

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE MATO
GROSSO
CAMPUS CUIABÁ - BELA VISTA
DEPARTAMENTO DE ENSINO**

LARISSA CARLA OLIVEIRA RIEGER

**METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS DO ATERRO SANITÁRIO DE
CUIABÁ – MT**

**Cuiabá
2012**

CURSO SUPERIOR DE TECNOLOGIA EM GESTÃO AMBIENTAL

LARISSA CARLA OLIVEIRA RIEGER

**METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS DO ATERRO SANITÁRIO DE
CUIABÁ – MT**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso Campus Cuiabá- Bela Vista, para obtenção de título de graduado.

Orientadora: Prof^a. Dra. Elaine de Arruda Oliveira Coringa

**Cuiabá
2012**

FICHA CATALOGRÁFICA

R554m

RIEGER, Larissa Carla Oliveira

Metais potencialmente tóxicos em solos do aterro sanitário de Cuiabá - MT
/ Larissa Carla Oliveira Rieger - Cuiabá, MT : O Autor, 2012.

37 f.il.

Orientadora: Prof^a. Dra. Elaine de Arruda Oliveira Coringa

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Instituto Federal de Educação
Ciência e Tecnologia de Mato Grosso. Campus Cuiabá – Bela Vista. Curso Superior
de Tecnologia em Gestão Ambiental.

1. Metais potencialmente tóxicos 2. Aterro sanitário 3. Resíduos sólidos I.
Coringa, Elaine de Arruda Oliveira II. Instituto Federal de Educação Ciência e
Tecnologia de Mato Grosso.

CDD: 629.4.98172

LARISSA CARLA OLIVEIRA RIEGER

**METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM SOLOS DO ATERRO
SANITÁRIO DE CUIABÁ – MT**

Trabalho de Conclusão de Curso em GESTÃO AMBIENTAL, submetido à Banca Examinadora composta pelos Professores do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso Campus Cuiabá Bela Vista como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Graduado.

Aprovado em: _____

Prof. Dr^a. Elaine de Arruda Oliveira Coringa (Orientadora)

Prof. MSc.Josias do Espirito Santo Coringa (Co-orientador)

Prof. MSc.Reinaldo de Souza Bilio (Membro da banca)

**Cuiabá
2012**

DEDICATÓRIA

Ao meu Deus, que com seu amor e generosidade permitiu que todas as coisas acontecessem;

Aos meus pais, Otmar Rieger e Maristela Oliveira, que sempre me incentivaram, apoiaram e acreditaram na minha formação;

Ao meu irmão Diego de Oliveira, que sempre esteve ao meu lado;

Aos meus familiares, que sempre demonstraram carinho e gratidão ao meu jeito de ser;

Aos meus amigos, que me proporcionam momentos de alegria nos momentos de desilusão;

Aos meus colegas de turma os quais me espelhei e obtive forças para nunca desistir.

Com todo meu amor é a vocês que dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Jesus meu grande amor e melhor amigo, que em todos os dias da minha vida se faz presente, caminhando ao meu lado, se fazendo presente em cada irmão e dando-me discernimento para todas as situações e escolhas.

À minha família, a base da minha educação.

Aos amigos de caminhada de curso, especialmente Luciane Wendling, Thomas Silva e Adrianna Amorim, que me aturaram e ajudaram nestes anos de estudo.

À minha orientadora prof^a Dr^a Elaine de Arruda Oliveira Coringa que sempre mostrou profissionalismo e fidelidade à pesquisa. Obrigada por me ajudar e permitir que eu pudesse realizar este trabalho.

Ao meu Co-orientador prof^o MSc. Josias do Espírito Santo Coringa, que me ajudou no projeto de pesquisa.

Agradeço os meus companheiros de laboratório, Douglas Dias, Tatiane Oliveira, Daniely Féfili e Clebson Rodrigues pela ajuda nos momentos de dificuldades.

Agradeço a Universidade Federal de Mato Grosso, por meio da Professora Dr^a.Oscarlina L. dos S. Weber, que participa deste trabalho colaborando com o desenvolvimento metodológico das análises.

A todos os professores do Instituto Federal de Mato Grosso que de alguma forma ajudaram em minha formação acadêmica e a todas as pessoas que direta ou indiretamente me ajudaram na realização deste trabalho.

Meu muito obrigada!

Confiai, ainda que o horizonte da vida seja escuro como a noite, confiai!

Santa Úrsula Ledochowska

RESUMO

Os resíduos sólidos podem conter substâncias químicas com características tóxicas, dentre elas os metais, presentes em diversos materiais provenientes de indústrias, funilarias, atividades agrícolas, laboratórios, hospitais e residências. O objetivo deste estudo foi caracterizar os solos do Aterro Sanitário da cidade de Cuiabá e determinar os teores biodisponíveis de alguns metais (Cd, Cr, Fe, Mn, Pb) nos solos. Para tanto, foram coletadas cinco amostras de solos: três amostras (A1, A2 e A3) de uma célula nova/ativa; uma amostra (A4) da célula antiga/desativada há nove meses; e uma amostra (A5), denominada amostra testemunha, por não receber resíduos. O pH dos solos do aterro foi considerado ácido nas células ativas e no solo testemunha. Os teores de matéria orgânica foram considerados baixos. Todas as amostras dos solos do aterro apresentaram maior teor de silte (principalmente na célula ativa). Os teores pseudo-totais dos metais, em sua maioria, foram maiores na célula A1 (ativa), porém não ultrapassaram os valores de referência para solos, exceto o Pb que apresentou maior teor em relação aos outros. Entretanto, seus valores não representam um fator de risco de contaminação do solo no local estudado, pois não atingiram o valor de intervenção previsto pelo CONAMA (2009), que é de 72 mg/kg.

Palavras-chaves: Metais potencialmente tóxicos, Aterro Sanitário, Resíduos Sólidos.

ABSTRACT

Solid waste can contain chemicals with toxic characteristics, among them the metals present in various materials from industries, funilarias, agricultural activities, laboratories, hospitals and homes. The aim of this study was to characterize the soils of Landfill city of Cuiabá and determining the levels of bioavailable metals (Cd, Cr, Fe, Mn, Pb) in the soil. To this end, we collected five soil samples: three samples (A1, A2 and A3) of a new cell / active, a sample (A4) cell old / disabled for nine months, and a sample (A5), called witness sample for not receiving waste. The pH of the soils of the landfill was considered active cells in acid soil and witness. The organic matter levels were low. All samples of soil from the landfill had higher silt content (mainly in the active cell). The pseudo-total concentrations of metals mostly were higher in cell A1 (active), but did not exceed the reference values for soils, except that showed higher Pb content in relation to others. However, their values do not represent a risk factor for soil contamination at the site studied, because there amounted to intervention provided by CONAMA (2009), which is 72 mg / kg.

