



MESTRADO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E SAÚDE

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE**

**AVALIAÇÃO DOS TEORES DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA
MICROBACIA DO RIACHO BARRA GRANDE LOCALIZADA NO ENTORNO DO
LIXÃO MUNICIPAL DA CIDADE DE IMPERATRIZ - MA**

JULLYS ALLAN GUIMARÃES GAMA

**GOIÂNIA
2013**



MESTRADO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E SAÚDE

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE

**AVALIAÇÃO DOS TEORES DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA
MICROBACIA DO RIACHO BARRA GRANDE LOCALIZADA NO ENTORNO DO
LIXÃO MUNICIPAL DA CIDADE DE IMPERATRIZ - MA**

JULLYS ALLAN GUIMARÃES GAMA

Orientador: Prof. Dr. Eric Santos Araújo
Co-orientador: Prof. Dr. Jorge de Oliveira Diniz

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Saúde, da Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Saúde.

GOIÂNIA
2013

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela oportunidade de cursar esta pós-graduação, e por não permitir que eu sequer pensasse em desistir diante de todas as dificuldades encontradas;

À minha família, pelo apoio e compreensão, sempre necessários;

Ao meu orientador, Prof. Eric Araújo, que aceitou o convite para este trabalho, mesmo considerando todos os percalços que a distância poderia nos trazer, e nos trouxe, mas, que sempre que preciso, esteve a postos a me ajudar;

Ao meu co-orientador, Prof. Jorge Diniz, que, sempre com muita atenção e carinho, me acompanhou e me incentivou a continuar, oferecendo todo o suporte para que o trabalho pudesse ser realizado, e, relevando toda a minha apreensão e ansiedade por ver os resultados;

Aos meus companheiros de estrada, Érika, Daisy e Oswaldo, a quem devo total deferência, pois, acredito, não teria chegado tão longe sem qualquer um deles;

À UNISULMA, pelo apoio institucional oferecido, que foi de uma importância fundamental em todo o processo;

Às minhas monitoras, Ebenezaide, Bruna e Andressa, pela incrível disposição, boa vontade, alegria e competência demonstradas neste trabalho;

E, por fim, a todos àqueles que me cercaram com palavras de incentivo e carinho, que só me fortaleceram e me fizeram querer continuar.

“Não acredito no "final dos tempos"; menos ainda no "fim da história". Mas acho que se pode crer estar-se no "final de um tempo" (na travessia deste final de ano, final de década, final de século, final de milênio). Mais, no entanto, que no "final de qualquer coisa", acredito firmemente no "começo de um novo tempo", começo de um novo século, começo de um milênio novo, que traga o novo, que se faça novo para o homem de sempre, mas que continua querendo, desde sempre, o novo”.

Cármem Lúcia Antunes Rocha

RESUMO

No Estado do Maranhão, apenas três, dos 217 municípios, possuem aterro sanitário, sendo ao restante, disponibilizados apenas “lixões” como unidades de disposição final de resíduos sólidos. O município de Imperatriz-MA compartilha desta realidade, pois, é para o lixão municipal, que todos os dias são encaminhados todos os resíduos produzidos pela cidade, sem qualquer preocupação ou tratamento aparente. Partindo deste contexto, esta pesquisa teve por objetivo, analisar os teores de metais potencialmente tóxicos, na Microbacia do riacho Barra Grande, importante afluente do rio Tocantins, localizada no entorno do lixão municipal, visando avaliar a influência do efeito poluidor do chorume. Para tanto, a metodologia empregada foi do tipo quantitativa, exploratória e de natureza descritiva. Os principais resultados apontaram que, o chorume, atualmente, gerado, encontra-se em fase metanogênica (ph = 8,3) e que, após processos de infiltração e lixiviação, tem contaminado os córregos e nascentes que se encontram sob sua influência, tendo em vista os altos teores de Cu, Cr, Cd e Pb encontrados em água e em solo, e Cu e Cd, no sedimento corrente da Microbacia.

Palavras-chave: Lixão. Chorume. Metais.

ABSTRACT

In the State of Maranhão, only three of the 217 municipalities have dump, the rest being made available only "dumpsters" as units of final disposal of solid waste. The municipality of Imperatriz-MA shares this reality, therefore, is for the municipal dump, which are sent every day all waste produced by the city, without any apparent worry or treatment. Starting this context, this study aimed to analyze the levels of potentially toxic metals, in the creek Barra Grande Watershed, a foremost tributary of the Tocantins River, located around the municipal dump, to evaluate the influence of the pollution effect of leach ate. Therefore, the methodology used was the type quantitative, exploratory and descriptive in nature. The main results showed that the leach ate currently generated is in methanogenic phase (ph = 8.3) and after infiltration and leaching processes, has contaminated streams and springs that are under its influence, and in view of the high concentration of Cu, Cr, Cd, Pb and Fe found in soil Cu and Cd and sediment chain Watershed.

Key words: Dump. Manure. Metals.

LISTA DE TABELAS

TABELA 01:	Condições de operações do FAAS na determinação de Cd, Cr, Cu, Fe e PB	31
TABELA 02:	Análise do pH das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	33
TABELA 03:	Análise do OD (mg L^{-1}) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	34
TABELA 04:	Análise da $T(^{\circ}\text{C})$ das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	34
TABELA 05:	Análise da Turbidez (NTU) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	35
TABELA 06:	Análise da condutividade elétrica ($\mu\text{mS cm}^{-1}$) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	36
TABELA 07:	Análise da STD (mg L^{-1}) das amostras de água dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	37
TABELA 08:	Concentração de metais totais e dissolvidos (mg L^{-1}) nas amostras de águas dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal	38
TABELA 09:	Análise do $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e do $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	40
TABELA 10:	Análise do percentual de matéria orgânica das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	41
TABELA 11:	Análise da condutividade elétrica ($\mu\text{mS cm}^{-1}$) das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	42
TABELA 12:	Concentração de metais totais (mg kg^{-1}) amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	43

TABELA 13:	Concentração de metais biodisponíveis (mg kg^{-1}) nas amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	45
TABELA 14:	Análise do $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e do $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ das amostras de sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	47
TABELA 15:	Análise do percentual de matéria orgânica das amostras de sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	48
TABELA 16:	Análise da condutividade elétrica ($\mu\text{mS cm}^{-1}$) das amostras de sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal	48
TABELA 17:	Concentração (mg kg^{-1}) dos metais totais no sedimento corrente dos córregos na área de influência do lixão, em relação aos valores propostos por Bruijun <i>et al.</i> , (2000)	50
TABELA 18:	Concentração (mg kg^{-1}) dos metais biodisponíveis no sedimento corrente dos córregos na área de influência do lixão em relação aos valores propostos por Bruijun <i>et al.</i> , (2000)	51

LISTA DE SIGLAS

ABNT:	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CETESB:	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
NBR:	Norma Brasileira
IBGE:	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Cr:	Crômio
Cd:	Cádmio
Cu:	Cobre
Fe:	Ferro
Pb:	Chumbo
Mn:	Manganês
Zn:	Zinco
Ni:	Níquel
Hg:	Mercúrio
NH_4^+ :	Amônia
Ca^{2+} :	Cálcio
Mg^{2+} :	Magnésio
K^+ :	Potássio
HNO_3 :	Ácido Nítrico
HCO_3^- :	Carbonato
Na^+ :	Sódio
Cl^- :	Cloro
S^{2-} :	Enxofre
MPT:	Metais Potencialmente Tóxicos
MPB:	Metais Potencialmente Biodisponíveis
mg L^{-1} :	Miligrama por litro
mg kg^{-1} :	Miligrama por quilograma
mol L^{-1} :	Mol por litro
pH:	Potencial Hidrogeniônico
KCl:	Cloreto de Potássio

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
1.1. Resíduos sólidos	12
1.1.1. Resíduos Sólidos no Brasil.....	13
1.1.2. Resíduos sólidos no Estado do Maranhão	15
1.1.3. Resíduos sólidos na cidade de Imperatriz - MA	16
1.2. Geração de chorume a partir do processo de degradação de resíduos sólidos	18
2. METODOLOGIA.....	20
2.1. Área de Estudo.....	20
2.1.1. Demarcação dos pontos de coleta	20
2.2. Coletas das amostras de água, solo e sedimento.....	23
2.3. Coleta e preparação das amostras de água.....	24
2.4. Coleta e preparação das amostras de sedimentos e solo.....	24
2.5. Determinações em amostras de Água	25
2.5.1. Parâmetros físico-químicos determinados	25
2.5.1.1. Determinação de sólidos totais	26
2.5.2. Determinações de metais totais	26
2.5.2. Determinações de metais dissolvidos	26
2.6. Determinação de nas amostras de sedimento e solo.....	29
2.6.1. Determinação da percentagem de matéria orgânica via calcinação (pesagem)	29
2.6.2. Determinação de pH em água e em KCl.....	29
2.6.3. Determinação de metais potencialmente biodisponíveis.....	29
2.6.4. Determinação de metais totais por espectrometria de absorção atômica.....	30
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	32
3.1. Análise físico-química do chorume gerado no lixão de Imperatriz-MA.....	32
3.2. Análise físico-química da água dos córregos na área de influência do lixão	33
3.2.1 Análise dos metais totais e dissolvidos nas amostras de águas dos	

córregos localizados na área de influência do lixão municipal.....	38
3.3. Análise físico-química dos solos das margens dos córregos da área de influência do lixão.....	40
3.4 Análise dos teores de metais potencialmente tóxicos nos solos das margens dos córregos da área de influência do lixão	42
3.5. Análise físico-química do sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal.....	40
3.6 Análise dos teores de metais totais e biodisponíveis no sedimento corrente dos córregos da área de influência do lixão	49
4. CONCLUSÃO.....	53
REFERÊNCIAS.....	55

1. INTRODUÇÃO

O processo contemporâneo de urbanização tende a gerar um déficit acumulativo em termos de infra-estrutura de serviços urbanos. A manifestação mais evidente deste fenômeno pode ser reconhecida na carência do serviço de saneamento básico e, igualmente, na disposição inadequada dos resíduos sólidos (BRITO-PELEGRINI *et al.*, 2008).

Estes resíduos constituem um problema sanitário de importância significativa quando não recebem os cuidados adequados. As medidas tomadas para solução do problema dos resíduos sólidos têm, sob o aspecto sanitário, objetivo comum com outras medidas de saneamento, que são prevenir e controlar doenças a eles relacionadas. Entretanto, no Brasil, por exemplo, a coleta de resíduos sólidos sequer atinge a metade da população urbana e o destino final destes resíduos consiste na simples descarga em áreas a céu aberto, conhecidas como lixões, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública (ALCÂNTARA; PIERANGELI, 2011).

As consequências deste fato são as mais desastrosas possíveis, podendo-se destacar, entre elas, a contaminação do ar, do solo e da água, além da proliferação de vetores nocivos à saúde humana (COVELO *et al.*, 2007).

Um dos principais problemas ambientais associado aos lixões é a formação dos líquidos percolados, conhecidos como chorumes, originados da ação das águas de chuva e pela decomposição de material orgânico, acrescido de metais potencialmente tóxicos, que podem contaminar as águas superficiais de córregos próximos e subterrâneos (NAGALI, 2005).

A contaminação das águas subterrâneas pode se estender a poços e nascentes, próximos à área de influência do lixão, uma vez que elas se movimentam no subsolo, além de apresentar um forte mau cheiro e atrair insetos transmissores de inúmeras doenças (MOREIRA *et al.*, 2010).

Estes resíduos também representam importantes fontes potenciais de metais pesados, principalmente de Cd, Cu, Pb e Zn (NAGALI, 2005; GUEDES, 2008). Corroboram com tal afirmação, Giordano *et al.*, (2011), ao afirmarem que estes resíduos podem liberar metais pesados, como Cd, Cu, Pb, Mn, Zn, Ni, Hg,

ampliando as formas de poluição e contaminação que estes materiais podem causar ao meio ambiente.

Este quadro torna-se ainda mais preocupante, quando, neste cenário, encontram-se 20 famílias, que sobrevivem por intermédio da atividade de catação dos resíduos, para fins de reciclagem, e que não têm outra saída, a não ser continuar expostas a todos os riscos a ela inerentes.

Diante deste contexto, o presente trabalho teve por finalidade, avaliar, através de análise físico-química do solo, da água e do sedimento, o índice de contaminação ambiental da Microbacia do Riacho Barra Grande, considerando a influência do efeito poluidor do chorume, gerado a partir do lixão municipal da cidade de Imperatriz – MA.

Vale ressaltar, contudo, que, de acordo com Cotta *et al.*, (2005), a ação química dos metais pesados tem despertado grande interesse ambiental. Isso se deve, em parte, ao fato de não possuírem caráter de biodegradação, o que determina que permaneçam em ciclos biogeoquímicos globais nos quais as águas naturais são seus principais meios de condução, podendo-se acumular na biota aquática em níveis elevados.

