

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DIRETORIA DE GRADUAÇÃO E EDUCAÇÃO PROFISSIONAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**DANIELLE INÊS ENGEL DAHMER
PRISCILA RAPHAELA SOARES**

**DETERMINAÇÃO DE METAIS PSEUDO-TOTAIS E DISPONÍVEIS EM
SOLO E SEDIMENTOS EM UM LIXÃO DESATIVADO NO MUNICÍPIO
DE MEDIANEIRA-PR**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

MEDIANEIRA

2018

DANIELLE INÊS ENGEL DAHMER
PRISCILA RAPHAELA SOARES

**DETERMINAÇÃO DE METAIS PSEUDO-TOTAIS E DISPONÍVEIS EM
SOLO E SEDIMENTOS EM UM LIXÃO DESATIVADO NO MUNICÍPIO
DE MEDIANEIRA-PR**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como requisito parcial à
obtenção do título de Engenheiro
Ambiental, da Universidade Tecnológica
Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Ismael Laurindo
Costa Junior
Co-orientador: Prof. Dra. Carla Cristina
Bem

**MEDIANEIRA
2018**



TERMO DE APROVAÇÃO

DETERMINAÇÃO DE METAIS PSEUDO-TOTAIS E DISPONÍVEIS EM SOLO E SEDIMENTOS EM UM LIXÃO DESATIVADO NO MUNICÍPIO DE MEDIANEIRA-PR

por

DANIELLE INÊS ENGEL DAHMER
PRISCILA RAPHAELA SOARES

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado em 26 de junho de 2018 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. As candidatas foram arguidas pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Ismael L. Costa Junior
Prof. Orientador

Carla C. Bem
Prof^a. Co-orientadora

Juliane M. Bergamin Bocardi
Membro titular

Larissa de B. C. Sabbi
Membro titular

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Deus, que esteve presente em todos os momentos das nossas vidas, nos dando força e sabedoria para concretizar nossos sonhos.

A nossa família e amigos, por serem nossos alicerces e estarem sempre ao nosso lado, incentivando através de gestos e palavras a superar todas as dificuldades.

Agradecemos ao nosso orientador professor Dr. Ismael Laurindo Costa Junior e à nossa co-orientadora professora Dra. Carla Cristina Bem por todos os ensinamentos, incentivo e confiança.

Agradeço aos alunos de Iniciação científica Kevin Augusto Ferreira e Cesar Augusto Kappes pela colaboração durante a realização das análises laboratoriais.

Aos professores do Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais, em especial ao professor Dr. Agostinho Zanini pelo esforço cedido para a execução deste trabalho.

À UNICENTRO pela oportunidade de utilizar os seus laboratórios e equipamentos.

À UTFPR, pela oportunidade de realizar o curso de graduação em Engenharia Ambiental, com nível de ensino de excelente qualidade.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito Obrigada!

Prefiram a minha instrução à prata, e o conhecimento ao ouro puro, pois a sabedoria é mais preciosa do que rubis; nada do que vocês possam desejar compara-se a ela.

Provérbios 8:10-11

DAHMER, Danielle Inês Engel; SOARES, Priscila Raphaela. **Determinação de metais pseudo-totais e disponíveis em solo e sedimentos em um lixão desativado no município de Medianeira–PR.** 2018. 61 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, PR, 2018.

RESUMO

Com o aumento da produção e consumo de bens industrializados, existe a necessidade de buscar ações eficazes para o gerenciamento e descarte desses materiais de tal forma que estes não causem danos à saúde e ao meio ambiente. A identificação de metais pesados em depósitos de resíduos sólidos juntamente com outros parâmetros, contribui decisivamente para verificar a influência do chorume sobre a qualidade das águas e do solo. Neste estudo foram realizadas amostragens em solo no mês de fevereiro de 2018 em treze pontos distintos, ao longo do gradiente horizontal e na área vertical de escoamento de um local de disposição de resíduos sólidos urbanos desativado e no sedimento do corpo hídrico local. Para cada amostra foram analisados nove metais pseudo-totais e disponíveis (cálcio, cádmio, cobre, cromo, chumbo, magnésio, manganês, níquel e zinco). Os parâmetros de caracterização foram carbono orgânico total, matéria orgânica, fósforo total, pH, sólidos totais (fixos e voláteis) e granulometria. As determinações de metais ocorreram por FAAS e os demais parâmetros físico-químicos por técnicas gravimétricas e potenciométrica. Os solos da área do lixão e da encosta apresentaram pH moderadamente ácido a moderadamente alcalino. Todos os pontos apresentaram baixo teor de matéria orgânica, fato que pode estar associado à textura das amostras e à idade do chorume e do percolado. Os valores de STV e carbono orgânico foram maiores no ponto P3L e P2L quando comparados aos valores da encosta e do rio, representando maior ocorrência de matéria orgânica nos pontos de despejo direto, o que favorece a retenção de metais no solo. Em relação à análise de fósforo, os pontos com maior discrepância do valor de referência foram dois do lixão (PL2 e PL3), um da encosta (P6E) e dois do rio (P2R e P3R), que pode ser justificado pelo alto grau de decomposição de resíduos domiciliares e outros resíduos orgânicos dispostos na área e pela lixiviação e escoamento ao longo do perfil topográfico da área. A análise granulométrica demonstrou que a maior fração foi de silte, seguida pela fração de argila e a de areia em todas as amostras. Nas frações pseudo-total e disponível, as concentrações de cádmio apresentaram valores acima do limite de investigação previstos na legislação ambiental brasileira nas amostras de solo do lixão e da encosta. Nas amostras de sedimento do rio, constatou-se significativa poluição do sedimento na fração pseudo-total por cádmio, cobre, manganês e chumbo. Quanto à labilidade dos metais, não houve nenhum teor elevado em relação à fração pseudo-total, fator positivo já que não há um valor disponível considerável de metais que possam se ligar a outros contaminantes. O presente estudo demonstrou a grande influência da disposição de resíduos sólidos diretamente no solo, que alterou significativamente as características naturais na área do estudo quando comparada a uma área natural como o Parque Nacional do Iguaçu. Assim, recomenda-se o monitoramento do solo e sedimento e ações para promover a remediação da área contaminada.

Palavras-chave: Contaminação. Solo. Sedimento.

DAHMER, Danielle Inês Engel; SOARES, Priscila Raphaela. **Determinação de metais pseudo-totais e disponíveis em solo e sedimentos em um lixão desativado no município de Medianeira-PR.** 2018. 61 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, PR, 2018.

ABSTRACT

With the increased production and consumption of industrial goods, there is a need to seek effective actions for the management and disposal of these materials in such a way that they do not cause damage to health and the environment. The identification of heavy metals in solid waste deposits along with other parameters, contributes decisively to check the influence of manure on water quality and soil. In this study were carried out spot checks in solo in February 2018 in thirteen separate points along the horizontal and the vertical gradient of a disposal of municipal solid waste and in the sediment of the disabled body local water. For each sample were analyzed nine pseudo-totais and metals available (calcium, cadmium, copper, chromium, lead, magnesium, manganese, nickel and zinc). The characterization parameters were total organic carbon, organic matter, total phosphorus, pH, total solids (fixed and volatile) and particle size. Determinations of metals occurred by FAAS and other physical and chemical parameters for gravimetric potentiometric and techniques. The soils of the area of the dump and the slope showed moderately acid to moderately alkaline pH. All points presented low organic matter content, which can be associated with the texture of the samples and the age of leachate and leachate. The STV and organic carbon values were higher in point Project and P2L when compared to the values of the slope and the River, representing greater occurrence of organic matter in direct dump points, which favors the retention of metals in the soil. In relation to the analysis of phosphorus, the points with greater reference value discrepancy were two of the dump (PL2 and PL3), one of the slope (P6E) and two (P2R and P3R), which can be justified by the high degree of decomposition of household wastes and other wastes arranged at area and organic leaching and run-off along the topographic profile of the area. Particle size analysis showed that the largest fraction was silt, followed by the fraction of clay and sand in all samples. In pseudo-total fractions and available cadmium concentrations above the limit values provided for in brazilian environmental law research in soil samples of the landfill and the hillside. In samples of sediment from the River, it has significant pollution of sediment in pseudo-total fraction for cadmium, copper, manganese and lead. As for the lability of metals, there has been no high level relative to the fraction pseudo-total, positive factor since there is a value available of metals that can bind to other contaminants. The present study demonstrated the great influence of the disposal of solid wastes directly into the soil, which significantly alter the natural features in the area of study when compared to a natural area like the Iguaçu National Park. Thus, it is recommended if the soil and sediment monitoring and actions to promote the remediation of the contaminated area.

Keywords: Contamination. Soil. Sediment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 – DINÂMICA DOS METAIS PESADOS NO SOLO.....	21
FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DO ANTIGO LIXÃO MUNICIPAL DE MEDIANEIRA – PR.	32
FIGURA 3 – RESÍDUOS SÓLIDOS EM DECOMPOSIÇÃO ENCONTRADOS NA ÁREA.	32
FIGURA 4 – LOCALIZAÇÃO DO ANTIGO LIXÃO DE MEDIANEIRA.	33
FIGURA 5 – PROCEDIMENTO DE EXTRAÇÃO ÁCIDA PARA ESTUDO DOS ÍONS METÁLICOS NA FRAÇÃO DISPONÍVEL.	42
FIGURA 6 – PROCEDIMENTO DE DIGESTÃO ÁCIDA PARA A DETERMINAÇÃO DE METAIS NA FRAÇÃO PSEUDO-TOTAL.	43
FIGURA 7 – COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA DAS AMOSTRAS (%).	48
FIGURA 8 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS TEORES DE METAIS DA FRAÇÃO PSEUDO-TOTAL E DISPONÍVEL NO SOLO E SEDIMENTO DO ANTIGO DEPÓSITO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE MEDIANEIRA – PR (mg.kg^{-1}).	54

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – ÍONS QUE PODEM SER ENCONTRADOS NO CHORUME E SUAS FONTES.....	14
TABELA 2 – VARIAÇÕES TÍPICAS NAS CONCENTRAÇÕES DO CHORUME RELACIONADAS COM A IDADE DO RESÍDUO (mg.L ⁻¹).....	15
TABELA 3 – CLASSES DE PH DO SOLO.....	16
TABELA 4 – TEOR DOS ELEMENTOS DOS COMPONENTES MINERAIS DO SOLO.....	21
TABELA 5 – VALORES ORIENTADORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE, DE PREVENÇÃO E DE INVESTIGAÇÃO PARA SOLOS (mg.kg ⁻¹ de peso seco).	28
TABELA 6 – VALORES LIMITES PARA METAIS E SEMI-METAIS PRESENTES EM ÁGUA DOCE COM BASE NO NÍVEL DE CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL DRAGADO (mg.kg ⁻¹).....	29
TABELA 7 – VALORES-GUIA DE QUALIDADE DE SEDIMENTO DE METAIS-TRAÇO EM SEDIMENTOS DE ÁGUA DOCE ADOTADOS PELA NOAA (mg.kg ⁻¹). 29	
TABELA 8 – COORDENADAS DOS PONTOS AMOSTRADOS.	33
TABELA 9 – RESULTADOS OBTIDOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	45
TABELA 10 – CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS DE MEDIDA DOS ÍONS METÁLICOS POR FAAS.....	48
TABELA 11 – CONCENTRAÇÃO DOS METAIS DA FRAÇÃO PSEUDO-TOTAL NO SOLO E NO SEDIMENTO (mg.kg ⁻¹).	49
TABELA 12 – CONCENTRAÇÃO DE METAIS DA FRAÇÃO DISPONÍVEL NO SOLO E NO SEDIMENTO (mg.kg ⁻¹).	51
TABELA 13 – CLASSIFICAÇÃO DE POLUIÇÃO DE SEDIMENTO ESTABELECIDADA POR THOMAS (1987) E OS VALORES DE CONCENTRAÇÃO DOS METAIS TOTAIS DAS AMOSTRAS (mg.kg ⁻¹).....	55
TABELA 14 – PORCENTAGEM DA FRAÇÃO DISPONÍVEL EM RELAÇÃO À FRAÇÃO PSEUDO-TOTAL DOS METAIS.....	55

SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Ca	Cálcio
CaCl ₂	Cloreto de Cálcio
Cd	Cádmio
CO	Carbono Orgânico
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de troca catiônica
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FAAS	<i>Flame Atomic Absorption Spectrometer</i>
HCl	Ácido Clorídrico
HNO ₃	Ácido Nítrico
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrogênio
ITCG	Instituto de Terras, Cartografia e Geociências
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MOS	Matéria Orgânica do solo
NaOH	Hidróxido de Sódio
Ni	Níquel
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PEL	<i>Probable Effect Levels</i>
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNI	Parque Nacional do Iguaçu
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
SEL	<i>Severe Effect Level</i>
ST	Sólidos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TEL	<i>Thresholds Effects Levels</i>
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
UNICENTRO	Universidade Estadual do Centro-Oeste
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1INTRODUÇÃO	5
1.1OBJETIVOS	6
1.1.1Objetivo Geral	6
1.1.2Objetivos Específicos	6
2REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
2.1CONCEITO DE RESÍDUO SÓLIDO.....	7
2.2DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	9
2.2.1Aterro Sanitário	9
2.2.2Aterro Controlado	9
2.2.3Lixão.....	10
2.2.4Disposição Final dos Resíduos Sólidos no Brasil.....	10
2.3SOLOS E SEDIMENTOS.....	11
2.4IMPACTOS AMBIENTAIS E A CONTAMINAÇÃO DO SOLO E SEDIMENTOS..	12
2.4.1Chorume.....	13
2.5PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E SEDIMENTOS	15
2.5.1Granulometria.....	15
2.5.2Potencial Hidrogeniônico.....	16
2.5.3Matéria Orgânica	17
2.5.4Carbono Orgânico	18
2.5.5Fósforo	19
2.5.6Metais.....	20
2.6PARÂMETROS DE QUALIDADE PARA SOLOS E SEDIMENTOS.....	28
3MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	31
3.1.1Caracterização do Meio Físico	33
3.2CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE REFERÊNCIA.....	36
3.3COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	37
3.3.1Preparo das amostras	37
3.4DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS EM SOLOS E SEDIMENTOS	38
3.4.1Potencial Hidrogeniônico.....	38
3.4.2Sólidos Totais, Fixos e Voláteis.....	39
3.4.3Granulometria – Método do densímetro.....	40

3.4.4	Determinação do Carbono Orgânico	41
3.4.5	Fósforo assimilável.....	41
3.4.6	Determinações de Metais.....	42
3.4.6.1	Extração de Metais Disponíveis em Sedimentos para Análise por FAAS	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	45
4.2	METAIS	48
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
	REFERÊNCIAS.....	58

1 INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos está intimamente ligada à urbanização e ao desenvolvimento econômico. Com o aumento da riqueza econômica de um país, elevam-se os padrões de vida da população e conseqüentemente, o consumo de bens industrializados e alimentos, o que resulta em um aumento considerável da quantidade de resíduos sólidos (CRUZ, 2006). Desse modo, existe a necessidade de buscar ações eficazes para o gerenciamento desses materiais de tal forma que estes não causem danos à saúde e ao meio ambiente.

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, os resíduos sólidos devem ter uma disposição final ambientalmente adequada, ou seja, os rejeitos devem ser enviados aos aterros (sanitários ou industriais), observando suas características específicas (BRASIL, 2010).

Esses materiais quando acumulados em locais inadequados, constituem uma fonte de alimento e abrigo ideal para o desenvolvimento e proliferação de insetos e animais transmissores de doenças. Como agravante, nesses ambientes é comum a convivência de pessoas, em sua maioria crianças e idosos, em contato direto com animais e com resíduos potencialmente perigosos (TRIGUEIRO, 2012).

A disposição inadequada dos resíduos sólidos também causa alteração da paisagem natural local e a modificação dos mecanismos naturais desse ecossistema. A decomposição do lixo gera um líquido altamente poluidor, o chorume, que sob a ação da chuva, mistura-se com a água que infiltra no lixo formando o percolado. A infiltração desse líquido nos solos transporta uma série de compostos químicos e biológicos capazes de poluir os mananciais de água superficiais ou subterrâneas (CARVALHO, 2001).

A identificação de metais pesados em depósitos de resíduos sólidos bem como o seu monitoramento, juntamente com outros parâmetros, contribui decisivamente para verificar a influência dos líquidos percolados sobre a qualidade das águas e do solo. Além disso, alguns desses metais quando presente em altas concentrações no organismo humano pode causar sérios problemas à saúde e adquirir propriedades tóxicas quando em concentrações elevadas, para plantas e animais (GADOTTI, 1997).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar uma área de

depósito de resíduos sólidos desativada no município de Medianeira no Paraná, com o intuito de verificar os teores de metais pseudo-totais e disponíveis presentes em solos e sedimentos por meio da avaliação de parâmetros físicos e químicos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a contaminação dos solos e sedimentos por metais pseudo-totais e disponíveis em área de depósito de resíduos sólidos desativada no município de Medianeira no Paraná.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar os solos e sedimentos por meio de parâmetros físicos e químicos: Granulometria, sólidos totais (fixos e voláteis), matéria orgânica, carbono orgânico, pH e fósforo total;
- Determinar os teores de metais pseudo-totais e disponíveis (Cd, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Mn, Ca e Na) empregando a análise de espectrometria de absorção atômica com chama - FAAS;
- Comparar as concentrações dos metais em solo com os teores preconizados pela resolução CONAMA 420/09 e com amostra de solo de referência do Parque Nacional do Iguaçu;
- Comparar as concentrações dos metais em sedimentos com os valores-guias de qualidade de sedimentos de água doce adotados pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* – NOAA e resolução CONAMA 454/12.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONCEITO DE RESÍDUO SÓLIDO

Segundo a Norma ABNT NBR nº 10.004/2004, entende-se por resíduo sólido:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, 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 (ABNT, 2004).

A Lei Federal nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS amplia a definição feita pela NBR 10.004/2004, incorporando também os gases no seu art. 3º, definindo o termo resíduo sólido como sendo:

“Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL, 2010).

Devido ao alto grau de heterogeneidade dos resíduos sólidos, diversas classificações podem ser adotadas.

De acordo com a Norma ABNT NBR 10.004/2004, a classificação dos resíduos sólidos é feita com base nos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, de modo que estes possam ser segregados adequadamente. Os resíduos sólidos são classificados em dois grupos: Classe I – perigosos e Classe II – não perigosos, sendo ainda este último grupo subdividido em: Classe II A – não inerte e Classe II B – inerte (ABNT, 2004).