Keywords: Metals potentially toxic Landfill, Solid Waste.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Demonstração de aterro sanitário	13
Figura 2. Localização do aterro sanitário de Cuiabá	20
Figura 3. Células do aterro sanitário de Cuiabá	21
Figura 4. Composição dos resíduos domiciliares de Cuiabá.....	21
Figura 5. Pontos de amostragem dos solos: (a) célula ativa; (b) solo testemunha (entorno); (c) célula desativada	22
Figura 6. Coleta das amostras de solo.....	22
Figura 7. Tratamento das amostras de solo.....	23
Figura 8. Representação esquemática da extração pseudo-total dos metais potencialmente tóxicos.....	25
Figura 9. Espectrofotômetro de Absorção Atômica	26

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AAS – Espectrofotometria de Absorção Atômica

Cu – Cobre

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

CPA – Centro Político Administrativo

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EDTA – Ethylene Diamine Tetra Acetic Acid

Mn – Manganês

M.O. – Matéria Orgânica

Ni – Níquel

nd – não detectado

Pb – Chumbo

PEAD - Polietileno de Alta Densidade

pH – Potencial Hidrogeniônico

TFSA – Terra Fina Seca ao Ar

Zn – Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1. Aterros Sanitários.....	13
2.2. Metais Potencialmente Tóxicos.....	15
2.3. Características dos metais potencialmente tóxicos.....	16
2.3.1. Cobre (Cu).....	16
2.3.2. Chumbo (Pb).....	17
2.3.3. Manganês (Mn).....	17
2.3.4. Níquel (Ni).....	18
2.3.5. Zinco (Zn)	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1. Descrição da Área de Estudo.....	20
3.2. Amostragem e Tratamento Prévio	22
3.3. Caracterização Físico-Química do solo do Aterro Sanitário.....	23
3.4. Extração do teor biodisponível dos metais nos solos.....	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	27
4.1. Avaliação dos parâmetros físicos e químicos do solo	27
4.2. Teor Biodisponível dos metais nos solos:	30
5. CONCLUSÕES	33
6. REFERÊNCIAS.....	34

1. INTRODUÇÃO

O atual momento histórico é marcado de um grande crescimento populacional, o qual esta sempre em busca de tecnologias para atender as necessidades humanas. O atendimento a essas demandas aumentam os processos de produção industrial, gerando resíduos (resíduos sólidos) em larga escala que são muitas vezes dispostos deliberadamente no meio ambiente.

Os resíduos sólidos podem conter substâncias químicas com características tóxicas, dentre elas os metais potencialmente tóxicos, que estão presentes em diversos materiais provenientes de indústrias, funilarias, atividades agrícolas, laboratórios, hospitais e residências. Esses elementos ocorrem naturalmente na natureza, muitos exercem funções fisiológicas em plantas, animais, microorganismos, sendo considerados essenciais. Entretanto, concentrações elevadas causam danos ao ambiente e quando inseridos na cadeia alimentar e absorvidos pelo homem são responsáveis por um amplo espectro de toxicidade que inclui diversos efeitos neurotóxicos, hepatotóxicos, nefrotóxicos, teratogênicos, carcinogênicos ou mutagênicos.

Particularmente no caso do solo, a poluição por metais potencialmente tóxicos está ligada aos processos de acúmulo e transporte desses elementos na fração coloidal, que é responsável pelas interações líquido-sólido. Esta interação é bastante complexa, pois envolve reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução, tanto na fase inorgânica quanto na fase orgânica dos componentes da fração coloidal. (ALLOWAY, 1993).

Atributos do solo como pH, teor de matéria orgânica, presença de óxidos de ferro, alumínio ou manganês e quantidade de argila, são responsáveis pela disponibilidade/mobilidade de metais potencialmente tóxicos no solo. (PIERANGELI et al., 2007).

O presente estudo trata do diagnóstico da contaminação ambiental por metais potencialmente tóxicos em solos utilizados para a disposição dos resíduos sólidos urbanos. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o teor biodisponível dos metais potencialmente tóxicos Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em solos do Aterro Sanitário do município de Cuiabá – MT.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Aterros Sanitários

De acordo com a definição da Cetesb (2012), aterro sanitário consiste em uma obra de engenharia, que tem como objetivo acomodar no solo, os resíduos, no menor espaço prático possível, causando o menor dano possível ao meio ambiente ou à saúde pública. Essa técnica consiste basicamente na compactação dos resíduos no solo, na forma de camadas que são periodicamente cobertas com terra ou outro material inerte.

O aterro sanitário exige cuidados especiais e técnicas específicas a serem seguidas, desde a seleção e preparo da área até sua operação e monitoramento. Antes de se projetar um aterro sanitário devem ser realizados estudos geológicos e topográficos para a seleção da área e verificação do tipo de solo. Também deve ser feita a impermeabilização do solo, os líquidos percolados devem ser captados por drenos horizontais para tratamento e os gases liberados durante a decomposição captados por drenos verticais, conforme a FIGURA 1. (MUÑOZ, 2002).

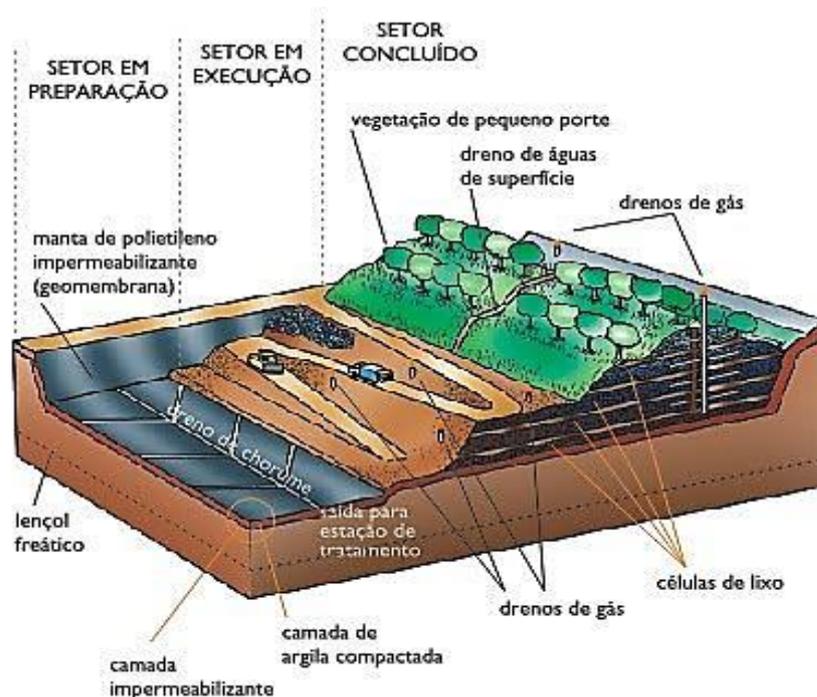


Figura 1. Demonstração de aterro sanitário

Segundo Cetesb (2012), as principais características do aterro sanitário são:

- Impermeabilização da base do aterro com argila ou geomembranas sintéticas;
- Instalação de drenos de gás em concreto ou de PEAD (Polietileno de Alta Densidade);
- Sistema de coleta de chorume, enviado a lagoas ou a tanques fechados de armazenamento;
- Sistema de tratamento de chorume: por tratamento biológico (lagoas anaeróbias, aeróbias e lagoas de estabilização), tratamento por oxidação (evaporação e queima) ou tratamento químico (adição de substâncias químicas ao chorume);
- Sistema de drenagem de águas pluviais que visa evitar a infiltração que gera o chorume.