1.1. Resíduos sólidos

Os resíduos sólidos apresentam grande diversidade e complexidade. As suas características físicas, químicas e biológicas variam de acordo com sua fonte ou atividade geradora. Fatores econômicos, sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais afetam o processo de geração dos resíduos sólidos, tanto em relação à quantidade gerada quanto à sua composição qualitativa. Uma vez gerado o resíduo, a forma como é manejado, tratado e destinado pode alterar suas características de maneira tal, que em certos casos, os riscos à saúde e ao ambiente são potencializados (BAIRD, 2010).

A ABNT, através da norma NBR 10.004 (2004) define resíduos sólidos da seguinte forma:

Resíduos nos estados sólidos e semi-sólido são aqueles 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 geradores 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.

Nesta definição, observam-se as várias fontes ou atividades geradoras de resíduos, como também, a possibilidade do resíduo se apresentar em diferentes estados físicos como os lodos de estações de tratamento de água e esgoto. De acordo com Alcântara e Pierangeli (2011), esta norma classifica os resíduos quanto à sua periculosidade à saúde pública e ao meio ambiente, tendo, pois, o seu grau de periculosidade associado ou dependente de suas propriedades físicas, químicas e infecto-contagiosas.

1.1.1. Resíduos Sólidos no Brasil

O tratamento dado aos resíduos sólidos no Brasil pode ser bem avaliado a partir da própria dificuldade em obter informações confiáveis e detalhadas sobre o tema. Os dados existentes sobre o assunto são escassos, falhos e conflitantes, a começar das estimativas sobre a quantidade de resíduos gerados (PINTO FILHO *et al.*, 2012).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2000, realizada pelo IBGE, revelou que os resíduos sólidos produzidos, diariamente, no Brasil, chegavam a 125.281 toneladas, sendo que 47,1% eram destinados a aterros sanitários, 22,3% a aterros controlados e apenas 30,5% a lixões. Todavia, em número de municípios, o resultado não é tão favorável: 63,6% utilizavam lixões e 32,2%, aterros adequados (13,8% sanitários, 18,4% aterros controlados), sendo que 5% não informou para onde se destinam seus resíduos.

Os números da pesquisa permitem, ainda, uma estimativa sobre a quantidade coletada de resíduo diariamente, onde, nas cidades com até 200.000

habitantes, são recolhidos de 450 a 700 gramas por habitante; nas cidades com mais de 200 mil habitantes, essa quantidade aumenta para a faixa entre 800 e 1.200 gramas por habitante. Hoje, o Brasil produz 161.084 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia (PIAZ; FERREIRA, 2011).

Como se pode observar, a situação atual exige soluções para a destinação final destes resíduos no sentido de aumentar a reciclagem e diminuir o seu volume. Vale ressaltar que, o terreno para a construção de políticas públicas é fértil, uma vez que o país apresenta uma boa cobertura de coleta dos resíduos sólidos urbanos, da ordem de 97%, embora o destino inadequado dos mesmos seja elevado. Atualmente, 59% dos municípios brasileiros dispõem seus resíduos em lixões, como já mencionado anteriormente (GIORDANO *et al.*, 2011).

A Lei de Saneamento Básico (Lei 11.445/07) é um marco para a criação de possíveis iniciativas públicas com relação aos resíduos sólidos. A Política Nacional de Resíduos disciplina a coleta, o destino final e o tratamento de resíduos urbanos, perigosos e industriais, entre outros (BRASIL, 2010).

O texto da lei estabelece diretrizes para reduzir a geração de resíduo e combater a poluição e o desperdício de materiais descartados pelo comércio, pelas residências, pelas indústrias, por empresas e hospitais. Tal política harmoniza-se, ainda, com a Lei de Saneamento Básico e com a Lei de Consórcios Públicos. De igual modo, está interrelacionada com as Políticas Nacionais de Meio Ambiente, de Educação Ambiental, de Recursos Hídricos, de Saúde, Urbana, Industrial, Tecnológica e de Comércio Exterior, e as que promovam a inclusão social (GUIMARÃES, 2009).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos trata da logística reversa, ou seja, um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a facilitar a coleta e o retorno dos resíduos sólidos aos seus geradores, para que sejam tratados ou reaproveitados em novos produtos, na forma de novos insumos, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, visando a não geração de rejeitos (GIORDANO *et al.*, 2011)).

O compartilhamento de responsabilidades e o estímulo econômico para atividades de reciclagem e destinação apropriada dos resíduos são tratados em toda a proposta. O documento institui o princípio de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, abrangendo fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e

manejo de resíduos sólidos (FIGUEIRÊDO, 2008).

Vale ressaltar que, estados e municípios contam com o apoio do governo federal para desenvolverem seus planos de desenvolvimento urbano a partir de variáveis ambientais. Entre elas, a promoção de coleta seletiva, construção de aterros sanitários, eliminação de lixões, manejo de materiais de construção descartados e o fortalecimento da realização de consórcios municipais para atuação conjunta nessas áreas (SILVA; FERREIRA, 2011).

1.1.2. Resíduos sólidos no Estado do Maranhão

Em 2010, o Ministério Público do Estado do Maranhão elaborou um relatório sobre o gerenciamento de resíduos sólidos a fim de descrever a realidade acerca da destinação final de tais resíduos nos municípios, destacando, desde os tipos de veículos coletores, características das unidades de disposição final dos resíduos sólidos, tipo de tratamento usado para o chorume, varrição, capina e roçada de vias e logradouros públicos.

De acordo com o relatório, apenas três, dos 217 municípios que compõem o Estado, afirmaram possuir aterro sanitário para a destinação dos seus resíduos. A grande maioria dispõe apenas de “lixões” como unidade de disposição final, embora alguns municípios tenham relatado que possuem aterro controlado e que fazem uso de incineração. Assim, o diagnóstico final do relatório aponta que 97,7 % trabalham como disposição inadequada dos resíduos sólidos (MARANHÃO, 2010).

Ainda de acordo com Maranhão (2010), o levantamento constatou também que 66 % dos municípios maranhenses não dispõem dos serviços de coleta seletiva de lixo ou de unidades de processamento e/ou tratamento dos resíduos sólidos urbanos. As conclusões extraídas deste relatório apontam que as dificuldades para enfrentar tal problema, passam pela falta de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos, pela falta de dinheiro e ainda de infra-estrutura física de serviços. Ele passa também pela consciência de se trabalhar um plano de separação de resíduos.

Assim, o relatório propõe parcerias entre governo estadual, municipal e iniciativa privada, para que a degradação do meio ambiente e o desperdício sejam diminuídos através da implementação dos mecanismos introduzidos pela Lei federal nº 1.230/10, que determina a elaboração do Plano Estadual de Resíduos Sólidos e dos Planos Municipais.

1.1.3. Resíduos sólidos na cidade de Imperatriz – MA

O município de Imperatriz localiza-se no oeste do Estado do Maranhão, na Microregião 38. Tendo como limites os municípios de Cidelândia, São Francisco do Brejão, João Lisboa, Davinópolis, Governador Edson Lobão e com o Estado do Tocantins. Está situado a 639 quilômetros da capital, com as coordenadas geográficas 5°31'32" latitude; 47°26'35" longitude, com altitude média de 92 metros acima do nível do mar e área geográfica de 1.538,21 km², que corresponde a 0,46% do Estado (333.365,6) km² (PORTAL DE IMPERATRIZ, 2012).



Figura 01: Mapa de Imperatriz-MA
Fonte: Imperatriz, 2012

A população da cidade de Imperatriz apresenta em torno de 236.311 habitantes, segundo dados coletados no Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística (IBGE, 2010). Segundo dados fornecidos pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Infra-estrutura e Transporte de Imperatriz/MA (2012), há uma produção diária de resíduos sólidos estimada em 280 toneladas, que equivale a 0,82 kg por habitantes dia, sendo maior que a média nacional, que está próxima dos 0,65kg/hab.

Observou-se, no município, a inexistência de legislações específicas para a regulamentação gerencial de resíduos sólidos, que se utiliza apenas do Código de Postura Municipal (Lei nº 850/97) como única referência local (IMPERATRIZ, 2012).

Vale ressaltar, contudo, que, um dos elementos de destaque dentro do Plano Diretor de Imperatriz, diz respeito à construção de um aterro sanitário para a cidade. O objetivo, à época, era promover uma melhor e mais adequada destinação final para os resíduos sólidos produzidos no município. Todavia, apesar dos já 06 (seis) anos de aprovação do Plano, todo o resíduo produzido continua sendo despejado a céu aberto, a 10 quilômetros, apenas, da área urbana da cidade.

Os serviços de coleta de resíduos sólidos no município foram terceirizados em março de 2000. O sistema de coleta domiciliar é programado entre o poder público municipal e a empresa de coleta terceirizada. Segundo a secretaria de infra-estrutura do município, a taxa de cobertura da coleta é de 80 %, no perímetro urbano, sendo que não existe coleta na zona rural do município. Outro fato relevante é que não existe uma política de acondicionamento adequado para os resíduos pelos munícipes, e grande parte da população, especialmente, a que vive no entorno dos diversos corpos hídricos que cortam todo o município, descartam seus resíduos ao longo dos riachos, córregos e terrenos baldios (IMPERATRIZ, 2012).

Ainda de acordo com relato do secretário de infra-estrutura (IMPERATRIZ, 2012), a coleta dos resíduos hospitalares é realizada separadamente da coleta domiciliar e em veículo apropriado. Entretanto, sua destinação, até o mês de junho, do corrente ano, dirigia-se para o mesmo local que os outros tipos de resíduos urbanos, sem qualquer critério de separação no ponto final de destino.

Somente a partir de julho, por determinação do Ministério Público Municipal, todos os resíduos hospitalares, inclusive animais mortos no Centro de Controle Municipal de Zoonoses, que, antes, também recebiam o mesmo destino, deveriam ser incinerados em ambiente regulamentado. Somente após tal

determinação, a prefeitura firmou uma parceria, junto a uma empresa privada, que passou a ter a responsabilidade por incinerar estes resíduos.

1.2. Geração de chorume a partir do processo de degradação de resíduos sólidos a céu aberto

Como mencionado anteriormente, um dos maiores problemas inerentes aos lixões, são relativos aos problemas de ordem ambiental e de saúde pública, que ocorrem devido à geração de um líquido percolado que tem por denominação, chorume.

O chorume é formado pela solubilização de componentes dos resíduos na água, principalmente, da chuva. Os líquidos gerados pela decomposição dos resíduos percolam pelo material em decomposição nas células dos lixões e lixiviam os materiais dissolvidos e em suspensão que ali se encontram (NAGALLI, 2005; MOREIRA *et al.*, 2010).

O chorume é originário, então, de três diferentes fontes: da umidade natural dos resíduos, aumentando no período chuvoso; da água de constituição da matéria orgânica, que escorre durante o processo de decomposição; e dos microorganismos existentes nestes resíduos, que expelem enzimas que dissolvem a matéria orgânica, com formação de líquido (GIORDANO *et al.*, 2011).

De acordo com Pinto filho *et al.*, (2012), a água fica em contato com os resíduos durante certo período e, por ação natural da gravidade, percola através da porosidade existente, até encontrar uma camada impermeável do solo, formada por rochas, ou mesmo superfícies previamente preparadas para receber os resíduos, onde acumula e escoam.

Nos aterros sanitários, onde ocorre disposição planejada dos resíduos sólidos, normalmente, o chorume é canalizado para um tanque a céu aberto, podendo haver ou não um pré-tratamento, e desse reservatório, em alguns casos, é despejado em bacias hidrográficas (FIGUÊIREDO, 2008). Vale ressaltar, pois, que, a poluição das águas pelo chorume pode provocar endemias ou intoxicações, se houver a presença de organismos patogênicos e substâncias tóxicas em níveis acima do permissível (GIORDANO *et al.*, 2011).

Conforme os estudos de Piaç e Ferreira (2011), o chorume pode ser considerado como um efluente complexo que, geralmente, contém compostos orgânicos (ácidos orgânicos, substâncias húmicas, solventes, alcoóis, fenóis, compostos aromáticos, pesticidas, entre outros), metais potencialmente tóxicos (Cd, Zn, Cu, Pb) e muitos outros íons (NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Cl^- , S^{2-} , HCO_3^- , dentre outros).

Cabe destacar ainda que, a composição do chorume varia em função do tipo de solo utilizado como cobertura dos resíduos, do tipo de resíduo depositado, das condições climáticas, da época do ano e da hidrogeologia e idade da unidade de disposição final. Um dado importante é que, quanto mais antigas forem estas unidades, maior é a quantidade de moléculas orgânicas persistentes, além de apresentarem altos índices de demanda química de oxigênio (DQO), amônia e alcalinidade e baixas biodegradabilidade e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (GIORDANO *et al.*, 2011).

Vale ressaltar, ainda que, pela magnitude do problema e por sua complexidade, o tratamento do chorume é um desafio do saneamento ambiental, considerando-se as viabilidades técnica e econômica. Diversos processos foram desenvolvidos e ou aplicados, mas o tratamento do chorume ainda não tem uma metodologia desenvolvida. A cada caso são apresentadas soluções sem base teórica que justifiquem a previsibilidade dos resultados dos processos adotados e dos resultados obtidos.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo

O município de Imperatriz, sudoeste do Estado do Maranhão, há 25 anos, deposita todos os seus resíduos sólidos no lixão municipal, localizado, aproximadamente, a 10 km de distância da área urbana da cidade, na direção norte, nas seguintes coordenadas: 21°89'83" E, 93°99'39.5" N (SANTOS; OLIVEIRA, 2002).

