

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS EFLUENTES GERADOS
PELO ATERRO CONTROLADO DE SANTA MARIA E
RETENÇÃO DE CHUMBO E ZINCO POR UM ARGISSOLO
DA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL.**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Andressa Lauermann

**Santa Maria, RS
2007**

**CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS EFLUENTES GERADOS
PELO ATERRO CONTROLADO DE SANTA MARIA E
RETENÇÃO DE CHUMBO E ZINCO POR UM ARGISSOLO
DA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL.**

por

Andressa Lauermann

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos Físicos e Morfogenéticos do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**

Orientador: Prof. Ricardo Simão Diniz Dalmolin

Santa Maria, RS

2007

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a dissertação de Mestrado

**CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS EFLUENTES GERADOS
PELO ATERRO CONTROLADO DE SANTA MARIA E
RETENÇÃO DE CHUMBO E ZINCO POR UM ARGISSOLO
DA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL.**

elaborada por
Andressa Lauermann

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

**Prof. Dr. Ricardo Simão Diniz Dalmolin - UFSM
(Presidente/Orientador)**

Prof. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos - UFSM

Prof. Dr. José Luiz Silvério da Silva – UFSM

Santa Maria 2007

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS EFLUENTES GERADOS PELO ATERRO CONTROLADO DE SANTA MARIA E RETENÇÃO DE CHUMBO E ZINCO POR UM ARGISSOLO DA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL.

Autor: Andressa Lauermann
Orientador: Ricardo Simão Diniz Dalmolin
Data e local da defesa: Santa Maria, 28 de Fevereiro de 2007.

As conseqüências ambientais decorrentes do inadequado tratamento dos resíduos sólidos urbanos são sentidas diretamente na qualidade do ar, da água e do solo, através da contaminação pelos gases e lixiviados (chorume) gerados na decomposição desses resíduos, além dos metais pesados que causam sérios problemas de saúde. O objetivo deste trabalho foi avaliar os impactos causados na água na área utilizada para o descarte de resíduos urbanos do município de Santa Maria - RS, denominada Aterro Controlado da Caturrita e também a retenção de chumbo e zinco em um Argissolo Vermelho-Amarelo, típico da região do entorno do aterro. Através do monitoramento de parâmetros físico, químicos e biológicos do sistema de tratamento por lagoas de estabilização presente no Aterro, foi feita a avaliação da eficiência do processo de remoção dos poluentes do chorume produzido no Aterro, antes de ser lançado em um corpo receptor (estudo 1). Para avaliar a mobilidade dos metais chumbo e zinco nos horizontes de um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, colunas de solo dos horizontes A, E, Bt e C foram sobrepostas e submetidas à contaminação superficial e posterior lixiviação com chorume e água destilada. As concentrações de chumbo, zinco e demais análises foram determinadas no efluente, coletado a cada 5 dias e também no solo (estudo 2). Para o estudo 1, os resultados mostraram que, com exceção da DBO, os demais parâmetros (Zn, Cu, N, P, DQO, Na, K, C, Ca, Fe) apresentaram remoção superior a 50% através do tratamento das lagoas de estabilização, sendo a maior remoção a apresentada pelo zinco, com 91%. Apesar das elevadas remoções, os valores de nitrogênio, fósforo, DBO e DQO encontrados no efluente estão acima dos permitidos por lei para que seja lançado no corpo receptor. No estudo 2, a análise do lixiviado coletado mostra que as concentrações dos elementos carbono, fósforo e zinco diminuíram com o tempo, enquanto o cobre e o chumbo tiveram um comportamento, diferenciado, onde suas concentrações aumentam até aproximadamente o 10º dia, diminuindo em seguida. Na análise do solo em função dos tratamentos, verificou-se que os elementos Mg e K, ficaram concentrados nos horizontes superficiais do solo. O chumbo foi encontrado em maior concentração no tratamento com sais, sendo o maior valor obtido no horizonte C. Já o zinco não teve seu comportamento afetado pelos tratamentos. A comparação da concentração dos elementos na condição inicial do solo com a condição final mostra que, estatisticamente, o chumbo foi o único elemento que teve sua concentração aumentada em todos os horizontes do solo nos diferentes tratamentos. No tratamento com sais, o Al aumentou em todos os horizontes, enquanto o Zn só teve sua concentração aumentada no horizonte A, enquanto no tratamento com chorume, os elementos K e Zn também tiveram suas concentrações aumentadas.

