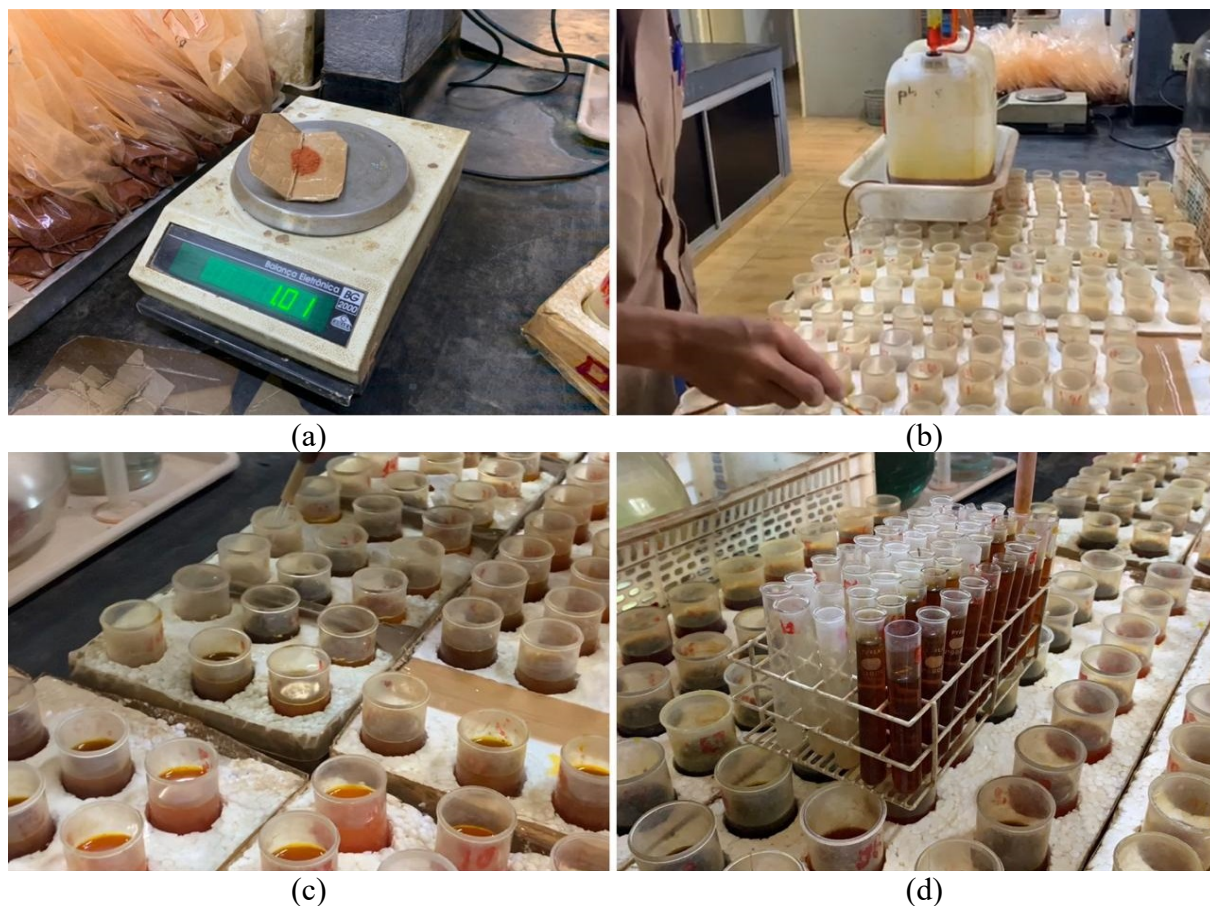


FIGURA 14. Pesagem de 1g de solo (a); adição de $K_2Cr_2O_7$ (b); adição de 50mL água destilada (c); amostras pipetadas para leitura de matéria orgânica (d).

3.4.6 Nutrientes (Cu, Zn, Fe, Mn, K, P)

A extração dos micronutrientes (Cu, Fe e Mn) e dos macronutrientes (P e K) foram realizadas por meio de solução quelante (DTPA) ou solução mista de ácidos (Mehlich). A determinação foi feita por espectrometria de absorção atômica com chama ou por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

O método de determinação denominado método de Mehlich modificado (EMBRAPA, 2017) consiste na pesagem de 5g de solo, adicionado em copos plásticos. Adiciona-se 25mL da solução extratora de Mehlich-1 ($HCl\ 0,05\ mol\ L^{-1} + H_2SO_4\ 0,0125\ mol\ L^{-1}$) (Figura 15a), posteriormente agitados por 5 minutos em agitador mecânico e permanecido em repouso. Para cada análise dos micronutrientes e do macronutriente P, é pipetada a fração sobrenadante da solução para leitura por espectrometria de absorção atômica de chama, utilizando lâmpadas apropriadas para cada elemento. O K foi determinado empregando-se a técnica de fotometria de chama. O espectrofotômetro de absorção atômica utilizado foi o modelo AAnalyst 200 da marca Perkin Elmer (Figura 15b). O fotômetro de chama, marca Micronal modelo B262 (Figura 15c).



FIGURA 15. Solução extratora Mehlich (a); Espectrofotômetro de absorção atômica (b); Fotômetro de chama (c).

3.4.7 Metais Poluentes (Cd, Cr, Pb)

O método EPA 3050B (USEPA, 1996) foi escolhido para digestão dos metais poluentes Cd, Cr e Pb. O procedimento incluiu pesagem de 1g de amostra (TFSA), digerida por 10 mL de HNO_3 , aquecido em bloco digestor por 10 minutos a $95 \pm 5^\circ\text{C}$. Após o resfriamento, o processo se repetiu com adição de 5 mL de HNO_3 e novamente aquecimento em bloco digestor pelo período de 120 minutos. Após resfriamento, foi adicionado 2 mL de água destilada e 3 mL de H_2O_2 . As amostras foram conduzidas novamente ao bloco por mais 120 minutos. Por fim, após novo resfriamento, foi adicionado mais 5 mL de HCl e 10 mL de água destilada, passando pelo último processo de aquecimento em bloco digestor por apenas 5 minutos à mesma temperatura anterior.

O sobrenadante foi armazenado em copos plásticos para determinação dos teores dos metais, por meio de espectrofotômetro de absorção atômica, modelo AAnalyst 200 da marca

Perkin Elmer (Figura 15b). Para cada leitura, o aparelho foi calibrado com três concentrações base (5, 10 e 20 ppm), além da utilização apropriada da lâmpada correta para cada um dos elementos químicos em análise, sob radiação com comprimento de onda ideal.

3.5 Análise estatística

A análise estatística das características químicas das amostras de solo foi realizada primeiramente de forma descritiva, com determinação de grandezas como média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, com o objetivo de identificar o comportamento dos dados para as variáveis em questão, que são: textura, pH, matéria orgânica, cálcio, magnésio, fósforo, potássio, ferro, cobre, cromo, chumbo, cádmio, manganês e zinco.

Mediante um número expressivo de variáveis posteriormente, utilizou-se o método de estatística multivariada para análise dos resultados analíticos obtidos. Primeiramente, realizou-se a Análise Multivariada da Variância (MANOVA) dos dados considerando um esquema fatorial 3x3, sendo considerado parcelas as diferentes áreas de coberturas do solo (L – lixão, J – Jusante e M – Montante) e subparcelas as profundidades (2, 4 e 6m), com cinco repetições, estabelecidas conforme critério já descrito. Uma análise de agrupamentos (*Cluster Analysis*) foi realizada, constituída dos dados referentes aos metais poluentes e demais elementos químicos analisados pelo método de ligação hierárquico do vizinho mais distante (*complete linkage*), com método de distância Manhattan, que mostrou ter melhor correlação com os outros métodos para os dados analisados.

Os agrupamentos são graficamente apresentados pelo que se denomina dendograma, onde os ramos ilustram os agrupamentos em si, enquanto que os nodos demonstram onde os agrupamentos se fundem entre si.

A análise de componentes principais (PCA) foi utilizada para interpretação dos dados das variáveis em questão, mediante apresentação gráfica que representam a interrelação entre as variáveis independentes, identificando a tendência do comportamento dos dados, e interpretação quanto à influência que determinadas variáveis possam ter sobre outras, ou até mesmo, explicar situações adversas.

Para a obtenção do banco de dados, foram utilizados softwares como Microsoft Office Excel® e o R para as análises estatísticas descritas acima. Foi utilizado uma significância a 95%

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Análise descritiva

O comportamento dos parâmetros das amostras de solo coletadas nas três coberturas (L - lixão, M - montante e J - Jusante), em três profundidades amostradas (2, 4 e 6 m), são apresentados nas Tabelas 5, 6 e 7 para análise descritiva dos dados, contemplando os metais poluentes cádmio, chumbo e cobre, nutrientes como ferro, cobre, manganês e zinco, além de características relacionadas à sua disponibilidade como textura do solo, pH, matéria orgânica, CTC e alguns elementos químicos como cálcio, magnésio, fósforo e potássio.

A Tabela 5 apresenta os resultados da análise química dos parâmetros do solo das amostras coletadas à profundidade de 2 metros, sendo cinco pontos à Montante (1M, 2M, 3M, 4M e 5M), cinco pontos no Lixão (1L, 2L, 3L, 4L e 5L), e cinco pontos à Jusante (1J, 2J, 3J, 4J e 5J), representando as cinco repetições para cada tratamento.

TABELA 5. Análise química das amostras de solo coletadas nos 15 pontos amostrais [Textura, pH, Matéria Orgânica (M.O.), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio (K), Capacidade de troca catiônica, Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn), e Zinco (Zn)] para profundidade de 2m.