O processo de decomposição dos resíduos sólidos em um aterro sanitário se dá em três fases, que duram cerca de quinze anos, até a estabilização final do processo. (CELERE et al., 2007).

BAIRD e CANN (2011) afirmam que a decomposição dos resíduos sólidos se dá conforme as seguintes etapas:

- 1) Ocorre uma etapa aeróbia, em que o oxigênio estará disponível no lixo; ele oxida os materiais orgânicos a CO_2 e água, com a liberação de calor. O dióxido de carbono liberado da matéria orgânica torna o chorume ácido, facilitando a lixiviação dos metais presentes no lixo.
- 2) Fase anaeróbia ácida. Ocorre o processo de fermentação ácida, gerando os gases amônia, hidrogênio e dióxido de carbono e uma grande quantidade de compostos orgânicos parcialmente degradados, especialmente ácidos orgânicos. O pH do chorume nessa fase se encontra na faixa de 5,5 a 6,5 e é quimicamente agressivo. Outras substâncias orgânicas e inorgânicas se dissolvem nesse chorume em função de sua acidez. Novamente, o dióxido de carbono é liberado. Nessa fase o chorume possui uma alta demanda química e bioquímica de oxigênio (DBO e DQO), bem como uma concentração relativamente elevada de metais potencialmente tóxicos.
- 3) Estágio anaeróbio ou metanogênico. Acontece aproximadamente seis meses a um ano após a cobertura e pode continuar por um período muito longo de tempo. O metabolismo das bactérias anaeróbias é muito lento para decompor os ácidos

orgânicos e o hidrogênio que são produzidos na segunda fase. Como os ácidos orgânicos são consumidos nesse processo, o pH aumenta para aproximadamente 7 ou 8 e o chorume torna-se menos reativo. Os principais produtos nessa fase são dióxido de carbono e metano (CH_4). A geração de metano normalmente se estende por uma ou duas décadas e depois diminui relativamente rápido. Um pouco de metano é formado quando o gás hidrogênio reage com dióxido de carbono.

2.2. Metais Potencialmente Tóxicos

Os metais são elementos que ocorrem naturalmente no ambiente. Muitos exercem funções fisiológicas em plantas, animais, microrganismos, sendo considerados, portanto, essenciais. Entretanto, quando suas concentrações são elevadas, causam danos ao ambiente. Ao entrar na cadeia alimentar e serem absorvidos pelo homem são responsáveis por diversas doenças. Por isso, são conhecidos como metais pesados, metais tóxicos, metais potencialmente tóxicos, entre outros. (CHAVES, 2008).

A utilização do termo “metal potencialmente tóxico” está se tornando cada vez mais freqüente, uma vez que levam em consideração as propriedades nocivas que esses metais podem apresentar, dependendo de suas concentrações no ambiente, no solo, na água ou em qualquer outro resíduo. (SILVA, 2005).

Segundo McGrath, (1990) a ocorrência natural dos metais potencialmente tóxicos nos solos depende principalmente do material de origem sobre o qual ele se formou, além de outros fatores como o teor e a composição da fração argila, conteúdo de matéria orgânica e as condições físico-químicas.

Os metais potencialmente tóxicos estão adsorvidos, principalmente na fração coloidal do solo, composta pela fração argila e pela matéria orgânica. As argilas retêm os metais por meio de adsorção eletrostática às suas superfícies carregadas negativamente. Solos arenosos com menor densidade e carga negativa não são capazes de reter os metais, que percolam pelo perfil do solo atingindo as águas subterrâneas e, a partir destas, as águas superficiais, tornando-se assim biodisponíveis às plantas e animais alcançando todos os elos da cadeia alimentar. (MORAES, 2007).

Na solução do solo os metais podem ser encontrados como íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos. Na fase sólida,

podem ser encontrados na forma trocável (adsorvidos por forças eletrostáticas em sítios carregados negativamente na matéria orgânica ou minerais), adsorvidos covalentemente a sítios específicos, complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana, precipitados na forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos e hidróxidos, ou co-precipitados junto a componentes pouco solúveis de Fe e Mn (óxidos e oxihidróxidos). (COSTA et al., 2006).

Em aterros sanitários existe uma diversidade de resíduos sólidos que constituem fontes de contaminação de metais em solos, como: lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, resíduos de tintas, resíduos de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens de aerosóis, resíduos de amálgama utilizada em consultórios odontológicos, materiais fotográficos e radiográficos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, componentes eletrônicos descartados isoladamente em placas de circuitos impressos, resíduos de produtos farmacêuticos, medicamentos com prazos de validade vencidos, latarias de alimentos, aditivos alimentares, e plásticos descartados. (MUÑOZ, 2002).

2.3. Características dos metais potencialmente tóxicos

2.3.1. Cobre (Cu)

O cobre é um metal de cor marrom-avermelhado e nobre, como o ouro e a prata. Apresenta quatro estados de oxidação: metálico (Cu^0), íon cuproso (Cu^+), íon cúprico (Cu^{+2}) e íon trivalente (Cu^{+3}). É amplamente distribuído na natureza no estado elementar, como sulfetos, arsenitos, clorestos e carbonatos. Na crosta terrestre, apresenta uma abundância natural de aproximadamente 60 mg.Kg^{-1} (50 ppm) e $2,5 \times 10^{-4} \text{ mg.L}^{-1}$ nos mares. Ocorre em muitos minérios na forma de óxidos ou sulfetos. A malaquita, a calcopirita e a calcocita são as principais fontes de cobre (PEDROZO e LIMA, 2001).

As fontes antropogênicas de cobre incluem a emissão pelas atividades de mineração e fundição, pela queima de carvão como fonte de energia e pelos incineradores de resíduos municipais. Outras fontes de menor relevância incluem seu uso como agente antiaderente em pinturas, na agricultura (fertilizante, algicida, suplemento alimentar) e excretas de animais e humanos (esgotos) (PEDROZO e LIMA, 2001). A utilização de resíduos sólidos, como o lixo doméstico e aqueles

precedentes da agricultura em processos de compostagem são fontes riquíssimas desse elemento metálico.

A movimentação do cobre no solo depende das interações físico-químicas com os componentes do solo. Em geral liga-se com matéria orgânica, carbonatos, argila ou ferro hidratado e óxidos de manganês. A força iônica e o pH do solo afetam suas cargas superficiais influenciando sua interação iônica. (PEDROZO e LIMA, 2001).

Devido à variedade de condições que influenciam a sua disponibilidade, o total de cobre no solo não indica precisamente a deficiência ou excesso deste metal na vegetação (WHO, 1998).

A toxicidade aguda decorrente da ingestão de cobre não é freqüente em seres humano e usualmente relacionada à ingestão acidental ou intencional e à contaminação de bebidas (WHO, 1998).