Palavras - Chave: poluição da água, contaminação do solo, resíduos sólidos urbanos, chorume.

ABSTRACT

Dissertation of Master's Degree
Soil Science Graduate Program
Federal University of Santa Maria

CHEMICAL CHARACTERIZATION OF LEACHATE GENERATED BY THE CONTROLLED LANDFILL OF SANTA MARIA AND RETENTION OF LEAD AND ZINC BY A HAPLUDALF OF THE CENTRAL BASIN OF THE RIO GRANDE DO SUL STATE.

Author: Andressa Lauermann

Adviser: Ricardo Simão Diniz Dalmolin

Place and date of the defense: Santa Maria, February 28, 2007.

The environmental consequences arising from inadequate treatment of solid waste are felt directly on air, water and soil quality through contamination by the gas and leachate generated in the decomposition of the waste, in addition to heavy metals which cause serious health problems. The purpose of this study was to evaluate the impacts caused in the soil and water in an area used for the disposal of county waste, called controlled landfill of Caturrita, and the lead and zinc retention by a hapludalf located around the landfill. The evaluation of the efficiency of the process of removal of pollutants from leachate produced in the landfill, before being released in a receptor (water body), was taken by monitoring of physical, chemical and biological parameters of treatment by the system of lagoons of stabilization in the landfill (study 1). To evaluate the mobility of lead and zinc in the horizons of a Hapludalf, columns of soil from the A, E, Bt and C horizons were overlapping and submitted to surface contamination and subsequent leaching with leachate and distilled water. The concentrations of lead, zinc and other tests were determined in the outflow, collected every 5 days, and in the soil (study 2). The results showed that, except for biochemical oxygen demand (BOD), all parameters (Zn, Cu, N, P, chemical oxygen demand -COD, Na, K, C, Ca, Fe) had removed more than 50% over the treatment of the stabilization ponds, being the largest removal presented by the zinc, 91%. Despite the high removals, the values of nitrogen, phosphorus, BOD and COD found in the outflow are higher than that allowed by the legislation be released in the receptor (water body). The analysis of the outflow collected shows that concentrations of carbon, phosphorus and zinc declined over time, while copper and lead had a different behavior, where their concentrations increase by approximately the day 10, then decreasing. The soil analysis showed that the Al presented greater concentration in depth, unlike the elements Mg and K, which were concentrated in the surface soil horizons. Lead was found in greater concentration in dealing with salts, and the highest value obtained on the horizon C. Zinc has not had their behavior affected by treatments. The comparison of the concentration of the elements in the original condition of the soil with the final condition shows that, statistically, the lead was the only item that had their concentration increased in all horizons of the soil in different treatments. In dealing with salts, Al also increased in all horizons, while the Zn had only increased its concentration on the horizon A, while in treatment with leachate, the elements Zn and K also had their concentrations increased.