		Parâmetros de análise do solo (profundidade: 2 m)																
n.	Ponto amostral	Arg ¹	Sil ²	Are ³	pH	M.O.	Ca	Mg	P	K	CTC	Fe	Cd	Pb	Cu	Cr	Mn	Zn
		%	%	%		(g/kg)	(cmol/dm ³)	(cmol/dm ³)	(mg/dm ³)	(mg/dm ³)	(cmol/dm ³)	(mg/dm ³)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/dm ³)	(mg/kg)	(mg/dm ³)	(mg/dm ³)
1	1M	39	8	53	5.2	7	0.5	0.2	1.2	30	2.58	23	0.3	0.9	0.8	0.7	7	3.7
2	2M	37	7	56	5.3	4	0.4	0.1	0.6	16	2.54	22	0.1	5.1	0.3	0.8	2	6.3
3	3M	39	8	53	5.4	4	0.3	0.1	0.7	26	2.27	21	0.1	1.7	0.1	0.6	3	0.4
4	4M	37	7	56	4.8	4	0.3	0.1	0.4	26	2.57	15	0.2	1.0	0.1	0.1	3	0.4
5	5M	37	7	56	4.9	4	0.2	0.1	0.4	34	2.59	15	0.1	2.6	0.2	0.2	5	0.4
6	1L	37	7	56	5.4	4	0.3	0.1	0.5	98	2.25	46	0.1	1.7	0.1	0	37	0.1
7	2L	37	7	56	5.9	4	2.9	0.8	0.3	190	5.29	351	0.2	0.6	0.6	8.4	16	1.8
8	3L	37	7	56	5.7	4	0.3	0.1	0.4	54	2.14	34	0.1	0.9	0.1	0.1	28	0.1
9	4L	37	7	56	6.2	4	0.6	0.2	0.4	216	2.65	335	0.2	1.8	0.7	6.5	9	0.5
10	5L	37	7	56	5.6	4	0.2	0.1	0.3	240	2.21	34	0.2	1.9	0.1	0.2	10	0.2
11	1J	37	7	56	5.3	4	0.5	0.2	0.4	26	2.77	14	0.2	1.9	0.2	0.4	5	0.4
12	2J	37	7	56	5.4	4	0.2	0.2	0.4	88	2.43	15	0.2	1.3	0.1	0.1	5	0.1
13	3J	34	8	58	5.2	4	0.3	0.1	0.3	28	2.67	18	0.1	1.8	0.1	0	6	0.1
14	4J	34	8	58	5.0	4	0.4	0.2	0.3	24	2.46	13	0.2	0.4	0.2	0	3	0.1
15	5J	34	8	58	5.3	4	0.2	0.1	0.3	12	2.63	13	0.2	3.2	0.2	0.3	3	0.1

¹ Argila; ² Silte; ³ Areia

A Tabela 6 ilustra os resultados das análises das amostras de solo dos pontos amostrais à profundidade de 4 metros, sendo cinco pontos à montante (1M, 2M, 3M, 4M e 5M), cinco pontos no lixão (1L, 2L, 3L, 4L e 5L), e cinco pontos à jusante (1J, 2J, 3J, 4J e 5J), caracterizando as cinco repetições de cada tratamento.

TABELA 6. Análise química das amostras de solo coletadas nos 15 pontos amostrais [Textura, pH, Matéria Orgânica (M.O.), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio(K), Capacidade de troca catiônica, Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre(Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn), e Zinco (Zn)] para profundidade de 4m.

		Parâmetros de análise do solo (profundidade: 4 m)																
n.	Pontos amostrais	Arg ¹	Sil ²	Are ³	pH	M.O.	Ca	Mg	P	K	CTC	Fe	Cd	Pb	Cu	Cr	Mn	Zn
		%	%	%		(g/ kg)	(cmol/ dm ³)	(cmol/ dm ³)	(mg/ dm ³)	(mg/ dm ³)	(cmol/ dm ³)	(mg/ dm ³)	(mg/ kg)	(mg/ kg)	(mg/ dm ³)	(mg/ kg)	(mg/ dm ³)	(mg/ dm ³)
1	1M	37	7	56	4.6	4	0.2	0.1	0.9	36	2.59	22	0.1	2.5	0.2	0.9	3	3
2	2M	39	8	53	5.4	4	0.3	0.1	0.5	20	2.25	37	0.2	3.8	0.3	1.7	4	1.1
3	3M	27	6	67	4.3	4	0.3	0.1	0.6	40	3.40	15	0.1	2.8	0.1	0.1	3	0.6
4	4M	20	6	74	4.2	4	0.2	0.1	0.3	20	3.15	9	0.1	1.5	0.2	0.5	2	0.5
5	5M	37	7	56	4.7	4	0.3	0.1	0.3	32	2.68	21	0.2	2.8	0.1	0.4	3	0.4
6	1L	27	6	67	5.4	4	0.3	0.1	0.3	60	2.25	19	0.1	3.0	0.1	0	12	0.1
7	2L	37	7	56	6.5	4	1.7	0.6	0.2	180	3.76	105	0.2	1.1	0.8	1.8	15	1.6
8	3L	34	8	58	5.1	4	0.3	0.1	0.3	42	2.61	17	0.1	1.4	0.1	0.3	9	0.1
9	4L	31	9	60	6.6	4	0.2	0.1	0.3	326	2.13	83	0.2	3.4	0.8	1.3	10	0.3
10	5L	37	7	56	6.8	4	0.2	0.1	0.2	300	2.17	36	0.1	1.4	0.2	0.7	10	1.1
11	1J	31	9	60	5.3	4	0.2	0.1	0.3	46	2.22	15	0.2	2.2	0.1	1.3	2	2.1
12	2J	31	9	60	5.1	4	0.2	0.1	0.3	86	2.52	19	0.2	1.6	0.1	0.7	5	0.1
13	3J	31	9	60	4.9	4	0.3	0.2	0.3	30	2.38	24	0.2	2.1	0.2	1.1	3	0.1
14	4J	31	9	60	5.2	4	0.3	0.2	0.2	26	2.27	17	0.2	1.9	0.1	0	3	0.1
15	5J	31	9	60	5.2	4	0.2	0.1	0.3	24	2.36	15	0.2	0.6	0.1	0.1	2	0.1

¹ Argila; ² Silte; ³ Areia

A Tabela 7, bem como as Tabelas 5 e 6 anteriores, determina os resultados dos parâmetros químicos da análise do solo das amostras coletadas à profundidade de 6 metros, sendo cinco pontos à montante (1M, 2M, 3M, 4M e 5M), cinco pontos no lixão (1L, 2L, 3L, 4L e 5L), e cinco pontos à jusante (1J, 2J, 3J, 4J e 5J).

TABELA 7. Análise química das amostras de solo coletadas nos 15 pontos amostrais [Textura, pH, Matéria Orgânica (M.O.), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio(K), Capacidade de troca catiônica, Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre(Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn), e Zinco (Zn)] para profundidade de 6m.

Parâmetros de análise do solo (profundidade: 6 m)																		
n.	Pontos amostrais	Arg ¹	Sil ²	Are ³	pH	M.O.	Ca	Mg	P	K	CTC	Fe	Cd	Pb	Cu	Cr	Mn	Zn
		%	%	%		(g/kg)	(cmol/dm ³)	(cmol/dm ³)	(mg/dm ³)	(mg/dm ³)	(cmol/dm ³)	(mg/dm ³)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/dm ³)	(mg/kg)	(mg/dm ³)	(mg/dm ³)
1	1M	23	6	71	4.2	2	0.2	0.1	0.5	46	3.52	11	0.1	3.5	0.3	0.8	2	2.7
2	2M	12	4	84	4.3	2	0.2	0.1	0.3	14	3.14	17	0.1	1.3	0.5	0.1	3	0.4
3	3M	17	6	77	4.3	2	0.3	0.1	0.4	14	2.84	19	0.2	3.8	0.1	0.4	2	0.8
4	4M	20	6	74	4.2	4	0.2	0.1	0.3	16	3.64	8	0.1	2.6	0.1	0.8	3	1.6
5	5M	34	8	58	4.4	4	0.3	0.1	0.3	26	3.57	66	0.2	4.0	0.1	2.1	10	0.4
6	1L	31	9	60	4.9	2	0.6	0.3	0.2	44	3.01	16	0.2	2.1	0.1	0	9	0.1
7	2L	27	6	67	6.8	4	1.8	0.5	0.2	124	3.62	177	0.2	1.3	0.6	2.2	19	2.8
8	3L	31	9	60	4.4	2	0.2	0.1	0.3	48	5.42	15	0.2	1.5	0.1	0.3	9	0.1
9	4L	31	9	60	6.9	4	0.2	0.1	0.2	170	1.73	63	0.2	2.6	1.1	0.6	6	0.1
10	5L	34	8	58	6.9	2	0.3	0.1	0.2	380	2.47	44	0.1	0.8	0.1	0.7	10	0.1
11	1J	25	6	69	4.6	2	0.2	0.1	0.2	60	2.95	15	0.2	1.8	0.1	0.1	3	0.1
12	2J	31	9	60	4.5	4	0.3	0.2	0.2	80	3.10	35	0.1	2.0	0.2	0.5	9	0.1
13	3J	31	9	60	4.6	4	0.3	0.2	0.2	38	3.10	47	0.1	0.8	0.1	1.3	13	0.2
14	4J	25	6	69	4.5	4	0.2	0.1	0.2	20	3.15	15	0.2	2.1	0.1	0.2	3	0.1
15	5J	31	9	60	4.6	4	0.2	0.1	0.2	32	3.48	15	0.1	2.1	0.1	0.7	3	0.1

¹ Argila; ² Silte; ³ Areia

Os dados foram submetidos à procedimentos de estatística descritiva, sendo descrito as seguintes informações: média, valores máximos e mínimos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) (Tabela 8).

TABELA 8. Análise descritiva apresentada por teores médios, máximos e mínimos, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) dos parâmetros [Textura, pH, Matéria Orgânica (M.O.), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio (K), Capacidade de troca catiônica, Ferro (Fe), Cádmiu (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn), e Zinco (Zn)] das amostras a montante (M), lixão (L) e Jusante (J).