Do ponto de vista geológico, a área situa-se na depressão ortoclinal do Médio Tocantins, no domínio geomorfológico dos chapadões, de depressões periféricas recobertas pelo cerrado. O relevo regional apresenta superfícies pedimentadas, retrabalhada por erosão fluvial, com dissecação em ravinas, mesas, interflúvios tabulares e vales encaixados. Localmente, o relevo apresenta-se na forma de colinas, com aplainamento do topo e vertente retilínea, além de vales pouco aprofundados e formas de ravinamento, com área de exposição dos solos (MARANHÃO, 2010).

O perfil típico de intemperismo do local é representado por uma associação de solos latossólicos vermelho-amarelo na base e solos concrecionários lateríticos, no topo. O lençol freático localiza-se a pouco mais de dois metros de profundidade e toda área encontra-se circundada pela Microbacia do Riacho Barra grande, importante afluente do rio Tocantins, que corta todo o município (MARANHÃO, 2010).

2.1.1 Demarcação dos Pontos de Coleta

Foram realizadas 04 campanhas de coleta, considerando os períodos de seca e de chuva. As duas primeiras coletas foram realizadas entre agosto e setembro (meses de seca) e as outras duas campanhas aconteceram entre janeiro e

fevereiro (meses de chuva). Antes, porém, foram definidos 06 pontos de coleta: P1, P2, P3, P4 e P5, correspondentes à área de entorno de lixão, em nascentes da Microbacia do riacho Barra Grande. E, por fim, o P6, que está localizado no centro do lixão, onde foram coletadas amostras de chorume.

As figuras 01, 02 e 03 trazem diferentes visualizações da área de estudo: As figuras 01 02 trazem a área a partir de imagens de satélite; a figura 03, o mapa da área está expresso a partir de curvas de nível; e na figura 04, a área está ilustrada em três dimensões.



Figura 01: Imagem de satélite da área de estudo (lixão municipal e área de entorno) com a demarcação dos pontos de coleta
Fonte: Adaptado do *Google Earth*, 2012

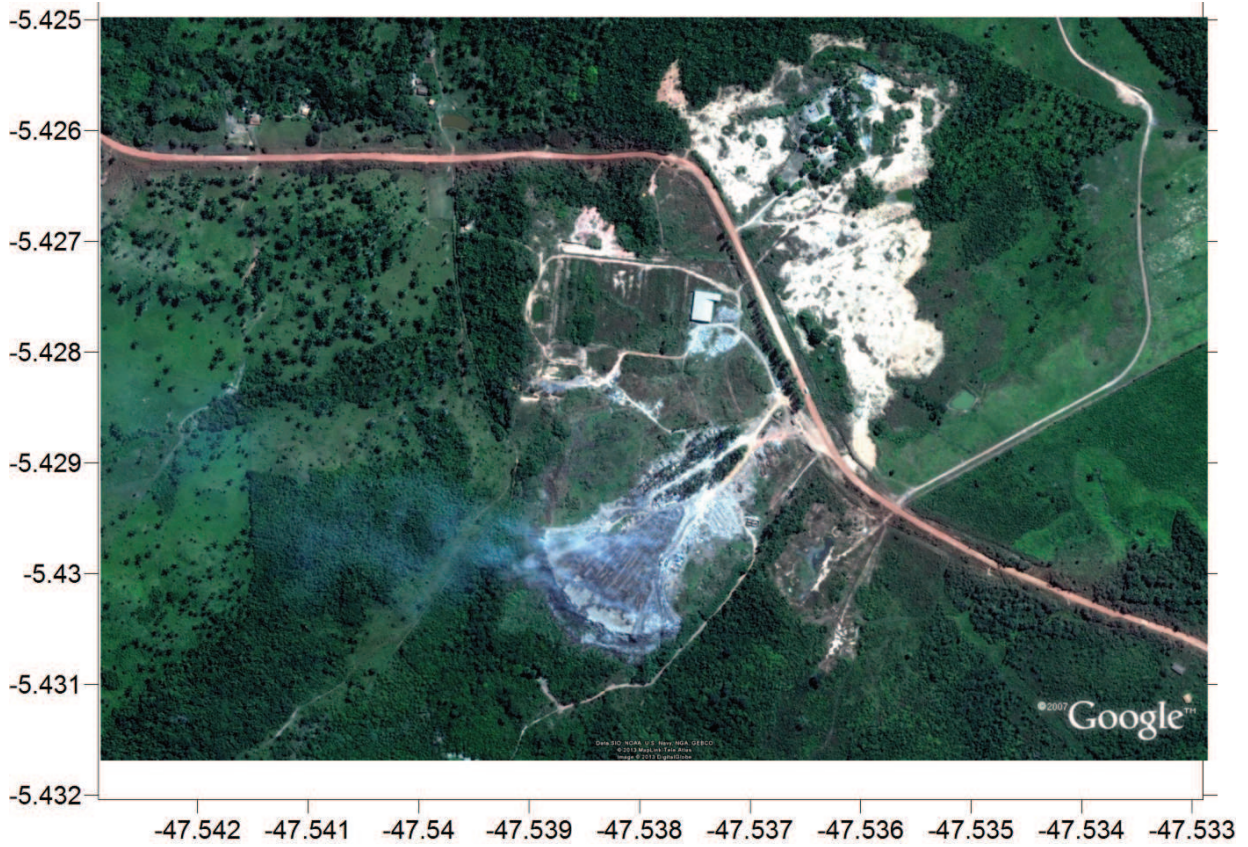


Figura 02: Imagem de satélite da área de estudo (lixão municipal e área de entorno)

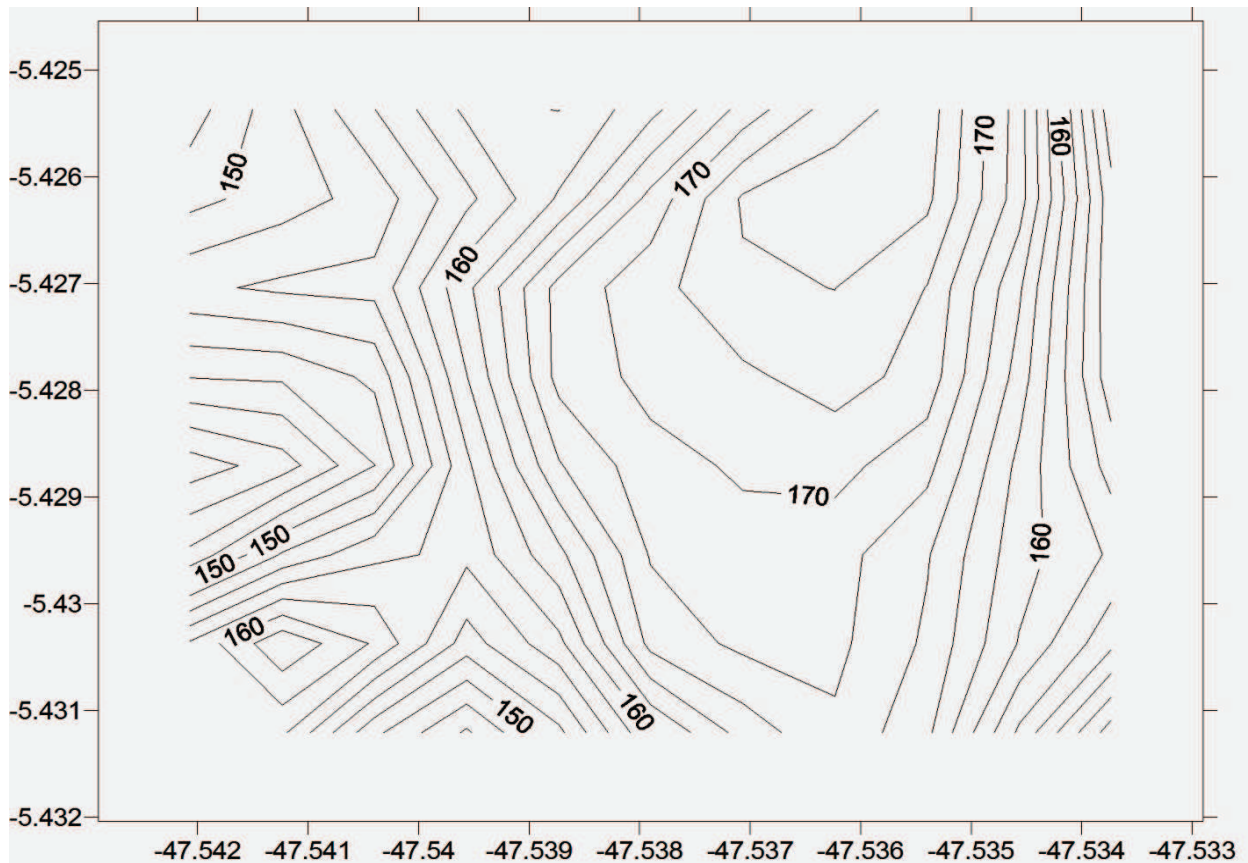


Figura 03: Mapa em em curvas de nível da área de estudo (lixão municipal e área de entorno)

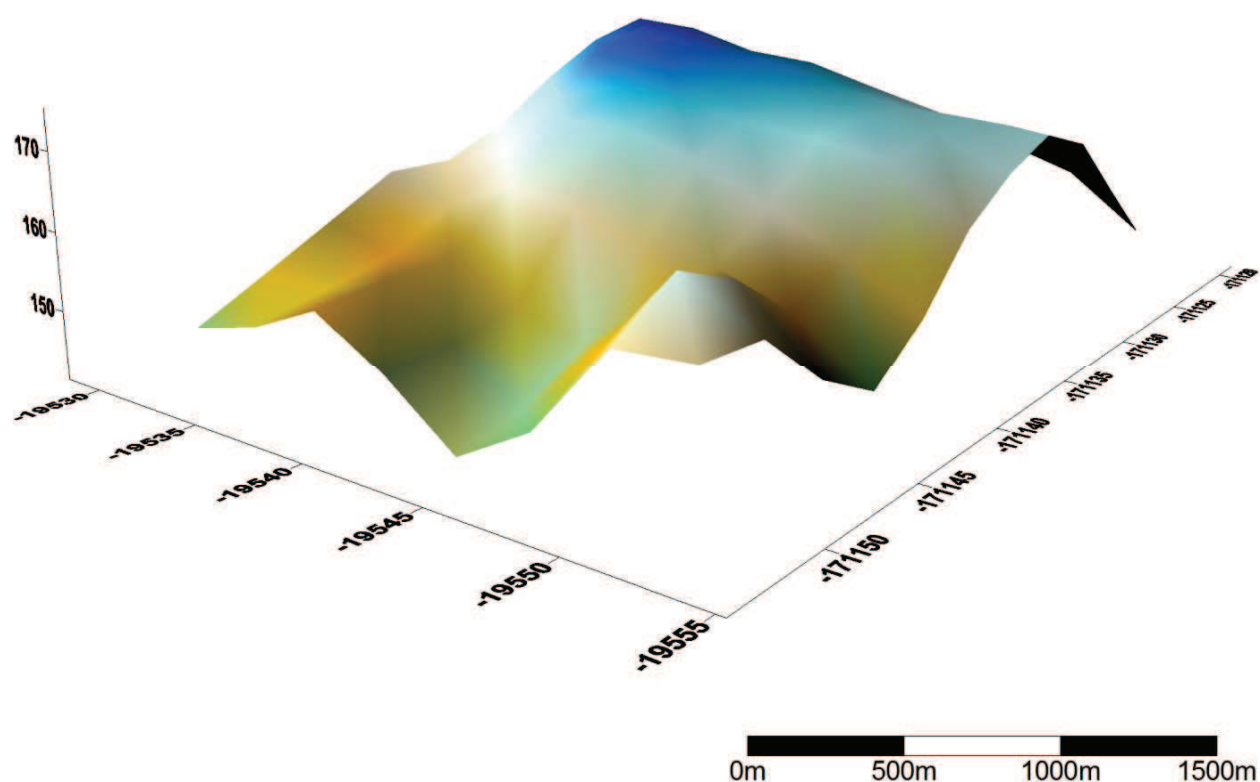


Figura 04: Mapa em 3D da área de estudo (lixão municipal e área de entorno)

2.2. Coletas das amostras de água, solo e sedimentos

As coletas de água, solo e sedimentos superficiais, foram realizadas em 05 pontos de amostragem, distribuídos ao longo da Microbacia do Riacho Barra Grande. Apenas no ponto P6, localizado no centro do lixão, houve coleta de chorume e solo.

Com objetivo de avaliar a variabilidade espacial e temporal nas concentrações de MPT (metais potencialmente tóxicos), foram realizadas quatro campanhas de coleta, sendo uma por mês, durante quatro meses, considerando dois meses de seca (agosto e setembro) e dois meses de chuvas da região (março e abril), sempre em triplicata.