Key words: water pollution, soil contamination, urban solid waste, mobility, retention,.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Área do Aterro Controlado da caturrita (Santa Maria – RS) mostrando as lagoas de estabilização e os pontos de monitoramento adotados nesse trabalho (GOMES, 2005).....	31
Figura 2 - Colunas de 40 cm de altura preenchidas com solo dos diferentes horizontes.....	36
Figura 3 - Eficiência de remoção dos parâmetros analisados pelo sistema de lagoas de estabilização do Aterro Controlado da Caturrita.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Íons que podem ser encontrados no chorume e possíveis fontes	21
Tabela 2 - Atributos físicos do Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico estudado.....	34
Tabela 3 - Atributos químicos do Argissolo Vermelho Amarelo distrófico estudado.....	35
Tabela 4 – Valores médios de Condutividade elétrica (C.E.), Potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (O.D.) em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.....	40
Tabela 5 – Valores médios de Carbono Orgânico Solúvel (COS), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.....	42
Tabela 6 - Concentração de fósforo total, nitrogênio total, cobre e zinco permitidas pela legislação e valores médios encontrados em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.....	43
Tabela 7 - Concentrações de cálcio e ferro permitidas pela legislação e valores médios encontrados em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.....	44
Tabela 8 - Valores médios de pH, carbono orgânico solúvel e fósforo total encontrados no lixiviado do tratamento com chorume e no tratamento com sais e datas de coleta.....	46
Tabela 9 - Comparação de médias para a variável dependente fósforo total, pelo Teste de tukey (5 %) para o fator A qualitativo (tipos de lixiviados), com $g_{le} = 23$ e $Q_{Me} = 0,2175$	47
Tabela 10 - Valores médios de cobre, chumbo e zinco encontrados no lixiviado do tratamento com chorume e no tratamento com sais datas de coleta.....	48
Tabela 11 - Valores médios de pH, alumínio, magnésio, potássio, chumbo e zinco em cada horizonte do solo após o tratamento com sais e com chorume.....	49
Tabela 12 - Comparação de médias pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente pH, com $g_{le} = 16$ e $Q_{Me} = 0,085$	50
Tabela 13 - Comparação de médias pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente alumínio, com $g_{le} = 16$ e $Q_{Me} = 0,147$	51

Tabela 14 - Comparação de médias para a variável dependente magnésio, pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), com $gl=16$ e $QMe =0,021$	51
Tabela 15 - Comparação de médias para a variável dependente potássio, pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), com $gl=16$ e $QMe =2873,3333$	52
Tabela 16 - Comparação de médias pelo Teste de tukey (5 %) para o fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente chumbo, com $gl = 16$ e $QMe =0,3881$	53
Tabela 17 - Comparação de médias pelo Teste de tukey (5 %) para o fator D qualitativo (horizontes), para a variável dependente chumbo, com $gl=16$ e $QMe=0,3881$	54
Tabela 18 - Valores de t calculado para comparação da condição inicial (padrão) com a final dos horizontes e perfil do solo sob aplicação de chorume, obtidos pelo calculo da média amostral e desvio padrão da amostra de $n = 3$ repetições.....	55
Tabela 19 - Valores de t calculado para comparação da condição inicial (padrão) com a final dos horizontes e perfil do solo sob aplicação de sais, obtidos pelo calculo da média amostral e desvio padrão da amostra de $n=3$ repetições.....	56

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A - Análise estatística lixiviado.....	64
APÊNDICE B - Análise estatística solo x tratamentos.....	69
APÊNDICE C - Análise estatística solo inicial x solo final.....	72

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 Metais pesados	14
2.2 Inertização	17
2.3 Resíduos Sólidos Urbanos	19
2.4 Formação do Chorume	20
2.5 Poluição das Águas	22
2.6 Principais Parâmetros de Qualidade das Águas	23
2.6.1 Turbidez.....	23
2.6.2 Oxigênio dissolvido.....	24
2.6.3 Demanda bioquímica de oxigênio.....	25
2.6.4 Demanda química de oxigênio.....	26
2.6.5 Nitrogênio.....	26
2.6.6 Fósforo.....	27
2.6.7 pH.....	28
2.6.8 Condutividade elétrica.....	28
3. MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1 Estudo 1 - Avaliação qualitativa dos efluentes gerados no Aterro Controlado da Caturrita	31
3.1.1 Locais de coleta.....	31
3.1.2 Metodologias de coleta e transporte.....	31

3.1.3 Análises na água do arroio e no efluente e afluente.....	32
3.1.3.1 Indicadores de matéria orgânica.....	32
3.1.3.2 Análises físico-químicas.....	32
3.1.3.3 Eficiência do sistema de tratamento.....	33
3.2 Estudo 2 - Retenção de Pb e Zn em colunas de solo.....	33
3.2.1 Caracterização do solo.....	33
3.2.2 Montagem das colunas.....	35
3.2.3 Análises do solo.....	37
3.2.4 Análises do lixiviado.....	37
3.3.5. Análise estatística.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	40
4.1 Estudo 1 - Avaliação qualitativa dos efluentes gerados no Aterro Controlado da Caturrita.....	40
4.2 Estudo 2 - Retenção de Pb e Zn em colunas de solo.....	46
5. CONCLUSÕES.....	57
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58
APÊNDICES.....	64