Os resíduos perigosos são aqueles que, em função de suas propriedades físicas e químicas ou infecto-contagiosas, podem provocar a incidência de doenças ou acentuar seus índices e até a mortalidade de pessoas e, trazer riscos ao meio

ambiente, caso estes forem gerenciados de forma inadequada (ABNT, 2004). Já os resíduos não-perigosos são aqueles que não se enquadram na condição anterior.

Os resíduos inertes são aqueles que quando colocados em contato com a água não apresentam nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor (ABNT, 2004).

De modo complementar à classificação presente na Norma ABNT NBR nº 10.004/2004, a Política Nacional de Resíduos Sólidos em seu art.13º, classifica os resíduos sólidos de acordo com a sua origem:

1. Domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
2. Limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
3. Sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
4. Estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
5. Serviços públicos de saneamento básico, excetuados os referidos na alínea “c”;
6. Industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
7. Serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde;
8. Construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
9. Agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
10. Serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
11. Mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios” (BRASIL,2010).

Além das classificações anteriores, também é possível agrupá-los com base na capacidade de degradação, podendo classificá-los em (BARROS, 2012):

1. Fácil: Matéria orgânica presente nos resíduos sólidos de origem urbana, que apresentam degradação biológica através de bactérias e fungos.
2. Moderada: Papéis, papelão e outros materiais celulósicos, cuja decomposição por via biológica ocorre em um período de duas a quatro semanas.
3. Difícil: Pedacos de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira, os quais possuem degradação biológica desprezível.

4. Não degradável: Resíduos resistentes à biodegradação, incluem-se aqui os restos de argamassa, areia, vidros, metais, plásticos, pedras, terra, entre outros. Também chamados recalcitrantes.

2.2 DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

2.2.1 Aterro Sanitário

O aterro sanitário é um método planejado de disposição final dos resíduos sólidos urbanos através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública (IBAM, 2001).

Para a abertura de um aterro sanitário são realizados estudos geológicos e topográficos prévios para a seleção da área. O projeto também inclui a impermeabilização do solo, sejam com a compactação do solo ou com a aplicação de geomembranas, sistemas de drenagem periférica e superficial para o afastamento da água da chuva, a captação e tratamentos dos líquidos percolados e dos gases liberados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica (MUNÓZ, 2002).

2.2.2 Aterro Controlado

O aterro controlado também é uma forma de se confinar o lixo coletado. Nesses locais é realizada somente a cobertura diária do lixo com solo para evitar mau cheiro e proliferação de insetos e outros animais. (IBAM, 2001). Esse tipo de disposição não resolve satisfatoriamente os problemas de contaminação do solo e da água, uma vez que não existem mecanismos para o tratamento do chorume e do biogás produzido (SOARES, 2006).

2.2.3 Lixão

O lixão é um espaço destinado apenas para receber lixo, onde os resíduos ficam a céu aberto, expostos as variáveis climáticas. Isso significa que disposição não é planejada de modo que os resíduos sejam menos agressivos ao meio ambiente. Também não há qualquer tipo de tratamento para os líquidos e gases liberados pelos resíduos. Além disso, esse tipo de disposição representa um grande risco à saúde, pois, existe a propagação de animais, como ratos e insetos, causadores de doenças (BIDONE; POVINELLI, 1999).

2.2.4 Disposição Final dos Resíduos Sólidos no Brasil

O aterramento é a técnica mais utilizada para dispor os resíduos sólidos urbanos, sendo empregada em grande parte dos municípios brasileiros. Entretanto, verifica-se que alguns municípios optam pelo lançamento desses materiais a céu aberto, na maioria das vezes em terrenos inaptos para recebê-los (BARROS, 2012).

De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil em 2016 a disposição final dos resíduos sólidos urbanos apresentou uma redução quando comparado ao índice anterior. Entretanto, a quantidade enviada para aterros controlados e lixões ultrapassa 81 mil toneladas por dia em 2016, ou seja, cerca de 40% de toda a quantidade de resíduos sólidos no país são dispostas inadequadamente (ABRELPE, 2016).

Além disso, o número de municípios que dispõem o resíduo coletado em lixões aumentou em relação ao ano de 2015, sendo que as regiões Norte e Nordeste apresentam o maior número de municípios com 246 e 836 municípios respectivamente. Na região Sul ainda existe 368 municípios com aterros controlados e 117 que operam com lixões (ABRELPE, 2016).

Conforme a Lei Federal nº 12.305/2010, os rejeitos devem ter uma disposição final ambientalmente adequada em até quatro anos, a partir da data da publicação da Lei, como parte integrante das metas dos Planos Estaduais ou Municipais de Resíduos Sólidos. O objetivo é evitar danos à saúde pública, à segurança e minimizar os impactos ambientais adversos causados pela disposição em lixões (BRASIL, 2010).

Conforme a Lei Federal nº 9.605/98 a utilização de lixões pode ser considerada crime ambiental. Portanto, os municípios que dispõem seus resíduos sólidos em lixões se encontram em desacordo com as Leis nº 12.305/2010 e 9.605/98.

2.3 SOLOS E SEDIMENTOS

O solo é um sistema composto de material orgânico e mineral formado ao longo do tempo a partir do desgaste de rochas pela ação de aspectos ambientais como clima, temperatura, precipitação, topografia, dentre outros. A fração orgânica é compreendida por resíduos em diferentes estágios de decomposição, já a fração mineral são os compostos inorgânicos em diversos estágios de intemperismo (EMBRAPA, 2013).

Um solo, para ser considerado de boa qualidade, deve ter a capacidade de funcionar dentro do ecossistema sustentando a produtividade biológica, mantendo a qualidade ambiental e promovendo a saúde vegetal e animal (DORAN et al., 1996). Os solos são essenciais para o equilíbrio ambiental: regulam o clima, a ciclagem de nutrientes, a produção de alimentos, a qualidade da água através de sua filtragem, a degradação de contaminantes, dentre outros (FAO, 2015). São importantes também para o ciclo hidrológico, pois a água das precipitações alimentam os aquíferos através de sua infiltração, a fração que escoar alimenta lagos, rios e oceano, e a fração que fica armazenada em seus poros é absorvida e transpirada pelas plantas (REINERT E REICHERT, 2006).

A Resolução CONAMA nº 420/2009 dispõe sobre parâmetros de qualidade do solo em relação a substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas por tais substâncias. Esta resolução é muito importante para que haja no Brasil a prevenção da contaminação e a proteção da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (BRASIL, 2009).

Sedimentos são camadas de partículas, tanto minerais como orgânicas, que variam conforme sua localização e possuem de maneira geral granulometria fina, dispostos em fundo de corpos de águas naturais. (BAIRD; CANN, 2011). Possuem o solo como fonte e sofrem constantemente o processo de lixiviação, além de

apresentarem altos teores de matéria orgânica (maiores que nos solos) devido às condições redutoras do ambiente anóxico em que se encontram. (MANAHAN, 2013).

Os sedimentos são importantes depósitos de determinados metais, armazenados como compostos discretos, íons retidos por argilas, óxidos de ferro ou manganês hidratados, ou por substâncias húmicas insolúveis (MANAHAN, 2013). Sua capacidade reter contaminantes faz com que seja importante avaliar os níveis de poluição ambiental (POLETO; LAURENTI, 2008).

Os sedimentos com menor granulometria, mais argilosos e ricos em matéria orgânica e nutrientes são os mais adsorventes de metais presentes na água (POLETO; LAURENTI, 2008). Já os sedimentos com maior granulometria e quantidade de matéria orgânica possuem maior tendência de adsorver metais em sedimentos, isso se deve a características geoquímicas relacionadas a processos de mobilização de poluentes (CRUZ et al., 2013).

Como o solo e o sedimento são os objetos deste estudo, foi necessário selecionar os parâmetros mais relevantes, uma vez que possuem inúmeras variáveis existentes.

2.4 IMPACTOS AMBIENTAIS E A CONTAMINAÇÃO DO SOLO E SEDIMENTOS

Segundo a Resolução CONAMA nº 1/1986, o impacto ambiental pode ser definido como:

“Impacto ambiental é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais” (BRASIL, 1986).

Entre os impactos ambientais negativos que podem ser originados a partir da disposição inadequada dos resíduos tem-se a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, assoreamento, enchentes, proliferação de vetores transmissores de doenças, tais como cães, gatos, ratos, baratas, moscas, vermes, entre outros (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Além disso, existem outros problemas de cunho ambiental, social e econômico que também podem ser associados à disposição inadequada dos

resíduos sólidos como a poluição visual a presença de catadores precariamente organizados (na maioria crianças e idosos), a liberação de gases do efeito estufa (metano, óxidos de enxofre e nitrogênio e dióxido de carbono), devido à decomposição e à combustão espontânea dos resíduos, desvalorização imobiliária das áreas do entorno, presença de odores e intensa degradação da paisagem (LANZA, 2009).

2.4.1 Chorume

A decomposição do resíduo gera um líquido formado a partir de enzimas excretadas por bactérias decompositoras e água, denominado “chorume”, que é altamente poluidor (ORTH, 1991). Possui como características a cor escura, o mau cheiro e a altas concentrações de carga orgânica (40% a 60%, gravimetricamente) e nitrogênio amoniacal (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Sob a ação da chuva, o chorume mistura-se com a água que infiltra no lixo formando o percolado, que passa através de um meio poroso. A infiltração desse líquido nos solos é uma das maiores preocupações ambientais relacionadas aos lixões, uma vez que o percolado normalmente transporta uma série de compostos químicos e biológicos capazes de poluir os solos e os mananciais de água superficiais ou subterrâneas (CARVALHO, 2001).

Conhecer a composição do chorume constitui uma ferramenta essencial para o gerenciamento dos seus impactos, por ser uma das principais fontes de poluição de água na área de influência (ROBINSON; GRONOW, 1992).

Uma característica comum do chorume nos lixões é a sua alta toxicidade, devido à heterogeneidade dos materiais depositados nesses locais. O chorume produzido torna-se nocivo não só para o meio ambiente, mas também para os microrganismos responsáveis pela degradação e estabilização dos resíduos. Outro fator de relevância na caracterização do chorume é a presença de metais, sobretudo em áreas que já receberam resíduos industriais (RODRIGUES, 2004).

A Tabela 1 apresenta os íons que possivelmente compõem o chorume e suas fontes.

Tabela 1 – Íons que Podem ser Encontrados no Chorume e suas Fontes.

Íons	Fonte
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻	Material orgânico
Al ³⁺	Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Sn ²⁺	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas.
Hg ²⁺ , Mn ²⁺	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.
Ni ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺	Baterias recarregáveis (celular telefone sem fio, automóvel).
As ³⁺ , Sb ³⁺ , Cr ^{x+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X.

Fonte: Rodrigues (2004).

Os íons apresentados podem se combinar com espécies doadoras de elétrons, formando complexos. Também podem se ligar a cadeias curtas de carbono, o que os torna solúveis em tecidos animais, podendo atravessar membranas biológicas (RODRIGUES, 2004).

Sob algumas condições, como teor metálico, acidez e capacidade de tamponamento do solo, os íons metálicos podem ligar-se às substâncias húmicas no solo e estariam passíveis de dissociação. Como consequência, seriam formadas águas de lixiviação com baixos valores de pH e altos teores de metais livres, características semelhantes a ecossistemas com elevada toxicidade (STEVENSON, 1982; ZHANG et al., 1996; ROSA et al., 2002 apud BOTERO, 2010).

Cessada as atividades do lixão, pode haver a formação de chorume por até quinze anos ou mais, o tempo está associado vários fatores e condições do meio (POSSAMAI et al., 2007).

A Tabela 2 apresenta a relação entre o tempo de decomposição do resíduo e os parâmetros relevantes na análise do chorume.

Tabela 2 – Variações Típicas nas Concentrações do Chorume Relacionadas com a Idade do Resíduo (mg.L⁻¹).

Parâmetro	Idade do resíduo			
	0 – 5 anos	5 - 10 anos	10 - 20 anos	> 20 anos
STD	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000	> 1.000
Ph	5,0 - 6,0	6,0 -7,0	7,0 - 7,5	7,5
DBO	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 100	< 50
DQO	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	< 1.000
N amoniacal	500 - 1.500	300 – 500	50 - 200	< 30
P total	100 – 300	10 – 100	-	< 10
Cloreto	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	< 50
Cálcio	2.000 - 4.000	500 - 2.000	300 - 500	< 500
Sódio+potássio	2.000 - 4.000	500 - 1.500	100 - 500	< 100
Magnésio+ferro	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	< 100
Zinco+alumínio	100 – 200	50 – 100	10 - 50	< 10
Alcalinidade	10.000 - 15.000	1.000 - 6.000	500 - 2.000	< 500

Fonte: Farquhar (1989); Birks & Eyles (1997); Moreira; Braga; Fries (2009) apud Marques, (2011).

Portanto, mesmo após a sua desativação, o lixão apresenta grande potencial poluidor, devido a sua complexidade e heterogeneidade, tornando o local impróprio para atividades relacionadas ao solo (POSSAMAI et al., 2007). O chorume pode alcançar as camadas mais profundas do terreno e ainda pode escoar pela superfície, que na ausência de um sistema de coleta, causa a contaminação de aquíferos abaixo da linha do lixão (ZANONI, 1972).

2.5 PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E SEDIMENTOS

2.5.1 Granulometria

A fração textural do solo pode ser definida segundo a distribuição de suas partículas constituintes, de natureza inorgânica ou mineral, em classes de tamanho. Geralmente essas frações são divididas em areia, silte e argila (COOPER, 2015). As três frações ainda podem ser divididas em quatro classes de tamanhos de partículas menores do que 2 mm: areia grossa – 2 a 0,2 mm; areia fina – 0,2 a 0,05 mm; silte – 0,05 a 0,002 mm; e argila – menor do que 2 µm (EMBRAPA, 2006).

O material de origem está diretamente ligado ao formato das partículas, bem a natureza do solo. Nos solos brasileiros, as partículas de areia e silte são caracterizadas como esféricas e de composição mineralógica formada por quartzo. Já as partículas de argila possuem formato laminar e são compostas por minerais de argila e óxidos, e possuem algumas propriedades decorrentes de sua textura, como: alta retenção de água, drenagem lenta, pouca aeração se for pouco agregado, suscetibilidade à compactação, lixiviação, consistência plástica e pegajosa quando molhado, dentre outras. (REINERT E REICHERT, 2006).

2.5.2 Potencial Hidrogeniônico

O pH representa a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade através da concentração de íons de hidrogênio H^+ , e varia na faixa de 0 a 14. Os solos possuem pH variando de 3,0 à 9,0.

De modo geral para os solos, se o valor de pH for menor que 7, caracteriza-se como condição ácida, em que a capacidade de troca passa a ter domínio. Se o pH for igual à 7, caracteriza-se como condição de neutralidade. E se o pH for maior que 7, caracteriza-se como condição básica, em que os mecanismos de precipitação tendem a dominar (DI BERNARDO et al., 2002). Segundo a Embrapa (2006), o pH ainda poder dividido em classes mais específicas, conforme a Tabela x.

Tabela 3 – Classes de pH do solo.

Classes de pH do solo	
Extremamente ácido	<4,3
Fortemente ácido	4,3 - 5,3
Moderadamente ácido	5,4 - 6,5
Praticamente neutro	6,6 - 7,3
Moderadamente alcalino	7,4 - 8,3
Fortemente alcalino	> 8,3

Fonte: Embrapa, 2006.

Valores altos de pH, que representa característica alcalina, apresentam nessa condição, a predominância de íons de OH^- , e para valores menores de pH, característica ácida, ocorre a predominância de íons H^+ (SOARES, 2006).

Os valores de pH influenciam diretamente a relação entre o solo e o contaminante. Pelo valor do pH é possível avaliar se no solo predominam as cargas positivas ou negativas. As cargas negativas da matéria orgânica estão relacionadas ao acréscimo da capacidade de troca de cátions, consequência da relação direta com o pH. Em pH baixo ocorrem com mais facilidade as dissociações dos íons da matéria orgânica (TEIXEIRA, 2008).

O pH também tem grande influência nos metais. Os minerais básicos presentes no solo, com concentração menor de H^+ , tendem a reagir com os cátions metálicos solúveis nos contaminantes ácidos (ELBACHÁ, 1989).

A análise do pH no solo tem grande importância, pois o mesmo modifica as atividades enzimáticas, a solubilização e a toxicidade dos compostos que estão dispostos nos lixões. Além disso, o valor do pH indica em qual fase de decomposição se encontra os resíduos sólidos. Na primeira etapa da decomposição dos resíduos, tem-se uma curta etapa aeróbia, onde o CO_2 liberado da matéria orgânica torna o chorume ácido, facilitando a capacidade de lixiviar os metais presentes no lixo. Na segunda fase, a fase anaeróbia ácida, ocorre o processo de fermentação ácida. O pH do chorume nessa faz encontra-se entre 5,5 e 6,5 e é quimicamente agressivo. Na terceira e última fase, o estágio metanogênico, tem-se o consumo dos ácidos orgânicos. O pH aumenta para 7 ou 8 e o chorume torna-se menos reativo, indicando ser a fase final de degradação dos resíduos (BAIRD, 2011).

2.5.3 Matéria Orgânica

É através de processos anaeróbios e aeróbios que ocorre a decomposição da matéria orgânica, em que os resíduos biodegradáveis se transformam em líquidos e gases. Nos lixões, os despejos acontecem de forma contínua e geram camadas de cobertura que restringem o oxigênio, predominando assim a fase anaeróbia, em que são gerados o dióxido de carbono, água e amônia (COSTA, 2002).

A matéria orgânica presente no solo é a junção de vários estágios de decomposição, resultado das substâncias húmicas, que são a relação entre degradações químicas e biológicas e síntese de microrganismos. As substâncias

húmicas do solo são oxirreguladoras, que influenciam na biodisponibilidade, transporte, acúmulo e toxicidade de espécies metálicas e nutrientes (ROCHA et al., 2009).

Segundo Meurer (2004), a matéria orgânica que se encontra superficialmente no solo possui a capacidade de interação com os demais componentes presentes, o que influencia fundamentalmente a química do solo.

A matéria orgânica presente no solo favorece a retenção de muitos contaminantes, incluindo metais pesados, o que pode resultar na sua imobilização. (NYSTRAND et al., 2016). Íons metálicos apresentam afinidade significativa com os grupos funcionais OH, COOH, SH e CO presentes na matéria orgânica. (OLIVEIRA, 2012).