2.3. Coleta e preparação das amostras de água

As amostras de água foram coletadas em aproximadamente, 2,0 cm abaixo da superfície, em garrafas plásticas de 2L, previamente lavadas em laboratório. No local de amostragem, foram lavadas três vezes, consecutivamente, com água dos córregos estudados e preservadas segundo *Standard Methods*, (1998).

Após a coleta, as amostras foram divididas em duas porções de 1L: uma porção foi acidificada, empregando-se HNO₃ 1:1(v/v), e na outra porção, não acidificada, foram determinados os parâmetros físico-químicos e transportadas para o laboratório da Universidade Estadual do Maranhão-UEMA, termicamente isoladas sob resfriamento, em caixa de isopor.

2.4. Coleta e preparação das amostras de sedimento e solo

Para coleta de sedimento foi utilizado, como coletor, um cano de PVC. As amostras de sedimentos, com cerca de 300 g, foram coletadas na camada superficial (0-5 cm). Depois de coletadas, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e transportadas para o laboratório, sob-resfriamento.

No laboratório, foram transferidas para cápsulas de porcelana e secas em estufa a 60° ± 1 C, por 24 horas. A essa temperatura, os metais não são arrastados pelo vapor d'água, podendo-se fazer outras determinações, como, por exemplo, teor de matéria orgânica e carbono orgânico (BRITO-PELEGRINI *et al.*, 2007).

Após a secagem, as amostras foram descompactadas e trituradas em gral de porcelana; em seguida, fracionadas, utilizando-se peneiras de 0,35 mm. O material fracionado foi acondicionado em frasco de polietileno, de cor escura, e submetido à refrigeração até o momento das análises.

As amostras de solo foram coletadas fora da área do lixão, próximos aos córregos, e dentro da área do lixão, na camada de 0-0,2 m. Após a coleta, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos, e em seguida, transportadas para o laboratório, sob resfriamento, em caixa de isopor.

No laboratório, as amostras de solo foram secas ao ar, em bandejas forradas com papelão (EMBRAPA, 1997); após secagem, as amostras foram descompactadas, trituradas e peneiradas em peneiras de 0,35 mm. Os solos fracionados foram acondicionados em frasco de polietileno, de cor escura, e submetido à refrigeração até o momento das análises.

2.5. Determinações em Amostras de Água

2.5.1. Parâmetros físico-químicos determinados

Logo após a chegada das amostras de água, não acidificadas, no laboratório, foram feitas as determinações dos seguintes parâmetros físicos: pH, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido e sólidos totais.

O pH da água foi medido utilizando-se pHmetro de bancada digital, modelo pH 300M da Analyser, previamente calibrado com soluções tampão de pH 4,7 e 9.

A turbidez (NTU – unidade nefelométrica de turbidez) da água foi estimada usando-se um turbidímetro plus microprocessador da Alfakit, calibrado com padrões variando de 50,8 a 545 NTU.

A turbidez corresponde ao grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. Esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que, as partículas que provocam a turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas, bactérias em geral, dentre outros (FIGUEIRÊDO, 2008).

Para a medição de condutividade elétrica (CE) das amostras de água, utilizou-se um condutivímetro digital de bancada, modelo Q-405-M da Quimis, para solução aquosa, calibrado com soluções 0,1 e 0,5 mols L⁻¹.

A condutividade Elétrica (CE) é definida como a medida da habilidade da água de conduzir uma corrente elétrica. Esta habilidade depende da presença de íons (na sua concentração total, mobilidade e valência) e da temperatura de

medição, portanto, representa a medida indireta da concentração de poluentes. A dissolução de eletrólitos em água aumenta a sua condutividade e, dependendo da concentração de eletrólitos totais dissolvidos, pode conferir, ao corpo hídrico, característica eletroquímica que o torna altamente corrosivo (CETESB, 2005).

E, para as determinações de oxigênio dissolvido, empregou-se um oxímetro *Schott* (modelo *handylab OX1/SET*). Os instrumentos foram calibrados de acordo com as instruções do fabricante.

2.5.1.1. Determinação de sólidos totais

Em uma cápsula de porcelana seca, a 105°C, em estufa e previamente tarada, foram adicionados 100 mL da amostra de água. Essa amostra foi submetida à evaporação, a 100°C, em chapa aquecedora. Após a evaporação, o resíduo foi submetido a aquecimento a 105°C, por 2 horas. Decorrido o tempo de 2 horas, a amostra foi resfriada em dessecador e pesada, até a obtenção de peso constante. A concentração de sólidos totais foi obtida por diferença entre o peso inicial da amostra e o peso após a secagem.

2.5.2. Determinações de metais totais

Uma alíquota de 500 ml da amostra acidificada foi pré-concentrada por digestão, com uma mistura 3:1 de HNO₃ e H₂O₂, em chapa aquecedora, até um volume final de 50 ml. Após a digestão, a amostra (50 ml) foi transferida para um balão volumétrico de 50 ml, e armazenada, sob refrigeração, até que as análises fossem realizadas.

2.5.3. Determinações de metais dissolvidos

A preparação das amostras para as determinações de metais dissolvidos foram realizadas da seguinte forma: uma alíquota de 100 mL da amostra acidificada será filtrada a vácuo, utilizando-se membranas de acetato de celulose com porosidade 0,45 μm , para a separação da fração dissolvida do material particulado. Os primeiros 10 mL foram descartados para tirar possíveis contaminantes presentes no funil de placa de vidro sinterizado, o filtrado (fração dissolvida) foi armazenado, sob refrigeração, até a ocasião das análises.

Em sistemas aquáticos, o primeiro processo que ocorre após o aporte de espécies metálicas é a partição entre a fase dissolvida e a particulada. Apenas uma pequena fração da totalidade dos metais dissolvidos existe na forma livre, ou seja, como cátion hidratado. As frações restantes permanecem na forma dissolvida, uma delas associa-se formando complexos estáveis com uma grande variedade de ligantes orgânicos e inorgânicos (TEÓDOLO *et al.*, 2003).

Contudo, na fase dissolvida, as principais substâncias responsáveis pela complexação das espécies metálicas são os compostos orgânicos em solução, sobretudo, as substâncias húmicas e ácidos fúlvicos (SODRÉ, 2005), substâncias estas que constituem a maior porção de matéria orgânica dissolvida em sistemas aquáticos naturais.

A outra fração, de acordo com o autor supracitado, poderá se unir a partículas orgânicas e inorgânicas, incluindo substâncias húmicas, microorganismos, tecido biológico e compostos minerais, por mecanismo de adsorção, precipitação, co-precipitação ou, então, por assimilação por organismo vivo, ficando, nesse caso, na forma particulado em suspensão. As interações de metais com matéria orgânica dissolvida, com o material particulado em suspensão ou com sedimentos exercem um papel essencial no controle da partição e especiação das espécies metálicas em sistemas aquáticos naturais.

A Figura 06 mostra uma apresentação esquemática das possíveis interações de íons metálicos (M^{+n}) em um sistema aquático. Todas essas espécies podem coexistir em um sistema e estar, ou não, em equilíbrio (SILVA, 1996).

Em geral, os materiais particulados em água são aquelas frações de sólidos suspensos que, por definição, ficam retidos por uma membrana filtrante de

porosidade de tamanho nominal $0,45 \mu\text{m}$ (TEMPLETON *et al.*, 2000); ao passo que os filtrados deste processo contêm as espécies dissolvidas. É importante ressaltar que essa definição é puramente operacional. Entretanto, em águas naturais, não existe um limite pré-estabelecido de tamanho dos sólidos suspensos de um material particulado. Nesse sentido, substâncias coloidais ou materiais particulados podem estar presentes na fase dissolvida conforme a porosidade do filtro utilizado.

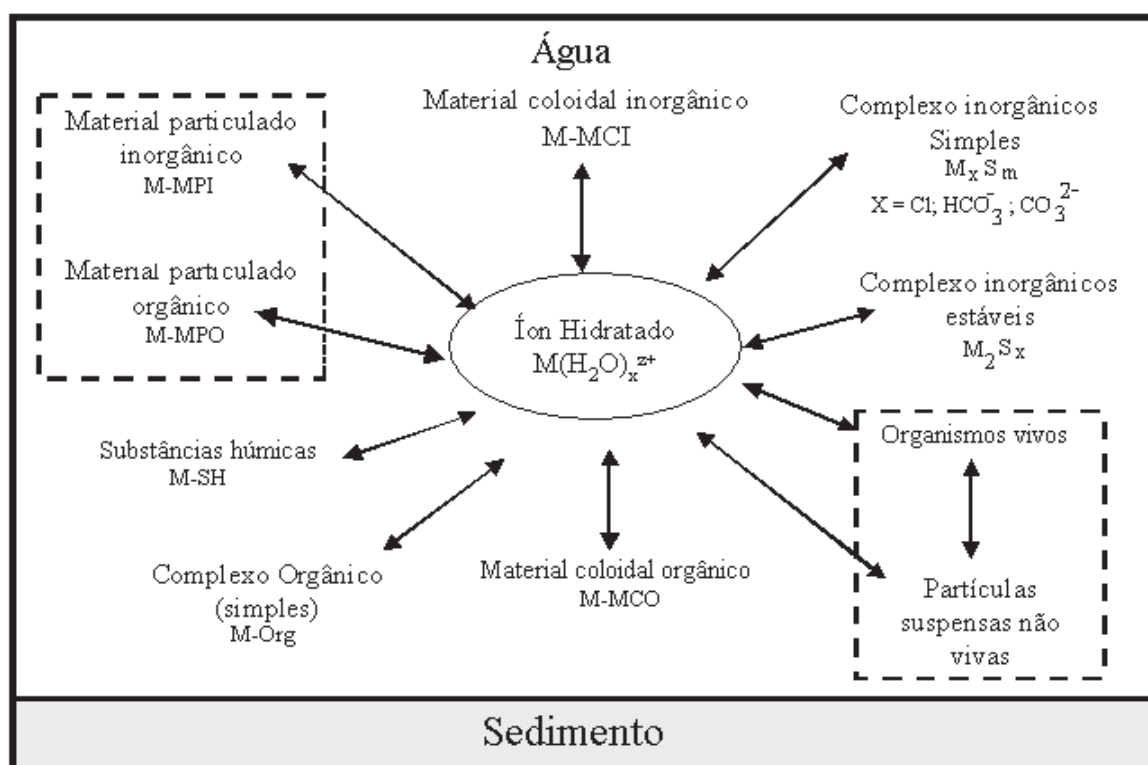


Figura 02: Representação esquemática da partição dos metais (M) em sistemas aquáticos naturais. Fonte: Adaptado com base em Florence (1982) Sturmm e Morgan (1996).

O transporte de metais potencialmente tóxicos em sistema aquático natural é realizado, notadamente, sob a forma dissolvida ou ligado a material particulado em suspensão (MPS) (ESTEVES, 1998; PEÑALVER *et al.*, 1999). A partição entre essas duas fases exerce um controle importante sobre o transporte, reatividade e biodisponibilidade dos metais para a biota aquática (SODRÉ *et al.*, 2004). A distribuição de espécies metálicas entre as duas fases ocorre em função do tipo de metal e da carga total. Devido a essas características, os íons metálicos polivalentes, com elevada densidade de carga e forte tendência à hidrólise, são os que mais facilmente se associam ao material particulado.

2.6. Determinações nas amostras de sedimentos e solo

2.6.1. Determinação da percentagem de matéria orgânica via calcinação (pesagem)

Foi pesado, aproximadamente, 1,0 g de sedimento, seco a 60° C, e fração de 0,35 mm, em cadinho de porcelana, previamente calcinado, a 550° C, e aferido. A amostra de sedimento foi submetida à calcinação, por 4 horas, em forno mufla, a 550° C. Decorrido o tempo de calcinação, o cadinho foi resfriado em dessecador. A percentagem de matéria orgânica foi obtida por meio da diferença entre o peso inicial da amostra e o peso após a calcinação.

2.6.2. Determinação de pH em água e em KCl

Foram pesados 2,5 g dos sedimentos e colocados em béqueres, adicionando-se 25 mL de KCl 1 mol L⁻¹. Foram mantidos sob agitação, por 10 minutos. O pH dos sedimentos foi medido utilizando-se pHmetro digital, previamente calibrado com soluções tampão de pH 4 e 7.

2.6.3. Determinação de metais potencialmente biodisponíveis (MPB)

O método que foi utilizado neste trabalho para a determinação de metais potencialmente tóxicos na fração biodisponível dos sedimentos, foi o proposto por De Paula e Mozeto (2001), que consistiu na realização dos procedimentos abaixo.

Foi transferido, aproximadamente, 1g dos sedimentos e do solo secos, para um erlenmeyer, onde foram adicionados 25 mL de HCl 0,1 mol L⁻¹ e submeteu-se a mistura à agitação, em agitador, por 2 horas. Completado o tempo de extração, a suspensão foi deixada em repouso, por um período necessário para decantação do material sólido, sendo, em seguida, filtrada em papel de filtro quantitativo

Whatmam 41 Ashless. O filtrado foi recolhido em frasco de polietileno e mantido sob refrigeração, até a determinação dos metais.