Trat.	Anal. Descr.	Arg ¹ %	Sil ² %	Are ³ %	pH	M.O. (g/ kg)	Ca (cmol/ dm ³)	Mg (cmol/ dm ³)	P (mg/ dm ³)	K (mg/ dm ³)	CTC (cmol/ dm ³)	Fe (mg/ dm ³)	Cd (mg/ kg)	Pb (mg/ kg)	Cu (mg/ dm ³)	Cr (mg/ kg)	Mn (mg/ dm ³)	Zn (mg/ dm ³)
M (2m)	Méd.	38	7	55	5,1	4,6	0,3	0,1	0,7	26,4	2,5	19,2	0,2	2,3	0,3	0,5	4,0	2,2
	Mín.	37	7	53	4,8	4,0	0,2	0,1	0,4	16,0	2,3	15,0	0,1	0,9	0,1	0,1	2,0	0,4
	Máx.	39	8	56	5,4	7,0	0,5	0,2	1,2	34,0	2,6	23,0	0,3	5,1	0,8	0,8	7,0	6,3
	DP	1	1	2	0,3	1,3	0,1	0,0	0,3	6,7	0,1	3,9	0,1	1,7	0,3	0,3	2,0	2,7
	CV(%)	3	7	3	5,1	29,2	33,5	37,3	49,8	25,4	5,4	20,3	55,9	76,4	97,2	64,9	50,0	119,7
L (2m)	Méd.	37	7	56	5,8	4,0	0,9	0,3	0,4	159,6	2,9	160,0	0,2	1,4	0,3	3,0	20,0	0,5
	Mín.	37	7	56	5,4	4,0	0,2	0,1	0,3	54,0	2,1	34,0	0,1	0,6	0,1	0,0	9,0	0,1
	Máx.	37	7	56	6,2	4,0	2,9	0,8	0,5	240,0	5,3	351,0	0,2	1,9	0,7	8,4	37,0	1,8
	DP	0	0	0	0,3	0,0	1,2	0,3	0,1	79,9	1,3	167,2	0,1	0,6	0,3	4,1	12,1	0,7
	CV(%)	0	0	0	5,3	0,0	133,7	117,3	22,0	50,0	46,3	104,5	34,2	42,7	94,8	134,3	60,7	133,9
J (2m)	Méd.	35	8	57	5,2	4,0	0,3	0,2	0,3	35,6	2,6	14,6	0,2	1,7	0,2	0,2	4,4	0,2
	Mín.	34	7	56	5	4,0	0,2	0,1	0,3	12,0	2,4	13,0	0,1	0,4	0,1	0,0	3,0	0,1
	Máx.	37	8	58	5,4	4,0	0,5	0,2	0,4	88,0	2,8	18,0	0,2	3,2	0,2	0,4	6,0	0,4
	DP	2	1	1	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	29,9	0,1	2,1	0,0	1,0	0,1	0,2	1,3	0,1
	CV(%)	5	7	2	2,9	0,0	40,7	34,2	16,1	84,1	5,6	14,2	24,8	59,2	34,2	113,5	30,5	83,9
M (4m)	Méd.	32	7	61	4,6	4,0	0,3	0,1	0,5	29,6	2,8	20,8	0,1	2,7	0,2	0,7	3,0	1,1
	Mín.	20	6	53	4,2	4,0	0,2	0,1	0,3	20,0	2,3	9,0	0,1	1,5	0,1	0,1	2,0	0,4
	Máx.	39	8	74	5,4	4,0	0,3	0,1	0,9	40,0	3,4	37,0	0,2	3,8	0,3	1,7	4,0	3,0
	DP	8	1	9	0,5	0,0	0,1	0,0	0,2	9,2	0,5	10,4	0,1	0,8	0,1	0,6	0,7	1,1
	CV(%)	26	12	15	10	0,0	21,1	0,0	47,9	31,1	16,3	50,2	39,1	30,7	46,5	85,8	23,6	96,9
L (4m)	Méd.	33	7	59	6,1	4,0	0,5	0,2	0,3	181,6	2,6	52,0	0,1	2,1	0,4	0,8	11,2	0,6
	Mín.	27	6	56	5,1	4,0	0,2	0,1	0,2	42,0	2,1	17,0	0,1	1,1	0,1	0,0	9,0	0,1
	Máx.	37	9	67	6,8	4,0	1,7	0,6	0,3	326,0	3,8	105,0	0,2	3,4	0,8	1,8	15,0	1,6
	DP	4	1	5	0,8	0,0	0,7	0,2	0,1	131,5	0,7	39,8	0,1	1,1	0,4	0,7	2,4	0,7
	CV(%)	13	15	8	13	0,0	120,4	111,8	21,1	72,4	26,5	76,6	39,1	51,3	91,9	89,4	21,3	105,7
J (4m)	Méd.	31	9	60	5,1	4,0	0,2	0,1	0,3	42,4	2,4	18,0	0,2	1,7	0,1	0,6	3,0	0,5
	Mín.	31	9	60	4,9	4,0	0,2	0,1	0,2	24,0	2,2	15,0	0,2	0,6	0,1	0,0	2,0	0,1
	Máx.	31	9	60	5,3	4,0	0,3	0,2	0,3	86,0	2,5	24,0	0,2	2,2	0,2	1,3	5,0	2,1
	DP	0	0	0	0,2	0,0	0,1	0,1	0,0	25,9	0,1	3,7	0,0	0,6	0,0	0,6	1,2	0,9
	CV(%)	0	0	0	3	0,0	22,8	39,1	16,0	61,0	4,9	20,8	0,0	38,4	37,3	90,8	40,8	178,9
M (6m)	Méd.	21	6	73	4,3	2,8	0,2	0,1	0,4	23,2	3,3	24,2	0,1	3,0	0,2	0,8	4,0	1,2
	Mín.	12	4	58	4,2	2,0	0,2	0,1	0,3	14,0	2,8	8,0	0,1	1,3	0,1	0,1	2,0	0,4
	Máx.	34	8	84	4,4	4,0	0,3	0,1	0,5	46,0	3,6	66,0	0,2	4,0	0,5	2,1	10,0	2,7
	DP	8	1	10	0,1	1,1	0,1	0,0	0,1	13,7	0,3	23,8	0,1	1,1	0,2	0,8	3,4	1,0
	CV(%)	39	24	13	2	39,1	22,8	0,0	24,8	59,0	10,2	98,3	39,1	36,5	81,3	90,9	84,8	83,1
L (6m)	Méd.	31	8	61	6	2,8	0,6	0,2	0,2	153,2	3,3	63,0	0,2	1,7	0,4	0,8	10,6	0,6
	Mín.	27	6	58	4,4	2,0	0,2	0,1	0,2	44,0	1,7	15,0	0,1	0,8	0,1	0,0	6,0	0,1
	Máx.	34	9	67	6,9	4,0	1,8	0,5	0,3	380,0	5,4	177,0	0,2	2,6	1,1	2,2	19,0	2,8
	DP	3	1	4	1,2	1,1	0,7	0,2	0,0	137,4	1,4	66,8	0,0	0,7	0,4	0,9	4,9	1,2
	CV(%)	8	16	6	21	39,1	109,6	81,3	20,3	89,7	43,0	106,1	24,8	42,3	111,8	111,9	46,5	188,7
J (6m)	Méd.	29	8	64	4,6	3,6	0,2	0,1	0,2	46,0	3,2	25,4	0,1	1,8	0,1	0,6	6,2	0,1
	Mín.	25	6	60	4,5	2,0	0,2	0,1	0,2	20,0	3,0	15,0	0,1	0,8	0,1	0,1	3,0	0,1
	Máx.	31	9	69	4,6	4,0	0,3	0,2	0,2	80,0	3,5	47,0	0,2	2,1	0,2	1,3	13,0	0,2
	DP	3	2	5	0,1	0,9	0,1	0,1	0,0	23,9	0,2	14,9	0,1	0,6	0,0	0,5	4,6	0,0
	CV(%)	12	21	8	1,2	24,8	22,8	39,1	0,0	52,0	6,2	58,5	39,1	31,3	37,3	85,3	74,3	37,3

¹ Argila; ² Silte; ³ Areia

Um dos parâmetros que influenciam diretamente na disponibilidade, adsorção e lixiviação de nutrientes e poluentes no solo é a textura. Carvalho e Zabot (2012), reforça que os solos argilosos apresentam características de retenção de água e nutrientes, reduzindo a percolação para camadas inferiores, enquanto que em solos arenosos, os elementos são facilmente lixiviados às águas subterrâneas, principalmente pela baixa carga elétrica que tais solos apresentam.

As amostras de solo dos diferentes tipos de cobertura do solo e nas diferentes profundidades analisadas não tiveram grandes oscilações em sua classificação textural, sendo as amostras da profundidade de 2m classificadas como argila arenosa, e nas profundidades de 4m e 6m como franco argilo arenoso (EMBRAPA, 2017). As características arenosas das amostras pode ser uma das explicações para os baixos teores de metais presentes nas amostras coletadas.

Os valores do coeficiente de variação (CV) referente aos metais poluentes foram bastante expressivos, principalmente na cobertura do lixão, tendo como maior coeficiente 188,7% para o Zn na área do lixão na camada de 6m. Estudos voltados para análise de contaminação de metais poluentes em solos também retratam valores elevados de CV como Pimentel Gomes (1990), Pereira et al. (2010) e Teixeira (2014), que explicam tais resultados relacionados à heterogeneidade dos locais das amostras, principalmente nesse estudo que relaciona diretamente os parâmetros químicos do solo aos parâmetros dos resíduos sólidos depositados no local, de forma desordenada e sem controle técnico.

A variabilidade entre os tipos e concentrações de metais encontrados em locais de deposição de resíduos, principalmente aqueles de forma inadequado por lixão ou aterro controlado, podem estar associados à características como degradação da matéria orgânica dos resíduos, condições climáticas da região, composição granulométrica do local de deposição, tipo de solo misturado ao resíduos, quantidade e composição química do material depositado, ou até mesmo técnicas de extração e leitura dos metais (ZANELLO et al., 2007; ANICETO et al., 2012; ANDRADE, 2005; SANTOS, 2008).

Observa-se que os teores mínimos e máximos dos metais analisados são inferiores aos limites estabelecidos pelo CONAMA (2009), CETESB (2016) e COPAM (2011), apresentados no item 2.9 deste estudo, resultado esse similar aos trabalhos conduzidos por Iwai (2012), Souza (2019), além do estudo no Aterro Sanitário de Campo Belo - MG por Marques (2011). Embora ainda não se observe teores superiores dos metais aos limites estabelecidos pela resolução atual, é possível visualizar diferenças significativas entre as três coberturas e profundidades amostradas.

A deposição de resíduos sólidos no local acontece há 25 anos, considerado geologicamente como um período muito pequeno. Os dados analisados indicam uma diferença significativa entre as coberturas, apontando maiores concentrações de componentes químicos na área do lixão, o que pode indicar um processo de contaminação em andamento, instigando a necessidade de um monitoramento periódico do local, com possibilidade de evolução dos teores de metais poluentes e consequentemente uma contaminação real perante os limites atualmente estabelecidos.