Nos lixões, o lixiviado é considerado “novo” quando há predominância de alto teor de matéria orgânica biodegradável, já que o percolado tende ao meio ácido. Já o lixiviado “velho” possui característica de líquido básico com material recalcitrante, e geralmente é formado quando se encontra na fase metanogênica (BASTOS, 2011).

2.5.4 Carbono Orgânico

O carbono orgânico (CO) é proveniente de material vegetal, animal ou microrganismos em diferentes estágios de decomposição, na forma de resíduos inalterados ou em formato de compostos humificados, e podem estar associados à uma determinada fração mineral. (ROSCOE; MACHADO, 2002)

Em solos tropicais, como os encontrados no Brasil, o carbono orgânico do solo é de extrema importância para o aprimoramento de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A boa qualidade de um solo está relacionada a fatores físicos, químicos e biológicos (DORAN; PARKIN, 1994) e o carbono orgânico total possui uma relação direta com tais propriedades do solo (CIOTTA et al., 2003). É fonte de energia para os microrganismos, armazena e fornece nutrientes para o solo, favorece a troca catiônica e a resistência do solo, disponibiliza água para vegetais, dentre outros benefícios. (IWATA et al., 2010).

Alguns atributos químicos do solo são grandemente afetados pelos teores de COS, como, capacidade de troca de cátions e complexação de micronutrientes e

elementos tóxicos (BAYER; MIELNICZUK, 2008). Também contribui para a estabilização da acidez do solo e a formação de ácidos orgânicos, o que facilita a solubilização e mobilização de componentes inorgânicos (FASBENDER; BORNEMISZA, 1987).

Entre alguns parâmetros utilizados para avaliação da qualidade do solo, o carbono orgânico tem grande importância, muitas vezes expresso em matéria orgânica (MIELNICZUK, 1999; CONCEIÇÃO et al., 2003; AMADO, 2009). Segundo Rangel e Silva (2007), o carbono orgânico é comumente utilizado como indicador das alterações na matéria orgânico do solo e da qualidade ambiental, pois apresenta uma rápida ciclagem influenciada pelo uso do solo e por fatores sazonais, alterando a sua concentração.

2.5.5 Fósforo

O fósforo é um nutriente essencial para o desenvolvimento das plantas. Atua no processo de fotossíntese, promovendo o crescimento celular e melhorando o desenvolvimento das culturas (POTAFOS, 1998).

De maneira geral, no solo os níveis são baixos de fósforo disponível, a quantidade de fósforo presente no solo é bem variável, já que este elemento pode ser encontrado em sua forma inorgânica e orgânica, e em solos superficiais há maior quantidade de fósforo, pelo acúmulo de fósforo orgânico. A capacidade de absorção de fósforo pelo solo tem relação com a quantidade e o tipo dos constituintes na fase sólida, com o pH e com determinados íons presentes no solo. (HORTA; TORRENT, 2010).

O movimento do fósforo a nível da paisagem segue a direção do fluxo de água superficial e sub-superficial. Por isso, solos em posição topográfica elevada tendem a perder P através do gradiente hidrológico, enquanto que solos em posição topográfica de menor cota tendem a acumular/reter o P transportado por esse gradiente hidrológico (HORTA; TORRENT, 2010).

A disposição direta de lixo sobre o solo acarreta no aumento da sua fertilidade, elevando a concentração de P e conseqüente mobilização por lixiviação ou escoamento superficial (HORTA; TORRENT, 2010). Isso pode ocasionar a contaminação das águas superficiais e subterrâneas próximas, causando a

eutrofização artificial das águas (CARVALHO, 2001).

2.5.6 Metais

Segundo Borges (2007), a expressão “metal pesado” é dada a elementos que possuem peso específico maior que 5 g cm^{-3} ou número atômico maior que 20. É um conjunto heterogêneo, já que tal expressão inclui os metais, semimetais e mesmo não metais, (como exemplo o selênio).

A fração metálica fortemente disponível representa os metais dissolvidos na água intersticial dos sedimentos e aqueles ligados à superfície de sólidos. A fração facilmente disponível representa os metais ligados aos carbonatos, associados a óxidos/hidróxidos de ferro e manganês, matéria orgânica, e sulfetos insolúveis. Já a fração de metal não disponível é representada pelos metais solúveis após a erosão do mineral (POLETO; LAURENTI, 2008).

Os metais podem ser dispostos nos solos através três fontes principais: do intemperismo, que age no material de origem; de ações externas naturais, como erupções vulcânicas; e de atividades antrópicas, como agricultura e despejo de indústrias (SINGH; STEINNES 1994). Os elementos metálicos podem ser encontrados no solo em solução, na superfície da fase inorgânica, em reações de precipitação e dissolução e ligados a compostos orgânicos (ALLOWAY, 1995). Geralmente são transportados pela atmosfera por material particulado em suspensão, e na maioria das vezes possuem como destino final os solos e sedimentos (BAIRD; CANN, 2011).

Os metais-traço estão presentes em diversos tipos de resíduos comumente descartados nos lixões como: lâmpadas, pilhas e baterias, materiais fotográficos e radiográficos, componentes eletrônicos, resto de produtos farmacêuticos, resto de tintas e solventes, embalagens de alimentos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, entre outros (MUNÓZ, 2002).

Alguns elementos presentes no solo como ferro, manganês, boro, molibdênio, cobre, zinco, cloro e cobalto são considerados essenciais para o desenvolvimento vegetal, exigidos em pequenas quantidades. Além dos macronutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre (BRADY, 1989).

A Tabela 4 apresenta os teores de alguns elementos que compõem o solo, incluindo alguns metais.

Tabela 4 – Teor dos Elementos Dos Componentes Mineraiis do Solo.

Elementos Principais	(%)	Elementos Secundários	(mg.kg ⁻¹)
Silício	30 – 45	Zinco	10 – 250
Alumínio	2,4 – 7,4	Cobre	5 – 15
Ferro	1,2 – 4,3	Níquel	20 – 30
Titânio	0,3 – 0,7	Manganês	~ 400
Cálcio	0,01 – 3,9	Cobalto	1 – 20
Magnésio	0,01 – 1,6	Cromo	10 – 50
Potássio	0,2 – 2,5	Chumbo	1 – 50
Sódio	Traço – 1,5	Arsênio	1 – 20

Fonte: VanLoon; Duffy (2000) apud Baird (2011).

Os metais pesados incorporados no solo podem seguir diferentes vias de fixação, liberação ou transporte. No solo, podem ficar retidos, sendo solubilizados ou fixados por processos distintos. Também podem ser adsorvidos pelas superfícies de argila e húmus e posteriormente assimilados pelas plantas e incorporado aos diferentes níveis tróficos da cadeia. Ou ainda, podem ser volatilizados e liberados para a atmosfera e/ou mobilizados, alcançando águas superficiais e subterrâneas, conforme a Figura 1 (MUNÓZ, 2002).

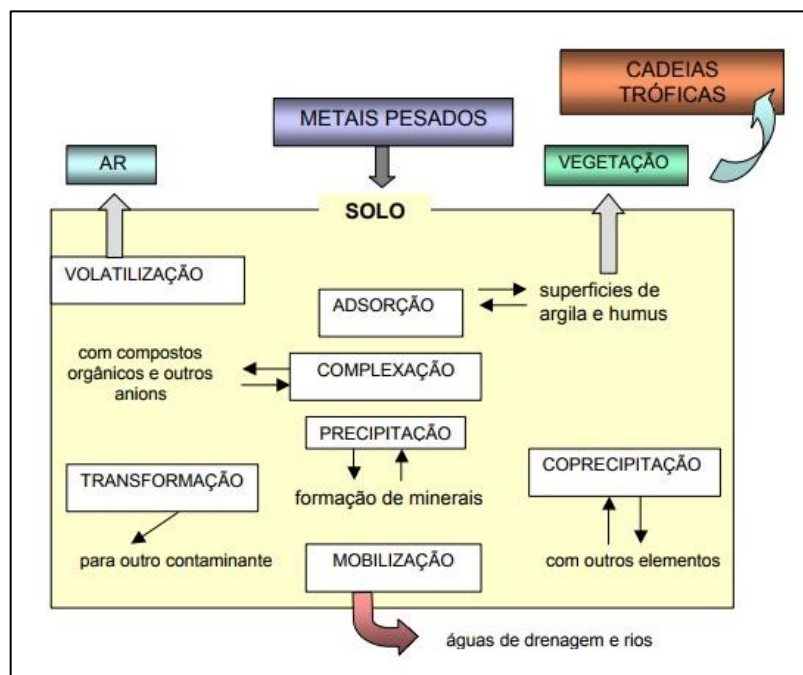


Figura 1 – Dinâmica dos Metais Pesados no Solo.

Fonte: Anta (1996); Garcia; Doronsoro (2002) apud Munóz (2002).

A biodisponibilidade dos metais é a fração da concentração de metal total que pode ser assimilada pelos organismos, sendo afetada pela especiação entre as formas livres e vários complexos orgânicos e inorgânicos de vários estados de valência (SALOMONS, FORSTNER, 1984).

Quando associados a propriedades como pH, teor de matéria orgânica, presença de óxidos de ferro, alumínio ou manganês, quantidade de argila e potencial redox, podem alterar seu comportamento no solo (PIERANGELI et al. 2001 apud CHAVES, 2008). Em grandes concentrações, os metais são uma fonte de contaminação, se tornando tóxicos para os seres vivos. A real toxicidade de cada metal no solo deve se basear em fatores como a concentração, tipos de organismos expostos, capacidade de assimilação dos metais, vias de exposição, entre outros (PEIJNENBURG; JAGER, 2003). Os metais que aparecem com maior frequência classificados como poluentes são o cobre, zinco, prata, cádmio, cromo, ferro, manganês, chumbo, molibdênio, mercúrio, cobalto, níquel, vanádio e alumínio (MALAVOLTA, 1994).

Portanto, realizar o monitoramento dos solos, juntamente com outros parâmetros, contribui decisivamente para se verificar a influência que os líquidos percolados podem estar exercendo sobre a qualidade das águas subterrâneas (GADOTTI, 1997).

Além disso, quando mobilizados, os metais podem atingir águas superficiais e depositar-se no sedimento. Os íons de metais pesados adsorvidos na superfície do material particulado, especialmente os orgânicos que estão em suspensão na água, eventualmente vão como o fundo de lagos e rios, onde permanecem depositadas (BAIRD, 2011). Por isso, os sedimentos também têm grande importância na avaliação do nível de contaminação dos ecossistemas aquáticos, devido a sua capacidade em acumular metais pesados e outros compostos orgânicos.

Também por serem reconhecidos como possíveis fontes de contaminação, uma vez que sob determinadas mudanças nas condições ambientais, estes podem liberar espécies contaminantes acumuladas e recontaminar a água pela dessorção dos compostos químicos e entrar na cadeia alimentar, caso essas partículas sejam consumidas por organismos que crescem e se alimentam no fundo desses corpos aquáticos (BAIRD, 2011). Desta forma, organismos autotróficos, como o fitoplâncton, as macrófitas e algumas bactérias representam uma fonte potencial de

contaminação aos consumidores primários, continuando o processo até o topo da cadeia, evidenciando o processo de biomagnificação, ou seja, organismos que estão no topo da cadeia apresentam concentrações de metais maiores que as dos níveis inferiores (BOUDON, RIBEYRE, 1989).

Em sedimentos contaminados, a toxicidade se baseia na forma como estão fixados, e não em função da concentração dos metais (SOUZA et al., 2015). O potencial em reter ou disponibilizar os metais para o meio aquoso é determinado pela fração total de metais e o teor de metais nas diferentes fases do sedimento (SANTOS; SOUZA; SANTOS, 2013). Esgotos sanitários, agricultura e resíduos de mineração são as principais fontes de contaminação por metais encontrados no sistema aquático, ou seja, a contaminação de sedimentos por metais estão diretamente associadas às atividades antrópicas (SULTAN; SHAZILI, 2010).

O presente trabalho limitou-se ao estudo de nove principais metais pesados encontrados em solos e sedimentos: cálcio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, magnésio, níquel e zinco.

2.5.6.1 Cálcio

É um macronutriente essencial para o solo, encontrado como íon bivalente positivo (Ca^{2+}). Rochas ricas em cálcio formam os solos argilosos, que conseqüentemente são ricos em cálcio disponível. Já os solos arenosos que possuem baixos teores de matéria orgânica, que são lixiviados e erodidos são considerados pobres em cálcio (SENGIK, 2003).

O cálcio é importante para os vegetais, é essencial para o desenvolvimento das raízes, por ser o nutriente responsável pela translocação e armazenamento de carboidratos e proteínas, e essencial também para a fecundação das flores e frutificação (OLIVEIRA, 2010).

2.5.6.2 Cádmio

O cádmio é encontrado em solos naturais concentrado nos horizontes superficiais, e podem ficar adsorvidos em tal horizonte durante a ciclagem da vegetação. O solo pode ser atingido de maneira indireta por deposição atmosférica

pelo uso de insumos e fertilizantes que possuem cádmio em sua composição (ALLOWAY, 1995).

Este metal é muito utilizado em baterias recarregáveis de níquel-cádmio, e em sua forma iônica é usado como pigmento. É liberado ao ambiente durante a incineração de materiais que o contêm como estabilizador ou pigmento e na reciclagem de aço laminado, pois é razoavelmente volátil (BAIRD; CANN, 2011).

Mineração, o uso de fertilizantes fosfatados, descarte de lodos de esgoto, produção e descarte de baterias são as principais atividades com potencial de contaminação de cádmio no solo (CUI; WANG, 2006; ATSDR, 2008). Tais fontes elevam o nível do cádmio no solo, que afetam diretamente as plantas em desenvolvimento, causando a inserção do elemento na dieta humana (BAIRD; CANN, 2011). A ingestão de alimentos ou água contaminados com cádmio pode ocasionar irritação no estômago, vômito, diarreia e, em casos mais graves, a morte. Em exposição crônica, pode danificar os rins. A acumulação do cádmio nos organismos aquáticos também insere o elemento na cadeia alimentar (CETESB, 2009).

2.5.6.3 Chumbo

O chumbo é encontrado em combinações com outros elementos nas formas minerais PbS (galena), $PbTe$ (altaíta), $PbFe_4O_7$ (plumboferrita) $PbSO_4$ (anglesita) (AGÊNCIA DE SUBSTÂNCIAS TÓXICAS E REGISTROS DE DOENÇAS – ASTRD, 2013; ALEXANDRINO, 2014).

É empregado em baterias de armazenamento, aditivo para gasolina, cobertura de cabo, munições, tubulações, telhados, chapas revestimentos de tanques, solda e ligas fusíveis, vibração de amortecimento em construção pesada, dentre outros usos (METCALF; EDDY, 2003; LOPES, 2015).

No solo, o teor de chumbo varia principalmente em função do material de origem juntamente com as fontes antropogênicas industriais e agrícolas (MALAVOLTA, 1994). É o segundo elemento mais perigoso na lista de prioridade da agência de proteção ambiental americana, atrás somente do arsênio (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY, 2005).

Como é altamente insolúvel, sua ocorrência em águas naturais é reduzida. (BAIRD; CANN, 2011). Outro aspecto favorável é a sua baixa mobilidade na biota aquática, pelo fato de geralmente ser associado à fração residual do sedimento (SANTOS; SOUZA; SANTOS, 2013).

Elevadas concentrações de chumbo no corpo humano podem levar a distúrbios em grande parte do organismo, sendo que após sua absorção, ele pode ser encontrado no sangue, tecidos moles e ossos (TONG *et al.*, 2000; NACKE, 2011). O principal efeito negativo em crianças é a interferência do desenvolvimento do cérebro (BAIRD; CANN, 2011).

2.5.6.4 Cobre

O cobre foi um dos primeiros metais a ser utilizado pelo homem, por ser encontrado na superfície, e na natureza se apresenta em diversas formas de minerais (KESLER, 1994; KALWA, 2011). Atualmente é usado em diversas atividades, como na fabricação de equipamentos elétricos, ligas metálicas, utensílios domésticos, encanamentos, como catalisador químico, como inseticidas, dentre outros usos. (CLARK, 2011; KALWA, 2011).

É um micronutriente essencial, encontrado naturalmente em vegetais e animais, e no solo sua concentração varia geralmente de 14 a 109 mg Kg⁻¹ (PENDIAS, 2012). Teores elevados de cobre na água de consumo humano, pode ocasionar diversos problemas de saúde, como danos capilares generalizados, irritação e corrosão da mucosa, problemas hepáticos, renais e irritação do sistema nervoso central (SANTOS; SOUZA; SANTOS, 2013).

2.5.6.5 Cromo

Encontra-se largamente distribuído na crosta terrestre e em vários estados de oxidação (Cr⁺² a Cr⁺⁶). Como o cromo hexavalente é reduzido a trivalente facilmente em contato com a matéria orgânica, em solos e rochas o cromo é encontrado em sua maioria na forma Cr⁺³ (KESLER, 1994; W.H.O, 2003).

Seus principais usos, e conseqüentemente fontes de contaminação do solo, são na eletrodeposição, curtimento de couro e proteção contra corrosão.

Em ambientes aquáticos, o cromo hexavalente é tóxico e um suspeito carcinogênico, já na forma trivalente é muito menos tóxico e ainda pode ser benéfico, ao agir como um nutriente traço (BAIRD; CANN, 2011, p. 728). Nos solos, o cromo hexavalente não é fortemente absorvido por muitos tipos de solos, sendo considerado móbil (BAIRD; CANN, 2011).

Na saúde humana, o cromo trivalente é essencial para o metabolismo de glicose, lipídios e proteínas. Porém na forma hexavalente, em altas concentrações é um elemento tóxico, cancerígeno e mutagênico (MATOS *et al.*, 2008; NACKE, 2011).

2.5.6.6 Magnésio

Apresenta certas propriedades semelhantes ao cálcio, porém possui maior solubilidade e maior dificuldade em precipitar. É adsorvido pelo solo como íon bivalente positivo (Mg^{2+}) e geralmente ocorre na forma de carbonatos. De maneira geral, solos arenosos com baixo teor de matéria orgânica, ácidos e lixiviados são pobres em magnésio (SENGIK, 2003).

Nos vegetais, o magnésio também é absorvido como Mg^{2+} , fundamental no processo de fotossíntese, além de aumentar a resistência dos vegetais a fatores ambientais adversos, como seca e doenças (OLIVEIRA, 2010).

2.5.6.7 Manganês

É um dos metais mais abundantes na crosta terrestre, e em sua maioria encontrado com o ferro (HEM, 1985; KALWA, 2011). Possui como características ser cinza escuro, duro, quebradiço e quimicamente reativo (ROCHA; AFONSO, 2012).