A biodisponibilidade de metais potencialmente tóxicos em solo ou sedimento deve ser vista como um mecanismo dinâmico, composto por duas fases distintas: processo de dessorção, físico-quimicamente mediado; e um processo de adsorção, fisiologicamente governado (PEIJNENBURG *et al.*, 1997).

Segundo Pinto filho *et al.*, (2012), a biodisponibilidade é governada por alguns fatores, tais como: tipo de solo e a quantidade de componentes químicos; especiação química e concentração dos metais; pH do solo; intemperismo; a relação solo, solução e o tempo de contato do contaminante entre as fases líquida e sólida; fonte do elemento e natureza dos microrganismos. Este conjunto de fatores governa a toxicidade e mobilidade dos íons metálicos na solução do solo.

Joner e Leyval (2001) afirmam que o tempo de contato dos elementos metálicos com os componentes do solo tem relação direta com a sua biodisponibilidade, pois, geralmente, ela decresce com o aumento do tempo de contato.

Assim, a biodisponibilidade pode ser considerada como a fração do metal que está disponível para ser capturada pelos organismos, passando a fazer parte dos seus processos metabólicos (PINTO FILHO *et al.*; 2012).

2.6.4. Determinação de metais totais por espectrometria de absorção atômica

A abertura da amostra foi adaptada do método descrito por Santos (1999) e Silva *et al.*, (2000), onde pesou-se cerca de 0,5 g dos sedimentos secos a 60° C e solo seco ao ar, e prosseguiu-se conforme abaixo.

Foi adicionado ácido nítrico e perclórico, numa proporção 3:1(v/v), deixando-se em repouso, durante a noite, e decorrido esse tempo, procedeu-se à mineralização da mistura (160°C). Em balão de Kjeldhal, sob aquecimento em bloco digestor, adicionou-se ácido nítrico e perclórico numa proporção 3:1(v/v).

Após um breve resfriamento, foram adicionados 2 mL de H₂O₂. A digestão foi feita até que o conteúdo do balão adquirisse uma tonalidade clara. Após realização da digestão, os extratos ácidos foram esfriados à temperatura ambiente,

e em seguida, filtrados em papel de filtro quantitativo e transferidos para balões volumétricos de 50 mL, e o volume, completado com água deionizada.

As determinações de Cd, Cu (II), Pb, Fe (III) e Cr (III) nas amostras foram feitas por espectrometria de absorção atômica em chama (FAAS), com corretor de fundo com lâmpada de deutério. As condições de operação do espectrofotômetro de absorção atômica (FAAS), para cada metal estudado, estão na Tabela 01 abaixo. Soluções padrão foram utilizadas para a calibração do instrumento, sendo preparadas com base em alíquotas de uma solução estoque de 1000 mg L⁻¹, a concentrações específicas para cada metal.

Tabela 01: Condições de operações do FAAS na determinação de Cu, Pb, Fe e Cr

Condições	Metais				
	Cd	Cu	Cr	Fe	PB
Comprimento de onda (nm)	288,	324,7	357,9	248,3	217,0
Fenda (nm)	0,5	0,5	0,2	0,2	1,0
*Lâmpada (mA)	4,0	4,0	7,0	5,0	5,0
Corretor de Background D ₂	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim

*Lâmpada de catodo oco(HCL) da Varian

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Análise físico-química do chorume gerado no Lixão de Imperatriz-MA

Em 2002, Santos e Oliveira realizaram uma avaliação do efeito poluidor do chorume gerado no lixão municipal. À época, verificou-se que a composição do percolado não se encontrava na fase metanogênica, em virtude do seu pH estar na faixa de 6,2. Entretanto, o teor de amônia sofreu variações consideravelmente elevadas durante tal processo investigativo. Associando-o com o valor do pH, pode representar toxicidade quando lançado ao meio ambiente.

Outro dado importante deste trabalho, refere-se às concentrações de cloreto (156,7 mg/L) e alcalinidade total (67,3 mg/L), pois apresentaram valores relativamente baixos; à época, justificáveis, pela baixa concentração de sais no chorume em virtude do pouco tempo de existência do lixão municipal.

Dez anos depois, esta pesquisa constatou uma realidade bem diferente. O valor do pH do chorume, medido em campo, mostrou-se elevado, apresentando variação de 7,2 a 8,3. Estes valores indicam uma tendência mais alcalina, o que pode sugerir a predominância de resíduos sólidos em estado avançado de decomposição. De acordo com Segatto e Silva (2000), valores de pH altos são característicos de um chorume mais antigo, que se encontra em fase metanogênica. Os valores do pH do chorume corroboram com a afirmativa de Souto e Povinelli (2007), que os lixiviados de vários locais de disposição de resíduos no Brasil indicam valores de pH acima de 7,2 (em 78% das medições), indicando um pH alcalino.

Nesta fase, organismos estritamente anaeróbios decompõem os produtos da fermentação ácida (CO_2 , H_2 , e ácidos graxos menores) e os convertem em CH_4 , substâncias húmicas e água. Tais substâncias húmicas são responsáveis pela coloração parda encontrada no lixiviado. A coloração da amostra variou de marrom escuro, o que também indica a formação de substâncias húmicas e fase metanogênica, de acordo com Giordano *et al.*, (2011) .

3.2. Análise físico-química da água dos córregos da área de influência do lixão

Nas tabelas 02 a 07, têm-se os resultados obtidos a partir do monitoramento físico - químico das amostras de água coletadas nos córregos e nascentes da área de influência do lixão da cidade de Imperatriz-MA. Estão amostrados juntamente com os valores estabelecidos para alguns parâmetros preconizados pela Resolução 375/05 do CONAMA.

Tabela 02: Análise do pH das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	Pontos de Amostragem					Conama 375/05
	P1	P2	P3	P4	P5	
1º Coleta	8,4	8,3	8,1	7,3	6,6	
2º Coleta	8,2	8,0	8,0	7,2	6,2	
3º Coleta	7,6	7,5	7,7	7,0	6,0	
4º Coleta	7,2	7,3	7,3	6,8	6,3	
Média	7,8	7,7	7,7	7,0	6,2	6,0 - 9,0

Os valores do pH encontrados situam-se na faixa 6,2 – 7,8. Verificou-se que os pontos de amostragem P1, P2 e P3 apresentaram valores de pH próximos ao do lixiviado, o que pode indicar a contaminação desses córregos devido ao escoamento do chorume. Vale ressaltar, contudo, que, a faixa média encontrada, nos cinco pontos amostrais, tanto no período de seca (1º e 2º coletas), quanto no período de chuva (3º e 4º coletas), encontra-se dentro do referenciado, para manutenção da vida aquática, pela Resolução CONAMA nº 375 de 2005.

Tabela 03: Análise do OD (mg L⁻¹) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	Pontos de Amostragem					Conama 375/05
	P1	P2	P3	P4	P5	
1º Coleta	6,5	6,9	5,4	5,9	5,5	
2º Coleta	6,0	6,1	5,8	5,8	5,3	
3º Coleta	2,4	2,7	2,9	3,1	2,8	
4º Coleta	2,3	2,68	2,43	2,6	2,5	
Média	4,3	4,59	4,13	4,35	4,02	> 5,0

Para o parâmetro oxigênio dissolvido (OD), observa-se na tabela 03 que em todos os pontos amostrados, as concentrações médias estiveram abaixo do limite mínimo de 5 mg L⁻¹ estabelecido para corpos hídricos de classe 2, conforme preconiza a Resolução 375/05 do CONAMA.

Observou-se também que, no período de seca, as concentrações estavam acima do referenciado pelo CONAMA, e no período chuvoso, estavam bem abaixo do valor mínimo previsto.

Vale ressaltar que, de acordo com Brito-Pelegrini *et al.*, (2007), pode-se afirmar que concentração de OD abaixo de 5 mg L⁻¹ indica o consumo de oxigênio dissolvido pela ação redutora da matéria orgânica proveniente de efluentes que são despejados em corpos hídricos, alterando, pois, sua condição de aerobiose.

Tabela 04: Análise da T(°C) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	Pontos de Amostragem					Conama 375/05
	P1	P2	P3	P4	P5	
1º Coleta	29,1	29,6	29,4	29,7	29,3	
2º Coleta	29,0	29,4	29,1	29,5	29,2	
3º Coleta	28,5	28,7	28,4	28,1	28,5	
4º Coleta	27,4	28,2	28,3	27,8	27,9	
Média	28,5	28,9	28,8	28,7	28,7	Nr

Nr – Não referenciado

Ao que se refere à temperatura, observa-se na tabela 04 que tal parâmetro depende da hora da coleta e da sazonalidade, pois, no período de seca, manteve-se em aproximadamente 29°C e no período chuvoso, em torno de 28°C, em todos os pontos amostrados. Vale ressaltar, que, a temperatura média de Imperatriz-MA, no período de seca, oscila entre 35 e 42°C, e no período chuvoso, entre 25 e 29°C.

Embora, as coletas tenham sido realizadas em diferentes momentos, as variações de temperatura da água, nos pontos amostrados, apresentaram certa homogeneidade, oscilando entre 28,5 e 28,9°C.

Importante ressaltar que, tanto a temperatura da água quanto a temperatura do ar são de extrema importância para os sistemas aquáticos e terrestres, pois os organismos possuem diferentes reações às mudanças deste fator. Grande parte dos organismos têm sua temperatura regulada pelo meio externo, e suas reações metabólicas dependem da temperatura da água. Portanto, seu aumento, devido à poluição térmica, causa aceleração dos mecanismos de respiração, nutrição, reprodução e movimentação; caso a temperatura abaixe, o efeito é contrário (SCHIAVETTI, 2007).

Tabela 05: Análise da Turbidez (NTU) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	Pontos de Amostragem					Conama 375/05
	P1	P2	P3	P4	P5	
1º Coleta	73,0	41,7	57,2	50,9	319,8	
2º Coleta	72,0	65,4	64,7	58,5	298,6	
3º Coleta	97,0	72,3	76,2	68,7	267,2	
4º Coleta	86,0	77,5	72,0	71,2	243,7	
Média	82,0	64,2	67,5	62,3	282,3	40 – 100

Com referência ao padrão de turbidez, verifica-se na tabela 05 que, no período chuvoso, os valores encontrados foram superiores aos encontrados no período de seca. Entretanto, nos pontos amostrais P1, P2, P3 e P4, os valores encontrados estão dentro do limite referenciado pelo CONAMA 375/05, variando sua média entre 62,3 e 82,0 NTU.

Considerando que a turbidez da água está diretamente associada com a quantidade de material em suspensão, verificou-se duas possibilidades para explicar o alto teor de turbidez encontrado no ponto Amostral P5: a utilização desta área como bebedouro para gado pelas fazendas localizadas nas proximidades do lixão que ressuspendem os sedimentos para superfície da água e a degradação da mata ciliar.

Tabela 06: Análise da condutividade elétrica ($\mu\text{mS cm}^{-1}$) das amostras de água referentes aos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	Pontos de Amostragem					Conama 375/05
	P1	P2	P3	P4	P5	
1º Coleta	846,5	618,3	564,5	27,2	14,6	
2º Coleta	800,2	625,2	552,9	32,0	15,2	
3º Coleta	786,5	578,8	532,5	26,5	13,6	
4º Coleta	772,8	563,1	521,7	24,3	12,1	
Média	801,5	596,3	542,9	27,5	13,9	Nr

Nr – Não referenciado

A resolução CONAMA 357/05 não estabelece limites para o parâmetro de condutividade, porém segundo a CETESB (2005) a quantidade de sais existentes na água, pode representar, indiretamente, as concentrações de poluentes. De acordo com a CETESB, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, indicam que o ambiente foi impactado.

Para ambientes lóticos não contaminados, a CE varia entre 6 a $30 \mu\text{mS cm}^{-1}$ (PELÁEZ-RODRIGUEZ, 2000). Assim sendo, pode-se inferir que os pontos amostrais P1, P2 e P3 estão contaminados, podendo-se justificar pela proximidade com lixão; já os pontos P4 e P5, por estarem mais distantes da área do lixão, de acordo com os autores acima, não encontram-se contaminados em relação à presença de sais dissolvidos, embora na segunda coleta, o ponto P4 tenha apresentado um valor de alerta ($32,0 \mu\text{mS cm}^{-1}$).

Os valores muito elevados encontrados para a medida da condutividade elétrica das águas amostradas nos pontos de amostragem P1, P2 e P3 evidenciam a presença de altos teores de sais dissolvidos ou ácidos em solução. Estes altos valores observados podem ser explicados pela lixiviação do chorume, uma vez que

o mesmo traz grandes quantidades de íons para os corpos hídricos, o que proporciona maior facilidade na transferência (GIORDANO *et al.*, 2011).