2.3.2. Chumbo (Pb)

O chumbo (Pb) é um metal cinza-azulado, inodoro, maleável, sensível ao ar. Pertence ao grupo IVB da Tabela Periódica. É relativamente abundante na crosta terrestre e suas concentrações naturais nos solos são estimadas em 17 mg.Kg⁻¹. As maiores fontes naturais são as emissões vulcânicas, intemperismo geoquímico e névoas aquáticas (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

São vários os fatores que interferem no transporte do chumbo dentro do solo e na disponibilidade do metal, tais como: pH, composição mineral do solo, quantidade e tipo de matéria orgânica, presença de colóides inorgânicos e óxidos de ferro, características de troca iônica e quantidade do elemento no solo (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

Para a população em geral, a exposição ao chumbo ocorre principalmente por via oral, com alguma contribuição da via respiratória, enquanto que na exposição ocupacional, a via principal é a inalatória, com pequena exposição oral. (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

2.3.3. Manganês (Mn)

O manganês é um elemento amplamente distribuído na crosta terrestre e atmosfera, na forma particulada. Sua concentração estimada nos solos é cerca de 530 mg.Kg⁻¹. Encontra-se sempre ligado a outros elementos, sendo abundante nos

compostos óxidos. O manganês é o quinto metal e o décimo segundo elemento mais abundante na crosta terrestre (CONCEIÇÃO, 2005). No solo, suas concentrações dependem das características físicas do mesmo, das transformações ambientais dos compostos de manganês naturalmente presentes, da atividade de microorganismos e da incorporação pelas plantas (WHO, 1981). Ocorre em quase todos os tipos de solo, na forma divalente ou tetravalente. Participa de vários processos fisiológicos em animais e vegetais.

Segundo Martins e Lima (2001) a toxicidade oral e dérmica do manganês é pouco significativa devido à baixa solubilidade do metal.

2.3.4. Níquel (Ni)

O níquel é o 24º elemento em abundância na crosta terrestre, tem como principal origem geoquímica às rochas magmáticas (máficas e ultramáficas) que contem até 3600 mg.Kg^{-1} do elemento, no solo sua concentração média mundial estimada é cerca de 20 mg.Kg^{-1} . (MCGRATH, 1990).

As emissões atmosféricas, provenientes da combustão de petróleo, são importantes fontes de contaminação dos solos, podendo também ser incorporado ao solo através do uso de fertilizantes fosfatados, que podem conter até 300 mg/ kg do metal. (MCGRATH, 1990).

As mais importantes fontes são as de minérios na forma de sulfetos, e o processamento de minerais. A produção e o uso indiscriminado deste elemento têm causado grandes problemas de contaminação ambiental (MCGRATH, 1990).

Nos resíduos biossólidos sua presença deve-se principalmente aos esgotos de indústrias que o utilizam em ligas metálicas. Da mesma forma que os outros metais o potencial fitotóxico do níquel pode ser afetado por uma serie de fatores. O níquel total do solo apresenta pequena relação com a toxidade nas plantas, pois apenas uma pequena parte deste elemento esta disponível para ser absorvido.

2.3.5. Zinco (Zn)

É o 25º elemento mais abundante na crosta terrestre, sua concentração media mundial nos solos é cerca de 70 mg.Kg^{-1} . É um importante micronutriente para as plantas, ocorre em vários minerais e em diferentes formas (sulfetos ou carbonatos de zinco). (MATTIAZZO e PREZZOTO, 1994).

Entre os metais utilizados na indústria ocupa o quarto lugar atrás do ferro, alumínio e cobre. Esse uso é função principalmente de suas características de superplasticidade. Ele é utilizado na galvanização de outros metais, tais como ferro, para prevenir a corrosão. (MATTIAZZO e PREZZOTO, 1994).

Nos últimos anos, a concentração de zinco em muitos solos tem aumentado gradualmente, particularmente em países industrializados como uma consequência das atividades humanas. A maior preocupação sobre concentrações excessivas nos solos relaciona-se a absorção pelas plantas e consequentes efeitos adversos às próprias plantas, aos animais e ao homem. (MATTIAZZO e PREZZOTO, 1994).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da Área de Estudo

O aterro sanitário (FIGURA 2) de Cuiabá está situado a nordeste da região urbana da cidade, ao lado do Garimpo do Mineiro, entre o Bairro CPA e a Rodovia Manoel Pinheiro, que liga Cuiabá à Chapada dos Guimarães. A área do aterro é de aproximadamente 15,16 ha e as coordenadas geográficas de latitude e longitude são respectivamente: 15°35'12"S e 56°04'16"W. (LAUREANO, 2007). A construção do aterro sanitário teve início em junho de 1995 e foi concluída em dezembro de 1996, começando operar em março de 1997.



Figura 2. Localização do aterro sanitário de Cuiabá

As células do aterro sanitário (FIGURA 3) recebem diariamente uma camada de argila sobre os resíduos depositados, para prevenir os ciclos de mosquitos e manter os resíduos protegidos. Com a ausência de coleta seletiva na cidade, os resíduos chegam aos aterros misturados aos materiais recicláveis e matéria orgânica.

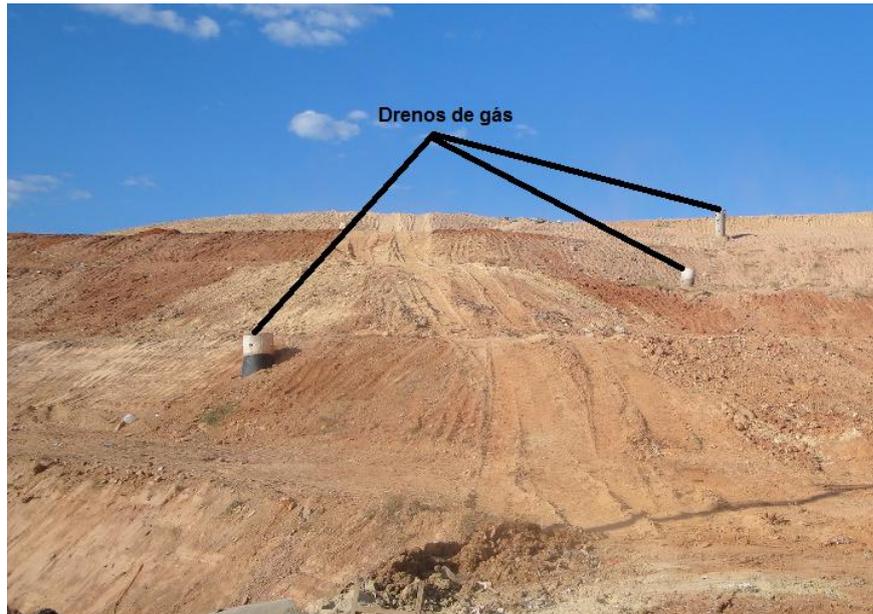


Figura 3. Células do aterro sanitário de Cuiabá

Segundo SILVA (2010), o município de Cuiabá produz diariamente 530 toneladas de resíduos sólidos domiciliares, dos quais 75% são destinados ao aterro. A composição desses resíduos é caracterizada em 42,39% de matéria orgânica, 15,37% de papel, 12,13% de pano e estopa, 10,78% de plástico mole, 2,61% de plástico duro, 5,97% de folhas, mato e galhadas (provenientes de podas), 2,76% de metais não ferrosos, 2,54% de metais ferrosos, 2,57% de madeira, 1,53% de vidro 0,97% de borracha e couro e 0,37% outros materiais, conforme, ilustrado na FIGURA 4.