Na Tabela 8 observa-se que os teores médios de concentração nas amostras do lixão na profundidade de 2m para Fe ($160,0 \text{ mg dm}^{-3}$), Cu ($0,32 \text{ mg dm}^{-3}$), Cr ($3,0 \text{ mg kg}^{-1}$) e Mn ($20,0 \text{ mg dm}^{-3}$) foram superiores as amostras à montante e à jusante nas quais não havia a presença de resíduos na cobertura do solo. Essa mesma relação é perceptível nas profundidades de 4m e 6m. O fato da área de lixão estar diretamente em contato com resíduos sólidos ao longo dos anos é possivelmente o fator principal para a maior concentração desses metais, quando comparados às concentrações encontradas nas amostras a montante e jusante do local de destinação de resíduos sólidos, locais que não tem contato direto com os resíduos depositados no aterro.

Quanto aos teores dos metais Pb e Zn, pode-se observar que os resultados foram exatamente o inverso, sendo nas amostras à montante as maiores concentrações nas três profundidades. Estudos de Marques (2011) também encontraram tais resultados para o Pb, lembrando que mesmo para a cobertura montante, a variação entre os pontos coletados foi elevada, podendo ser uma característica do solo da região. Vale ressaltar que Broska et al. (2010) aponta que solos próximos a rodovias podem ser fonte potencial de metais como chumbo, situação esta, recorrente no local estudado.

Os teores de Cd das amostras do estudo obtiveram concentrações muito baixas, em um comportamento equilibrado com pequenas oscilações de valores, não havendo diferença perceptível entre as amostras. As concentrações de Cd encontradas por Marques (2011), para os três locais analisados (lixão, aterro controlado e aterro sanitário), apresentaram concentrações entre $0,01$ e $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ em todos os pontos analisados, a jusante, montante e no aterro, corroborando com os resultados encontrados, o mesmo acontece com os estudos de Iwai (2012), apresentando concentração entre $0,05$ e $0,23 \text{ mg kg}^{-1}$ ao analisar o Cd nos três aterros estudados.

O cádmio é normalmente encontrado em resíduos oriundos de atividades industriais de eletrodeposição de zincagem, indústria de galvanoplastia e fabricação de baterias, materiais

estes não descartados no local de estudo, por se tratar de um município com características têxtil de produção (MARQUES, 2011; IWAI, 2012).

4.2 Análise multivariada

A MANOVA (Tabela 9) foi determinada mediante o teste de Pillai no software R, sendo utilizado o pacote MASS, e geração da tabela de resultados pelo comando *summary.manova*.

Os resultados foram significativos a 5% de probabilidade tanto para a análise da cobertura (L - Lixão, M - Montante, J - Jusante), quanto para as profundidades (2, 4, 6m), no entanto não foi significativo estatisticamente para a interação cobertura x profundidade.

TABELA 9. Resumo da análise de variância multivariada (MANOVA) para a três coberturas, três profundidades e interação entre local e profundidade para os parâmetro físico-químicos: Textura, pH, Matéria orgânica (M.O.), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio (K), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Ferro (Fe), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn) e Zinco (Zn).

FV	GL	V. Pillai	Valor F	NGL	DGL	Pr>F
Cobertura	2	1,5885	5,3075	32	44	2,78e-07 *
Profundidade	2	1,1579	1,8907	32	44	0,0250 *
Cobertura x Profundidade	4	1,9241	1,3903	64	96	0,0712
Resíduo	36					
Total	44					

*Significativo pelo teste de F a 5% de probabilidade. FV = Fontes de Variação, GL = Graus de Liberdade, V. Pillai = Valor do traço de Pillai, F = teste F de Fisher, NGL = grau de liberdade do numerador, DGL = grau de liberdade do denominador, Pr = P-value.

4.3 Análise de função discriminante

A análise de função discriminante para as três coberturas (L - Lixão; M - Montante; J - Jusante) é apresentada na Figura 16, onde a função discriminante (LD1) explica 73,66% da variabilidade dos dados, enquanto a segunda função discriminante (LD2) explica 26,34%. A Figura 16 exemplifica a diferença significativa existente nas amostras do lixão, explicada principalmente pela LD1, enquanto que também é perceptível uma diferença entre jusante e montante, descrita principalmente pela LD2.

A função discriminante LD1, no eixo da abscissa, descreve visualmente uma separação entre a cobertura do Lixão (L), em comparação com as coberturas à Montante (M) e Jusante (J) dos pontos amostrais do estudo, sendo que 14 das 15 amostras estão à esquerda do eixo, ou seja, com valores negativos para a abscissa, enquanto que todos os pontos amostrais M estão à direita, e 10 dos 15 pontos J também se encontram no eixo positivo. Isso

reforça as observações da análise descritiva, identificando uma diferença entre os pontos do Lixão para os demais pontos coletados.

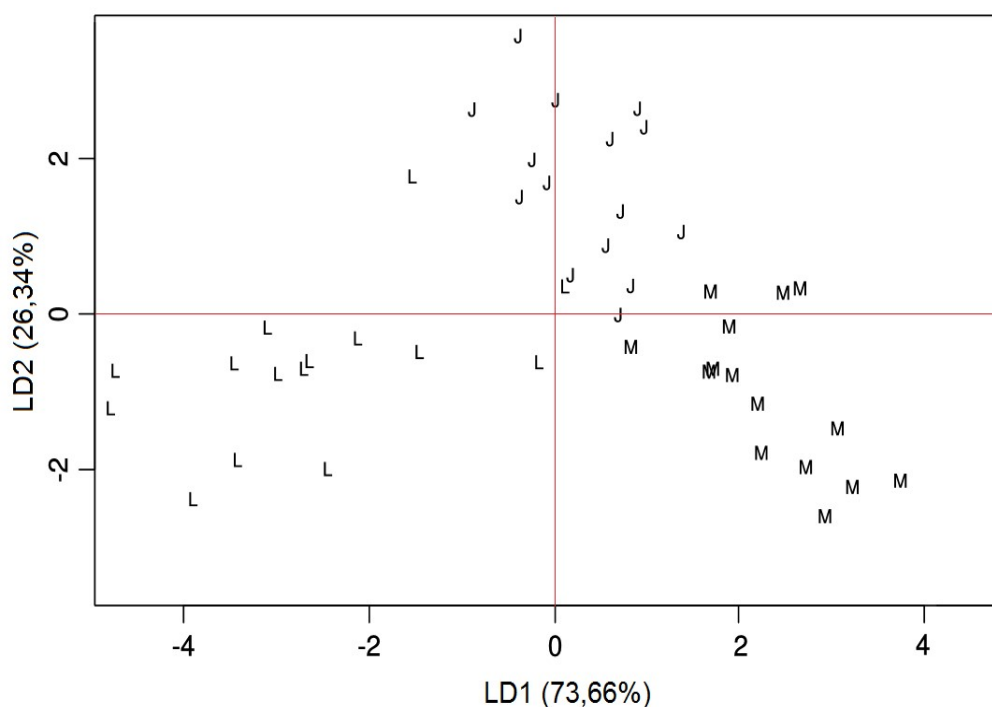


FIGURA 16. Análise de função discriminante para os tratamentos (L - Lixão; M - Montante; J - Jusante)

A função discriminante LD2, no eixo das ordenadas, responde apenas 26,34% dos resultados, porém é importante para ressaltar a diferença entre os pontos à Jusante (J) e Montante (M), sendo que todos os pontos amostrais J se encontram no eixo positivo das ordenadas, enquanto que 12 das 15 amostras à montante (M) estão imediatamente abaixo do mesmo eixo.

4.4 Análise em componentes principais (PCA)

Utilizou-se a técnica de Análise de Componentes Principais (PCA), para analisar o agrupamento do conjunto de dados dos metais estudados (Fe, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn), textura, pH, matéria orgânica, CTC, Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P) e Potássio (K) nas 45 amostras coletas do lixão de Jaraguá - Goiás.

Mediante a técnica PCA foi possível reduzir os 17 parâmetros analisados em três componentes principais, denominados CP1, CP2 e CP3, que acumulados respondem 60,33% da variância total acumulada dos dados, explicando respectivamente 29,63% referente ao CP1, 17,97% ao CP2 e 12,73% correspondente ao CP3. A quantidade de componentes principais foi definida mediante autovalores acima de 2,0, caracterizado por componentes com informações mais relevantes.

Os três componentes principais definidos para análise obtiveram coeficiente de correlação (r) satisfatórios para todos os parâmetros, exceto Cádmio, Chumbo e Manganês, com valores inferiores a 0,5; não podendo ser explicados mediante os 3 componentes principais, conforme Tabela 10.

Os valores dos coeficientes de correlação (r), também denominado por *loadings*, apresentados na Tabela 10, são valores oscilantes entre 1 e -1, que representa graficamente a distribuição dos pontos dos parâmetros analisados. Chaves (2019) e Teixeira (2014) consideraram coeficientes de correção (r) acima de 0,5, ou abaixo de -0,5 como significativos, pois possuem correlação direta ou inversa entre os parâmetros acima de 50%.

TABELA 10. Resumo de análise de componentes principais, autovalores e variâncias multivariadas.

Parâmetros analisados	Componentes Principais		
	CP1	CP2	CP3
	Coeficientes de correlação (r)		
Argila	0,48	-0,76*	0,05
Silte	0,13	-0,58*	-0,26
Areia	-0,46	0,80*	0,00
pH	0,69*	-0,31	-0,33
M.O	0,30	-0,57*	0,40
Ca	0,84*	0,39	0,12
Mg	0,82*	0,36	0,06
P	-0,02	-0,36	0,76*
K	0,56*	-0,09	-0,48
CTC	0,26	0,68*	0,15
Fe	0,86*	0,28	0,01
Cd	0,35	-0,15	0,14
Pb	-0,33	0,00	0,41
Cu	0,63*	0,05	0,21
Cr	0,80*	0,29	0,15
Mn	0,47	-0,05	-0,32
Zn	0,22	0,03	0,78*
λ – Autovalores	5,04	3,06	2,16
Total de variância por CP	29,6%	18,0%	12,7%
Total de variância acumulada	29,6%	47,6%	60,3%

* Coeficientes de correlação de Pearson superiores a 0,5

Os coeficientes de correlação descritos como significativos foram destacados na Tabela 10, e tais valores proporcionam uma combinação linear com seus respectivos

componentes principais, logo, parâmetros como pH (0,69), Ca (0,84), Mg (0,82), K (0,56), Fe (0,86), Cu (0,63) e Cr (0,80) são explicados pela CP1, enquanto que a textura do solo, como Argila (-0,76), Silte (-0,58), Areia (0,80), além de Matéria Orgânica (-0,57) e CTC (0,68), são respondidos pela CP2. A CP3 ainda explica parâmetros como P (0,76) e Zn (0,78).