Tabela 07: Análise da STD (mg L^{-1}) das amostras de água dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	Pontos de Amostragem					Conama 375/05
	P1	P2	P3	P4	P5	
1º Coleta	5630,4	5257,5	5348,7	2140,5	2304,5	
2º Coleta	5627,3	5167,9	5334,6	2137,1	2278,9	
3º Coleta	5470,4	5156,3	5328,9	2094,5	2214,1	
4º Coleta	5320,2	5147,5	5241,7	2076,2	2197,5	
Média	5512,0	5182,3	5313,45	2112,0	2248,7	500

Os resultados das análises realizadas para o parâmetro STD (sólidos totais dissolvidos) estão expressos na tabela 07. A quantidade e a natureza dos sólidos (totais, suspensos e dissolvidos) nas águas variam muito. As quantidades de material coloidal não dissolvido e de material em suspensão aumentam com o grau de poluição (ALVES, 2009).

Em todos os pontos amostrais, inclusive comparando os período de seca e chuvas, foram encontrados valores maiores que o referenciado pela Resolução 357/05 do CONAMA, que limita, para a classe 3 de águas doces, em 500mg/L.

Os valores observados para o ponto de amostragem P4 e P5 podem ser explicados pelo uso desse ponto amostral como sedentação de gado ou devido ao grau de degradação das suas margens, o que pode ter ocasionado o carreamento de sedimentos para esse corpo hídrico. Já em relação aos outros pontos amostrais (P1, P2 e P3), os valores observados de sólidos totais dissolvidos podem ser explicados pelo aumento da carga de sólidos em função das descargas de chorume.

3.2.1 Análise dos metais totais e dissolvidos nas amostras de águas dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal

Na tabela 08 abaixo, segue a determinação dos metais potencialmente tóxicos nas amostras de águas dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal, nas frações, total e dissolvida.

Tabela 08: Concentração de metais totais e dissolvidos (mg L^{-1}) nas amostras de águas dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal

PONTOS	Cd	Cu	Cr	Pb
	MT ----- MD	MT ----- MD	MT ----- MD	MT ----- MD
P1	0,006 --- 0,001	1,294 ---- 0,290	0,489 ---- 0,405	1,090 ---- 0,872
	0,006 --- 0,004	1,290 ---- 0,287	0,375 ---- 0,356	1,087 ---- 0,982
	0,005 --- 0,004	1,187 ---- 0,175	0,366 ---- 0,347	0,987 ---- 0,867
	0,005 --- 0,003	1,182 ---- 0,134	0,361 ---- 0,332	0,965 ---- 0,838
	Média	Média	Média	Média
	0,005 ---- 0,003	1,238 ---- 0,221	0,397 ---- 0,360	1,032 ---- 0,889
P2	0,005 --- 0,001	1,056 ---- 0,191	0,496 ---- 0,426	0,968 ---- 0,846
	0,005 --- 0,003	1,054 ---- 0,234	0,435 ---- 0,321	1,025 ---- 0,964
	0,005 --- 0,002	1,023 ---- 0,176	0,400 ---- 0,301	0,897 ---- 0,765
	0,005 --- 0,001	1,021 ---- 0,154	0,371 ---- 0,286	0,786 ---- 0,734
	Média	Média	Média	Média
	0,005 ---- 0,002	1,213 ---- 0,188	0,425 ---- 0,333	0,906 ---- 0,827
P3	0,003 --- 0,001	0,762 ---- 0,217	0,367 ---- 0,355	0,862 ---- 0,811
	0,004 --- 0,002	1,089 ---- 0,246	0,335 ---- 0,312	0,976 ---- 0,824
	0,003 --- 0,003	0,723 ---- 0,187	0,325 ---- 0,287	0,882 ---- 0,865
	0,003 --- 0,002	0,677 ---- 0,157	0,317 ---- 0,276	0,865 ---- 0,765
	Média	Média	Média	Média
	0,003 ---- 0,002	0,812 ---- 0,201	0,336 ---- 0,292	0,971 ---- 0,816
P4	0,003 --- 0,001	0,273 ---- 0,177	0,283 ---- 0,350	1,006 ---- 0,801
	0,003 --- 0,002	0,234 ---- 0,168	0,302 ---- 0,274	0,875 ---- 0,787
	0,002 --- 0,001	0,188 ---- 0,143	0,267 ---- 0,242	0,887 ---- 0,755
	0,002 --- 0,001	0,154 ---- 0,146	0,256 ---- 0,226	0,786 ---- 0,741
	Média	Média	Média	Média
	0,002 ---- 0,001	0,210 ---- 0,158	0,277 ---- 0,273	0,888 ---- 0,771
P5	0,002 ---- 0,001	0,164 ---- 0,168	0,174 ---- 0,154	0,925 ---- 0,815
	0,002 ---- 0,001	0,168 ---- 0,157	0,241 ---- 0,203	0,886 ---- 0,769
	0,001 ---- 0,001	0,153 ---- 0,134	0,167 ---- 0,127	0,801 ---- 0,773
	0,001 ---- 0,001	0,134 ---- 0,124	0,154 ---- 0,138	0,876 ---- 0,668

	Média 0,001 ---- 0,001	Média 0,154 ----- 0,145	Média 0,184 ----- 0,155	Média 0,870 ----- 0,756
CONAMA 357/05 classe I	0,001 mg/L	0,009 mg/L	0,05 mg/L	0,01mg/L
CONAMA 357/05 classe III	0,010 mg/L	0,013mg/L	0,05 mg/L	0,033mg/L

MT - Metais Totais; MD – Metais Dissolvidos

Na tabela 08 estão expressas as concentrações metais potencialmente tóxicos nas amostras de água dos córregos localizados nas proximidades do lixão.

Como se pode observar, em relação ao teor de cádmio total, apenas o ponto amostral P5 encontra-se dentro da concentração permissível preconizada pela Resolução CONAMA 357/05, para águas classe I ($0,001 \text{ mgL}^{-1}$). Em todos os outros pontos, a concentração encontrada foi acima do referenciado, oscilando entre $0,002$ e $0,005 \text{ mg L}^{-1}$. Em relação ao teor de cádmio dissolvido, também considerando o parâmetro para águas classe I, verificou-se ligeiras alterações nos pontos P1, P2 e P3. Considerando, pois, o parâmetro para águas classe III, todos os pontos amostrais, incluindo metais totais e dissolvidos, apresentaram valores abaixo do preconizado pelo CONAMA.

Em relação aos teores de cobre, tanto os totais como os dissolvidos, quando comparados com os parâmetros para águas classe I e III, verificou-se que todos os pontos amostrais apresentaram valores bem acima dos preconizados pelo CONAMA ($0,009 \text{ mg/L}$ e $0,013 \text{ mg/L}$), oscilando entre $1,238$ e $0,154 \text{ mg/L}$, os metais totais e $0,221$ e $0,145 \text{ mg/L}$, os metais dissolvidos.

Quanto aos teores de cromo e chumbo, aconteceu fenômeno semelhante ao do cobre, pois tanto os teores totais como os dissolvidos, quando comparados com os parâmetros para águas classe I e III, constatou-se que todos os pontos amostrais apresentaram valores bem acima do preconizado pelo CONAMA ($0,05 \text{ mg/L}$). Os teores de cromo variaram da seguinte forma: $0,425$ e $0,184 \text{ mg/L}$ (totais) e $0,360$ e $0,155 \text{ mg/L}$. Já os teores de chumbo, oscilaram entre $1,032$ e $0,870 \text{ mg/L}$ (totais) e $0,889$ e $0,756 \text{ mg/L}$ (dissolvidos).

3.3 Análise físico-química dos solos das margens dos córregos da área de influência do lixão

Na tabela 09, encontram-se os valores referentes à análise dos $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e do $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal.

Tabela 09: Análise do $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e do $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	$\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	7,8	7,6	7,5	6,8	6,4
2º Coleta	7,6	7,6	7,4	6,4	6,6
3º Coleta	7,4	7,2	7,1	6,4	6,2
4º Coleta	7,4	7,1	6,9	5,5	5,2
Média	7,5	7,3	7,2	6,2	6,1

Campanhas de coleta	$\text{pH}_{(\text{KCl})}$				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	7,4	7,3	7,5	5,0	6,0
2º Coleta	7,5	7,4	7,4	6,2	6,3
3º Coleta	7,2	7,3	6,8	4,9	5,1
4º Coleta	7,2	7,1	6,5	4,7	5,8
Média	7,3	7,2	7,0	5,9	5,8

$\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$	- 0,2	- 0,1	- 0,2	- 0,3	- 0,3
---	-------	-------	-------	-------	-------

Na tabela 09 nos pontos de amostragem P1, P2 e P3, em virtude da reação alcalina, devido aos pH's encontrados ($\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e $\text{pH}_{(\text{KCl})}$) estarem acima de 7,0, metais potencialmente tóxicos podem estar solubilizando, precipitando e/ou complexando (BEVILACQUA *et al.*, 2009). Considerando a proximidade dos pontos com o lixão, verificou-se, que o solo de toda essa área de entorno encontra-se afetado pelo material percolado proveniente do lixão. Esta asseveração vem do fato de que o pH do chorume foi maior que 7,0, e que os solos que estão diretamente

relacionados, tendem a elevar-se para valores próximos do mesmo.

Em relação aos pontos amostrais (P4 e P5), os valores de pH observados indicam que esses solos são de reação ácida. De acordo com Kabata Pendias e Pendias (2001), solos de reação ácida favorecem a disponibilidade e ação tóxica de metais pesados. Para Sparks (1995), em condições ácidas, o fenômeno de adsorção é mais importante no controle de disponibilidade de metais, enquanto que a reação de solubilidade ou precipitação e complexação, têm influência em condições neutras ou alcalinas.

O valor do pH em cloreto de potássio (KCl), com valores mais baixos do que o pH em água, resultou em valores de delta de pH ($\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$) negativos, indicando, que ocorre nos solos, predominância de argila silicatada (KIEHL, 1979). Todos os valores de ΔpH apresentaram cargas negativas líquidas, indicando a existência de capacidade de troca catiônica, ou seja, com capacidade de adsorver mais cátions do que ânions. Quando os valores do $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ são iguais aos valores de pH em KCl, o balanço de cargas é nulo, retendo o solo, cátions e ânions em baixas quantidades e nas mesmas proporções.

Tabela 10: Análise do percentual de matéria orgânica das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	M.O (%)				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	7,2	9,2	5,6	2,7	1,7
2º Coleta	7,4	9,0	7,6	3,4	1,6
3º Coleta	6,8	7,8	5,6	2,3	1,2
4º Coleta	6,5	7,5	5,4	2,1	0,7
Média	6,9	8,3	6,05	2,62	1,3

Em relação aos teores de matéria orgânica, segundo Alcântara e Pierangeli (2011), valores acima de 10%, indicam predominância de compostos orgânicos, e abaixo de 10%, de compostos inorgânicos ou minerais, com predominância de sílica, argila e compostos como, cálcio, ferro e manganês. Através da tabela 10, observa-se que, em todos os pontos, os teores deram abaixo de 10%, tanto no período de seca como no período chuvoso, o que reflete, a princípio, a mineralização da matéria orgânica presente nestes solos.

Tabela 11: Análise da condutividade elétrica ($\mu\text{mS cm}^{-1}$) das amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	C.E ($\mu\text{mS cm}^{-1}$)				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	131,1	114,5	97,6	18,0	16,1
2º Coleta	123,4	111,7	90,3	17,2	15,4
3º Coleta	115,6	102,8	86,9	15,4	11,7
4º Coleta	103,4	101,0	76,3	13,8	10,9
Média	118,3	107,5	87,7	16,1	13,5

Quanto ao parâmetro de condutividade elétrica, através da tabela 11 acima evidenciou-se que há indícios de concentração de compostos iônicos dissolvidos, pois os valores obtidos para os pontos de amostragem P1, P2 e P3, sugerem alta solubilização dos componentes (íons) presentes nos solos de toda esta área de entorno. Segundo Bevilacqua *et al.*, (2009), em solo, a força iônica do meio pode fazer com que os metais se tornem disponíveis para estratificação do solo, tornando-se um parâmetro importante. Quanto maior a quantidade de íons dissolvidos presentes nos solos, maior será o valor da condutividade elétrica obtida. Ressalta-se, ainda que, a variação de condutividade está associada com quantidades de íons presentes no ambiente.

3.4 Análise dos teores de metais potencialmente tóxicos nos solos das margens dos córregos da área de influência do lixão

Por não existir uma legislação que estabeleça os níveis de metais no solo do estado do Maranhão, de acordo com o seu uso, os resultados que constam neste trabalho são comparados com os de referência, de alerta e de intervenção de elementos inorgânicos, para controle de qualidade do solo (com uso agrícola, residencial ou industrial) estabelecidos pela CETESB (2005), para o estado de São Paulo.