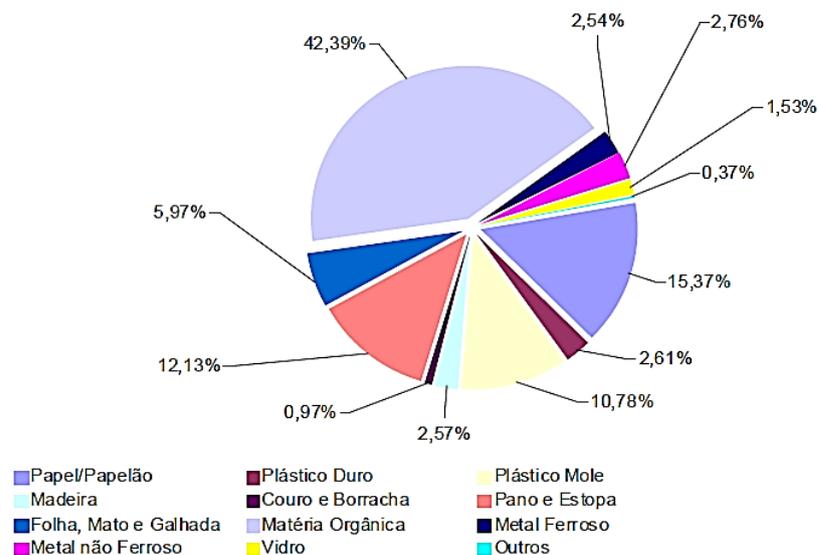


Figura 4. Composição dos resíduos domiciliares de Cuiabá

3.2. Amostragem e Tratamento Prévio

As amostras foram obtidas através de perfuração do solo com pá e picareta, superficialmente (0-20 cm), em cinco pontos demarcados dentro e no entorno do aterro sanitário. A primeira, segunda e terceira amostras foram retiradas de uma célula nova/ativa (denominadas A1, A2 e A3); o quarto ponto de amostragem foi em uma célula antiga/desativada há nove meses (denominada A4); a quinta amostra foi obtida no entorno do aterro (solo natural), e utilizada como testemunha. (FIGURA 5).



Figura 5. Pontos de amostragem dos solos: (a) célula ativa; (b) solo testemunha (entorno); (c) célula desativada

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno e transportadas ao laboratório para tratamento posterior. As amostras foram armazenadas sob refrigeração até a sua utilização. (FIGURA 6).



Figura 6. Coleta das amostras de solo

Os solos amostrados foram distribuídos em bandejas de polipropileno para secagem em temperatura ambiente por três dias (FIGURA 7). Após secagem as amostras passaram por quarteamento, em seguida foram destorroadas e passadas por peneira de 2 mm, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). As amostras secas e peneiradas foram moídas em almofariz de porcelana e armazenadas em sacos de polietileno para posterior análise físico-química.



Figura 7. Tratamento das amostras de solo

3.3. Caracterização Físico-Química do solo do Aterro Sanitário

As análises realizadas em laboratório para caracterização físico-química do solo do aterro sanitário foram desenvolvidas conforme descrição da Embrapa (1997) e Camargo et al. (2009), de acordo com a TABELA 1. Todas as determinações foram feitas em duplicata.

Tabela 1. Métodos de caracterização dos substratos utilizados

Análises de caracterização física e química do solo	Método	Unidade
pH	Extração em KCl 1M e leitura em potenciômetro	-
Carbono orgânico total (CO)	Extração via úmida com dicromato de potássio(0,167M) em meio sulfúrico sob aquecimento e titulação com sulfato ferroso amoniacal (0,25M).	g.Kg ⁻¹
Matéria orgânica (MO)	MO = CO x 1,723	g/Kg
Alumínio trocável (Al ³⁺)	Extração em KCl 1M e determinação por titulação com NaOH 0,025M	cmol _c .Kg ⁻¹
Cálcio + Magnésio trocável (Ca ²⁺ + Mg ²⁺)	Extração em KCl 1M e determinação por titulação com EDTA 0,01M	cmol _c .Kg ⁻¹
Acidez trocável (Al ³⁺)	Extração em KCl 1N e determinação por titulação com NaOH 0,1M	cmol _c .Kg ⁻¹
Acidez potencial (H ⁺ + Al ³⁺)	Extração em Ca(C ₂ H ₃ O ₂).H ₂ O 1N pH 7,0 e determinação por titulação com NaOH 0,0606M	cmol _c .Kg ⁻¹
Granulometria (Areia, Argila, Silte)	Método da Pipeta	g.Kg ⁻¹

3.4. Extração dos teores biodisponíveis dos metais nos solos

Os metais foram extraídos dos solos de acordo com o Método USEPA 3051B (US *Environment Protection Agency*), que extrai os metais adsorvidos à fração coloidal do solo e os metais trocáveis, considerados ambientalmente disponíveis (teor pseudo-total) por estarem fracamente ligados à fase sólida do solo. Para Ehlken e Kirchner (2002), a biodisponibilidade dos metais refere-se à fração de um contaminante que pode ser absorvido diretamente da água ou da solução do solo por um organismo vivo.

A extração procedeu com adição de 2g de TFSA em béquer de vidro de 200 mL e 10 mL de ácido nítrico (HNO₃ conc.). Os béqueres foram cobertos com vidro relógio e submetidos à chapa elétrica a uma temperatura de 95°C por 25 minutos,

em capela, sem fervura do material. Depois de frio, foi adicionado 5mL de HNO_3 conc. e aquecido por mais 30 minutos (esta operação foi realizada duas vezes). Em seguida, descobriu-se $\frac{1}{4}$ dos béqueres para evaporação, resultando no volume final de 5mL. Após esse processo, adicionou-se 2mL de água deionizada e 3mL de peróxido de hidrogênio 30%, evitando-se a efervescência em excesso. Foram adicionadas frações de 1mL de peróxido de hidrogênio até que a efervescência terminasse. Na sequência, procedeu o aquecimento por 15 minutos, sem fervura do material. Logo em seguida, filtrou-se em papel filtro Whatman nº 41 e completou-se o volume do extrato para 50 mL com água deionizada. A FIGURA 8 ilustra um esquema do procedimento da extração pseudo-total.