A técnica PCA proporciona uma análise gráfica do posicionamento de cada amostra, em relação ao grupo ou tratamento no qual ela pertence, mediante os escores dos dois primeiros componentes CP1 e CP2, sendo o componente com maior resposta à variância, representado no eixo das abscissas, e o subsequente componente, no eixo das ordenadas. A Figura 17 ilustra a distribuição das amostras dentro do plano cartesiano.

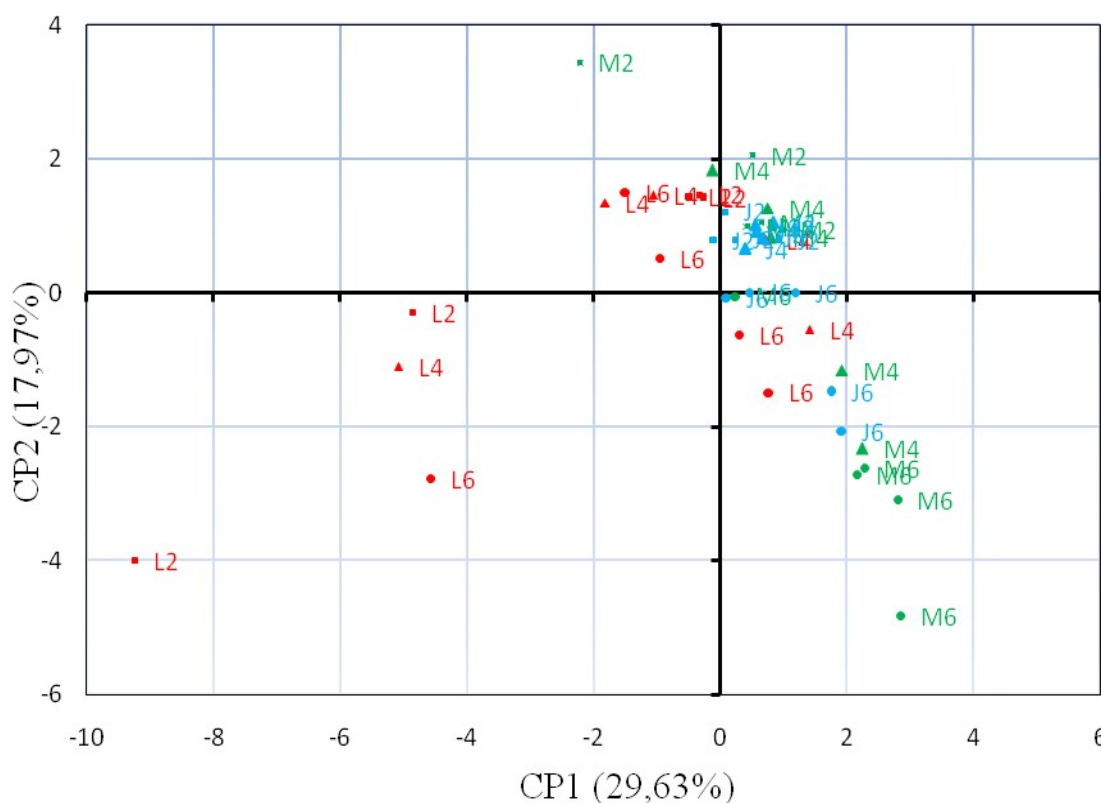


FIGURA 17. Distribuição dos escores das componentes principais CP1 e CP2 das 45 amostras de solo

Os pontos em vermelho, verde e azul na Figura 17 indicam os escores das amostras na cobertura do Lixão, a Montante e a Jusante respectivamente, sendo os números 2, 4 e 6 as profundidades de 2, 4 e 6m, respectivamente. Observa-se, que no eixo horizontal (CP1), há um distanciamento de grande parte das amostras do Lixão em relação as amostras à Montante e Jusante, além do fato de que 4 dessas amostras estão a uma distância significativa em relação à origem do plano cartesiano, o que indica maior contribuição para explicação das variâncias.

Os quatro pontos distanciados à esquerda do eixo das abscissas representam pontos da cobertura do Lixão, sendo dois pontos a 2m de profundidade, um ponto a 4m e outro a 6m de profundidade, demonstrando que algumas das amostras da cobertura do Lixão obtiveram resultados expressivos de teores de compostos químicos, quando comparados aos demais pontos de análise, resultados esses em função da presença do descarte de resíduos sólidos urbanos. As Figuras 18 e 19 demonstram a distribuição dos escores das componentes principais CP1 e CP3, e também das componentes CP2 e CP3 respectivamente. Na Figura 18, pode-se perceber uma separação nítida das amostras à montante, respondida pela componente principal CP3 (vertical), com 12,73% de explicação de variância. Ainda é visível nessa Figura, a separação da cobertura lixão, já descrita anteriormente pela Figura 17, pelo eixo horizontal (CP1).

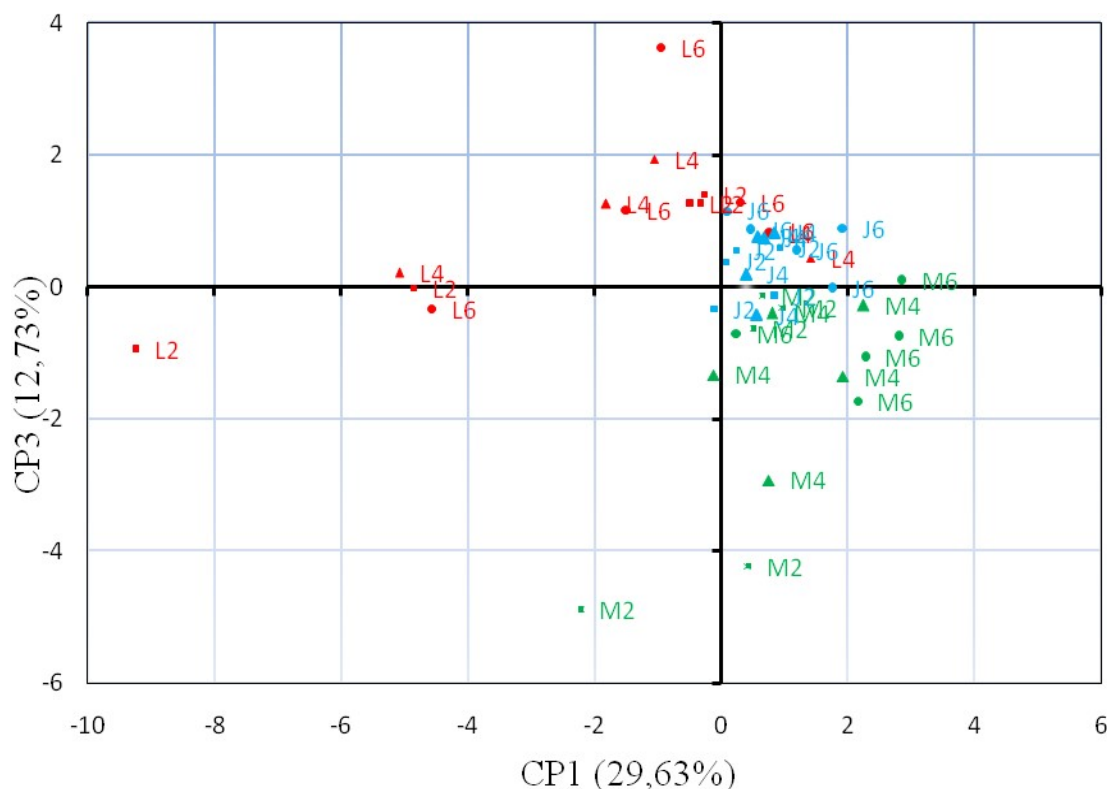


FIGURA 18. Distribuição dos escores das componentes principais CP1 e CP3 das 45 amostras de solo

Observa-se que a cobertura à jusante apresenta comportamento homogêneo, quando comparada às outras coberturas, logo percebe-se que não há grandes oscilações entre os parâmetros químicos analisados nos 5 pontos amostrais desta cobertura nas 3 profundidades.

A pequena oscilação nas concentrações dos metais a jusante, bem como suas baixas concentrações, se deve ao fato da não contaminação atual na área do aterro, e que mediante

uma possível contaminação futura do local, os pontos a jusante deveriam ser novamente verificados para identificar a influência da área do aterro para a área adjacente a jusante. Vale ressaltar também a existência de cortina verde extensa entre ambas coberturas, formando barreiras de isolamento, que pode contribuir para redução de contaminação entre as mesmas.

A relação entre CP2 e CP3 pode ser visualizada na Figura 19, sendo que a componente CP2, nessa análise, não favorece uma separação entre as três coberturas, enquanto que a CP3 (vertical) ainda retrata a diferença na cobertura à montante.