Tabela 12: Concentração de metais totais (mg kg^{-1}) amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

PONTOS	Cd	Cu	Cr	Pb
P1	1,6	237,0	60,4	93,8
	1,6	243,1	60,2	90,1
	1,2	226,9	58,7	82,0
	1,1	208,3	55,4	80,4
	Média	Média	Média	Média
	1,4	228,8	58,6	86,5
P2	2,1	270,9	53,8	139,5
	1,9	245,7	51,0	135,6
	1,9	234,3	50,5	128,9
	1,4	231,0	48,9	122,0
	Média	Média	Média	Média
	1,8	245,4	51,0	131,5
P3	1,9	209,4	51,7	82,4
	1,7	210,4	51,0	80,0
	1,4	207,2	48,1	74,7
	0,9	200,5	43,5	71,0
	Média	Média	Média	Média
	1,4	206,8	48,6	77,0
P4	0,5	45,0	39,6	81,0
	1,1	52,0	41,0	76,2
	0,5	44,3	37,2	57,0
	0,4	39,8	36,9	56,3
	Média	Média	Média	Média
	0,6	45,3	29,4	67,6
P5	0,9	26,6	31,7	73,1
	0,7	28,7	31,0	72,0
	0,7	23,0	27,6	65,3
	0,5	21,7	26,2	58,9
	Média	Média	Média	Média
	0,7	25,0	29,1	67,3
V.R	< 0,5	35	40	17
V.A	3	60	75	100
V.I	10	100	300	200

De acordo com a tabela 12, verifica-se que em relação a todos os metais investigados, os pontos amostrais P1, P2 e P3 apresentaram concentrações acima dos valores de referência de qualidade estabelecidos pela CETESB (2005), o que indica que a área está sofrendo influência direta do lixão municipal.

Em relação ao cádmio, todos os pontos amostrados apresentaram alterações, quanto ao valor de referência da CETESB (2005), entretanto, estão

dentro da faixa limite referenciada para os valores de alerta e de intervenção.

Quanto aos teores de cobre, os pontos P1, P2 e P3 apresentaram concentrações acima dos valores de interferência (100 mg kg^{-1}), e em P4, a concentração está acima do valor de referência, de acordo com a CETESB (2005).

Para o cromo, os valores das concentrações nos pontos de amostragem controle (P4 e P5), estiveram abaixo do valor de referência, conforme CETESB (2005). Nos pontos P1, P2 e P3, a concentração de Cr encontra-se acima dos valores de referência, em relação aos parâmetros de qualidade estabelecidos para os solos do estado de São Paulo.

Em relação à concentração de chumbo, exceto no ponto P2, que apresentou um valor acima do de alerta (prevenção), em todos os outros pontos amostrais, os valores estão acima do de referência, de acordo com CETESB (2005).

Comparando-se os intervalos das concentrações obtidas nos solos do lixão de Imperatriz-MA, com os propostos pela CETESB (2005) para o critério de qualidade dos solos da cidade de São Paulo, pode-se deduzir que os elementos estudados apresentam acumulação nos solos, devido a reações de oxirredução, ou atividades biológicas, além de mudanças nas características físicas e químicas da área, em virtude de intervenções antrópicas. Assim, esses solos podem ser considerados como fonte secundária de contaminação para a os lençóis freáticos, visto que a maioria dos pontos registram concentrações elevadas, quando comparada aos critérios utilizados nesse estudo.

Realizada a análise dos metais totais, passa-se então à análise da distribuição de acúmulo dos metais biodisponíveis, disposta na tabela 12.

Tabela 13: Concentração de metais biodisponíveis (mg kg^{-1}) nas amostras de solo das margens dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

PONTOS	Cd	Cu	Cr	Pb
P1	1,4	12,2	20,3	14,8
	1,2	13,4	20,0	13,8
	1,1	12,0	18,7	12,5
	1,1	11,6	17,9	12,6
	Média	Média	Média	Média
	0,9	12,3	19,2	13,4
P2	1,2	21,5	20,8	18,5
	0,9	20,7	20,0	18,0
	0,9	18,7	19,1	17,2
	0,7	17,0	18,7	17,2
	Média	Média	Média	Média
	0,6	19,5	19,6	17,7
P3	1,6	69,8	15,7	12,7
	1,4	67,6	15,1	12,6
	1,2	67,0	13,2	11,0
	1,2	65,2	13,0	10,4
	Média	Média	Média	Média
	0,9	67,5	14,2	11,7
P4	0,3	14,2	14,4	6,6
	0,3	14,0	13,7	6,3
	0,2	12,3	12,0	5,4
	0,2	11,0	11,4	5,1
	Média	Média	Média	Média
	0,2	12,9	12,9	5,8
P5	0,3	12,8	12,8	5,7
	0,3	12,3	12,7	5,4
	0,2	11,0	10,0	5,3
	0,2	10,6	9,8	5,0
	Média	Média	Média	Média
	0,2	11,7	11,3	5,3
Apodi-RN	0,014	1,16	0,45	0,21

O que se observou nesta pesquisa através da tabela 13, é que, os teores dos metais biodisponíveis assim como os metais totais indicaram uma grande variabilidade de acúmulo desses elementos (Cr, Cd, Cu e Pb) nos solos estudados. O padrão de distribuição espacial de acúmulo encontrado pode estar relacionado às diferenças físicas e químicas do solo e, sobretudo, às características físicas e químicas dos metais, evidenciando mudanças nas condições ambientais tais como: pH, mudança no potencial redox e interferência antrópica.

Os resultados da tabela 13 indicam que uma fração considerável dos metais investigados está absorvida no solo por interações eletrostáticas ou de Van Der Waals, por complexos com baixa estabilidade. Conseqüentemente, eles estão biodisponíveis para água e vegetação, na área de influência do lixão. Sendo assim, esses elementos podem ser trocados facilmente por outros (troca iônica) devido à agitação térmica, ou quando há variação no pH (BEVILACQUA *et al.*, 2009).

Outro fator que deve ser considerado é o clima a que estão submetidos, pois, ambientes tropicais chuvosos propiciam a lixiviação mais intensa, mas ao mesmo tempo, favorecem a formação de oxi-hidróxidos de Fe e Mn, que ajudam a fixar os elementos (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2006).

Comparando-se os resultados encontrados nesta pesquisa, com resultados de uma pesquisa correlata no Rio Grande do Norte, na cidade de Apodi, verifica-se que, mesmo nos pontos mais distantes da área do lixão municipal, os valores encontrados são bastante superiores.

3.5 Análise físico-química do sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal

Abaixo, segue a caracterização físico-química do sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do lixão municipal.

Tabela 14: Análise do $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ e do $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ das amostras de sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	$\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	6,7	6,6	7,0	6,6	6,2
2º Coleta	6,5	6,6	6,4	6,2	6,2
3º Coleta	6,5	6,3	6,1	6,2	6,0
4º Coleta	6,3	6,0	5,9	5,7	5,6
Média	6,5	6,37	6,35	6,17	6,0

Campanhas de coleta	$\text{pH}_{(\text{KCl})}$				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	6,4	6,3	6,5	4,7	5,6
2º Coleta	6,4	6,4	6,4	6,2	5,3
3º Coleta	5,8	6,3	5,8	4,8	5,0
4º Coleta	5,5	6,1	5,5	4,6	5,0
Média	6,0	6,27	6,05	5,0	5,22

$\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$	- 0,5	- 0,1	- 0,3	- 1,17	- 0,78
---	-------	-------	-------	--------	--------

Na tabela 14, verifica-se que em todos os pontos de amostragem o sedimento apresentou uma reação ácida, oscilando entre 5,2 e 6,5, considerando os pH's em H_2O e em KCl.

Como já mencionado anteriormente, tal como em solos, de acordo com Kabata Pendias e Pendias (2001), sedimentos de reação ácida também favorecem a disponibilidade e ação tóxica de metais pesados. E como em todos os pontos amostrais os valores de delta de pH ($\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$) também foram negativos, tal como ocorre nos solos, há, nos sedimentos predominância de argila silicatada (KIEHL, 1979).

Tabela 15: Análise do percentual de matéria orgânica das amostras de sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	M.O (%)				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	7,0	8,2	5,2	2,5	1,5
2º Coleta	7,0	8,0	6,6	3,0	1,5
3º Coleta	6,5	7,5	5,1	2,0	1,0
4º Coleta	6,3	7,5	5,0	2,0	0,6
Médias	6,7	7,8	5,47	2,37	1,15

Em relação aos teores de matéria orgânica, mantendo o critério de Alcântara e Pierangeli (2011), onde os mesmos definem que valores acima de 10%, indicam predominância de compostos orgânicos, e abaixo de 10%, de compostos inorgânicos ou minerais, com predominância de sílica, argila e compostos como, cálcio, ferro e manganês, constatou-se que, através da tabela 15, em todos os pontos amostrais, os teores deram abaixo de 10%, tanto no período de seca como no período chuvoso, representando, pois, um predomínio ou acúmulo de matéria orgânica.

Tabela 16: Análise da condutividade elétrica ($\mu\text{mS cm}^{-1}$) das amostras de sedimento corrente dos córregos localizados na área de influência do Lixão Municipal

Campanhas de coleta	C.E ($\mu\text{mS cm}^{-1}$)				
	P1	P2	P3	P4	P5
1º Coleta	121,7	114,0	95,6	16,0	15,1
2º Coleta	120,0	110,2	87,3	16,2	14,4
3º Coleta	112,6	101,0	86,0	15,0	11,0
4º Coleta	101,2	100,0	75,1	12,7	10,0
Média	113,87	106,3	61,0	14,97	12,62

Quanto ao parâmetro de condutividade elétrica, através da tabela 16 acima evidenciou-se que há indícios de concentração de compostos iônicos dissolvidos, tal como ocorre com os solos, pois os valores obtidos para os pontos de amostragem P1, P2 e P3, sugerem alta solubilização dos componentes (íons) presentes nos solos de toda esta área de entorno.

3.6 Análise dos teores de metais totais e biodisponíveis no sedimento corrente dos córregos da área de influência do lixão

Nas Tabelas 17 e 18, apresentam-se os resultados das concentrações (mg kg^{-1}) dos metais totais e dos metais biodisponíveis no sedimento, respectivamente. Os trabalhos de Bruijun *et al.*, (2000) e Thomas (1987) foram utilizados como parâmetros para a análise do índice de contaminação deste compartimento ambiental.

Tabela 17: Concentração (mg kg^{-1}) dos metais totais no sedimento corrente dos córregos na área de influência do lixão, em relação aos valores propostos por Bruijun *et al.*, (2000)

PONTOS	Cd	Cu	Cr	Pb
P1	2,4*	209,4**	55,3	156,5*
	2,2	208,7	54,0	155,0
	2,0	200,1	51,2	136,6
	2,0	200,0	50,8	136,1
	Média	Média	Média	Média
	1,5	152,2	52,8	107,0
P2	1,1	53,1*	60,0	71,6
	1,1	52,0	62,1	70,0
	1,0	50,0	56,4	65,3
	0,7	50,2	52,2	62,1
	Média	Média	Média	Média
	1,0	38,0	57,7	67,5
P3	0,8	56,5*	47,0	102,2
	0,8	56,0	46,5	100,0
	0,6	50,1	40,4	98,7
	0,5	48,7	40,0	98,0
	Média	Média	Média	Média
	0,7	38,7	43,5	75,0
P4	0,8	32,1	39,4	56,1
	0,7	30,0	39,0	55,8
	0,5	28,7	30,6	53,2
	0,5	28,0	28,4	51,0
	Média	Média	Média	Média
	0,6	29,7	34,35	54,0
P5	0,3	26,5	30,7	55,3
	0,2	26,0	30,5	54,0
	0,2	24,3	27,4	50,0
	0,2	24,2	26,0	48,6
	Média	Média	Média	Média
	0,2	25,2	28,6	52,0

**Acima da concentração máxima permissível (Cd = 30, Cr = 1720, Cu = 73, Pb = 4800,0),

*Acima da concentração negligenciável, em mg kg^{-1} (Cd = 1,1, Cr = 116, Cu = 36, Pb = 132).

Tabela 18: Concentração (mg kg^{-1}) dos metais biodisponíveis no sedimento corrente dos córregos na área de influência do lixão em relação aos valores propostos por Bruijun *et al.*, (2000)

PONTOS	Cd	Cu	Cr	Pb
P1	1,9*	88,3	18,4	18,4
	1,8	87,2	17,0	18,0
	1,8	85,0	16,3	17,1
	1,6	84,7	15,7	16,8
	Média	Média	Média	Média
	1,3	86,3	16,8	17,6
P2	0,7	17,2	13,7	13,7
	0,6	17,0	13,0	13,0
	0,6	15,4	12,5	12,7
	0,4	15,1	11,7	12,5
	Média	Média	Média	Média
	0,6	16,1	12,7	13,0
P3	0,8*	16,6	13,4	13,4
	0,7	15,7	13,2	13,0
	0,7	15,2	10,5	12,5
	0,6	15,0	10,0	12,5
	Média	Média	Média	Média
	0,5	15,6	11,8	12,8
P4	0,3	16,5	11,4	11,4
	0,3	15,8	11,5	11,2
	0,3	15,0	10,8	10,8
	0,2	15,0	10,1	10,4
	Média	Média	Média	Média
	0,3	15,5	11,0	10,9
P5	0,2	18,6	11,6	11,6
	0,2	18,4	11,2	11,1
	0,2	17,3	11,0	10,2
	0,1	17,1	10,2	9,8
	Média	Média	Média	Média
	0,2	13,6	11,0	10,7

Acima da concentração máxima permissível (Cd= 30, Cr= 1720, Cu= 73, Pb= 4800,

*Acima da concentração negligenciável, em mg kg^{-1} (Cd= 1,1, Cr= 116, Cu= 36, Pb= 132).