Possui ampla aplicação na fabricação de ligas metálicas e partes móveis de equipamentos pesados, como pigmento em indústrias de cerâmica e, na forma MnO_2 , em pilhas Zn-C e alcalinas (W.H.O, 1996; LOPES, 2015).

O manganês é essencial para os seres vivos. Nos vegetais é importante no processo da fotossíntese. Nos seres humanos é essencial na dieta, sendo o terceiro elemento de transição mais importante após ferro e zinco. Porém o manganês que é usado biologicamente é na forma Mn^{2+} , nas demais é tóxico, e o consumo excessivo

de Mn^{2+} provoca desordens neurológicas e motoras, além de problemas respiratórios (ROCHA; AFONSO, 2012; LOPES, 2015).

2.5.6.8 Níquel

De aspecto branco prateado, o níquel é obtido de minérios do grupo dos sulfetos (LEE, 1999). É comumente utilizado na fabricação de ligas metálicas, as de níquel são caracterizadas pela dureza, força, resistência à corrosão e ao calor. Também é utilizado em baterias níquel-cádmio, moedas e pigmentos. Sua disposição no solo é principalmente pelas atividades antrópicas, como a queima de combustíveis, mineração e fundição do metal, fabricação de ligas e indústrias alimentícias (WHO, 1998).

Na saúde humana, o principal efeito adverso à exposição ao níquel é a reação alérgica, doses elevadas podem causar dermatites (CETESB, 2009).

2.5.6.9 Zinco

O zinco é encontrado em pequenas quantidades em quase todas as rochas ígneas, encontrado principalmente combinado a enxofre e oxigênio (TEIXEIRA et al., 2000; KALWA, 2011).

É largamente empregado na metalurgia, como constituinte do latão e bronze e na anticorrosão do aço. O óxido de zinco é utilizado na fabricação de tintas, cosméticos, fármacos, maquiagem, revestimentos plásticos, borracha, aditivo alimentar, dentre outros produtos (HEM, 1985; TEIXEIRA et al., 2000). Já o sulfato de zinco é empregado em telas de televisores e raios-X (MEDEIROS, 2012; LOPES, 2015).

É um elemento essencial ao corpo humano em pequenas quantidades, está presente em várias enzimas distribuídas pelo corpo, sendo importante para o sistema imunológico e equilíbrio ácido-base no organismo. É prejudicial à saúde quando ingerido em altas concentrações, pois pode ser acumulado no organismo humano. (CETESB, 2009).

2.6 PARÂMETROS DE QUALIDADE PARA SOLOS E SEDIMENTOS

A área será considerada contaminada se as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima do limite denominado valor de investigação estabelecido pelas Resoluções CONAMA nº 420/2009 e CONAMA nº 454/2012, indicando a existência de um risco potencial sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais, visando à minimização das vias de exposição como a restrição do acesso de pessoas à área e suspensão do consumo de água subterrânea (CETEB, 2001).

Para se controlar os níveis de contaminação, os órgãos ambientais estabelecem limites máximos de concentrações permissíveis desses elementos para que não ocorram danos aos organismos e à saúde pública.

No Brasil, segundo a Resolução CONAMA Nº 420/2009, no que diz respeito à qualidade de solo, define que "A avaliação da qualidade de solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser efetuada com base em valores orientadores de referência de qualidade, de prevenção e de investigação" (BRASIL, 2009).

O valor de prevenção é definido como sendo a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais, previstos no Art. 3º desta Resolução. Enquanto, o valor de investigação é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado (BRASIL, 2009).

A Tabela 5 apresenta os parâmetros estabelecidos pela Resolução para algumas substâncias inorgânicas no que diz respeito a solos.

Tabela 5 – Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação para Solos (mg.kg⁻¹ de peso seco).

Substância	Prevenção	Investigação		
		Agrícola	Residencial	Industrial
Cádmio	1,3	3	8	20
Chumbo	72	180	300	900
Cobre	60	200	400	600
Cromo	75	150	300	400
Manganês	-	-	-	-
Níquel	30	70	100	130
Zinco	300	450	1.000	2.000

Fonte: Brasil (2009).

A legislação ambiental brasileira ainda não dispõe de critérios de qualidade para sedimento. A Resolução CONAMA nº 454/2012 estabelece os níveis de classificação do material dragado, tendo como referência a legislação canadense (*Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*) elaborada pelo CCME (*Canadian Council of Ministers of the Environment*) (BRASIL, 2012).

A Tabela 6 apresenta os valores limites para algumas substâncias encontradas em água doce de acordo com o possível grau de contaminação estabelecido pela legislação.

Tabela 6 – Valores Limites para Metais e Semi-Metais Presentes em Água Doce com Base no Nível de Classificação do Material Dragado (mg.kg⁻¹).

Metais e Semi Metais	Nível 1	Nível 2
Cádmio	0,6	3,5
Chumbo	35	91,3
Cobre	35,7	197
Cromo	37,3	90
Níquel	18	35,9
Zinco	123	315

Fonte: *Canadian Environmental Quality Guidelines (2002) apud Brasil (2012)*.

Notas:

Nível 1- limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota;

Nível 2 - limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

De maneira complementar, foram utilizados os critérios estabelecidos na literatura, representadas por agências ambientais internacionais, como a NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Os valores guias de qualidade de sedimento para os metais estudados, estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7 – Valores-Guia de Qualidade de Sedimento de Metais-Traço em Sedimentos de Água Doce Adotados pela NOAA (mg.kg⁻¹).

Metais	TEL	PEL	SEL
Cádmio	0,59	3,53	10
Chumbo	35	91,3	250
Cobre	35,7	197	110
Cromo	37,3	90	110
Manganês	-	-	1100
Níquel	18	36	75
Zinco	123	315	820

Fonte: NOAA (2008).

Notas:

TEL (*Thresholds Effects Levels*) – Valor abaixo dos quais os efeitos adversos são raramente esperados.

PEL (*Probable Effect Levels*) – Nível de efeitos prováveis.

SEL (*Severe Effect Level*) – Nível de efeitos severos.

Portanto, atividades com potencial poluidor deverão, a critério do órgão ambiental, cabe implantar um programa de monitoramento ambiental visando à prevenção e controle da qualidade do solo e das águas subterrâneas na área do empreendimento e, quando necessário, na sua área de influência direta e nas águas superficiais (BRASIL, 2009).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Medianeira está localizado na região Oeste do estado do Paraná, entre as cidades de Foz do Iguaçu e Cascavel, situado a 25°17'40" S latitude e a 54°05'30" O longitude. A população do município é de 41.830 habitantes (IBGE 2010). O setor agroindustrial é à base da economia do município.

O lixão operou por aproximadamente 25 anos e foi encerrado no ano de 2007. Recebeu resíduos com as mais diversas características, produzidos no município de Medianeira – Paraná, como hospitalares, industriais, comerciais, domiciliares, entre outros, que eram dispostos numa área de 0,926 ha.

Durante o seu funcionamento, os resíduos eram depositados sem qualquer preparação e manejo adequado do solo (impermeabilização do solo, cobertura e compactação dos resíduos), expondo essa massa de resíduos as condições do tempo (temperatura, umidade, pluviosidade, entre outros).

À medida que os resíduos eram dispostos no local, estes ficavam sujeitos à combustão espontânea, além de processos de infiltração de percolado no solo e escoamento superficial do chorume.

Após o seu encerramento, a área foi coberta com o material retirado do próprio local que consistia numa camada com cerca de um metro de altura de solo e cascalho, que ao entrar em contato com os resíduos depositados passou por diversas transformações físicas, químicas e biológicas. Como medida mitigadora, foi realizado o cercamento da área, para impedir a passagem de animais e terceiros.

Atualmente, a área está coberta por vegetação rasteira, especialmente gramíneas, que se desenvolveram sobre a área de disposição direta dos resíduos sólidos, conforme a Figura 2.



**Figura 2 – Localização do Antigo Lixão Municipal de Medianeira – PR.
Fonte: Autoria Própria (2018).**

O entorno da área onde está localizado o antigo lixão é composto por pastagens para a criação de gado e áreas de cultivo. A cerca que impedia a passagem de animais encontra-se derrubada devido as fortes chuvas que ocorreram na área, deixando o acesso livre para os animais transitarem sobre a área do lixão.

Mesmo após o seu encerramento, foi possível observar a presença de resíduos sólidos ainda na fase inicial de decomposição, principalmente resíduos com baixo grau de degradabilidade, conforme a Figura 3.



**Figura 3 – Resíduos sólidos em decomposição encontrados na área.
Fonte: Autoria Própria (2018).**

3.1.1 Caracterização do Meio Físico

A área de estudo apresenta as coordenadas 25° 19'5 07" S e 54° 5'36 04" O. Está inserida na zona rural do município de Medianeira, Paraná, a uma distância de aproximadamente 3 km do perímetro urbano. A Figura 4 indica a localização do antigo lixão do município e na Tabela 8 são apresentadas as coordenadas dos pontos amostrados.

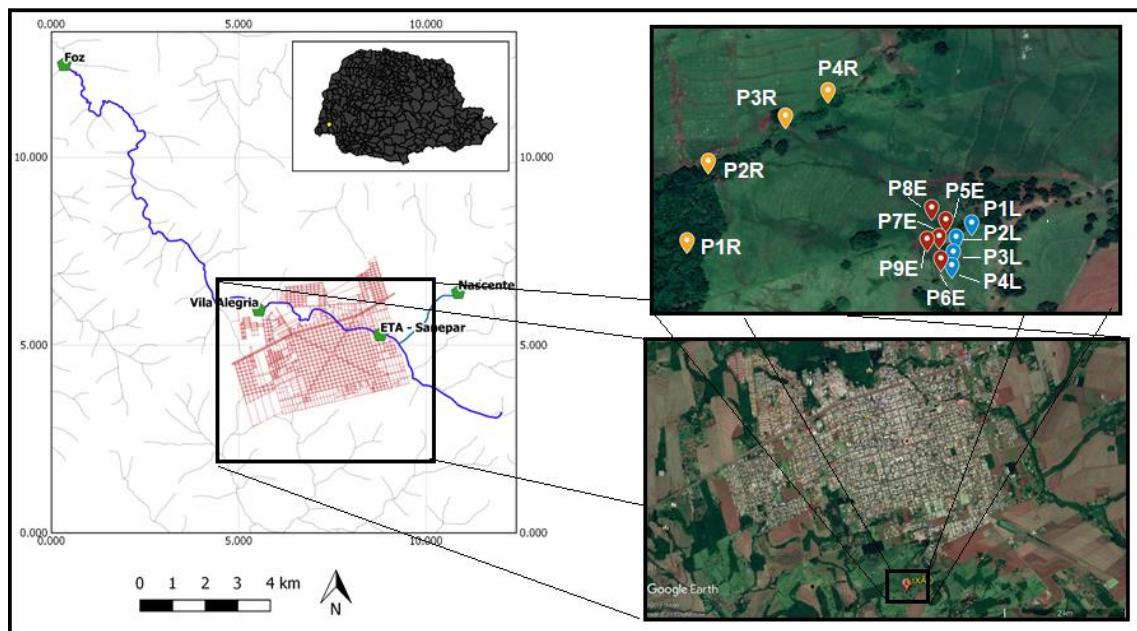


Figura 4 – Localização do Antigo Lixão de Medianeira.
Fonte: Google Earth (2018).

Tabela 8 – Coordenadas dos pontos amostrados.

Amostra	Coordenadas	Características dos pontos de coleta
P1L	-25.31763, -54.09333	Área de disposição direta dos resíduos; presença de resíduos sólidos em decomposição e cascalho.
P2L	-25.31783, -54.09356	
P3L	-25.31803, -54.09361	
P4L	-25.31822, -54.09363	
P5E	-25.31759, -54.09372	Área de encosta; presença de gramíneas e pequenos arbustos;
P6E	-25.31782, -54.09382	
P7E	-25.31812, -54.09379	
P8E	-25.31786, -54.094	
P9E	-25.31743, -54.09393	
P1R	-25.31788, -54.09764	Área de corpo hídrico
P2R	-25.31679, -54.09732	
P3R	-25.31617, -54.09615	
P4R	-25.31582, -54.09551	

Fonte: Autoria Própria (2018).

3.1.1.1 Clima

O município encontra-se sob o domínio do Clima subtropical úmido (Cfa) (ITCG, 2008). Este domínio climático é controlado pelas massas de ar de origem tropical (Massa Tropical Atlântica e Massa Tropical Continental) e polar (Massa Polar Atlântica), podendo ter influência de massas equatoriais (Massa Equatorial Continental) durante o verão. Em decorrência da diferença de temperatura e umidade dessas massas, a área sofre influência de sistemas frontais, sobretudo durante o período de inverno (MENDONÇA; OLIVEIRA, 2007 apud ÁGUAS PARANÁ, 2014). Não tem ocorrência de estação seca e moderadamente quente, com temperatura média no verão, superior a 22°C e média no inverno inferior a 18°C (AYOADE, 2010 apud ÁGUAS PARANÁ, 2014).

3.1.1.2 Geologia

A Formação Serra Geral - constituída por extensos derrames de rochas ígneas de idade mesozoica, caracterizada pelos processos de sedimentação e magmatismo básico e alcalino (MINEROPAR, 2005).

O substrato rochoso é composto por basaltos maciços, cinzentos a pretos, raramente andesitos, e intercalações de arenitos finos. Essas rochas têm baixo índice de vulnerabilidade à denudação, com alta resistência ao intemperismo e erosão (ITCG, 2006).

3.1.1.3 Geomorfologia

O município de Medianeira situado no Terceiro Planalto Paranaense. Essa unidade morfoescultural apresenta declividade predominante menor que 6%. Em relação ao relevo apresenta um gradiente de 420 metros com altitudes variando entre 120 (mínima) e 540 (máxima) m. s. n. m. As formas predominantes de relevo são dissecação baixa, topos aplainados, vertentes convexas e vales em “V” aberto, modeladas em rochas da Formação Serra Geral (MINEROPAR, 2006).

3.1.1.4 Vegetação

A cobertura vegetal natural da região é composta pela Floresta Estacional Semidecidual, que abrange o terceiro planalto paranaense, desde a região sudoeste, oeste e norte do Paraná (ITCG, 2009). A principal característica apresentada por esta vegetação é a sua perda parcial de suas folhas, em função dos períodos climáticos, de seca e de chuva. Isto permite que a floresta pode regular seu balanço hídrico, perdendo de 20 até 50% das folhas conforme as estações (VELOSO et al., 1991 apud ÁGUAS PARANÁ, 2014).

3.1.1.5 Pedologia

Segundo a Embrapa (2007), o município de Medianeira apresenta áreas com ocorrência principal de Latossolos e Nitossolos, que são solos profundos e bem drenados com maior estabilidade e menor suscetibilidade a processos de perda de solo. As classes de solos encontradas são:

- A. LATOSSOLO VERMELHO Eutroférico - São solos minerais em avançado estágio de intemperismo, muito evoluídos. Apresentam horizonte B latossólico, imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, dentro de 200 cm da superfície do solo ou dentro de 300 cm, se o horizonte A apresentar mais de 150 cm de espessura. São solos com alta saturação por bases ($V \geq 50\%$) e teores de Fe_2O_3 de 180 g.kg^{-1} a $<360 \text{ g.kg}^{-1}$ na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA (EMBRAPA, 2013).
- B. NITOSSOLO VERMELHO Eutroférico - São solos profundos constituídos por material mineral, que apresentam horizonte B nítrico abaixo do horizonte A com argila da atividade baixa ou caráter alítico na maior parte do horizonte B, dentro de 150 cm da superfície do solo. São solos que apresenta textura argilosa ou muito argilosa e relação textural igual ou menos que 1,5. Apresentam alta saturação por bases ($V \geq 50\%$), com teores de Fe_2O_3 de 150 g.kg^{-1} a $<360 \text{ g.kg}^{-1}$ na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, inclusive BA (EMBRAPA, 2013).

C. NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico - São solos pouco evoluídos constituídos por material mineral ou orgânico com menos de 20 cm de espessura, não apresentando horizonte B diagnóstico. Insuficiência de expressão dos atributos diagnósticos que caracterizam os diversos processos de formação, exígua diferenciação de horizontes, com individualização de horizonte A seguido de C ou R e, predomínio de características herdadas do material originário. Solos com saturação por bases alta ($V \geq 50\%$) (EMBRAPA, 2013).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE REFERÊNCIA

Para efeitos de comparação, as amostras de solo foram confrontadas com uma amostra do Parque Nacional do Iguaçu – PNI, situada 25°21'6.18"S de latitude e 53°52'25.14"O de longitude, para verificar se as concentrações obtidas eram iguais ou superiores aos valores de ocorrência natural, constatando ou não, a contaminação da área de interesse. As concentrações encontradas na amostra no PNI foram denominadas como valor de referência de qualidade e estes números não são fixados como padrões em legislação. Essa comparação só foi possível pela constatação do mesmo tipo solo encontrado em ambas as áreas.

O Parque Nacional do Iguaçu - PNI, criado em 1939, pelo Decreto N° 1.035, abriga o maior remanescente de floresta Atlântica da região sul do Brasil. O Parque abrange 185.266,2 km², com 67.000 km² ao nordeste argentino, de áreas protegidas e florestas ainda primitivas (IBAMA, 2000).

Quanto aos tipos de solo encontrados na região do PNI, destacam-se quatro grandes grupos: LATOSSOLO VERMELHO, NITOSSOLO VERMELHO, GLEISSOLO HÁPLICO e NEOSSOLO LITÓLICO. Os Latossolos e Nitossolos são solos muito profundos, formados a partir de rochas eruptivas básicas, com horizontes A, B e C pouco diferenciados, com transições geralmente difusas. Possuem coloração arroxeadada, sendo muito porosos, friáveis e acentuadamente drenados (MMA,2018).

As formações florestais existentes no Parque diferem com as características de altitude, solos e clima. A parte sul do Parque é coberta por Floresta Estacional Semidecídua e ao norte, ocorre Floresta Ombrófila Mista, com araucária, ao longo dos vales dos rios, orientados em direção norte-sul (MMA, 2018).

O Parque Nacional do Iguaçu foi escolhido como área de referência de

qualidade (ARQ), uma vez que apresenta o mesmo tipo de solo da área de interesse do estudo e apresenta mínima influência antrópica.