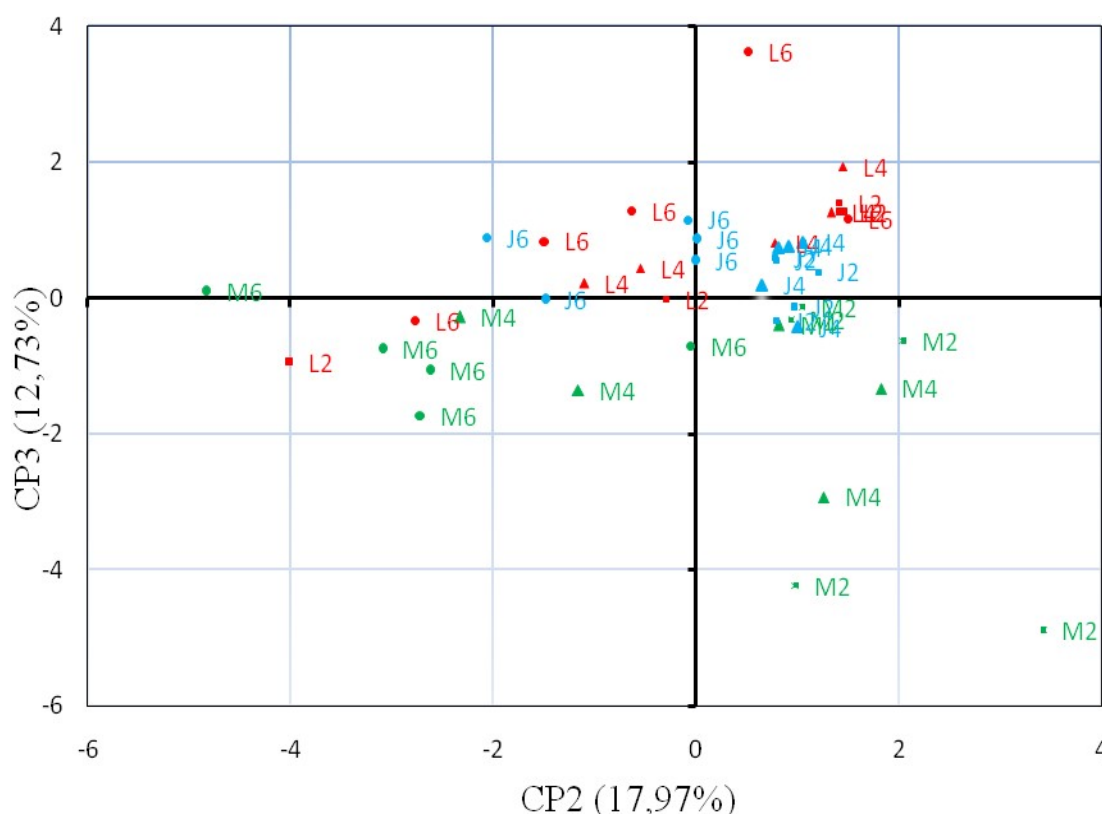


FIGURA 19. Distribuição dos escores das componentes principais CP2 e CP3 das 45 amostras de solo.

Observa-se que os autovetores (Figura 20), descrevem as projeções dos parâmetros analisados dentro do plano cartesiano limitado à um círculo de raio igual a 1, representando o limite da máxima correlação propostas por alguns parâmetros, percebe-se (Figura 20a), que variáveis tais como os metais Cr, Fe e Cu são fortemente relacionados à Ca e Mg, enquanto que a matéria orgânica (M.O) está fortemente correlacionada a fração textural de argila e silte do solo.

Ainda analisando os autovetores da relação CP1 e CP2 (Figura 20a), percebe-se que a areia correlaciona-se inversamente aos elementos, o que corrobora com Carvalho e Zobot (2012), de que solos arenosos possuem características favoráveis à lixiviação, não sendo

capazes de reter os nutrientes no solo, reduzindo consequentemente o teor desses nutrientes em solos com esta característica textural.

A Figura 20b, relacionando CP1 e CP3 descreve uma correlação significativa dos autovetores de Cu, Cr, Ca, Mg e Fe para com a fração de argila, enquanto que parâmetros como Zn e P apresentam correlação amenas entre si, respondida pela CP3.

Observa-se na Figura 20c correlação entre os elementos Zn e P mediante análise do eixo das ordenadas, enquanto que para a componente CP2 (horizontal), destaca-se a correlação entre matéria orgânica e argila.

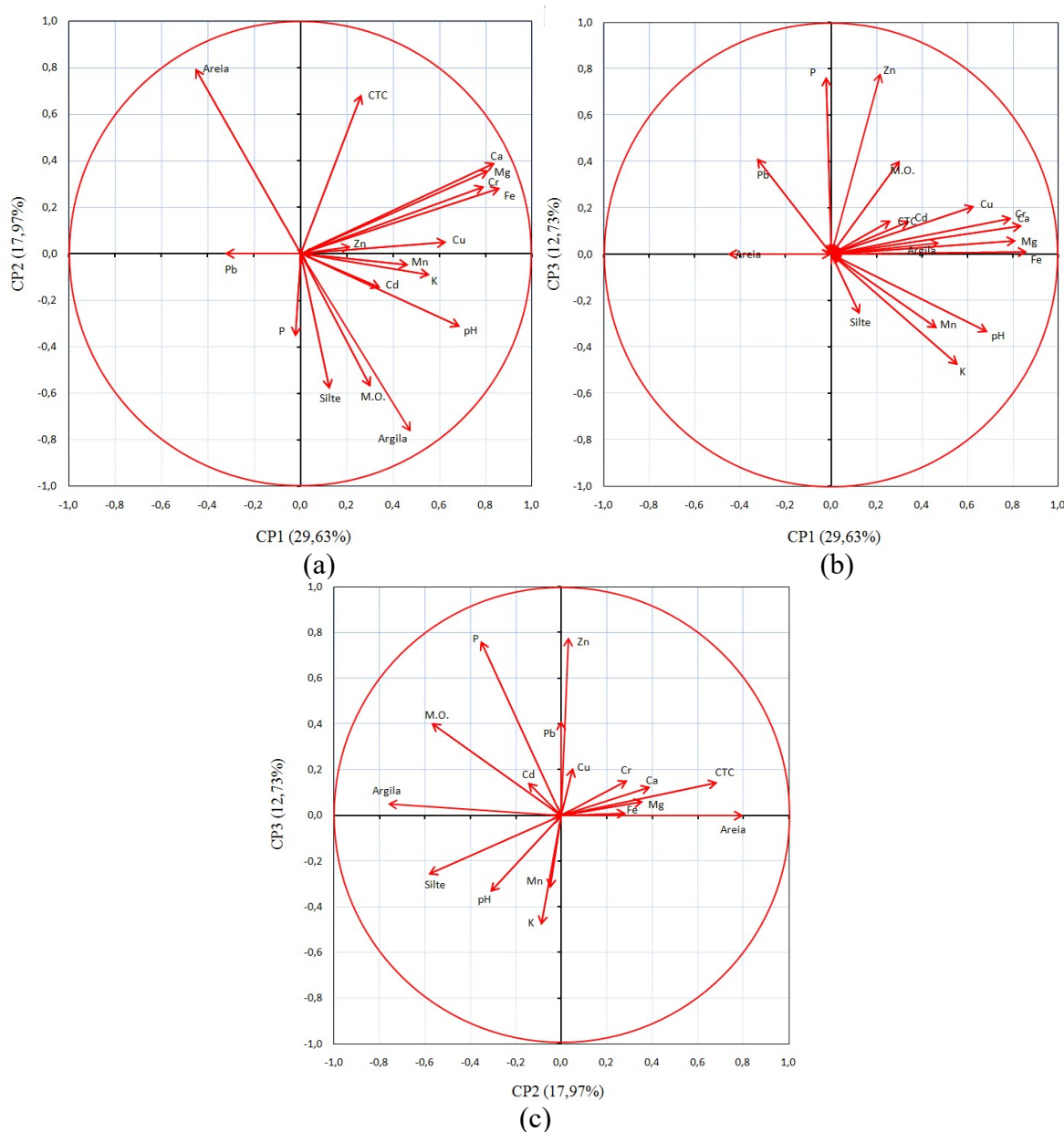


FIGURA 20. Projeção bidimensional dos autovetores das componentes principais CP1 e CP2 (a), CP1 e CP3 (b) e CP2 e CP3 (c).

Para melhor demonstrar os resultados dos autovetores, ou seja, a relação dos parâmetros físico-químicos do solo analisados juntamente aos escores das amostras de solo de cada tratamento, além também de incorporar todas as análises bidimensionais descritas nas PCAs, foi desenvolvido um gráfico tridimensional (Figura 21), incorporando os resultados da distribuição dos escores e autovetores para as três componentes principais analisadas CP1, CP2 e CP3. Observa-se uma relação entre os escores e os autovetores das variáveis em questão, sendo que a maioria dos parâmetros analisados tem comportamento voltado para as coordenadas negativas da CP1, que está associado diretamente aos escores da cobertura do lixão. Tais parâmetros mencionados seriam o Ca, Mg, K, Fe, Cr, Cu, Mn, pH e os solos com maiores percentuais de argila.

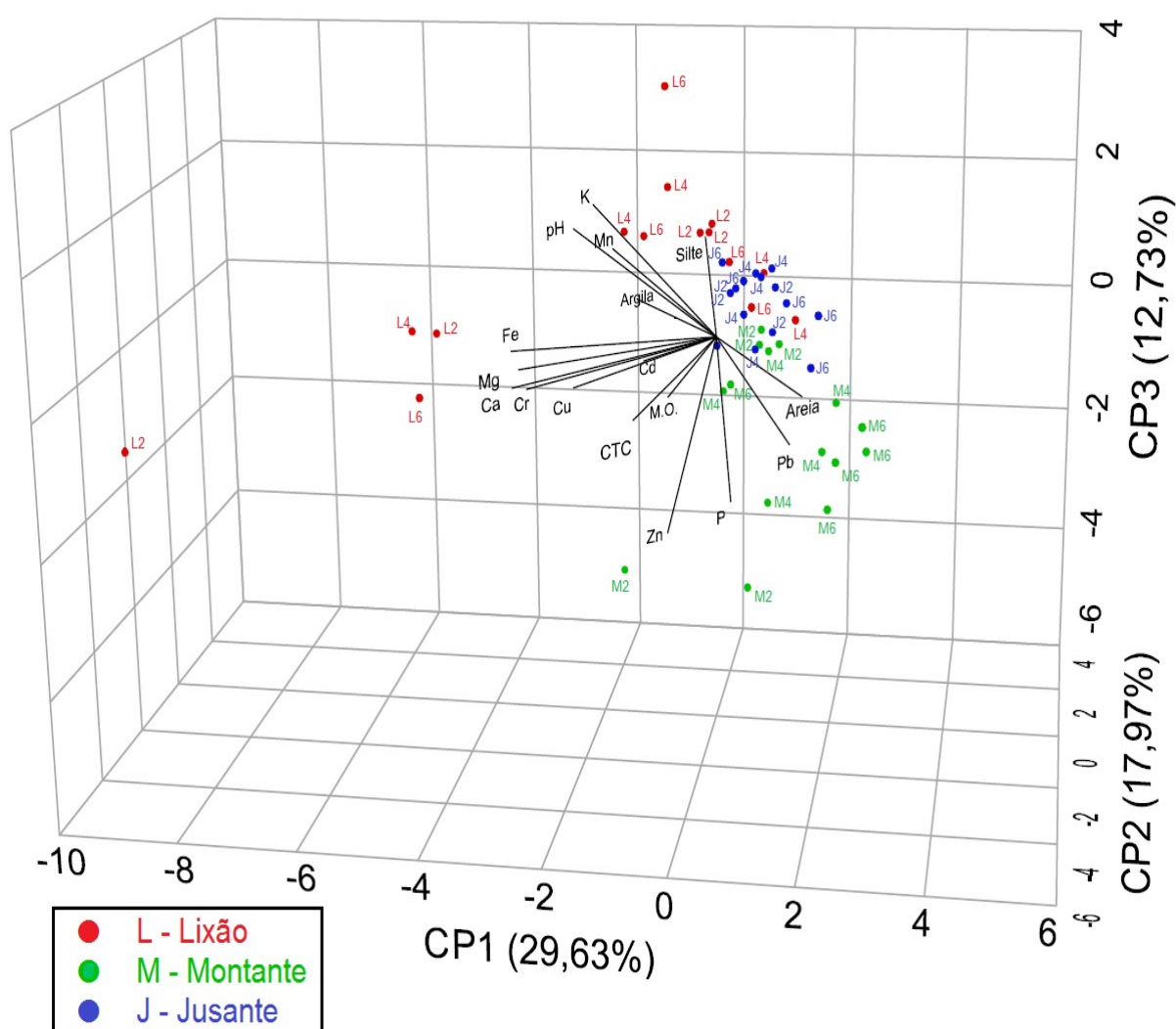


FIGURA 21. Projeção tridimensional dos escores e autovetores das componentes principais CP1 e CP2 e CP3.