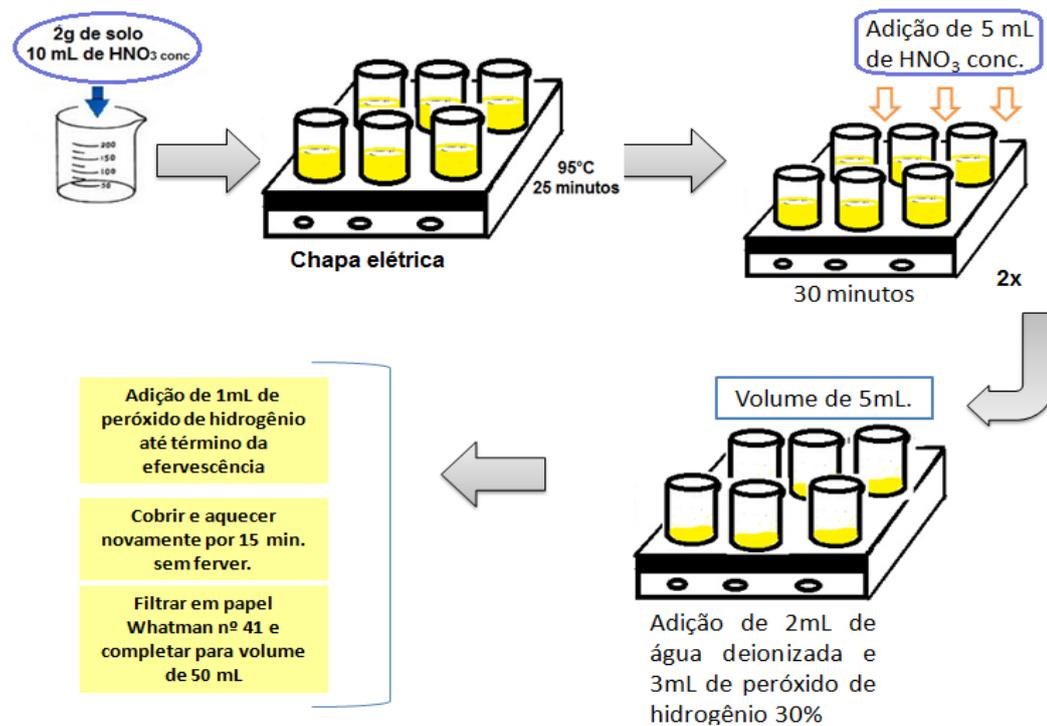


Figura 8. Representação esquemática da extração pseudo-total dos metais potencialmente tóxicos

Os extratos obtidos foram acondicionados em recipientes plásticos com tampa, devidamente higienizados, e colocados sob refrigeração a 4°C até a análise dos teores dos metais.

A leitura das amostras, para se obter o teor de metais potencialmente tóxicos, foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica (FIGURA 9), utilizando

soluções padrões para calibração em concentrações pré-determinadas para cada metal.



Figura 9. Espectrofotômetro de Absorção Atômica

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Avaliação dos parâmetros físicos e químicos do solo

Os resultados obtidos na caracterização química dos solos em estudo estão listados na TABELA 2 e foram comparados com o solo testemunha (sem adição de resíduos), localizados no entorno do Aterro Sanitário de Cuiabá.

Tabela 2. Resultados obtidos na caracterização química do solo do aterro sanitário de Cuiabá

Amostras de solos	ph KCl	ph água	Δ pH	Al ³⁺	Acidez trocável	Acidez potencial	Ca ²⁺ Mg ²⁺	COT	MO
	cmol _c .Kg ⁻¹								
A1 (ativa)	4,09	5,02	(-0,93)	0,40	0,31	0,15	2,20	2,28	3,93
A2 (ativa)	4,17	5,21	(-1,04)	0,96	0,85	0,45	1,50	1,64	2,82
A3 (ativa)	6,75	7,41	(-0,66)	0,12	0,09	nd	1,40	4,09	7,05
A4 (desativada)	6,46	7,61	(-1,15)	0,08	0,19	0,05	0,35	3,44	5,93
Testemunha	4,00	5,56	(-1,56)	3,24	3,00	0,60	0,60	2,09	3,60

COT: carbono orgânico total; **MO:** matéria orgânica; **nd=** nenhum valor detectado

O pH é a propriedade do solo que interfere de forma mais intensa na disponibilidade dos metais. Exceto para Arsênio, Molibdênio, Selênio e alguns estados de valência do Cromo, os metais potencialmente tóxicos têm suas disponibilidades reduzidas quando da elevação do pH em decorrência da formação de precipitados, aumento da intensidade de adsorção aos colóides do solo e por conferir maior estabilidade aos complexos que se formam entre os metais e a fração húmica dos solos (TSUTIYA et al., 2002).

Em geral, o pH na faixa de 6,5 minimiza a mobilidade e a toxicidade de tais elementos. Normalmente, em solos agrícolas das zonas tropicais e subtropicais, quando o pH está abaixo de 5,0, pode haver predominância de cargas positivas (que

atraem ânions) e, à medida que o pH se eleva (pela calagem do solo, por exemplo), passam a predominar cargas negativas nas superfícies das partículas, atraindo, então, cátions (MEURER, 2006).

Analisando-se os valores de pH dos solos do aterro, as amostras consideradas ácidas foram A1, A2 e o solo testemunha. Já nas amostras A3 e A4, o solo mostrou-se praticamente neutro.

Nas amostras de solo da célula ativa (A1 e A2), o lixo encontra-se em seu primeiro nível de decomposição, em que o oxigênio está disponível, e oxida os materiais orgânicos, tornando o solo ácido. Nas demais amostras com pH próximo de 7,0, Baird e Cann (2011) afirmam que isso se dá por conta do revolvimento do solo, causado pela intensa passagem das máquinas, caminhões e carros, diminuindo as atividades microbianas.

Além disso, quando a célula completa de seis meses a um ano de existência, a atividade microbiana do lixo se torna lenta, diminuindo a liberação de ácidos orgânicos e hidrogênio, explicando a pouca acidez do solo da quarta amostra. O pH deveria ser ácido nas células contendo resíduos mais recentes e básico nas células mais antigas, que já estariam na fase metanogênica de degradação; contudo, isso nem sempre é verificado, uma vez que dentro de uma mesma célula ocorrem simultaneamente várias fases de decomposição, devido às diferentes idades dos resíduos aterrados. (BAIRD E CANN, 2011).

Em estudos realizados por Silva et al., (2012) mostram que o pH tem variação de acordo com a profundidade do solo amostrado. Rosa et al., (2007), afirmam que a presença de veios de chorume atuam de forma positiva na elevação do pH. Já Silva (2012), apontam que o pH ácido em camadas superficiais de solo é influenciado principalmente pela biodegradação da matéria orgânica e a qualidade do chorume.

Utiliza-se a diferença entre o pH em KCl 1M e o pH em água, chamada de ΔpH (delta pH), para se obter uma estimativa das cargas líquidas do solo. Se o valor de ΔpH for negativo, o solo tem predominância de cargas negativas, o que foi observado em todas as amostras. As cargas negativas, na maioria das vezes advindas da fração coloidal do solo, atraem cátions, sendo então um indicativo de retenção de metais potencialmente tóxicos.

O aspecto principal da química de metais potencialmente tóxicos no solo está relacionado à formação de complexos com a matéria orgânica. Apesar da possibilidade de mobilização dos metais ao longo dos perfis de solo, os maiores

teores são normalmente encontrados nos horizontes superficiais, em que também ocorre maior acúmulo de matéria orgânica (TSUTIYA et al., 2002). Com os valores do Carbono orgânico total (COT), é possível encontrar os teores aproximados de Matéria Orgânica (M.O.) do solo.

Os teores de Matéria Orgânica (M.O.) determinados neste estudo foram considerados baixos ($< 15 \text{ g.kg}^{-1}$), conforme estabelecidos pela EMBRAPA (1997). Uma das razões para este comportamento está na mobilização da terra em que o oxigênio é misturado no solo, aumentando sua temperatura média, contribuindo assim para uma maior taxa de decomposição da matéria orgânica. Vale-se ressaltar que Cuiabá é um lugar de clima quente, a matéria orgânica decompõe-se mais rapidamente a temperaturas elevadas. (MAGALHÃES et. al., 2005).