3.3 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

As coletas de solo e sedimento foram realizadas no mês de Fevereiro de 2018 em treze pontos distintos (Figura 2 e Tabela 8). Quatro pontos foram coletados ao longo do gradiente horizontal na largura da área onde eram realizados os despejos de resíduos sólidos, denominados pontos do lixão (P1L, P2L, P3L e P4L), cinco pontos na área vertical do escoamento, denominados pontos da encosta (P5E, P6E, P7E, P8E e P9E) e quatro pontos no curso do corpo hídrico local (P1R, P2R, P3R e P4R) onde foram amostrados sedimentos.

Para efeito de comparação e para uma aproximação sobre as consequências dos teores de metais nos solos e sedimentos, foram utilizados os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº420/2009 e CONAMA nº454/2012 e valores orientadores encontrados na literatura, representadas por agências ambientais internacionais, como a NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*).

As amostras de solo em 30 cm de profundidade foram coletadas com o auxílio de um trado manual. Após abertura da cavidade fez-se a homogeneização com colher de jardinagem e, posteriormente aproximadamente 1 kg de solo foi acondicionado em sacos plásticos de polietileno de alta densidade (PEAD). A mesma quantidade de sedimentos foi colhidos por meio de draga tipo Pettersen e também acondicionados em embalagens plásticas.

3.3.1 Preparo das amostras

As amostras coletadas foram identificadas e levadas para um local ventilado e seco para eliminação da umidade à temperatura ambiente por aproximadamente duas semanas. Após o período de secagem, as amostras foram espalhadas e destorroadas manualmente.

Cada amostra destorroada passou por um conjunto de duas peneiras, uma em cima de malha de 20 mm e outra em baixo com malha de 02 mm. O material retido na peneira de 20 mm é chamado de calhau e o material retido na peneira de 02 mm é chamado de cascalho.

As frações calhau (200 – 20 mm) e cascalho (20 – 02 mm) compõem os fragmentos grosseiros do solo. A fração de calhau é constituída por grânulos minerais (isolados e/ou agregados), fragmentos de rocha e concreções. Incluem-se, apenas, na fração cascalho, os restos orgânicos vegetais e/ou animais e carvão (EMBRAPA, 1997).

Após a separação inicial das frações grosseiras do solo, a fração que passou a malha de 2 mm correspondente a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) foi utilizada para fins de análises físicas, químicas e mineralógicas.

3.4 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS EM SOLOS E SEDIMENTOS

As determinações analíticas em solos e sedimentos foram realizadas com materiais e equipamentos disponíveis no Laboratório de Biotecnologia e Saneamento Ambiental (I39), Laboratório de Águas, Efluentes e Emissões (L32), ambos situados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Medianeira, Paraná, e no Laboratório de Análise de Traços e Instrumentação (LABGATI), da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), Guarapuava, Paraná.

Para cada amostra foram determinados nove metais nas frações pseudo-total e disponível (lábil): Cu, Pb, Zn, Mn, Ca, Mg, Cd, Cr e Ni. As características físico-químicas avaliadas foram carbono orgânico total, teor de matéria orgânica, pH, sólidos totais (fixos e voláteis), granulometria e fósforo assimilável.

3.4.1 Potencial Hidrogeniônico

A medição do pH dos solos foi realizada eletronicamente por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão de sedimento em água. Em 10 g de solo

foram adicionados 25 mL de dispersante CaCl_2 , agitadas com um bastão de vidro e deixadas em repouso por uma hora. Na sequência, todas as amostras foram agitadas e os eletrodos mergulhados na suspensão homogeneizada para efetuar a leitura (DONAGEMA et al., 2011).

3.4.2 Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

Os Sólidos Totais (ST) foram determinados conforme o Método J – modificado para lodos e sedimentos (ABNT, 1989). Nesta análise, o cadinho foi colocado na estufa a $100\text{ }^\circ\text{C}$ durante duas horas, esfriado no dessecador e pesado. Depois de efetuar a tara do cadinho, foi adicionado 10 g de solo fino (peneirado) nos cadinhos e secas em estufa entre 103 e $105\text{ }^\circ\text{C}$ durante 12 h, esfriadas em dessecador à temperatura ambiente e pesadas.

O resíduo total foi dado pela seguinte expressão:

$$\% \text{ resíduo total} = \frac{m_{10} \times 100}{m_9} \quad (1)$$

Onde:

m_{10} = massa do resíduo total (g)

m_9 = massa da amostra (g)

Os Sólidos Totais Fixos (STF) foram determinados conforme o Método L – modificado para lodos e sedimentos (ABNT, 1989). O resíduo obtido na determinação do ST foi então submetido à calcinação a $(550 \pm 50\text{ }^\circ\text{C})$ por uma hora, esfriado à temperatura ambiente em dessecador e pesado. O material restante representa o resíduo fixo. O resultado é dado pela seguinte expressão:

$$\% \text{ resíduo fixo} = \frac{m_{11} \times 100}{m_{10}} \quad (2)$$

Onde:

m_{11} = massa do resíduo fixo (g)

m_{10} = massa do resíduo total (g)

Por fim, os Sólidos Voláteis Totais (SVT) foram obtidos pela diferença entre os valores do ST e do STF, conforme Método M.

O resultado foi dado pela seguinte expressão:

$$\% \text{ resíduo volátil} = \frac{(m_{10} - m_{11})}{m_{10}} \times 100 \quad (3)$$

3.4.3 Granulometria – Método do densímetro

Para análise granulométrica foi utilizado o método do densímetro (EMBRAPA, 1997). Foram transferidos cerca de 50 g de solo para um *erlenmayer* de 500 mL e adicionadas 300 mL do dispersante (200 mL da solução padrão de NaOH 1,0 mol.L⁻¹ e 100 mL de água destilada) e agitadas por 16 h ininterruptas no *shaker* com rotação de 180 rpm. Após agitação, a amostra foi peneirada em malha de 0,053 m. O percolado foi recolhido em uma proveta de 1 L e o volume completado com água destilada. Com o auxílio de um êmbolo, a solução foi agitada lentamente por 30 segundos para promover a homogeneização da amostra. Após 2 h em repouso, foi realizada a leitura da densidade.

O resíduo retido na peneira foi transferido para uma cápsula, previamente preparada (seca em estufa por 48 h a 60 °C) e pesada. Após o seu resfriamento em dessecador à temperatura ambiente, as amostras foram pesadas para obter a quantidade de areia contida na amostra.

O cálculo das frações de silte e argila foram realizados conforme as Equações 4 e 5.

$$\% \text{ argila} = \frac{\text{leitura}_{2H} - \text{leitura}_{\text{branco}}}{50} \quad (4)$$

$$\% \text{ silte} = 100\% - \% \text{ argila} - \% \text{ areia} \quad (5)$$

3.4.4 Determinação do Carbono Orgânico

A metodologia utilizada para a avaliação do carbono orgânico foi a de Walkley-Black (EMBRAPA, 1997). Tomou-se aproximadamente 20 g de amostra, quantidade esta que foi triturada em gral e passada por uma peneira de 80 mesh. Uma alíquota de 0,5 g foi pesada e transferida para um erlenmeyer de 250 mL. Foram adicionados 10 mL da solução de dicromato de potássio 0,4N, onde foi incluído um branco com 10 mL da solução de dicromato de potássio e anotado o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto. Em seguida, durante um período de 5 minutos, a amostra foi aquecida em placa elétrica até a fervura branda.

Após deixar esfriar, juntaram-se 80 mL de água destilada, medida com proveta, 2ml de ácido ortofosfórico e 3 gotas do indicador difenilamina. A titulação foi realizada com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1N até que a cor azul desaparecesse, cedendo lugar à cor verde. Então, anotou-se o número de mililitros gastos na titulação. A percentagem de matéria orgânica foi calculada multiplicando-se o resultado do carbono orgânico pelo fator de Van Bemmelen (1,724).

3.4.5 Fósforo assimilável

O fósforo assimilável foi determinado utilizando uma solução extratora de Mehlich-1 (H_2SO_4 0,025 mol.L⁻¹; HCl 0,05 mol.L⁻¹) (EMBRAPA, 1997) e quantificação em espectrofotômetro UV-Vis – Femto 700 plus no comprimento de onda de 660 nm, através da reação com o molibdato de amônio.

Foram adicionados 10 mL da solução de Mehlich-1 em, aproximadamente, 1g de amostra que após agitação por 2 minutos, permaneceu em repouso por 12 horas. Recolheram-se 5 ml do sobrenadante, adicionaram-se 10 mL de solução de molibdato de amônio, uma pitada de ácido ascórbico em pó e realizou-se a homogeneização. A leitura em UV-VIS foi realizada após 1 hora de repouso. A curva de calibração foi preparada a partir de uma solução padrão de fosfato de 100 ppm. A concentração nas amostras foi determinada a partir da curva de calibração.

3.4.6 Determinações de Metais

3.4.6.1 Extração de Metais Disponíveis em Sedimentos para Análise por FAAS

A análise de metais em sedimentos na fração disponível pode ser definida como a fração extraída por ataque ácido diluído (FISZMAN *et al.*, 1984 apud DEPAULA; MOZETO, 2001).

Aproximadamente 1,00 g de sedimento foi adicionado em um erlenmeyer, juntamente com 25,00 mL de HCl 0,10 mol.L⁻¹ e agitadas com agitador horizontal, a 200 rpm, durante 02 h à temperatura ambiente. A suspensão foi filtrada por gravidade, avolumada em balão volumétrico de 50 mL com a lavagem do papel filtro com água deionizada e armazenada em frasco de vidro a 04 °C (FISZMAN *et al.*, 1984 apud DEPAULA; MOZETO, 2001). Este procedimento está descrito no fluxograma da Figura 5, estas extrações foram realizadas em duplicata.

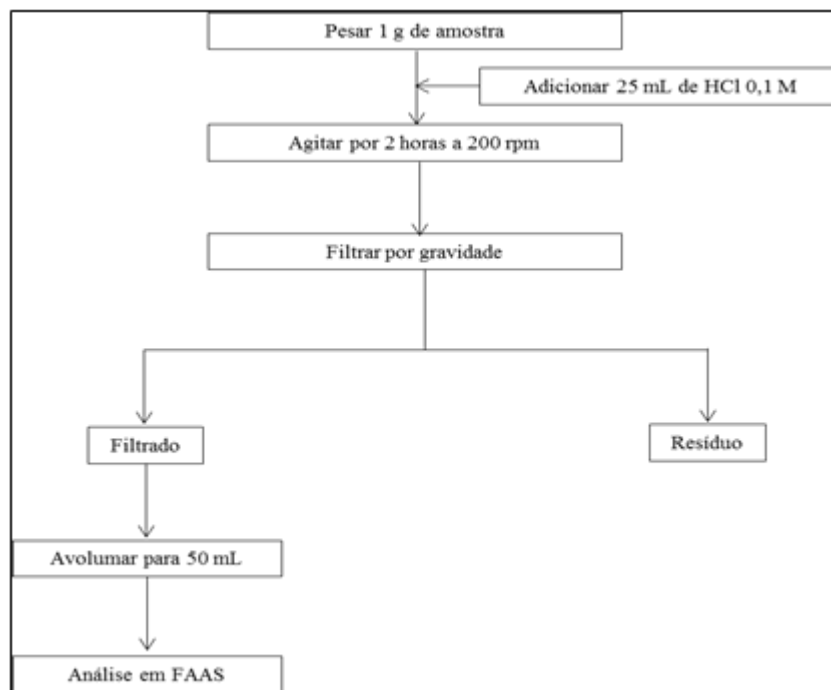


Figura 5 – Procedimento de Extração Ácida para Estudo dos Íons Metálicos na Fração Disponível.

Fonte: Fiszman *et al.* (1984) apud Depaula; Mozeto (2001).

3.4.6.2 Extração de Metais Pseudo-Totais para Análise por FAAS

Os teores de metais pseudo-totais, foram determinados com o uso do método 3050 da *Environmental Protection Agency* (EPA) modificado por Kalwa (2011) em duplicata. Neste tipo de extração pseudo-total é necessário promover um ataque ácido mais severo. Para isso, em aproximadamente 0,5000 g de sedimentos seco, foram adicionados 15 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3) e submetidos ao aquecimento durante 4 horas a 60 °C. Posteriormente, foram adicionados 8 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e aquecidos durante 30 minutos a 60 °C. Após a extração, as amostras foram filtradas por gravidade e avolumadas para 50 mL com a lavagem do papel filtro com água deionizada e armazenadas em frascos de vidro a 4°C (Figura 6).

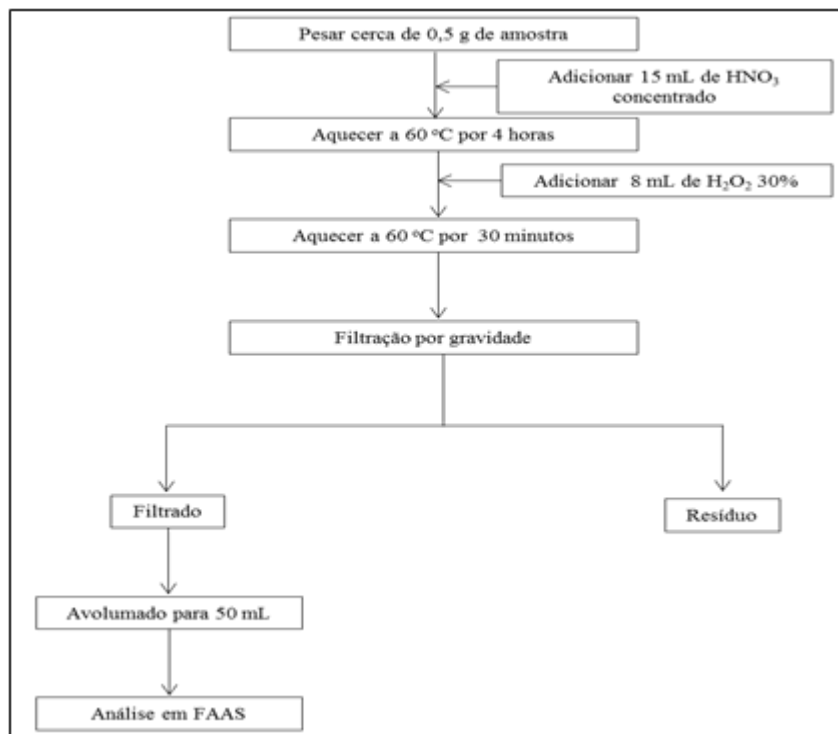


Figura 6 – Procedimento de Digestão Ácida para a Determinação de Metais na Fração Pseudo-Total.

Fonte: *Environmental Protection Agency* (EPA) apud Kalwa (2011).

3.4.6. Determinações de metais por FAAS

Na última etapa da extração de metais de acordo com as frações disponível e pseudo-total, os extratos foram submetidos à espectrofotometria de absorção

atômica (*Flame Atomic Absorption Spectrometer – FAAS*), (Varian – spectra AA-220). O FAAS, foi calibrado com o uso de soluções padrão de 1000 ppm dos íons metálicos em estudo por meio calibração externa na faixa linear para cada analito. As medidas de absorvância foram realizadas no modo de integração de área, e, os valores de absorvância adotados representaram a média de três leituras realizadas em cada réplica, tendo sido o sinal de cada leitura integrado por um período de cinco segundos.

As quantificações nas amostras ocorreram através da curva de calibração obtida com os padrões dos metais avaliados. Estas curvas de calibração de cada metal foram construídas utilizando-se um mínimo de 6 (seis) padrões, sendo descartados aqueles que por ventura levassem a uma diminuição do coeficiente de correlação da reta obtida.

O método foi validado por meio da avaliação da linearidade e análise de regressão das curvas de calibração para cada metal, pela determinação dos limites de quantificação e detecção. Para a linearidade, foi considerado como critério o coeficiente de determinação (R^2), sendo este adequado quando próximo de 100%.

O Limite de Detecção (LD) permite estimar a menor concentração em que o analito possa ser detectado, mas não necessariamente quantificado. Já o Limite de Quantificação (LQ) representa a menor concentração de um analito que pode ser medido. O cálculo do LD e o LQ foram baseados em parâmetros da curva analítica.

$$LD = 3 \times \frac{s}{S} \quad (6)$$

$$LQ = 10 \times \frac{s}{S} \quad (7)$$

Na qual o “s” é a estimativa do padrão da resposta que pode ser a estimativa do desvio padrão do branco, e o “S” é o coeficiente angular da curva analítica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

Na Tabela 9 estão apresentados os resultados dos parâmetros pH, matéria orgânica, carbono orgânico, fósforo total, composição granulométrica e sólidos totais (fixos e voláteis) de todos os pontos coletados e do solo de referência.

Tabela 9 – Resultados Obtidos das Análises Físico-Químicas.

Amostra	pH	MOS ---- (%)	COT ----	P (g.kg ⁻¹)	Areia -----	Silte (%)	Argila -----	ST -----	STF (%)	STV -----
P1L	7,56	3,45	2,00	2,93	27,32	42,4	30,25	93,29	94,48	5,52
P2L	7,51	12,52	7,26	46,50	21,56	48,2	30,25	94,76	89,95	10,05
P3L	7,49	22,75	13,19	22,46	21,64	41,4	36,91	87,71	85,95	14,05
P4L	5,76	7,23	4,19	4,64	19,75	43,3	36,91	93,77	90,20	9,80
P5E	6,98	3,72	2,16	1,56	17,99	55,1	26,91	91,39	91,67	8,33
P6E	6,11	4,45	2,58	20,87	16,61	59,8	23,58	90,56	92,93	7,07
P7E	5,82	6,10	3,54	6,93	18,09	51,7	30,25	90,49	91,21	8,79
P8E	5,73	1,45	0,84	2,85	27,48	48,9	23,58	91,53	92,58	7,42
P9E	6,61	1,58	0,92	0,83	23,93	45,8	30,25	91,21	92,49	7,51
P1R	6,74	2,07	1,2	2,91	42,70	30,40	26,91	94,18	94,88	5,12
P2R	7,11	1,94	1,13	46,50	20,22	42,9	36,91	95,09	93,61	6,39
P3R	5,66	1,16	0,68	22,46	24,93	44,8	30,25	93,45	94,16	5,84
P4R	5,89	2,32	1,35	4,45	20,91	45,5	33,58	93,21	93,56	6,44
ARQ	5,80	-	2,74	6,34	2,90	42,00	55,10	-	-	-

Fonte: Autoria Própria (2018).

Notas:

L – Lixão.

E – Encosta.

R – Rio.

ARQ – Área de referência de qualidade.

pH – Potencial Hidrogeniônico.

MOS – Matéria Orgânica do Solo.

CO – Carbono Orgânico.

P – Fósforo assimilável.

ST – Sólidos Totais.

STF – Sólidos Totais Fixos.

STV – Sólidos Totais Voláteis.