De acordo com as tabelas 17 e 18, pode-se constatar que, em relação aos teores de cádmio, apenas o ponto amostral P1 apresentou valor acima do negligenciável, de acordo com o proposto por Bruijun *et al.*, (2000). Já em relação ao cobre, o ponto amostral P1 também se destaca, pois apresenta concentração acima do máximo permissível de acordo com o critério adotado nesta pesquisa, e os pontos P2 e P3, encontram-se acima do negligenciável. Quanto aos teores de cromo e chumbo, todos os pontos amostrados estão dentro do limite estabelecidos para esta pesquisa.

As diferenças observadas no acúmulo de metais nos sedimentos podem estar relacionadas às características físicas e químicas dos mesmos, que influenciam fortemente na adsorção dos metais em sua superfície, de acordo com Bevilacqua *et al.*, (2009).

Vale ressaltar que, os metais podem ser acumulados nos sedimentos de lagos e rios, e mudanças nas condições ambientais podem afetar sua biodisponibilidade. Uma vez sedimentados, esses metais podem ser novamente liberados para a coluna d'água, dependendo de reações de oxirredução, ou de processos de ressuspensão de origem física (correnteza), biológica (atividade dos organismos que vivem nos sedimentos) e humana (COTTA; REZENDE; PIOVANI, 2005).

Cabe ressaltar que, o critério de comparação utilizado na avaliação da distribuição dos MPT na fração total, apontam o acúmulo desses nos sedimentos dos córregos que estão sob influência do lixão municipal. Assim, esses sedimentos podem ser considerados como fontes secundárias de contaminação para a coluna d'água, visto que a maioria dos pontos registra concentrações elevadas, quando comparadas aos critérios utilizados nesse estudo, exceto para o ferro.

4. CONCLUSÃO

As principais conclusões alcançadas foram as seguintes:

- ✓ O chorume, atualmente, gerado pelo lixão municipal da cidade de Imperatriz-MA, encontra-se em fase metanogênica, o que pode estar atrelado ao tempo de existência do lixão municipal;
- ✓ No que tange à caracterização físico-química, tanto a água, como solo e o sedimento corrente apresentaram valores de pH muito próximos ao do lixiviado; no caso específico da água, seguido de baixo teor de oxigênio dissolvido. Outro parâmetro que chamou a atenção foi a condutividade elétrica, que também nos três compartimentos (água, solo e sedimento) apresentaram valores elevados, especialmente nos pontos amostrais P1, P2 e P3, o que pode ser um indicativo importante da influência do chorume, pois a presença de altos teores de sais dissolvidos ou ácidos em solução podem ser carregados pela lixiviação do mesmo, proporcionando maior facilidade na transferência;
- ✓ Quanto à contaminação por metais potencialmente tóxicos, observou-se que, nas amostras de água, todos os metais analisados apresentaram características de acúmulo acima do permissível de acordo com a Resolução do CONAMA 357/05;
- ✓ No solo, de acordo com os parâmetros da CETESB, todos os metais investigados encontram-se acima dos valores de referência, destacando-se os teores de cobre, que estão, em alguns pontos, acima dos valores de interferência e de chumbo, que supera os valores de alerta ou prevenção no ponto amostra P2. Vale ressaltar que, o padrão de distribuição espacial de acúmulo encontrado pode estar relacionado às diferenças físicas e químicas do solo e, sobretudo, às características físicas e químicas dos metais, evidenciando mudanças nas condições ambientais tais como: pH, mudança no potencial redox e interferência antrópica;
- ✓ No sedimento corrente, verificou-se que exceto em relação aos teores de cromo e chumbo, os outros metais investigados (Cd e Cu) apresentaram características de acúmulo, especialmente o cobre, que

apresentou valores acima do máximo permissível de acordo com o critério adotado nesta pesquisa. Importante destacar que os metais podem ser acumulados nos sedimentos de lagos e rios, e mudanças nas condições ambientais podem afetar sua biodisponibilidade.

- ✓ E, por fim, embora esta pesquisa não tenha o interesse de esgotar a discussão sobre tal temática, depreende-se, a partir dos resultados a necessidade de algumas medidas de urgência, tanto visando o aspecto da saúde pública como o aspecto ambiental. São elas: o ideal seria que fosse construído o aterro sanitário, entretanto, como esta medida vem sendo protelada ao longo dos anos, pequenas melhorias poderiam ser ofertadas, como o fornecimento de EPI's aos catadores; em parceria com instituições de ensino superior, trabalhar com formas de tratamento do chorume, como prevê Giordano *et al.*, (2011); promover visitas técnicas com equipes da vigilância ambiental em saúde, dentre outras tantas ações, que não, necessariamente, onerariam o poder público municipal.

REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Resíduos sólidos**. 2004.

ALCÂNTARA, A. J. O.; PIERANGELI, M. A. P. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres-MT. *In*: Santos J. E.; Galbiati, C.; Moschini, L. E. **Gestão e Educação Ambiental: água, biodiversidade e cultura**. São Carlos: Editora Rima, 2011.

ALVES, R. I. S. **Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias, parasitas e metais pesados em água superficial no córrego Ribeirão Preto**. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental) – USP, São Paulo, 2009.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. trad. Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. Porto Alegre: Bookman, 2010.

BEVILACQUA, J. E.; LICHTIG, J.; MASINI, J.C. Extração Seletiva de Metais Pesados em Sedimentos de Fundo do Rio Tietê, São Paulo, **Química Nova**, n. 1, v. 32, p. 26-33, 2009.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referenciado estado do Pernambuco**. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) – UFRPE, Recife, 2010.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010** - Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Publicação no DOU dia 03/05/2010.

BRITO-PELEGRINI, N. N. de; PELEGRINI, R.T.; PATERNIANI, J.E.S. **Caracterização Física, Química e Biológica do Percolado do Aterro Sanitário da Cidade de Limeira –SP**. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 4, n. 1, p. 054-066, jan/jun 2007.

BRUIJUN, J.; CROMMENTUIJN, T.; SIJM, D.; VAN DENHOOP, M.; VAN LEEUWEN, K.; VAN PLASSCHE, E. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 60, p. 121-143, 2000.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de Gerenciamento de áreas Contaminadas**. Projeto Cooperação Brasil/Alemanha/CETESB-GTZ. São Paulo: CETESB, 2005. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

COVELO, E.F.; VEGA, F.; ANDRADE, M. L. Heavy metal sorption and desorption capacity of soils containing endogenous contaminants. **Journal of Hazardous**

Material, n.143, p.419-430, 2007.

COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. A. O. O.; PIOVANI, M. R. Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - Petar, São Paulo, Brasil. **Quim. Nova**, Vol. 29, No. 1, 40-45, 2006.

DE PAULA, 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, p. 1139-1151, 2001.

DIAS, N. C. **Caracterização e Tratamento do Percolado do Aterro Sanitário da Caximba (Curitiba – PR)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). PUC-PR. Curitiba, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamento de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FIGUEIRÊDO, C. S. **Caracterização físico-química e microbiológica da Lagoa de polimento e das lagoas do entorno do aterro sanitário de Pontal do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos). UFPR. Pontal do Paraná, 2008.

FLORENCE, T. M. The speciation of trace elements in waters. **Talanta**, v. 29, p. 345-364, 1982.

FONTES, M. P. F.; GOMES, P. C. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the minerals matrix of tropical soils. **Applied Geochemistry**. n.18, p.795-804, 2003.

GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O.; CARVALHO, R. J. **Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ, 2011.

GUEDES, M. R. **Metais pesados em solos: ocorrência**. 2008. Disponível em: <<http://scienceblogs.com.br/geofagos/2008/07/metais-pesados-em-solos-ocorrencia.php>>. Acesso em: 29 jun. 2011.

GUIMARÃES, C. P. **Aplicação de indicadores da qualidade ambiental em um aterrosanitário no norte de Mato Grosso**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física, Cuiabá, 2009.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 05/03/2012.

IMPERATRIZ – SECRETARIA DE INFRA-ESTRUTURA. **Disposição final de resíduos sólidos em 2011/2012**. Disponível em: <<http://www.imperatriz.ma.gov.br>>. Acesso em 05/07/2012.

JONER, E. J.; LEYVAL, C. Influence of arbuscular mycorrhiza on clover and ryegrass grown together in a soil spiked with polycyclic aromatic hydrocarbons. **Mycorrhiza**, 10:155-159, 2001.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton, CRC Press, 2001.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e Águas** - Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas. Juiz de Fora: 2001.

MARANHÃO. **Relatório sobre a disposição final dos resíduos sólidos nos 217 municípios realizado pelo Ministério Público em 2010**. Disponível em: <<http://www.ma.gov.br>>. Acesso em 05/06/2012.

MARANHÃO. **Zoneamento Ecológico Econômico do Maranhão – 2010**. Disponível em: <<http://www.ma.gov.br/zee>>. Acesso em 15/07/2011.

MOREIRA, D. A.; MARTINEZ, M. A.; SOUZA, J. A. R.; MATOS, A. T.; REIS, C. REIS, E. L. Determinação das características de resíduo sólido urbano aterrado. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 099-108, 2010.

NAGALLI, A. **Diagnóstico e Avaliação dos Impactos Ambientais de Aterros de Disposição de Resíduos no Estado do Paraná – Estudo de Caso dos Municípios de Jacarezinho e Barra do Jacaré**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). UFPR. Curitiba, 2005.

PEIJNENBURG, W. J. G. M.; POSTHUMA, L.; EIJSACKERS, H. J. P.; ALLEN, H. E. A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.37, p.163-172, 1997.

PELÁEZ-RODRIGUEZ, M. **Análise da qualidade da água e aplicação do índice de proteção da vida aquática (IVA) em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos). USP, São Carlos, 2000.

PEÑALVER, M. T. H.; MELIÁN, M. G.; PÉREZ, R. C.; PEÑA, O. S. Fracciones biodisponibles de arsénico, plomo, cadmio y mercurio en sedimentos de corrientes superficiales seleccionadas. **Revista Cubana de Higiene, Epidemiología y Microbiología**, v. 37, n. 3, p. 132-135, 1999.

PIAZ, J. F. D.; FERREIRA, G. M. V. Gestão de resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marau – RS. **Revista de Gestão Social e Ambiental - RGSA**, São Paulo, v.5, n.01, p. 33-47, 2011.

PINTO FILHO, J. L. O.; SOUZA, M. J. J. B.; SANTO, E. G.; GÊ, D. R. F.; CÉSAR FILHO, P. Monitoramento dos teores totais e disponíveis de metais pesados no lixão do município de Apodi-RN. **Revista Verde**, n.1, v.7, p. 141 – 147, 2012.

SANTOS, A. **Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficiais Anhumas-Américo Brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

SANTOS, Q. M. O.; OLIVEIRA, J. D. **Avaliação do efeito poluidor do chorume no lixão da cidade de imperatriz-MA**. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Química) - Universidade Estadual do Maranhão, 2002.

SCHIAVETTI, A. **Informações ambientais sobre os parâmetros do kit de análise se água**. Disponível em: <http://educar.sc.usp.br/biologia/textos/m_a_txt9.html>. Acesso em: 22 de set 2012.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. Porto Alegre: ABES, 2000.

SILVA, K. A.; FERREIRA, O. M. Diagnóstico da disposição final dos resíduos sólidos no Estado de Goiás. **Estudos**, Goiânia, n. 2, v. 38, p. 227-233, 2011.

SILVA, E. M.; NAVARRO, M. F. T.; BARROS, A. F.; MOTA, M. F. V.; CHASTINER, C. B. A. Metals in the sediments of Jaú Lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, p. 509-514, 2000.

SILVA, S. T. **Competição entre o processo de adsorção e complexação de íons Cd²⁺ e Cu²⁺ no rio Atibaia**. 1996. 58 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

SODRE, F. F. **Especiação de cobre em águas naturais: influência de fatores associados a urbanização**. 2005. 165 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. 2007. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. **Anais... In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, Belo Horizonte, 2007.

SPARKS, D. L. **Environmental soils chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995.

STANDARD METHODS, For examination of Water and WasteWater, AMÉRICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA, 20^a Edition, Washigton, D.C. ,1998.

STURMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibrium and rates in natural water**. 3rd ed. New York: John Willey e Sons, 1996.

TEMPLETON, D. M.; ARIESE, F.; CORNELIS, R.; DANIELSSON, L. G.; MUNTAU, H.; VAN LEEUWEN, H. P.; ŁOBIŃSKI, R. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and

methodological approaches. **Pure Applied Chemistry**, v. 72, n. 8, p. 1453-1470, 2000.

TEÓDULO, M. J. R.; LIMA, E. S.; NEUMANN, V. H. M. L.; LEITE, P. R. B.; SANTOS, M. L. F. Comparação de métodos de extração parcial de metais traços em solos e sedimentos de um estuário tropical sob a influência de um complexo industrial portuário, Pernambuco Brasil. **Estudos Geológicos**, v. 13, p. 23-34, 2003.

THOMAS, R. L. A protocol for the selection of process oriented remedial options to control in situ sediments contaminants. **Hydrobiologia**, nº. 149, p. 247-258, 1987.