1. INTRODUÇÃO

O processo de urbanização promove inúmeros impactos sobre a paisagem urbana. A falta de planejamento quanto à expansão das cidades degrada o ambiente, dificultando e aumentando os custos para sua recuperação. O crescimento acelerado das metrópoles, aliado ao consumo de produtos industrializados e, mais recentemente com o surgimento de produtos descartáveis, tornou o aumento excessivo do lixo um dos principais problemas da sociedade moderna. Isso é agravado pela escassez de áreas adequadas para o destino final do lixo.

As conseqüências ambientais decorrentes do inadequado tratamento dos resíduos sólidos urbanos são sentidas diretamente na qualidade do ar, das águas superficiais e subterrâneas e dos solos, através da contaminação pelos gases e lixiviados (chorume) gerados na decomposição desses resíduos, além dos metais pesados que causam sérios problemas de saúde. A preocupação com as proporções tomadas pelos resíduos gerados no ambiente urbano e o efeito no ambiente ainda é pequeno, mas pelo menos parte da população vem se interessando por programas de educação e conscientização ambiental a fim de minimizar os problemas gerados por esses resíduos. Cabe discutir a necessidade de planejamento racional de uso dos recursos ambientais com preocupação crescente do papel do solo e da água.

No Brasil de hoje estima-se que a produção anual de lixo esteja em torno de 44 milhões de toneladas, sendo que 63,6% dos municípios ainda utilizam lixões para dispor seus resíduos, 18,4% depositam em aterros controlados, e apenas 13,8% em aterros sanitários. Escassos são os estudos para saber se o solo da área utilizada como lixão é adequado e capaz de suportar esses resíduos de modo a inertizá-los.

Na cidade de Santa Maria, 95% dos domicílios particulares são atendidos pela coleta de lixo (IBGE 2001), gerando diariamente cerca de 159 toneladas de lixo. Estes resíduos são depositados no aterro da Caturrita, tornando essa área uma fonte poluidora, pois são despejados sem nenhum tipo de tratamento ou separação prévia.

O solo apresenta um papel vital na inertização dos resíduos provenientes de descartes urbanos, retendo e degradando os compostos tóxicos evitando que os mesmos contaminem o ambiente, em especial a água (AZEVEDO & DALMOLIN, 2004). O descarte de resíduos em áreas impróprias deveria ser evitado, reduzindo a degradação dos recursos naturais e melhorando a qualidade ambiental.

Diante do exposto desenvolveu-se o presente trabalho com os seguintes objetivos:

1. analisar a eficiência de remoção dos poluentes pelas lagoas de estabilização do Aterro Controlado da Caturrita;
2. analisar se os efluentes lançados no arroio Ferreira atendem a legislação;
3. estudar o movimento e a capacidade de adsorção de chumbo e do zinco em um Argissolo típico da Depressão Central do Rio Grande do Sul;
4. verificar se há diferença de comportamento desses elementos de acordo com a fonte/forma adicionada ao solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Metais pesados

Metais pesados são elementos químicos pertencentes ao grupo de transição da tabela periódica, cujas formas iônicas possuem densidade atômica elevada (maior que $6,0\text{g cm}^{-3}$) ou massa atômica maior que 20, além de outros semi-metais e não-metais (Matos et al., 1996). São exemplos de metais pesados os elementos cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn), cobalto (Co) e zinco (Zn). Esse termo (metais pesados) engloba alguns elementos considerados elementos tóxicos ou não essenciais, como o Pb, Cd, Hg, As, Ti, e U, bem como elementos essenciais ou micronutrientes, que são aqueles requeridos pela maioria dos seres vivos em pequenas concentrações, mas que podem se tornar tóxicos em elevadas concentrações, como é o caso de Cu, Mn, Fe e Zn para plantas e animais, Co, Cr Se e I para os animais e B, Mo, e Ni exclusivamente para as plantas (ALLOWAY, 1990).