Os valores de pH das amostras do lixão e da encosta, apresentaram um caráter moderadamente ácido a neutro. O pH das amostras do lixão (P1L, P2L, P3L) apresentaram caráter moderadamente alcalino, devido à idade do chorume, acima de vinte anos, exceto P4L. Valores de pH na faixa de 7 a 8 indicam que o chorume está em fase final de degradação (BAIRD, 2011). Essa característica pode favorecer a precipitação de metais em solos (TEIXEIRA, 2008).

Observa-se maiores valores do pH das amostras do lixão e da encosta

quando comparados com a amostra de referência de qualidade (Tabela 9), evidenciando a influência dos resíduos sólidos sobre o local. Conforme Spera et.al. (2000), Silva; Mendonça (2007), em solos ácidos, como a maioria dos latossolos (variações de pH entre 4,0 e 5,5), o aumento do pH pode resultar em decréscimo da atividade do Al e, em alguns casos, também de Mn, bem como no aumento da disponibilidade de alguns nutrientes.

Quanto aos teores de matéria orgânica, o alto teor encontrado nas amostras de solo do lixão (P2L e P3L) pode estar ligado à disposição direta de materiais de origem orgânica sobre o solo, resultado também encontrado por Fávoro (2014), evidenciando a degradação química e biológica dos resíduos, mesmo cessada as atividades do lixão.

Além disso, esses valores podem estar associados à textura das amostras do lixão, com teores mais elevados de silte e argila, que tendem a acumular maiores quantidades de matéria orgânica, por exemplo, devido à área superficial dessas partículas. De acordo com Azevedo, Bonumá (2004); Bastos et al. (2005); Burak et al. (2011) o tamanho e origem de partículas do solo estão intimamente associados aos processos de infiltração de água, controle da erosão do solo que alteram os teores de matéria orgânica do solo.

O menor teor de matéria orgânica foi observado nas amostras de solo da encosta e do sedimento, fato que pode estar associado à idade do chorume e do percolado. Segundo Bastos (2011), o lixiviado “velho” apresenta baixos teores de MOS em decorrência do caráter básico do líquido, comum à fase metanogênica, ou seja, a fase final de degradação dos resíduos. Além disso, esses valores podem estar associados à textura das amostras, com teores mais elevados de silte e areia.

Além disso, em áreas tropicais, os solos tendem a apresentar baixos teores de MOS naturalmente, devido às características climáticas desses locais, como as altas temperaturas e o alto índice de pluviosidade, fatores que aceleram o processo de decomposição (POTAFOS, 1998).

Os valores de STV e COT foram superiores nos pontos P2L e P3L, quando comparados aos valores encontrados na encosta e no rio, evidenciando a maior ocorrência de matéria orgânica nos pontos onde eram descartados os resíduos.

O teor de carbono é utilizado para avaliar o grau de humificação dos resíduos, portanto, quanto maior o tempo de degradação dos resíduos menor o teor de matéria orgânica do composto (DIAS et al., 2010). Os baixos teores de carbono,

inferiores a 5%, das amostras do lixão e da encosta, exceto P2L e P3L, podem ser justificados pelo avançado grau de decomposição dos resíduos sólidos dispostos na área. Segundo a Embrapa (2013), o material do solo será considerado como orgânico quando a porcentagem de carbono for igual ou maior que oito avaliado na fração TFSA, característica essa encontrada apenas na amostra P3L.

Quanto ao teor de fósforo no solo, os pontos com maior discrepância do valor de referência foram dois do lixão (P2L e P3L) e um da encosta (P6E). O maior teor de fósforo nos pontos do lixão pode ser explicado pelo alto grau de decomposição de resíduos domiciliares e outros resíduos orgânicos dispostos na área durante o funcionamento do lixão.

A maior disponibilidade de P no solo também pode estar associada com o aumento do pH do solo, especialmente nas amostras do lixão (P2L e P3L). Segundo Zoz et al. (2009), o aumento do pH reduz a adsorção de P no solo, tornando-o mais disponível para as plantas.

Segundo Horta; Torrent (2010), a degradação dos resíduos sólidos nos lixões, promove o aumento da fertilidade e a quantidade de fósforo disponível, acarretando na perda desse elemento por lixiviação e por escoamento superficial. Os altos valores de fósforo encontrados em dois pontos do rio (P2R e P3R) demonstram que os resíduos foram lixiviados e escoados ao longo do perfil topográfico da área, sendo acumulado durante anos no fundo do corpo hídrico.

Além disso, observa-se que todos os pontos do rio ultrapassaram o limite de 2 g.kg^{-1} para o fósforo, definido pela Resolução CONAMA nº 454/2012 como “valor orientador acima do qual há possibilidade de ocorrer prejuízo ao meio ambiente” (BRASIL, 2012). Vale ressaltar que o valor constante na legislação citada refere-se à quantidade de fósforo total enquanto que o resultado obtido no estudo foi de fósforo assimilável. Por isso, conclui-se que as amostras do sedimento apresentam valores exorbitantes quando confrontados com legislação.

O fósforo em excesso nos ambientes aquáticos pode provocar diversos impactos negativos, em especial, a eutrofização. A intensificação desse fenômeno causa o enriquecimento excessivo da água, estimulando o crescimento de algas e plantas aquáticas, seguidas por períodos de consumo excessivo de oxigênio (KLEIN; AGNE, 2012).

Através da análise granulométrica pode-se verificar que em todas as amostras a maior fração foi de silte, seguida pela fração de argila e a de areia, como mostra a Figura 7.

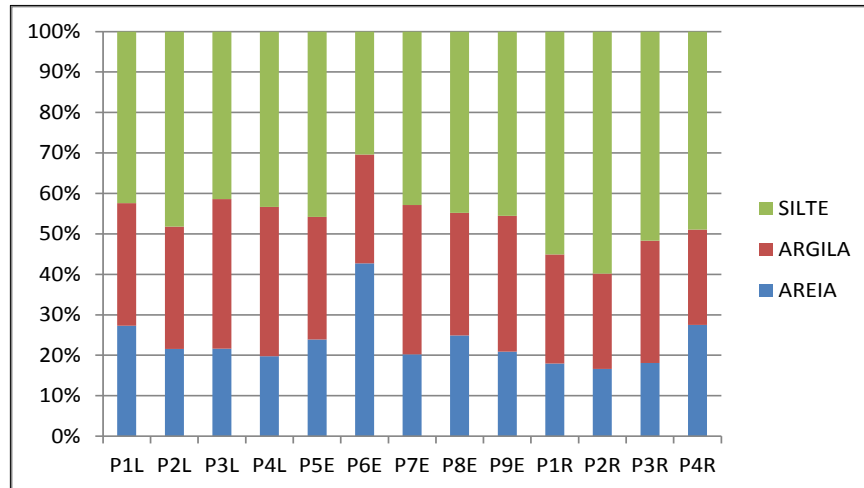


Figura 7 – Composição Granulométrica das Amostras (%).
Fonte: Autoria Própria (2018).

Solos e sedimentos que predominam granulometrias menores possuem uma capacidade maior de adsorção, e, conseqüentemente maior potencial de contaminação (MELLO, 2006). Devido a maior superfície de adsorção, concentram maiores valores de metais e são mais acessíveis (CRUZ et al., 2013; MANAHAN, 2013).

4.2 METAIS

As condições utilizadas, bem como os limites de detecção e quantificação calculados, são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 – Condições experimentais de medida dos íons metálicos por FAAS.

Metais	λ (nm)	i lâmpada (mA)	Fenda (nm)	Chama	LD mg L ⁻¹	LQ mg L ⁻¹
Ca	422,7	10	0,5	Ar/C ₂ H ₂	0,020	0,050
Cd	228,8	4	0,5	Ar/C ₂ H ₂	0,004	0,002
Cr	357,9	7	0,2	N ₂ O/C ₂ H ₂	0,065	0,220
Cu	324,8	4	0,5	Ar/C ₂ H ₂	0,020	0,064
Mg	285,2	8	0,5	Ar/C ₂ H ₂	0,030	0,090
Mn	279,5	5	0,2	Ar/C ₂ H ₂	0,019	0,062
Ni	213,9	5	1,0	Ar/C ₂ H ₂	0,040	0,130
Pb	217,0	5	1,0	Ar/C ₂ H ₂	0,044	0,150
Zn	213,9	5	1,0	Ar/C ₂ H ₂	0,032	0,107

Fonte: Autoria própria (2018).

Notas:

FAAS – Espectrofotômetro Absorção Atômica com Chama;
 λ -nm – Comprimento de onda em Nanômetros;
 i-mA – Corrente da Lâmpada em Miliampère;
 Fenda – Passagem da chama;
 LD – Limite de detecção;
 LQ – Limite de quantificação;
 N₂O – Óxido Nitroso;
 Ar – Ar atmosférico;
 C₂H₂ – Acetileno.

Os resultados da análise de concentração dos metais na fração pseudo-total no solo e no sedimento estão dispostos na Tabela 11.

Tabela 11 – Concentração dos metais da fração pseudo-total no solo e no sedimento (mg.kg⁻¹).

		FRAÇÃO PSEUDO-TOTAL								
Amostra		Concentração								
		Ca	Cd	Cr	Cu	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
P1L		105343,1 ₁	9055,56 ^{1,2} ₂	126,80 ^{1,2} ₂	999,42 ^{1,2} ₂	7725,83 ₁	3855,00 ¹	130,95 ^{1,2} ₂	630,88 ^{1,2} ₂	472,80 ^{1,2} ₂
P2L		84319,83 ₁	6980,77 ^{1,2} ₂	68,25	704,61 ^{1,2} ₂	8174,20 ₁	3775,00 ¹	75,70 ^{1,2} ₂	2590,74 ^{1,2} ₂	450,45 ^{1,2} ₂
P3L		76617,29 ₁	8762,82 ^{1,2} ₂	156,47 ^{1,2} ₂	1065,68 ^{1,2} ₂	6078,33 ₁	3590,00 ¹	109,75 ^{1,2} ₂	593,82 ^{1,2} ₂	466,60 ^{1,2} ₂
P4L		79967,50 ₁	6463,68 ^{1,2} ₂	44,85	820,23 ^{1,2} ₂	4972,00 ₁	3850,00 ¹	44,66 ^{1,2} ₂	456,76 ^{1,2} ₂	455,01 ^{1,2} ₂
P5E		17469,77 ₁	107,90 ^{1,2} ₂	43,35	263,01 ^{1,2} ₂	3460,75 ₁	6220,00 ¹	61,85 ^{1,2} ₂	81,00 ²	285,94 ¹
P6E		16983,07 ₁	2012,82 ^{1,2} ₂	82,10 ²	410,33 ^{1,2} ₂	2165,75 ₁	7300,00 ¹	68,85 ^{1,2} ₂	143,00 ²	421,67 ^{1,2} ₂
P7E		14555,62 ₁	1771,37 ^{1,2} ₂	43,35	373,59 ^{1,2} ₂	2050,25 ₁	12355,00 ₁	77,30 ^{1,2} ₂	134,00 ²	321,39 ^{1,2} ₂
P8E		12880,89 ₁	131,87 ^{1,2} ₂	35,10	316,42 ^{1,2} ₂	2891,00 ₁	9380,00 ¹	69,30 ^{1,2} ₂	102,50 ²	222,06 ¹
P9E		11006,65 ₁	100,20 ^{1,2} ₂	67,95	298,12 ^{1,2} ₂	2646,75 ₁	7150,00 ¹	57,35 ^{1,2} ₂	76,50 ²	143,55 ¹
P1R		17675,40	83,60 ^{3,4}	45,15 ^{3,4}	269,71 ^{3,4}	2631,00	8130,00 ^{3,4} ₄	51,60 ^{3,4}	56,50 ^{3,4}	145,88 ^{3,4} ₄
P2R		26768,44	84,00 ^{3,4}	56,60 ^{3,4}	238,99 ^{3,4}	1675,50	4870,00 ^{3,4} ₄	39,20 ^{3,4}	64,50 ^{3,4}	134,99 ^{3,4} ₄
P3R		24622,13	95,00 ^{3,4}	63,30 ^{3,4}	269,46 ^{3,4}	1720,00	6880,00 ^{3,4} ₄	48,25 ^{3,4}	72,00 ^{3,4}	143,74 ^{3,4} ₄
P4R		33146,92	104,50 ^{3,4}	99,20 ^{3,4}	318,27 ^{3,4}	2548,00	7915,00 ^{3,4} ₄	52,80 ^{3,4}	81,50 ^{3,4}	145,75 ^{3,4} ₄
ARQ		2034,93	0,69	118,13	72,18	537,71	1552,36	8,83	380,36	48,54
CONAMA 420/09	P	-	1,3	75	60	-	-	30	72	300
	I	-	3	150	200	-	-	70	180	450
CONAMA 454/12	N1	-	0,6	37,3	35,7	-	-	35	18	123
	N2	-	3,5	90	197	-	-	91,3	35,9	315

NOAA	TEL	-	0,59	37,3	35,7	-	-	35	18	123
	PEL	-	3,53	90	197	-	-	91,3	36	315
	SEL	-	10	110	110	-	1100	250	75	820

Fonte: Aatoria Própria (2018).

Notas:

¹ Valores amostrais superiores ao valor de Referência (Parque Nacional do Iguaçu)

² Não atende aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009.

³ Não atende aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/2012

⁴ Valores amostrais superiores aos valores estabelecidos pela NOAA.

De acordo com as concentrações pseudo-totais (Tabela 11), os metais com maior ocorrência nas amostras de solo do lixão foram o Ca e Cd, com médias de 86.561,93 mg.kg⁻¹ e 7.815,71 mg.kg⁻¹, respectivamente. Enquanto nas amostras da encosta, os metais com maior ocorrência foram Ca, com média de 14.579,20 mg.kg⁻¹ e Mn com 8.481,00 mg.kg⁻¹.

Ao comparar os resultados obtidos no lixão e na encosta com os valores da amostra de referência (Tabela 11), observa-se que todos os metais analisados apresentaram teores superiores ao da amostra de solo natural.

Quando confrontados com os valores de referência para metais no solo estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009, observa-se que grande parte dos metais apresentaram concentrações no lixão e na encosta acima dos limites de prevenção, exceto o metal Cu nas amostras P4L, P5E, P7E, P8E e P9E, resultado semelhante ao encontrado por Mathias; Costa (2002), para os metais Pb e Cu. Os metais Ca, Mg e Mn que não apresentam padrão de referência previstos nesta legislação.

Segundo a Resolução CONAMA nº 420/2009, o valor de investigação é a concentração de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana (BRASIL, 2009). Para as amostras de solo do lixão, verifica-se que as concentrações de Cd, Cr (apenas P3L), Cu, Cr, Ni (exceto PL4), Pb e Zn ultrapassam o valor de investigação da Resolução CONAMA nº 420/2009. No entanto, para as amostras da encosta, apenas Cd e Cu apresentaram todos os valores acima do limite de investigação, além do ponto P7E para o metal Ni.

Nas amostras de sedimento, os metais de maior ocorrência foram Ca e Mn com concentrações médias de 25.553,22 mg.kg⁻¹ e 2.143,63 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Ao comparar as concentrações com os valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012, observa-se que a maioria dos metais, exceto Ca e Mg, apresentaram valores superiores aos níveis 1 e 2 estabelecidos pela legislação. O mesmo resultado foi observado quando as amostras foram confrontadas com os limites estabelecidos pela NOAA.

As concentrações de Cd, Cu e Mn foram superiores ao nível SEL (*Severe Effect Level*), ou seja, essas concentrações geram efeitos severos à biota. Já as concentrações de Ni são superiores ao nível PEL. Estas concentrações provavelmente irão produzir efeitos adversos à biota, entretanto, com menor frequência e intensidade.

Os resultados da análise de concentração dos metais na fração disponível no solo e no sedimento estão dispostos na Tabela 12.

Tabela 12 – Concentração de Metais da Fração Disponível no Solo e no Sedimento (mg.kg⁻¹).

Amostra		FRAÇÃO DISPONÍVEL								
		Ca	Cd	Cr	Cu	Concentração			Zn	
					Mg	Mn	Ni	Pb		
P1L		22593,71 ¹	39,68 ^{1,2}	<LQ	105,40 ^{1,2}	959,00 ¹	123,92	6,28 ¹	27,75 ¹	175,34 ¹
P2L		11075,42 ¹	904,91 ^{1,2}	<LQ	75,34 ^{1,2}	950,25 ¹	226,60	3,43 ¹	64,50 ¹	168,16 ¹
P3L		8189,24 ¹	1353,63 ^{1,2}	<LQ	157,13 ^{1,2}	378,50 ¹	289,89	8,93 ¹	93,24 ^{1,2}	195,86 ¹
P4L		11653,57 ¹	764,96 ^{1,2}	<LQ	99,03 ^{1,2}	1088,50 ¹	217,61	6,15 ¹	55,51 ¹	171,48 ¹
P5E		556,15	14,25 ^{1,2}	<LQ	23,35 ¹	115,25 ¹	121,76	1,88 ¹	8,50 ¹	58,18 ¹
P6E		550,79	22,28 ^{1,2}	<LQ	45,68 ¹	110,80 ¹	292,63	0,09 ¹	16,50 ¹	130,65 ¹
P7E		542,64	21,63 ^{1,2}	<LQ	46,75 ¹	42,00 ¹	329,27	0,12 ¹	13,75 ¹	127,07 ¹
P8E		529,08	10,68 ^{1,2}	<LQ	18,43 ¹	113,50 ¹	76,29	0,21 ¹	6,25 ¹	25,63 ¹
P9E		532,85	3,80 ^{1,2}	<LQ	20,80 ¹	250,25 ¹	169,54	1,83 ¹	<LQ	4,95
P1R		511,56	4,00 ^{3,4}	<LQ	19,43	234,50	263,45	0,20	<LQ	10,32
P2R		499,22	4,00 ^{3,4}	<LQ	17,18	115,25	177,77	0,19	<LQ	7,95
P3R		486,71	4,50 ^{3,4}	<LQ	20,30	45,75	260,62	0,18	<LQ	9,48
P4R		486,07	0,63 ^{3,4}	<LQ	18,18	74,50	165,87	0,09	<LQ	8,10
ARQ		1864,29	<LD	<LD	<LD	2,24	554,19	<LD	2,33	8,2
CONAMA 420/09	P	-	1,3	75	60	-	-	30	72	300
	I	-	3	150	200	-	-	70	180	450
CONAMA 454/12	N1	-	0,6	37,3	35,7	-	-	35	18	123
	N2	-	3,5	90	197	-	-	91,3	35,9	315
NOAA	TEL	-	0,59	37,3	35,7	-	-	35	18	123
	PEL	-	3,53	90	197	-	-	91,3	36	315
	SEL	-	10	110	110	-	1100	250	75	820

Fonte: Autoria Própria (2018)

Notas:

¹ Valores amostrais superiores ao valor de Referência (Parque Nacional do Iguaçu)

² Não atende aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009.