Por outro lado, parâmetros como Pb, P, Zn e maiores percentuais de areia na composição granulométrica estão associados aos escores de amostras à montante. Para as amostras à jusante, a Figura 21 não apresenta nenhum elemento em destaque que esteja correlacionado positivamente à cobertura em questão, o que reforça a afirmativa de homogeneidade entre as amostras à jusante, possivelmente pela proteção ambiental gerada pela cortina verde (cobertura vegetal) existente nos limites do lixão.

Os resultados das maiores concentrações dos metais analisados ocorreram na área de lixão, além do fato de que o solo deste local também apresentou os maiores teores de argila na composição textural, corroborando com o descrito por Carvalho e Zabet (2012), enquanto que no solo a montante, há baixas concentrações dos parâmetros químicos analisados, com exceção de Chumbo (Pb), Fósforo (P) e Zinco (Zn), que possuem concentração superior às demais coberturas estudadas, ressalta-se que os solos desta área apresentou textura franco argilo arenosa.

4.5 Análise de agrupamento

O dendograma para análise de agrupamento dos pontos amostrados foi determinado pelo método de distância Manhattan e método de ligação do vizinho mais distante. Foi definido um comparativo entre três métodos de distância (Euclidiana, Canberra e Manhattan) para obtenção do método que melhor se enquadrasse no presente estudo, os resultados de similaridade entre os três é apresentado na Tabela 11.

TABELA 11. Análise de similaridade entre métodos de distância par análise de agrupamento
Métodos de Distância

	Euclidiana	Canberra	Manhattan
Euclidiana	1,0000	0,8544	0,9876
Canberra	0,8544	1,0000	0,8874
Manhattan	0,9876	0,8874	1,0000

Conforme os dados apresentados na Tabela 11, o método de distância com maior similaridade entre eles foi o método de Manhattan. O coeficiente de correlação cofenética obteve valor significativo de 95,1%, distribuindo a análise de agrupamento em dois grandes grupos, sendo os tratamentos L2, L4 e L6 compondo um grupo, ou seja, todas as amostras da cobertura do lixão, nas profundidades de 2, 4 e 6m respectivamente, enquanto que outro

grande grupo engloba todas as outras amostras, ou seja, amostras a jusante e montante, independentemente da profundidade das amostras coletadas, conforme Figura 22.

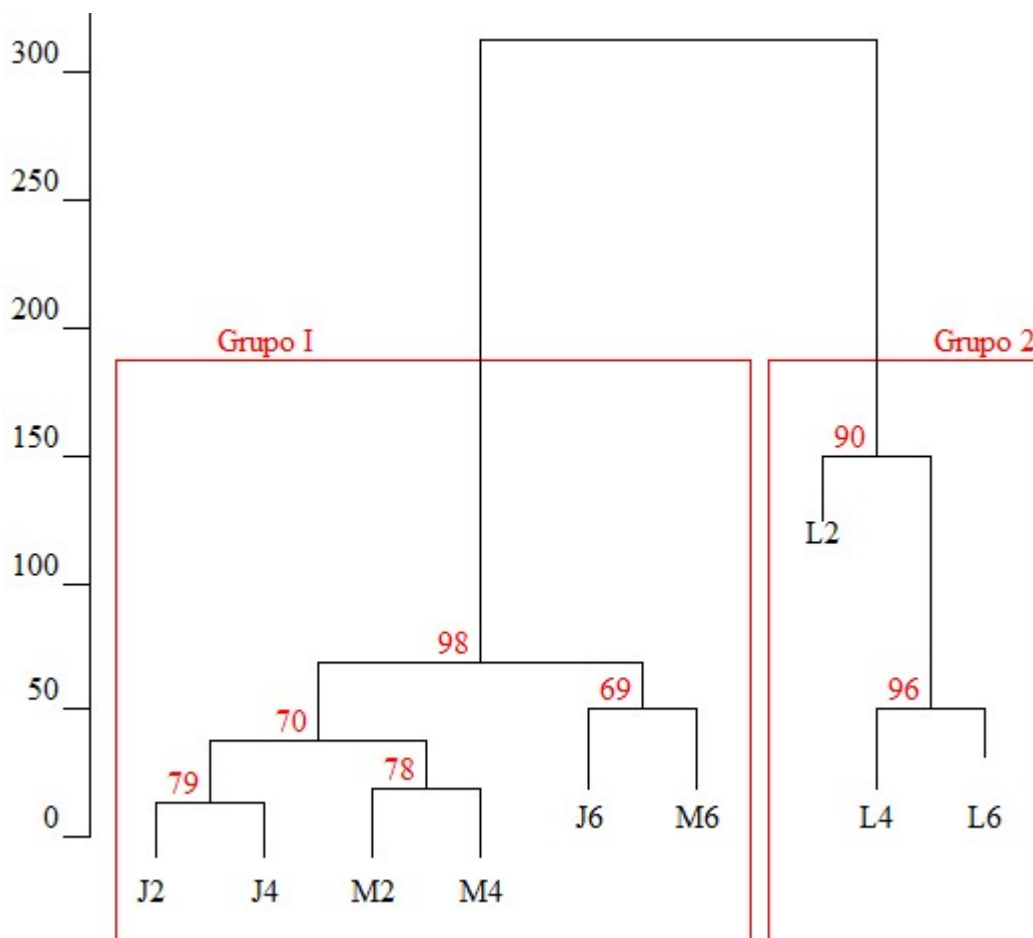


FIGURA 22. Dendrograma dos pontos amostrados para análise de agrupamento com método de distância Manhattan e método de ligação do vizinho mais distante.

A análise de agrupamento ilustra o comportamento já identificado pelos métodos estatísticos anteriores, comprovando uma diferença entre os parâmetros químicos analisados na área do lixão, em relação aos solos adjacentes à montante e jusante, caracterizando uma tendência a contaminação, que reforça a necessidade de monitoramento e estudos ambientais contínuos na região.

5 CONCLUSÕES

Ao avaliar as características químicas e a textura do solo de local de destinação final de Resíduos Sólidos Urbanos da cidade de Jaraguá-Goiás, nas condições particulares do local, conclui-se que:

- A composição química da solução do solo sob deposição de RSU apresenta maiores teores de metais poluentes, exceto para Pb, P e Zn em relação as áreas livres de deposição de Resíduos Sólidos Urbanos;
- Não foi identificado contaminação do solo por metais poluentes ao comparar as concentrações dos metais analisados nas amostras da área de deposição do RSU aos limites estabelecidos pelo CONAMA, CETESB e COPAM;
- Mesmo não atingindo os limites máximos estabelecidos atualmente pelos órgãos, verifica-se que o solo amostrado na área de deposição de RSU é influenciado pela deposição dos resíduos sólidos urbanos, explicado pela diferença significativa entre os parâmetros físico-químicos do solo destas áreas e as áreas que não receberam a deposição de RSU.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo, 2019. 68p.

ABREU, C. A.; FERREIRA, M. E.; BORKET, C. M. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos zinco e manganês. In: FERREIRA, M. E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/ Fapesp/Potafós, 2001. p. 125-141.

ALEXANDRE, J. R. et al. **Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo**. v. 10, n. 1, p. 23-8, 2012.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability**. 3. ed. Ontario: Springer, 2010. 613 p.

ALTHAUS, D. **Teores naturais e efeitos da adição de metais pesados em solos do estado do rio grande do sul**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Faculdade de Agronomia. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Porto Alegre, 2017.

ANDRADE, J.C.M. **Fitotransporte de metais pesados em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 263f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

ANICETO, K.C.P; HORBE, A.M.C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v.42, n.1, p.135-148, 2012.

ARCILA, R.I.A. **Panorama dos resíduos sólidos urbanos nos municípios de pequeno porte do Brasil**. 2008. 67p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Cultura e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

AGRITEMPO – Sistema de Monitoramento Agrometeorológico Mineiros. **Estação TRMM.2984**. Jaraguá. Goiás. 2019. Disponível em: <<https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/Estacao/index.jsp?siglaUF=GO>>. Acesso em: 03 jul. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10.004** – Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419** – Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2003.

BAKER, D. E.; SENFT, J. P. (1995). Copper. In **Heavy Metals in Soils. 2nd edition.**, (ed. B. J. Alloway); Blackie Academic & Professional.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos. EESC/USP. 1999.

BRADL, H. B. (2005). **Sources and Origins of Heavy Metals**. In *Heavy Metals in the Environment; origin, interaction and remediation*, (ed. H. B. Bradl).

BRASIL. FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 408p.

BRASIL. Lei nº 12.305, 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 20 mar. 2019.

BRASIL. Senado Federal. Congresso. Senado. Constituição. Projeto de Lei nº 425, 07 de julho de 2014. Altera a lei nº 12.05/10 que institui a **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2014. Disponível em: <<http://www25.senado.leg.br/web/atividade/materiais/-/materia/119536>>. Acesso em: 20/03/2019.

BROSKA, C.Z.; ANDRADE, C.M.; ZANELO, S. MELO, V.F. Chumbo em solos às margens de estadas na região metropolitana de Curitiba. **Ciência Agrária Ambiental**, Curitiba, v.8, n.1, p. 47-53. 2010.