Dentre as amostras analisadas, a amostra A3 (célula ativa) apresenta os maiores teores de M.O. Isso pode ser uma indicação da predominância de materiais orgânicos e contaminação do solo pelo chorume produzido pela decomposição dos resíduos da área, perceptível durante a coleta no campo.

Os teores de Alumínio trocável (Al^{3+}) nas amostras variaram de baixo ($<0,5$) e médio teor (0,5 A 1,5), sendo que no solo testemunha a concentração foi maior devido ao material de origem do solo.

Os teores de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ variaram de 0,60 a 2,20 $\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$. Dentro da classificação agrônômica, os solos da amostra A1 apresenta boa fertilidade, com maiores valores de cátions básicos trocáveis.

Na caracterização granulométrica dos solos (TABELA 3), todas as amostras dos solos do aterro apresentaram maior teor de silte (principalmente na célula ativa), diferente da amostra testemunha, que apresentou um maior teor de areia.

Tabela 3. Análise granulométrica dos solos do aterro sanitário de Cuiabá

Amostras de solos	Areia	Argila	Silte
	g.Kg ⁻¹		
A1 (ativa)	102,65	99,30	798,05
A2 (ativa)	235,82	130,10	634,08
A3 (ativa)	121,40	101,90	776,70
A4 (desativada)	308,3	168,30	523,40
Testemunha	397,01	277,60	325,39

Conforme classificação textural do solo (EMBRAPA, 1997), a amostra A1 se apresentou siltosa, a A2, A3 e A4 franco-siltosa e a amostra testemunha como textura franca. A textura fina do solo (argilosa e siltosa) é responsável pela maior parte da retenção de metais potencialmente tóxicos no solo. (CAMPOS, 2010).

4.2. Teor de Metais nos solos:

Os resultados obtidos dos teores biodisponíveis dos metais nos solos do aterro (TABELA 4) foram comparados com os valores de referência e prevenção estabelecidos pelo CONAMA (2009) e CETESB (2005), em que, valor de referência é a concentração de determinada substância no solo que define um solo natural e valor de prevenção é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo.

Tabela 4. Concentração dos metais potencialmente tóxicos em solos do aterro sanitário de Cuiabá

Amostras de solos	Mn	Cu	Ni	Pb	Zn
A1 (ativa)	18,34	9,20	12,00	26,27	15,10
A2 (ativa)	1,42	8,28	10,70	18,12	3,24
A3 (ativa)	10,85	9,05	10,70	30,80	4,66
A4 (desativada)	2,71	7,52	11,22	26,27	4,59
Testemunha	0,52	4,14	11,74	22,64	5,01
Valores de referência¹	ne	35	13	17	60
Valores de prevenção^{1,2}	ne	60	30	72	300

¹ CETESB (2005); ²CONAMA (2009); ne: não existe

Na maioria das amostras avaliadas, os elementos apresentaram valores inferiores aos valores de referência, exceto o Pb que apresentou os maiores teores, registrados na amostra A3 (célula ativa).

O chumbo é retido preferencialmente pela matéria orgânica, e em pH elevado essa capacidade retentora aumenta. (IANHEZ, 2003). Este fato está concordante com os valores de M.O. e pH encontrados na amostra A3. Em solos tropicais e subtropicais a matéria orgânica é a principal fornecedora de cargas negativas para o solo, com grande importância na retenção de cátions (MENDONÇA e SILVA 2007).

Em estudos realizados por Alcântara et al., (2011) em solos usado como lixão no município de Cáceres-MT, apontaram baixos valores de Pb e Ni influenciados principalmente pela baixa quantidade de argila e CTC.

Diferente de vários outros estudos que apresentaram valores elevados de retenção de metais potencialmente tóxicos em solos de disposição de resíduos sólidos, como exemplo, a pesquisa realizada por Muñoz (2002) que encontrou altas

concentrações de metais potencialmente tóxicos nas amostras de solo e vegetais da área do aterro Sanitário de Ribeirão Preto – SP.

O níquel (Ni) foi um dos elementos que mais se aproximou do valor de referência (13 g.kg^{-1}) principalmente na mostra A1, com pouca variação nas outras amostras. O teor de Ni no solo é variável dependendo de fatores como a rocha de origem e a quantidade de textura fina, o que é confirmado na amostra A1 (textura siltosa).

O pH baixo do solos contribuiu para a lixiviação do Ni (TABELA 2). Amaral Sobrinho et al., (1999) em pesquisa sobre a lixiviação de metais em solos, apontaram que valores elevados de pH contribuíram para uma menor mobilização do Ni.

Para os níveis de Cobre (Cu), a amostra A1 apresentou a maior concentração ($9,20 \text{ mg.Kg}^{-1}$). O teor natural de cobre em solos depende da rocha matriz e dos processos de formação do solo (MANTOVANI, 2009). Em geral, esse metal ocorre na crosta terrestre com concentração média de 50 mg.kg^{-1} (WHO, 1998). Comparando-se ao solo testemunha, todas as amostras apresentaram valores superiores, indicando que a degradação dos resíduos contribuiu nos teores de cobre no solo, no entanto não foram suficientes para causar toxicidade.

Os valores de manganês (Mn) foram bastante variados neste estudo. Este elemento é considerado um micronutriente para os solos, e por isso, não existem valores de referência para Mn em solos. Os resultados indicam que o lixo pode contribuir com a concentração desse elemento, quando comparado com o solo testemunha, que apresentou um valor relativamente mais baixo que os valores das células do aterro sanitário.

Para os valores de Zn (Zinco), todas as amostras apresentaram valores abaixo do valor de referência do CONAMA. O Zn se relaciona com a textura fina do solo, o que explica a maior concentração deste elemento na amostra A1 (célula ativa). Estudos realizados por Degryse e Smolders (2006) apontam que valores o pH ácido contribuiu para a lixiviação do Zn, concordando com os valores de pH obtidos na maioria das amostras (TABELA 2).

5. CONCLUSÕES

Os solos apresentaram parâmetros divergentes em relação ao solo testemunha no que se refere ao pH e acidez trocável, em função das fases de decomposição dos resíduos.

Os teores de matéria orgânica dos solos foram considerados baixos, devido à possível oxidação mais rápida pelos microrganismos. Quanto aos parâmetros de fertilidade, os solos das células ativas apresentaram valores superiores aos do solo testemunha, devido provavelmente, ao acúmulo de resíduos em fase de decomposição.

De maneira geral, os teores biodisponíveis de metais potencialmente tóxicos nos solos do aterro sanitário foram inferiores aos valores de referência e intervenção estabelecidos na legislação ambiental. Isso pode ter ocorrido devido ao baixo teor de matéria orgânica, dificultando a adsorção dos metais potencialmente tóxicos adicionados ao solo, e aos valores de pH, em sua maioria, inferiores a 6,5, o que favorece a mobilização e a lixiviação dos metais.

O chumbo (Pb) foi o único elemento que ultrapassou o valor de referência em solos, no entanto, não ultrapassou o valor de intervenção. Os demais metais potencialmente tóxicos como cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni) e zinco (Zn) permaneceram abaixo dos valores de referência, apesar da diversidade de resíduos dispostos no aterro sanitário.

6. REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, A. J. O.; PIERANGELI, M. A. P.; SOUZA, C. A.; SOUZA, J. B.; **Teores de As, Cd, Pb, Cr e Ni e Atributos de Fertilidade de Argissolo Amarelo Distrófico Usado Como Lixão no Município de Cáceres, Estado de Mato Grosso**. Revista Brasileira de Geociências. Vol. 41. P. 539-548. Setembro, 2011.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1993. 339f.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; COSTA, L. M. **Lixiviação de Pb, Zn, Cd e Ni em solo Podzólico Vermelho Amarelo tratado com resíduos siderúrgicos**. Floresta e Ambiente, Rio de Janeiro, v. 6, p. 65-75, 1999.

BAIRD, C; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas, Instituto Agronômico, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada)

CAMPOS, M. C. C. **Atributos dos Solos e Riscos de Lixiviação de Metais Pesados em Solos Tropicais**. *Ambiência*. Guarapuava. V.6 n.3. p. 547-565, Setembro/Dezembro, 2010.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; MUÑOZ, S.I.S.; **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública**. Caderno de Saúde Pública. Rio de Janeiro. Abril, 2007.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas**. São Paulo, 2005.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Aterro Sanitário – Definições**. São Paulo, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/biogas/Aterro%20Sanit%C3%A1rio/21-Aterro%20Sanit%C3%A1rio>>. Acesso em: 02 de set. 2012.

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***. 2008. 87f. Tese de doutorado. Pós-graduação em Biotecnologia na área de concentração agroflorestal. Pró-Reitoria de pesquisa e Pós-Graduação. Universidade Federal do Amazonas. 2008.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução n.420, de 28 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes**

para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 10 outubro de 2012.

CONCEIÇÃO, C. O. **Contaminação dos aterros urbanos por metais pesados no município de Rio Grande – RS.** 2005. 108f. Dissertação (Pós-Graduação em oceanografia física, química e geológica). Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande, RS. 2005.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. **Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente.** Fundamentos de química do solo. 3ªed. Porto Alegre: Evangraf, p. 213 – 250. 2006.

DEGRYSE, F. E.; SMOLDERS, E. Mobility of Cd and Zn in polluted and unpolluted Spodosols. **European Journal of Soil Science**, v.57, p.122–133, 2006.

EHLKEN, S.; KIRCHNER, G. **Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review.** Journal of Environmental Radioactivity, v.58, p.97–112, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de Métodos de Análise de Solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p.

IANHEZ, R. **Fracionamento Químico de Metais Pesados em Solos Contaminados por Resíduos Industriais e Otimização Quimiométrica de Misturas para a Descontaminação por Lixiviação Química.** Dissertação de Mestrado. UFMG/ICEx/DQ. Belo Horizonte. 158 p. 2003.

LAUREANO, A. T. **Estudos Geofísicos no Aterro Sanitário de Cuiabá, MT.** 2007. 164p. Dissertação (Pós-graduação em Física e Meio Ambiente) Universidade Federal de Cuiabá. Cuiabá – MT. 2007.

MAGALHÃES, A.F.; SIMÕES, G.F.; COELHO, V.F.; LOPES, R.L. **Avaliação da Fertilidade do Solo da Camada de Cobertura Final Como Substrato Para a Revegetação de Aterros Sanitários – Estudo de Caso Para o Aterro Sanitário de Belo Horizonte.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-201.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2012.

MANTOVANI, A. **Composição Química de Solos Contaminados por Cobre: Formas, Sorção e Efeito no Desenvolvimento de Espécies Vegetais.** 2009. 178p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS, 2009.

MARTINS, I; LIMA, I.V. **Ecotoxicologia do Manganês e Seus Compostos. Série Cadernos de Referência Ambiental. Salvador – BA.** Vol. 7. 121p. 2001.

MATTIAZZO-PREZZOTO, M.E., 1994, **Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos em clima tropical em diferentes valores de pH.** 197p. Tese (Livre docência) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba. 1994.

McGRATH, S.P., SMITH, S. Nickel. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. John Wiley., p.125-50. New York. 1990.

Mendonça E.S.; Silva I.R. 2007. **Matéria orgânica do solo**. *Fertilidade do solo*. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 275-374.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 3ª edição. 285f. Porto Alegre – RS. Evangraf, 2006.

MORAES, A. F. **Abordagem e Vulnerabilidade Química e Risco de Contaminação dos Solos por Metais Pesados em Área dos Municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo – MG, Baseada nos Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados**. 2007. 101p. Dissertação (Pós-graduação em Geologia). Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG. 2007.

MUÑOZ, S. I. **Impacto Ambiental na Área do Aterro Sanitário e Incinerador de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto – SP: avaliação dos níveis de metais pesados**. 2002. 131p. Tese (Doutorado em saúde ambiental). Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

PAES, 2003.

PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M.; **Ecotoxicologia do Chumbo e Seus Compostos**. Cadernos de Referência Ambiental. Salvador. V. 3. 144p. 2001.

PEDROZO, M. F. M; LIMA, I.V. **Ecotoxicologia do Cobre e Seus Compostos**. Série Cadernos de Referência Ambiental. Salvador – BA. Vol. 2. 128p. 2001.

PIERANGELI, M.A.P.; GUILHERME, L.R.G.; CURI,N.; COSTA, E. T. S.C.; LIMA, J. M.; GRANATE, J. J. G. S. M.;FIGUEIREDO, L. F. P.; **Comportamento Sortivo, Individual e Competitivo, de Metais Pesados em Latossolos com Mineralogia Contrastante**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Vol.31, num. 4, P. 819-826. Viçosa – MG. Agosto de 2007.

ROSA, A.S.; DALMOLIN, R.S.D; FINK, J.R.; LAUERMANN, .A. **Caracterização do solo construído sobre aterro de resíduos sólidos urbanos**. 31º Congresso Brasileiro de Ciência do Solo Brasileira **Anais**, Gramado-RS,2007.

SILVA, C.; SCHOENHALS, M.; CORNELI, V. M.; ARANTES, E.J. **Diagnóstico da Contaminação do Solo e Aplicação do Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos da CETESB na Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos de Peabirú – PR**. Engenharia Ambiental. Espírito Santo do Pinhal, v. 9, n. 2 p. 252-270. Abril/Junho 2012.

SILVA, C. M. **Dinâmica de Metais Potencialmente Tóxicos no Solo Após Aplicação de Lodo de Esgoto**. 2005. 157 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil, na área de concentração Saneamento e Ambiente). Pós Graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, 2005.

SILVA, J. A. **Gestão de Resíduos Sólidos Domiciliares em Cuiabá: Gerenciamento Integrado**. 2010. 52p. Trabalho de conclusão de curso. Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental. Instituto Federal de Mato Grosso Campus Bela Vista. Cuiabá. 2010.

TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A J.; MELO, W. J. de; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. 2ª edição. 468 p. São Paulo: ABES, 2002.

USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1986. **Method 3051B**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3050b.pdf>>. Acesso em: 21 jun. 2010.

WHO. World Health Organization. **Chromium. Environmental Health Criteria 61. International Programme on Chemical Safety**. Geneva, 1998. Disponível em: <http://incem.org/documents/ehc>.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION., 1981, **Manganese**. Geneva. (Environmental Health criteria 17).