³ Não atende aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 454/12.

⁴ Valores amostrais superiores aos valores estabelecidos pela NOAA.

Ao analisar as frações disponíveis (Tabela 12), conclui-se que os metais com maior ocorrência nas amostras de solo do lixão foram o Ca e Mg, com médias de 13.377,99 mg.kg⁻¹ e 844,06 mg.kg⁻¹, respectivamente. Enquanto nas amostras da encosta, os metais com maior ocorrência foram Ca, com média de 542,30 mg.kg⁻¹ e Mn com 197,90 mg.kg⁻¹.

Ao comparar os resultados obtidos no lixão e na encosta com os valores da amostra de referência, observa-se que grande parte dos metais analisados apresentaram teores superiores ao da amostra de solo natural, exceto o metal Mn.

Quando confrontados com os valores de referência para metais no solo estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009, observa-se que apenas o elemento Cd apresentou concentrações no lixão e na encosta acima do limite de prevenção, além das concentrações de Cu (P1L, P2L, P3L), Pb (apenas P3L), resultado semelhante ao encontrado por Mathias; Costa (2012) para os metais Cu e Pb. Os metais Ca, Mg e Mn que não apresentam padrão de referência.

Para as amostras de solo do lixão, verifica-se que somente as concentrações de Cd ultrapassam o valor de investigação da Resolução CONAMA nº 420/2009. O mesmo ocorre para as amostras da encosta.

Nas amostras de sedimento (P1R, P2R, P3R e P4R), os metais de maior ocorrência também foram Ca e Mn, com concentrações médias de 495,89 mg.kg⁻¹ e 216,92 mg.kg⁻¹, respectivamente. Ao comparar as concentrações com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012, observa-se que somente as amostras de Cd apresentaram valores superiores aos limites estabelecidos pela legislação, sendo os pontos do lixão (P1R, P2R e P3R) superiores ao nível 2 e P4R acima do nível 1. O mesmo resultado foi observado quando as amostras foram confrontadas com os limites estabelecidos pela NOAA, com concentrações acima do limite PEL (*Probable Effect Levels*), com níveis que geram efeitos prováveis a biota.

Conforme a Resolução CONAMA nº 420/2009, o solo pode ser classificado quanto à concentração de substâncias químicas e com base nela é possível desenvolver atividades de avaliação e controle da qualidade dos solos (BRASIL, 2009). Os solos podem ser classificados em: Classe 1 - Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao valor de referência de qualidade (qualidade natural do solo); Classe 2 - Solos que apresentam

concentrações de pelo menos uma substância química maior do que o valor de referência de qualidade e menor ou igual ao valor de prevenção; Classe 3 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o valor de prevenção e menor ou igual ao valor de investigação e Classe 4 - Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o valor de investigação.

Com base nos resultados das Tabelas 11 e 12, observa-se que todas as amostras de solo (lixão e encosta), foram classificadas como Classe 4. Na fração pseudo-total (Tabela 11), as concentrações de Cd e Cu nas amostras do lixão e da encosta ultrapassaram os limites previstos na legislação. Enquanto na fração disponível (Tabela 12), apenas Cd apresentou valores acima do permitido nas amostras de solo do lixão e da encosta.

Segundo a Resolução CONAMA nº 420/2009, solos classificados com qualidade quatro são áreas declaradas como Área Contaminada sob Investigação. Estas áreas necessitam de ações que elimine o perigo ou reduza o risco à saúde humana e ao meio ambiente e ainda, que possibilite o uso declarado ou futuro da área, observando o planejamento de uso e ocupação do solo.

Os altos níveis de Cd encontrado nas frações pseudo-total (Tabela 11) e disponível (Tabela 12) pode estar associado ao acúmulo no solo de resíduos como pneus, tintas, itens de produtos fotográficos, produtos agrícolas, fertilizantes e pesticidas e pelo descarte de baterias do tipo níquel-cádmio que podem ter sido dispostas na área. Segundo Dias et.al.(2001); Baird, Cann (2011), os altos níveis de cádmio no solo podem afetar diretamente o desenvolvimento das plantas, sendo facilmente absorvido e posteriormente inserido na cadeia alimentar, tendo efeito cumulativo nos seres humanos.

A elevação do pH da solução do solo para valores entre 6 e 7 provoca rápido aumento das cargas negativas em solos com altos teores de matéria orgânica e óxidos de ferro, o que aumenta a adsorção de cádmio (GARCIA-MIRAGAYA; PAGE, 1978). Esse fato pode ser observado nas amostras do lixão, especialmente P2L e P3L, tanto na fração pseudo-total quanto disponível.

Quanto as amostras de sedimento, observa-se que a maioria das amostras apresentam concentrações de Cd acima do Nível 2 previsto pela Resolução CONAMA nº 454/2012 nas frações pseudo-total e disponível (exceto P4R). Portanto, deverão ser realizados ensaios de ecotoxicidade e estudos de viabilidade técnica e

locacional para definir a disposição adequada desse material. Conforme a Cetesb (2009), o Cd acumulado no sedimento pode ser bioacumulado e conseqüentemente, ser inserido na cadeia alimentar, pelo processo de biomagnificação.

A Figura 8 apresenta a distribuição espacial dos metais das frações pseudo-total e disponível, determinados nos três locais de estudo: lixão, encosta e rio.

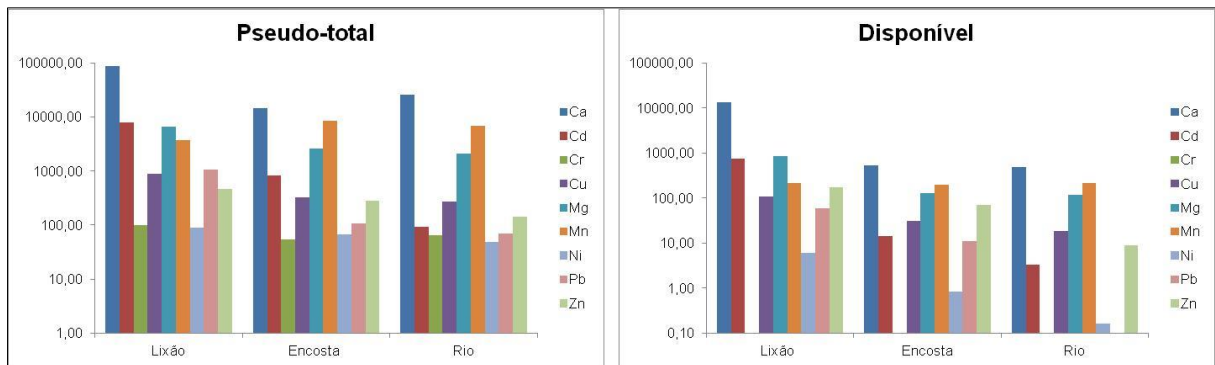


Figura 8 – Distribuição Espacial dos Teores de Metais da Fração Pseudo-Total e Disponível no Solo e Sedimento do Antigo Depósito de Resíduos Sólidos de Medianeira – PR (mg.kg⁻¹).
Fonte: Autoria Própria (2018).

O percolado escoar na superfície em direção ao ponto mais baixo do terreno e carrega os contaminantes presentes no solo, que escoar em direção aos corpos d'água, podendo alterar sua qualidade (SANTOS; FIGUEIREDO, 2009). Ao comparar a distribuição espacial dos metais nas frações pseudo-total e disponível (Figura 8) das amostras do lixão e encosta, observa-se que os todos os valores obtidos para o lixão apresentam valores superiores aos encontrados na encosta, evidenciando os processos de escoamento e lixiviação dos metais ao longo do perfil do terreno.

É possível observar que a menor concentração para a maioria dos metais analisados na fração pseudo-total, ocorreu no rio quando confrontado com os teores encontrados na encosta, com exceção de Ca e Cr. O mesmo pode ser observado para a fração disponível, exceto Mn, Cr e Pb que apresentaram médias inferiores ao limite de quantificação. Isso porque segundo Baird (2011), os metais quando mobilizados podem atingir águas superficiais e depositar-se no sedimento.

A maioria dos metais que entra no ecossistema aquático é depositada nos sedimentos. Assim, ao longo do tempo esses sedimentos contaminados tendem a ser altamente tóxico ao ambiente (ESPINDOLA et al., 1998; TONISSI, 1999).

Segundo Thomas (1987), os sedimentos podem ser classificados em função da concentração dos metais, conforme a Tabela 13.

Tabela 13 – Classificação de Poluição de Sedimento Estabelecida Por THOMAS (1987) e os Valores de Concentração dos Metais Totais das Amostras (mg.kg⁻¹).

Metal	Não poluído	Moderadamente poluído	Altamente poluído	P1R	P2R	P3R	P4R
Cd	-	-	> 6	83,60	84,00	95,00	104,50
Cr	< 25	25-70	>70	45,15	56,6	63,3	99,20
Cu	< 25	25-50	>50	269,71	238,99	269,46	318,27
Mn	< 300	300-500	>500	8130,00	4870,00	6880,00	7915,00
Pb	< 90	90-200	>200	56,5	64,50	72,00	81,50
Zn	< 90	90-200	>200	145,88	134,99	143,74	145,75

Fonte: Adaptado de Thomas (1987).

Com base nesta classificação, é possível concluir que todos os pontos coletados no rio estão altamente poluídos por Cd, Cu, Mn e Pb, e moderadamente poluídos pelos metais Cr (com exceção do ponto P4R que está altamente poluído pelo metal) e Zn.

Um fator importante para determinação da contaminação de solo e sedimento é a disponibilidade de cada metal. Os íons metálicos são encontrados em diferentes formas, e podem ser determinados em frações disponíveis ou totais. A forma disponível permite avaliar o potencial de contaminação dos metais no solo, já que possui maior mobilidade, permitindo a contaminação de sedimentos, organismos e plantas com maior facilidade.

A Tabela 14 apresenta a porcentagem da fração disponível em relação à fração pseudo-total em cada metal analisado.

Tabela 14 – Porcentagem da Fração Disponível em Relação à Fração Pseudo-Total dos Metais.

Amostra	Metais								
	Ca	Cd	Cr	Cu	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn
P1L	21,45	0,44	*	10,55	12,41	3,21	4,79	4,40	37,08
P2L	13,14	12,96	*	10,69	11,62	6,00	4,52	2,49	37,33
P3L	10,69	15,45	*	14,74	6,23	8,07	8,13	15,70	41,98
P4L	14,57	11,83	*	12,07	21,89	5,65	13,77	12,15	37,69
P5E	3,18	13,21	*	8,88	3,33	1,96	3,03	10,49	20,35
P6E	3,24	1,11	*	11,13	5,12	4,01	0,13	11,54	30,98
P7E	3,73	1,22	*	12,51	2,05	2,67	0,16	10,26	39,54
P8E	4,11	8,10	*	5,82	3,93	0,81	0,31	6,10	11,54
P9E	4,84	3,79	*	6,98	9,45	2,37	3,18	**	3,45
P1R	2,89	4,78	*	7,20	8,91	3,24	0,39	**	7,07
P2R	1,86	4,76	*	7,19	6,88	3,65	0,48	**	5,89
P3R	1,98	4,74	*	7,53	2,66	3,79	0,36	**	6,59
P4R	1,47	0,60	*	5,71	2,92	2,10	0,17	**	5,56

Fonte: Autoria Própria (2018).

Notas:

* Valores abaixo do limite de quantificação do método.

** Valores abaixo do limite de detecção.

Os resultados demonstram que os metais Zn, Ca, Mg, Cd e Cu são mais disponíveis que Mn, Ni e Pb, pois possuem maior porcentagem de disponibilidade em relação a fração pseudo-total.

Pode-se verificar também que há maior predominância de fração disponível nos pontos de despejo direto de resíduos (lixão), o que representa que estes pontos estão mais suscetíveis à contaminação, já que há maior disponibilidade dos metais de se ligarem a outros contaminantes.

De modo geral, não houve nenhuma porcentagem alta de disponíveis em relação à fração pseudo-total, fator positivo já que não há um valor disponível considerável de metais que possam se ligar a outros contaminantes.

A presença de resíduos sólidos na fase inicial de degradação (Figura 3) pode aumentar o grau de contaminação da área, trazendo alterações futuras as características físico-químicas do solo e posteriormente do sedimento, principalmente no que diz respeito à disponibilidade de metais.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou a grande influência da disposição de resíduos sólidos diretamente no solo, que alterou significativamente as características naturais nos pontos do lixão, encosta e rio, mesmo após o encerramento e cobertura da área.

Diante das inúmeras consequências observadas, recomenda-se o monitoramento do solo e sedimento e ações para promover a remediação da área contaminada.

REFERÊNCIAS

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. **CERCLA priority list of hazardous substances.** Disponível em <www.atsdr.cdc.gov/cercla/05list.html>. Acesso em 20 Abr. 2018.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. **Toxicological Profile for Cadmium. U.S. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services.** Atlanta – GA, 2008.

ALEXANDRINO, R.C.S. **Determinação do Valor de Prevenção Para Solos Contaminados Por Chumbo no Estado de Minas Gerais.** Dissertação (Mestrado) pelo Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da terra – Universidade Federal de Lavras – Minas Gerais, 2014. 147 p.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils.** Glasgow, Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.

AMADO, T. J. C. **Matéria orgânica do solo no sistema de plantio direto: a experiência do Rio Grande do Sul.** Disponível em: >http://www.cesnors.ufsm.br/professores/vanderlei/solos_florestais/Materia_organica_Telmo%20J%20C%20Amado.pdf<. Acesso em: 12 de maio de 2018.

ANDRADE, M. G. **Elementos-Traço As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn em latossolos e plantas de milho após treze aplicações anuais de lodo de esgoto.** Tese (Doutorado) pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP - UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”. Jaboticabal - SP, 2011. Disponível em: >https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/100841/andrade_mg_dr_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y<. Acesso em: 12 de novembro de 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil em 2016.** Disponível em: ><http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf> <. Acesso em: 13 de outubro de 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.004:2004. Resíduos Sólidos - Classificação.** 2ª Edição. Rio de Janeiro – RJ, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.664/1989 - Águas – determinação de resíduos (sólidos) – Método Gravimétrico**. ABNT, Rio de Janeiro – RJ, 1989.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA PARA PESQUISA DA POTASSA E DO FOSFATO. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Piracicaba, 1998. 2ª edição. 177 p. Disponível em: >[http://brasil.ipni.net/ipniweb/region/brasil.nsf/0/40A703B979D0330383257FA80066C007/\\$FILE/Manual%20Internacional%20de%20Fertilidade%20do%20Solo.pdf](http://brasil.ipni.net/ipniweb/region/brasil.nsf/0/40A703B979D0330383257FA80066C007/$FILE/Manual%20Internacional%20de%20Fertilidade%20do%20Solo.pdf)<. Acesso em: 20 de maio de 2018.

AZEVEDO, A. C.; BONUMÁ, A. S. **Partículas coloidais, dispersão e agregação em Latossolos**. Ciência Rural, Santa Maria, v. 34, n. 2, p. 609-617, 2004.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Editora Artmed S.A. 4ª Edição. Porto Alegre – RS, 2011.

BAR, E.C. **Parque Nacional do Iguaçu e comunidades do entorno: gestão e conflitos**. Dissertação (Mestrado) pelo Programa de Pós-Graduação em, Linha de Pesquisa Educação e Movimentos Sociais – UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009. p. 27-31 Disponível em: ><https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/93347/267248.pdf?sequence=1><. Acesso em: 09 de junho de 2018.

BARROS, R. T. V. **Elementos de gestão de resíduos sólidos**. Editora Tessitura. Belo Horizonte – MG, 2012.

BASTOS, F, A. **Estudo da Remoção de Nitrogênio Amoniacal Por Processo de Arraste com Ar (Air Stripping) em Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação (Mestrado) pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na área de Saneamento Ambiental – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011. 165 p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª Edição. Porto Alegre: Metrópole, cap.2, 2008. p.7-18.

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

BOTERO, W. G. **Substâncias húmicas: interações com nutrientes e contaminantes.** Tese (Doutorado) pelo Instituto de Química - UNESP - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Araraquara – SP, 2010. Disponível em: >https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/105692/botero_w_g_dr_araiq.pdf?sequence=1<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

BORGES, R. C. **Aplicação de resíduo URA na remediação química de solos contaminados por Cd, Pb e Zn.**, 2007, 95 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos.** 7ª Edição. Rio de Janeiro - RJ, 1989. Editora Livraria Freitas Bastos S.A.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Publicado em Diário Oficial da União. Brasília - DF, 2010.

BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998.** Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Publicado em Diário Oficial da União. Brasília - DF, 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA Nº 001. **Resolução nº 001 de 23 de janeiro de 1986.** Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF. 17/02/1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA Nº 420. **Resolução nº 420 de 28 de novembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Brasília, DF. 30/12/2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA Nº 454. **Resolução nº 454 de 01 de novembro de 2012.** Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União, Brasília, DF. 08/11/2012.

CASARINI, D. C. P. et al. **Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo.** CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 2001. 102 p. Disponível em: >http://sites.usp.br/wpcontent/uploads/sites/52/2015/03/46CETESB2001_Valores_Orientadores_solo_agua.pdf<. Acesso em: 15 de maio de 2018.

CARVALHO, A. L. **Contaminação de águas subsuperficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos: o caso do antigo lixão de Viçosa (MG)**. 2001. 122 p. Tese (Doutorado) pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2001. 148 p. Disponível em: >
<http://www.locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/9652/texto%20completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y><. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

CHAVES, E. V. **Absorção de metais pesados de solos contaminados do aterro sanitário e pólo industrial de Manaus pelas espécies de plantas *Senna Multijuga*, *Schizolobium Amazonicum* E *Caesalpinia Echinata***. Tese (Doutorado) pelo programa de Pós-graduação em Biotecnologia na área de concentração agroflorestal - UFAM – Universidade Federal do Amazonas. Manaus – AM, 2008. Disponível em: >
http://gsantana2005.com/wp-content/uploads/2017/04/Edson_doutorado.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

CIOTTA, M. N.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; ERNANI, P.R.; ALBUQUERQUE, J. A. **Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto**. Ciência Rural. v. 33, n. 6, p.1161-1164, nov-dez. 2003.