CAMPOS, M. L.; PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian latosols. **Communication Soil Science Plant Analysis**, Philadelphia, v. 34, n. 3-4, p. 547-557, abr. 2003.

CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de köppen-geiger para o estado de goiás e o distrito federal. **ACTA Geográfica**, . v. 8, n. n. 16, (jan./março)-ISSN 1980-5772, p. 40–55. 2014.

CARVALHO, N.L.; ZABOT, V. Nitrogênio: nutriente ou poluente? **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 6 n. 6, p. 960-974. 2012.

CASTILHOS JR, A. B. (Coordenador). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB - 294 p, ABES. Rio de Janeiro, 2003.

CHAVES, F.F.A. **Atributos físicos, químicos e biológicos da qualidade do solo sob diferentes espécies de gramíneas**. 2019. 44f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Cobre e seus compostos** – Ficha de Informação Toxicológica (FIT). 2018a. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Cobre.pdf>. Acesso em: 18 Mar. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Crômio e seus compostos** – Ficha de Informação Toxicológica (FIT). 2018b. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2019/06/Crômio.pdf>. Acesso em: 18 Mar. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Manganês e seus compostos** – Ficha de Informação Toxicológica (FIT). 2018c. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Manganês.pdf>. Acesso em: 18 Mar. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Zinco e seus compostos** – Ficha de Informação Toxicológica (FIT). 2018d. Disponível em:

<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2019/06/Zinco.pdf>. Acesso em: 18 Mar. 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Decisão da Diretoria nº 256/2016. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo - 2016**, p.5, 2016.

CONANA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.001, de 23 de janeiro de 1986. **Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 1986. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8902>. Acesso em 22 mar. 2020.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO 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**. 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 10 mai. 2019.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa nº 166, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. Diário do Executivo de Minas Gerais, 2011.

COSTA, C.N. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. 2005. 126 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G.. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 327-354.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2017. 212p.

FADIGAS, F.S. et al. Background levels of some trace elements in weathered soils from the Brazilian Northern region. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 67, n. 1, p. 53-59, 2010.

FÉLIX, F. F. **Comportamento de cobre aplicado no solo por calda bordalesa**. 2005. 74p. Dissertação (Mestrado na área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

FERGUSON, J. E. (1990). **The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects**: Pergamon Press.1990.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte, 36 p., 2010. Disponível em: www.feam.br. Acesso em: 21 out. 2019.

GOEZ, L.L. **Avaliação de áreas para implantação de aterro sanitário no município de Senador Canedo em Goiás**. 2015. 169p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Saúde) - Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2015.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 22 mai. 2019.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e Saúde Coletiva**, São Paulo, v.17, n.6, p.1503-1510, 2012.

HAMADA, J. **Concepção de aterros sanitários: análise crítica e contribuições para seu aprimoramento no Brasil**. Texto de livre Docência, Faculdade de Engenharia de Bauru. UNESP - São Paulo. 254p. 2003.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas da população**, 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/jaragua/panorama>>. Acesso em: 13 mai. 2019.

IWAI, C.K. **Avaliação da qualidade das águas subterrâneas e do solo em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte: aterro sanitário em valas**. 2012. 270p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

JAKUBOWSKI, Marek. **Low-level environmental lead exposure and intellectual impairment in children —The current concepts of risk assessment**. International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health [1232-1087] Jakubowski, Marek vol:24 fasc:1 pág:1 -7, ano:2011.

JÄRUP, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *Brit. Med. Bull.* **68**, 167-182.

JUCOSKI, G.O. et al. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L.1. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 4, p. 720-728, 2016.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2011. 505 p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace elements from soil to human**. Ontario: Springer, 2007. 550 p.

KEMERICH, P.D.C; FLORES, C.E.B.; BORBA, W.F.; GERHARDT, A.E.; FLORES, B.A.; RODRIGUES, A.C.; BARROS, G. Indicativo de contaminação ambiental por metais pesados em aterro sanitário. **Revista Monografias Ambientais**, v.13, n.5, p.3744-3755, 2014.

KEHRIG, H.; MALM, O. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Quim. Nova**, v.34, n.3, p. 377-384, 2011.

KIM, J.J.; KIM, Y.S; KUMAR, V. Heavy metal toxicity: an update of chelating therapeutic strategies. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology.**, v. 54, p. 226-231, 2019.

KJELDSEN P, BARLAZ MA, ROOKER AP, BAUNA, LEDIN A, CHRISTENSEN TH, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.**, v. 32, p. 297-336, 2002.

LISK, D.J. Environmental effects of landfills. **The Science of the Total Environment**, Amsterdã, v.100, n.1, p. 415-468, 1991. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90387-T](https://doi.org/10.1016/0048-9697(91)90387-T)>. Acesso em: 13 mai. 2019.

LOPES, L. **Gestão e gerenciamento integrados dos resíduos sólidos urbanos**. 2006. 113p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: metais poluentes e micronutrientes – mitos, mistificação e fatos**. Piracicaba: Produquímica, 1994. 153 p.

MARQUES, R.F.P.V. **Impactos ambientais da deposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em recursos hídricos em sistemas agrícolas, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200p.

OADES, J. M. The nature and distribution of iron compounds in soils. **Soils fertility**, Wallingford (UK), v. 26, n. 1, p. 69-80, jan./fev. 1963.

OLIVEIRA, R. H. D.; DAMACENA, S. R. **Proposta de um programa de coleta seletiva para o município de Jaraguá-Go**. 2018. 43p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Faculdade Metropolitana de Anápolis, Anápolis, 2018.

PEREIRA, A.A.; BORGES, J.D.; LEANDRO, W.M. Metais poluentes e micronutrientes no solo e em folhas de *brachiaria decumbens* às margens de rodovias. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.26, n.3, p. 347-357, mai./jun. 2010.

PEREIRA NETO, J. T. **Gerenciamento de resíduos sólidos em municípios de pequeno porte**. Revista Ciência e Ambiente, nº 18, vol 1- Lixo Urbano, Universidade Federal de Santa Maria: ed. UFSM, 2010.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 2ed. São Paulo: Nobel, 1990. 467p.

PIZZAIA, Daniel. **Genotoxicidade do cádmio em tomateiro (*Solanumlycopersicum* L.)**. Versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. 97p:il. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, 2013.

QUAGGIO, J.A; RAIJ, B.V. Comparação de métodos rápidos para determinação da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.3, n.3, p.184-187, jan./fev. 1979.

RAIJ, B.V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba, Instituto de Potassa & Fosfato, Instituto Internacional de Potassa, 1981. 142p.

REIS, F.O., MARTINEZ, E.A., SILVA JÚNIOR, F.M.R., LIMA, A.C.R. Análise dos dispositivos legais nos estados brasileiros perante a Resolução 420/2009. **Âmbito Jurídico**, Rio Grande [Internet]. 2017. Disponível em: http://ambito-juridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=18630. Acesso em 21 Mar. 2020.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., MOULIN, P., 2008. **Landfill leachate treatment: review and opportunity**. J. Hazard. Mater. 150 (3), 468–493.

ŠAJN, Robert; ALIU, Milihate; STAFILOV, Trajče; ALIJAGIĆ, Jasminka. **Heavy metal contamination of topsoil around a lead and zinc smelter** in Kosovska Mitrovica/Mitrovicë, Kosovo/Kosovë. *Journal of geochemical exploration* [0375-6742] Šajn, R vol:134 pg:1 -16, yr:2013.

SALGADO, P.E.T. **Fundamentos de toxicologia**; Oga, S., ed.; 2ª ed., Atheneu: São Paulo, 2003.

SAMADDER, S.R., et al., **Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study**, *Sci Total Environ* (2017), <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.003>

SANTOS, A.A. **Qualidade de águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT**. 2008. 111P. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Instituto de Física, Programa de Pós-graduação em Física Ambiental, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2008.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, RECURSOS HÍDRICOS, INFRAESTRUTURA, CIDADES E ASSUNTOS METROPOLITANOS DO ESTADO DE GOIÁS (SECIMA). 2015. **Plano de Resíduos Sólidos do Estado de Goiás, Produto Final**. Goiás: SECIMA. 497p. Disponível em: <http://www.egov.go.gov.br/secima/plano-estadual-de-residuos-solidos-produto-final.pdf>. Acesso em: 13 mai. 2019.

SHEPPARD, M.I.; THIBAUT, D.H. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 2, p. 415-423, 1992.

SILVA, F.C., et al., Disposição irregular dos resíduos sólidos urbanos e suas influências na saúde pública no município de Mucajá – PR. **Revista Geonorte**. V.9, n.33, p. 111-125, 2018.

SOLBERG, Kristine. **Heavy metal levels and mercury speciation in water, soil and sediments in a highly contaminated mining area in Khaidarkan, Kyrgyzstan**, 2009. Thesis (Master's degree in chemistry) - Department of Chemistry, Faculty of mathematics and natural sciences. University of Oslo. 2009.

SOUZA, V.B. **Determinação e avaliação de riscos de metais pesados no solo de um lixão desativado no Município de Francisco Beltrão – Paraná**. 2019. 64 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2019.

TEIXEIRA, G. C. S. et al., Metais poluentes e micronutrientes em solos, sob pecuária leiteira em sistema de pastejo direto, no alto da bacia do Rio Paranaíba, Goiás, Brasil. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.30, supplement 2, p. 582-590, 2014.

TRINDADE, Wallace Magalhães; HORN, Adolf Heinrich; RIBEIRO, Elizêne Veloso. **Concentrações de metais pesados em sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-MG: geoquímica e classificação de risco ambiental**. *Geonomos*, 20(1), 64-75, 2012.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3050B. **Acid Digestion of sediments, sludges, and soils (SW 846)**. Washington, DC, 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2019.

VIEIRA, A.S.; MENDES, P.C. Disposição dos resíduos sólidos urbanos em Goiás: uma ameaça à saúde ambiental e humana, **Educação Ambiental: Ensino pesquisa e práticas aplicadas**. 1.ed. Ituiutaba, v.1, p.25-37, 2017.

ZANELLO, S; MELO, V. de F.; WOWK, G.I.T.H. Mineralogia e teores de cromo, níquel, cobre, zinco e chumbo nos solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba/PR. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.10, n.1, p.51-60, 2009.