Os metais pesados ocorrem naturalmente nos solos, geralmente em baixas concentrações, como resultado do intemperismo e outros processos pedogenéticos que atuam nos fragmentos de rocha, que são o material de origem dos solos. Os metais pesados são classificados também como elementos traço, pois ocorrem em concentrações menores que 1% nas rochas que compõe a crosta terrestre. Eles são considerados impurezas, uma vez que substituem isomorficamente macro elementos na estrutura cristalina de muitos minerais primários (ALLOWAY, 1990).

Esses elementos são amplamente utilizados no desenvolvimento da sociedade, sendo utilizados como matéria-prima em diversas indústrias de bens de consumo e em fertilizantes agrícolas. Todavia, a contaminação do solo e da água decorrente do excesso de metais pesados é cada vez mais freqüente e preocupante por causa do seu impacto negativo no ecossistema (RIBEIRO FILHO et al., 2001). Vale considerar aqui que contaminação refere-se a um aumento da concentração de determinado elemento em relação às concentrações naturais, enquanto poluição refere-se ao aumento dessas concentrações em níveis que afetam os componentes

bióticos do ecossistema, comprometendo sua funcionalidade e sustentabilidade (ALLOWAY, 1990).

A presença de metais pesados nos solos pode ter origem natural – depende do material de origem e do grau de intemperização do solo – ou antropogênica, que é a principal razão do aumento na concentração de metais pesados em solos agrícolas (ABREU et al., 2002). Os metais pesados presentes naturalmente nos solos originam-se do intemperismo da rocha matriz, sobretudo aquelas ricas em sulfetos, óxidos, silicatos, fosfatos e carbonatos. As faixas médias de teores de alguns elementos químicos em solo são as seguintes, em mg kg⁻¹ (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001): Pb, 10 - 84; Cd, 0,06 - 1,1; Cr, 7 - 221; Hg, 0,02 - 0,41; Cu, 6 - 80; Zn, 17 - 125; Ni, 4 - 55; Mn, 50 - 2000; Co, 1,6 - 24,5; As, 2,2 - 25 e Se 0,05 - 1,27. As concentrações desses metais podem ser acentuadas pela ação antrópica, como a utilização no solo de substratos, orgânicos e/ou inorgânicos com altas concentrações de metais pesados. Estes resíduos são geralmente provenientes de atividades urbanas, industriais e agrícolas (DUARTE & PASCOAL, 2000). As rotas principais são: deposição atmosférica com chumbo eliminado pela combustão dos veículos (JIM, 1998; SHINN et al., 2000; LU et al., 2003); resíduos de tintas usadas na construção civil; e descarte de baterias em locais inadequados.

Neste estudo focalizaremos dois metais: chumbo e zinco. Kabata-Pendias & Pendias (2001) reportam que o destino do Pb no solo, proveniente de atividades antropogênicas, tem sido causa de muitas pesquisas e investigações, devido à entrada desse metal na cadeia alimentar do homem. Conforme Bernard (1997), esse elemento, quando encontrado em concentrações acima do normal no meio ambiente, pode provocar uma série de danos, principalmente no sistema nervoso central de mamíferos, afetando principalmente fetos e crianças.

A contaminação de solos com Pb é um processo cumulativo praticamente irreversível aumentando, assim, os teores desse metal na superfície do solo, indicando uma disponibilidade de absorção do mesmo pelas raízes das plantas.

O chumbo apresenta dois estados de oxidação, Pb(II) e Pb(IV), que são estáveis, porém é encontrado predominantemente na forma de íon Pb⁺². Após liberado no ambiente, o chumbo tem um tempo de persistência muito grande, quando comparado a outros poluentes. Como resultado, o Pb e seus compostos tendem a se acumular no solo e em sedimentos, onde, devido à sua baixa

mobilidade e resistência à degradação microbiana, permanece acessível à cadeia alimentar e ao metabolismo humano por muito tempo (ALLOWAY, 1990).