CLARK, R. B. **Marine Pollution**. 5ª Edição. Oxford University Press, Oxford. p. 237. 2001.

COOPER, Miguel. **Granulometria e textura do solo**. Aula - LSO 310-Física do Solo, 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. Disponível em: >
http://sites.usp.br/wpcontent/uploads/sites/52/2015/03/46CETESB2001_Valores_Orientadores_solo_agua.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Série Relatórios. 2009.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; SPAGNOLLO, E. **Componentes da matéria orgânica como indicadores de qualidade do solo**. Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Ribeirão Preto- SP, 2003.

COSTA, P. O. S. **Avaliação em Laboratório, do Transporte de Contaminantes no Solo do Aterro Sanitário de Sauipe/BA.** Dissertação (Mestrado) - Pontifício Católico, Rio de Janeiro, 2002.

CRUZ, M. A. S.; SANTOS, L. T. S. D. O.; LIMA, Lilian G. L. M.; JESUS, T. B. **Caracterização mineralógica e granulométrica dos sedimentos como suporte para análise de contaminação ambiental em nascentes do rio Subaé, Feira De Santana (BA).** Geochimica Brasiliensis, v. 27, n. 1, p. 49-62, 2013.

CUI, Y.; WANG, Q. **Physiological responses of maize to elemental sulphur and cadmium stress.** Plant, Soil and Environment, v. 52, n. 11, p. 523–529. 2006.

DEPAULA, F. C. F.; MOZETO, A. A. **Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed in the Brazilian southeastern coastal region.** Applied Geochemistry, v. 16, n. 9, p. 1139-1151, 2001.

DIAS, B.O.; SILVA, C.A.; HIGASHIKAWA, F.S.; ROIG, A. & SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A. **Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification.** Biores. Technol., 101:1239-1246, 2010.

DI BERNARDO, L. et al. **Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água.** 1º ed. São Carlos, Editora Rima, 2002, 248p.

DONAGEMA, Guilherme K; CAMPOS, David V. B. de; CALDERANO, Sebastião B; TEIXEIRA, Wenceslau G.; VIANA, João H. M. **Manual de métodos de análise de solo.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. **Defining and assessing soil quality.** In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWARDT, B. A., eds. **Defining soil quality for sustainable environment.** Madison, Soil Science Society of America, 1994. p. 1- 20.

DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M. LIEBIG, M.A. **Soil health and sustainability.** Adv. Agron., 56:1-54, 1996.

ELBACHÁ, A. T. **Estudo da influência de alguns parâmetros no transporte de massa em solos argilosos**. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 1989.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná**. Disponível em: >http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geomorfologia/Atlas_Geomorfologico_Parana_2006.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2ª edição. Centro Nacional de Pesquisa de Solos Rio de Janeiro, RJ, 1997. Disponível em: >https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos_000fzvhotqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.pdf<. Acesso em: 10 de novembro de 2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solo**. 3ª Edição. EMBRAPA. Brasília - DF, 2013.

FAO. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura. Ano Internacional dos Solos – fao.org/soils – 2015.

FARKAS, A.; ERRATICO, C.; VIGANO, L., 2009. **Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po**. Chemosphere, 68:761-768.

FASBENDER, H. W.; BORNEMISZA, E. **Química de suelos com ênfasis em suelos de América Latina**. 2ª ed. rev. San José - Costa Rica: IICA, 1987. 420 p.

FAVARO, B. L.. **Avaliação Ambiental de Propriedades Químicas do Solo em Lixão Desativado do Município de Rolândia – PR**. 2014. 86 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina 2014.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de saneamento**. 3ª Edição. Funasa. Brasília DF, 2004. Disponível em: >http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_saneamento_3ed_rev_p1.pdf <. Acesso em: 10 de outubro de 2017.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de saneamento**. Disponível em: ><http://www.fiocruz.br/biosseguranca/Bis/manuais/ambiente/Manual%20de%20Saneamento.pdf> <. Acesso em: 13 de outubro de 2017.

GADOTTI, R.F. **Avaliação da contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao “lixão” da cidade de São Carlos**. São Carlos: EESC/USP, 1997. 150p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, 1997.

GARCIA-MIRAGAYA, J; PAGE, A.L. **Sorption of trace quantities of cadmium by soils with different chemical and mineralogical compositium**. Water Air Soil Pollut., 9:289- 99, 1978.

GIORDANO, G.; FILHO, O. B.; CARVALHO, R. J. **Processos Físico-químicos para Tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos**. Coletânea em Saneamento Ambiental – COAMB. 1º ed. V.4, Rio de Janeiro, 2011. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/339505/106/MI510.pdf><. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

HEM, J. D. **Study and Determination of the Chemical Characteristics of Natural Waters**. 3ª Edição, US Geological Survey Water-Supply Paper 2254. p. 263, 1985.

HORTA, M.C; TORRENT, J. **Dinâmica do fósforo no solo: perspectiva agrônômica e ambiental**. Instituto Politécnico de Castelo Branco – IPCB. Castelo Branco, 2010. Disponível em:> https://repositorio.ipcb.pt/bitstream/10400.11/1871/1/Dinamica_do_fosfora_no_solo_final.pdf<. Acesso em: 10 de maio de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo demográfico 2010**. Disponível em: >ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/resultados/tabelas_pdf/total_populacao_parana.pdf <. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Gestão integrada de resíduos sólidos - Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. IBAM. Rio de Janeiro – RJ, 2001. Disponível em: ><http://197.249.65.74:8080/biblioteca/bitstream/123456789/573/1/manual.pdf><. Acesso em 01 de novembro de 2017.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. **Plano da bacia hidrográfica do paraná 3. Características gerais da bacia (produto 1)**.>http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Parana_3/plano_de_bacia/Produ

to_01_Caracteristicas_Gerais_da_Bacia_BP3_2014_v07_Final.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ. **Clima do estado do Paraná.** Disponível em: >http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Climas_A3.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOLOGIA DO PARANÁ. **Formações fitogeográficas do estado do Paraná.** Disponível em: >http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Fitogeografico_A3.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

IWATA, B. de F.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; Brasil, E. L.; COSTA, C. do N.; CAMPOS, L. P.; SANTOS, F. S. R. dos. **Carbono total e carbono microbiano de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no cerrado piauiense.** . In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 18, 2010, Teresina. Anais... Teresina: EMBRAPA Meio-Norte, 2010. CDRom.

KALWA, M. **Diagnóstico da concentração de HPAs e íons metálicos em sedimentos do Lago de Itaipu-PR.** 2011. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada, área de concentração em Química Analítica, Universidade Estadual do Centro-Oeste. Guarapuava, 2011.

KESLER, S. E. **Mineral Resources, Economics and the Environment.** Macmillan College Publishing Company, New York, p. 391. 1994.

KLEIN, C; AGNE, S.A.A. **Fósforo: de nutriente à poluente!** Revista Elerônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (e-ISSN: 2236-1170). v(8), nº 8, p. 1713-1721, SET-DEZ, 2012. Disponível em:><https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/6430/pdf><. Acesso em: 17 de maio de 2018.

LANZA, V.C.V. **Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos.** Fundação Estadual de Meio Ambiente. Belo Horizonte, 2009. 28 p.

LIMA, V, F.; MERÇON, F. **Metais pesados no ensino de química.** Revista Química Nova na Escola - QNEsc. Vol. 33, nº 4. Novembro – 2011. Disponível em:>http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33_4/199-CCD-7510.pdf<. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

LONG, E. R; L. G. MORGAN. **The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program.** NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. Seattle, 1991. 2ª edição. 233 p.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes.** 2015. Dissertação (Mestrado) pelo Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

MALAVOLTA, E. **Micronutrientes e metais pesados:** mitos, mistificação e fatos. São Paulo: Produquímica, 1994. 140p.

MANAHAN, Stanley E. **Química Ambiental.** Tradução: Félix Nonnenmacher; revisão técnica: Wilson Figueiredo Jardim. 9 ed. Porto Alegre: Bookman, 2013, 912 p.

MARQUES. R.F.P.V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de minas gerais.** Dissertação (Mestrado) pelo Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas - UFLA - Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2011. Disponível em: >http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/3047/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_Impactos%20ambientais%20da%20disposi%C3%A7%C3%A3o%20de%20res%C3%ADduos%20s%C3%B3lidos%20urbanos%20no%20solo%20e%20na%20%C3%A1gua%20superficial%20em%20tr%C3%AAs%20munic%C3%ADpios%20de%20Minas%20Gerais.pdf<. Acesso em: 01 de junho de 2018.

MATHIAS. N.D; COSTA. W. **Estudo químico de alguns pontos do solo superficial do aterro controlado do Botuquara.** 2012. Disponível em: ><https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/viewFile/0896/1738><. Acesso em: 16 de maio de 2018.

MATOS, W.O. **Especiação redox de cromo em solo acidentalmente contaminado com solução sulfocrômica.** Química Nova, São Paulo, v. 31, n. 6, p. 1450-1454, 2008.

MEDEIROS, Miguel de A. Elemento Químico: Ferro. **Química Nova na Escola**, v. 32, nº3, 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4 ed. Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. New York: McGraw -Hill, 2003.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2º. ed. Porto Alegre, Editora Gênese, 2004. 71p.

MIELNICZUK, J. **Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas**. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre-RS: Genesis, 1999. p.1-8.

MINERAIS DO PARANÁ. **Atlas geológico do paraná. atlas comentado da geologia e dos recursos minerais do estado do Paraná**. Mineropar. Curitiba - PR, 2001. Disponível em: ><http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/MapasPDF/atlasgeo.pdf><. Acesso em 01 de novembro de 2017.

MINERAIS DO PARANÁ. **Atlas geomorfológico do estado do Paraná**. MINEROPAR. Curitiba – PR, 2006. Disponível em: >http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geomorfologia/Atlas_Geomorfologico_Parana_2006.pdf<. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

MINERAIS DO PARANÁ. **Descrição das unidades litoestratigráficas - Folha Foz Do Iguaçu**. Disponível em: >http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geologia/PDF_Mapas_Geo_250000/Foz_do_iguacu.PDF<. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

MINERAIS DO PARANÁ. **Potencialidades e fragilidades das rochas do estado do paraná. zoneamento ecológico-econômico do estado Do Paraná**. Mineropar. Curitiba – PR, 2005. Disponível em: >http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Contribuicoes_ZEE/Mineropar_2006.pdf<. Acesso em: 02 de novembro de 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Relatório parametrizado - Unidade de conservação. Unidade de conservação – Parque nacional do Iguaçu**. Disponível em: ><http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/mata-atlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica/2204-pni><. Acesso em: 09 de junho de 2018.

MOURA, T. A. **Fontes de zinco e cobre de origem secundária: caracterização, solubilidade e disponibilidade à plantas de arroz**. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP - Universidade de São Paulo,

Piracicaba, 2010. DOI: 10.11606/D.11.2010.tde-03082010-095033. Acesso em: 13 de novembro de 2017.

MUCELIN, C.A; BELLINI, M. **Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano**. Sociedade & Natureza. Uberlândia, 2008. p. 111-124. Disponível em: ><http://www.scielo.br/pdf/sn/v20n1/a08v20n1><. Acesso em: 01 de junho de 2018.

MUNÕZ S. I. S. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP - Avaliação dos níveis de metais pesados**. Tese (Doutorado) pelo Programa de Pós-Graduação de Enfermagem em Saúde Pública -USP – Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto – SP, 2002. Disponível em: >http://web-resol.org/textos/incinerador__ribeirao_preto.pdf<. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

NUNES, R.R; REZENDE, M.O.O. **Recurso solo – propriedades e usos**. Editora Cubo. 1ª Edição. São Carlos – SP, 2015. Disponível em: ><http://www.iqsc.usp.br/iqsc/sites/recursomisol/LIVRO/livroRECURSOSOLO.pdf><. Acesso em: 12 de novembro de 2017.

NYSTRAND, M. I.; OSTERHOLM, P.; YU C.; ASTROM M. **Distribution and speciation of metals, phosphorus, sulfate and organic material in brackish estuary water affected by acid sulfate soils**. Applied Geochemistry **2016**, 66, 264.

O'LEARY, P.; WALSH, P. **Leachate control and treatment**. In: Solid waste landfill correspondence course, 1997.

OLIVEIRA, B. R; Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Brasil, 2012.

OLIVEIRA, D. L. **Solos uma questão de sustentabilidade**. Gestão & Tecnologia. Faculdade Delta. Edição III janeiro/fevereiro 2010, Goiânia, Goiás.

ORTH, M.H. de A. Aterros Sanitários. Revista de Limpeza Pública, São Paulo, v. 8, n.20, p.26-34,1981. PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.56, p. 63-77, 2003.

PENDIAS, A. K. **Trace elements in soils and plants**. 4 ed. CRC Press: Taylor & Francis Group, Nova York, 2012.

PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; OLIVEIRA, L.R.; CURI, N., SILVA, M.L.N. **Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção e dessorção de chumbo em latossolos brasileiros.** Pesquisa agropecuária brasileira, v. 36, p. 1077-1084, 2001.

POLETO, Cristiano; LAURENTI, Ariane. Sedimentos urbanos e corpos d'água. In: POLETO, Cristiano (Org.). **Ambiente e Sedimentos.** Porto Alegre: ABRH, 2008, p. 109–148.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados em santo amaro da purificação, Bahia.** Disponível em: ><http://portalarquivos.saude.gov.br/images/pdf/2015/janeiro/06/Avalia----o-de-risco----saude-humana-por-metais-pesados-em-santo-amaro-da-purifica----o-BA.pdf>.<. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. **Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, n. 6, p. 1609-1623, 2007.

REINERT, D.J; REICHERT, M. J. **Propriedades física do solo.** Universidade Federal de Santa Maria Centro de Ciências Rurais. Santa Maria – RS, 2006.

ROBINSON, H.; GRONOW, J. **Groundwater protection in the UK: Assessment of the landfill leachate source-term.** Journal of the institution of water and environmental management, V. 6, n°2, apr, p. 229-236. 1992.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental.** 2º ed. Porto Alegre, Editora Bookman, 2009. 256 p.

ROCHA, R. A. da; AFONSO, J. C. Manganês. **Quim. Nova da Escola,** v. 34, n. 2, p. 103-105, 2012.

RODRIGUES, F. S. F., **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico.** Dissertação (Mestrado) pela COPPE/, PROGRAMA DE ENGENHARIA CIVIL, ÁREA DE RECURSOS HÍDRICOS - UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro – RJ, 2004.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. **Fracionamento físico do solo em estudos de matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86 p.

RUBIO, B.; NOMBELA, M.A.; Vilas, F. 2000. **Elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution**. Marine Pollution Bulletin, 40:968-980.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. (1984). **Metals in the hydrocycle**. Springer-Verlag. 349p.

SANTOS, J S.; SOUZA, F M.; SANTOS, M L. P.. **Distribuição de Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fe nas frações do sedimento superficial do rio cachoeira na região sul da Bahia, Brasil**. Quim. Nova, v. 36, n. 2, p. 230-236, 2013.

SANTOS, I. P. de O.; FIGUEIREDO, R. de O. **Perda de nutrientes por escoamento superficial em microbacias do nordeste paraense sob uso agrícola**. Embrapa Amazônia Oriental. 2009. Disponível em:><https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/44056/1/26.pdf><. Acesso em: 15 de maio de 2018.

SENGIK, E. S. **Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas**. Disponível em: <<http://www.nupel.uem.br/...>>. Acesso em: 16 de maio de 2017.

SINGH, B. R.; STEINNES, E. **Soil and water contamination by heavy metals**. In: LAI, R.; STEWART, B.A. (Eds.) **Advances in soil science: soil process and water quality**. USA : Lewis, 1994. p. 233-237.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. **Matéria orgânica do solo**. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L., eds. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.275-374.

SOARES, R. P. **Caracterização geoquímica dos solos lateríticos da área de sítio de disposição final de resíduos sólidos urbanos de Londrina, PR**. Dissertação (Magister Scientiae) pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento - UEL - Universidade Estadual de Londrina. Londrina – PR, 2006. Disponível em:><http://www.uel.br/pos/enges/portal/pages/arquivos/dissertacao/31.pdf><. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

SILVIO TULIO SPERA, S. T.; REATTO, A; CORREIA, J. R.; SILVA, J. C. S. Características físicas de um latossolo vermelho-escuro no cerrado de Planaltina, DF, submetido à ação do fogo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, DF, v. 35, n. 9, set. 2000.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, and reactions**. New York: John Willey and Sons, 1994.

SULTAN, Khawar; SHAZILI, Noor A. Geochemical baselines of major, minor and trace elements in tropical sediments of the Terengganu River basin, Malaysia. **International Journal of Sediment Research**, v. 25, p. 340-354, 2010.

TEIXEIRA, R. S. **Caracterização e avaliação da contaminação do solo laterítico da área do depósito de resíduos sólidos urbanos de Londrina por metais pesados**. Tese (Doutorado) pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - PPGEC - Universidade Federal de Santa Catarina. Disponível em: ><https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/91446/2/52017.pdf?sequence=1&isAllowed=y><. Acesso em: 01 de novembro de 2017.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M. C. M.; FAIRCHILD, T. R.; TAIOLI, F. “**Decifrando a Terra**”. Oficina de Textos. São Paulo – SP. 558p. 2000.

THOMAS, R.L. **A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment contaminants**. Hydrobiologia. (1987). V.149. p. 247-258.

TRIGUEIRO, A. **Mundo sustentável 2 – novos rumos para um planeta em crise**. 1ª Edição. Editora Globo. São Paulo – SP, 2012.

VENEZUELA, T. C. FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. **Determinação de contaminantes metálicos (metal tóxico) num solo adubado com composto de lixo em área olerícola no município de Nova friburgo**. Disponível em: ><https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/icict/4721/2/575.pdf><. Acesso em: 03 de novembro de 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Health criteria and other supporting information**. Guidelines for drinking-water quality 2ª Edição, v. 2., Genebra, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Guidelines for Drinking-Water Quality**. Health criteria and other supporting information. 2ª Edição, v. 2, Genebra, 1998.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Chromium in drinking-water.** Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality, 2003.

ZANONI, A.E. **Ground water pollution and sanitary landfills: a critical review.** Ground water, Westerville,1972. v.10, nº 3, p.13.

ZOZ, T.; LANA, M. DO CARMO; STEINER, F; FRANDOLOSO, J.F.; FEY, R. **Influência do pH do solo e de fertilizantes fosfatados sobre a adsorção de fósforo em LATOSSOLO vermelho.** Synergismus scyentifica UTFPR Pato Branco. 4ª edição. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Pato Branco, 2009.