A concentração média de Pb nas rochas que compõe a crosta é de 16 mg kg^{-1} porém, nas rochas sedimentares, que recobrem 75% da superfície exposta, a concentração de Pb sobe para 23 mg kg^{-1} (ALLOWAY, 1990). Em basaltos e itabiritos de Minas Gerais, Curi & Franzmeir (1987) encontraram teores de Pb variando de 7,9 a 13 mg kg^{-1} . Nos solos agrícolas, a concentração total de Pb varia de 2 a 200 mg kg^{-1} , concentrando-se nas camadas superficiais (SILVA, 1995), mas os teores mais comumente encontrados nos solos estão entre 15 a 25 mg kg^{-1} (AUBERT & PINTA, 1977).

O comportamento do chumbo no solo depende do pH, da granulometria, do tipo de argilomineral e/ou óxiidróxidos de Fe, Al e Mn e do teor de matéria orgânica (KABATA-PENDIAS & PENDIAS 2001). Estudando Latossolos de diferentes regiões fisiográficas do Brasil, Pierangeli et al. (2001), concluíram que o aumento do pH promoveu maior retenção de chumbo pelos solos. Os diferentes atributos físicos, químicos e mineralógicos dos Latossolos estudados influenciaram a retenção de chumbo. Os atributos que mais se destacaram foram a área superficial específica, a $\text{CTC}_{\text{pH}7}$, e os teores de caulinita e hematita.

Os teores de zinco no solo dependem principalmente da riqueza ou não deste elemento no material de origem, sendo que em rochas graníticas e basálticas as concentrações variam de 40 a 100 mg kg^{-1} respectivamente e sua disponibilidade é dependente do pH e do teor de matéria orgânica do solo. O zinco ocorre no solo predominantemente na forma de cátions divalentes, podendo ser adsorvido pela argila ou matéria orgânica (HANN E ZWERMANN, 1978; SPOSITO et al., 1982). Este elemento é considerado um micronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas, porém, em concentrações elevadas torna-se tóxico. As principais fontes poluidoras de zinco nos solos são as atividades de mineração, uso agrícola de lodos de esgoto e materiais compostados bem como o uso de agroquímicos, tais como fertilizantes e pesticidas que contêm zinco (Kiekens, 1990).

2.2 Inertização

O solo atua como um “filtro” da água que contém materiais dissolvidos e constituintes coloidais, principalmente materiais orgânicos que podem ser mineralizados durante a passagem através do solo. Essa “capacidade de filtragem” pode ser usada intencionalmente em sistemas de deposição de lixo (HAAN & ZWERMANN, 1978).

O tema central do fenômeno de poluição do solo é o conhecimento dos processos de acumulação e transporte no solo, principalmente para compostos perigosos. A mobilidade e acumulação desses elementos são governadas principalmente por interações do elemento de interesse com a fase sólida. As interações que ocorrem podem ser, conforme Haan & Zwermann (1978), do tipo:

- a) Adsorção: induzida pela atração eletrostática entre compostos carregados e constituintes do solo com carga contrária.
- b) Repulsão eletrostática: quando a carga eletrostática do composto e dos constituintes do solo são iguais. É geralmente o caso certos ânions com as cargas predominantemente negativas dos constituintes do solo. A atração e a repulsão são processos que ocorrem simultaneamente no solo.
- c) Quimiossorção: esse mecanismo de interação é difícil de ser distinguido da adsorção eletrostática, exceto pelo valor da energia de adsorção, que é maior na quimiossorção. Uma das conseqüências dessa elevada energia de adsorção é que os elementos ligados por quimiossorção são pouco disponíveis.
- d) Precipitação e dissolução: essas reações dependem do equilíbrio químico no solo. Eles podem ser os principais mecanismos a governar a mobilidade de certos metais pesados e fósforo.
- e) Decomposição: muitos compostos presentes no solo estão sujeitos a reações de decomposição química e microbiana.

A migração dos contaminantes através do meio poroso ocorre segundo mecanismos de transporte associados a processos físico-químicos e bioquímicos. Os processos físico-químicos envolvem os fenômenos de advecção (quando a substância é transportada devido ao fluxo do fluido no qual ela está dissolvida ou em suspensão coloidal, movendo-se na direção das linhas de fluxo), difusão (movimento de solutos dissolvidos na água em decorrência de um gradiente químico) e

dispersão, enquanto os químicos estão relacionados às interações que podem ocorrer entre solo e poluente em função das reações bioquímicas e físico-químicas a que essas substâncias estão sujeitas, quando em contato com o solo.

O solo possui uma grande capacidade de retenção de metais pesados, porém, se essa capacidade for ultrapassada, os metais em disponibilidade no meio penetram na cadeia alimentar dos organismos vivos ou são lixiviados, colocando em risco a qualidade do sistema de água subterrânea. A retenção desses metais no solo pode se dar de diferentes formas, já que os argilominerais possuem sítios negativos onde os metais são adsorvidos por forças eletrostáticas (MATOS et al., 1996).

A capacidade de inertização depende de características intrínsecas de cada solo, sendo necessária ampla análise para determinar se um determinado solo apresenta características que o habilite a servir como depósito de resíduos. Atributos dos solos como pH, textura e composição mineral (teor e tipos de argilas, teor de óxidos de ferro, alumínio e manganês), teor de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions (CTC), potencial de oxi-redução, composição da solução do solo e a temperatura do ambiente (ALLOWAY, 1990; OLIVEIRA, 1998), bem como das propriedades de cada metal (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001) influenciam na capacidade de inertização, que são dependentes de reações químicas e de processos microbiológicos. O solo pode inativar íons e compostos por reações de adsorção, complexação ou precipitação. Os microorganismos do solo auxiliam nesses processos, pois são capazes de decompor os mais diversos materiais orgânicos, desdobrando-os em compostos menos tóxicos ou atóxicos (COSTA et al.2004)

Solos de textura argilosa, por exemplo, apresentam uma maior capacidade de reter os metais provenientes da decomposição do lixo. Isso porque eles apresentam uma maior ASE, e em geral maior CTC, onde os metais pesados podem se ligar. Essa ligação geralmente acontece por complexo de esfera interna, ou seja, é uma ligação muito forte, capaz de imobilizar o metal, diminuindo muito os riscos de lixiviação desses elementos, o que, a princípio, evitaria a contaminação do lençol freático e a contaminação dos solos próximos ao local.

Assim, o perfil natural de um solo pode servir como meio atenuante de contaminantes que, através de processos físicos, químicos e biológicos de interação solo-poluente, alteram a concentração da solução. Segundo Santos (1996), acreditava-se que, no passado, os percolados do lixo eram completamente purificados pelo solo e, desta forma, não havia a preocupação com relação à

contaminação das águas subterrâneas. Em geral, os solos com alto teor de argila apresentam baixa permeabilidade, e por isso são frequentemente utilizados como barreiras naturais e artificiais em sítios de disposição de resíduos para limitar o escape dos contaminantes, tanto para o lençol freático quanto para o solo. Assim, é de suma importância conhecer as características físicas e físico-químicas dos solos argilosos para compreender melhor sua função na impermeabilização e retenção/atenuação de lixiviados gerados pelos lixões.

2.3 Resíduos Sólidos Urbanos

Com o aumento da urbanização e a crescente industrialização, houve um aumento expressivo na quantidade de lixo gerada, principalmente nas áreas urbanas. Estima-se que cada brasileiro produza 1,3 kg de lixo por dia, o que representa a geração diária, no Brasil, de aproximadamente 230 mil toneladas. A disposição final deste lixo varia conforme a região onde é coletado, mas em média, cerca de 71% é destinado a aterros (sanitários ou controlados) e 26% a lixões a céu aberto (IBGE, 2003).

Os aterros podem ser classificados conforme a forma de disposição do lixo (LIMA, 1995):

- **aterros comuns (lixões)** – o lixo é apenas descartado no solo, a céu aberto, sem qualquer tratamento; são também denominados lixões, lixeiras, vazadouros, etc. Este método de disposição é o mais prejudicial devido aos enormes problemas ambientais, sanitários e sociais que causam, como a poluição do solo, poluição do ar e da água, além da atração e proliferação de vetores de doenças.
- **aterros controlados** – Nos aterros controlados não há a impermeabilização do solo e não é prevista a implantação de sistema de captação de gases e efluentes. O lixo depositado recebe uma cobertura diária de material inerte, o que não resolve os problemas de poluição. O aterro controlado pode apresentar vários problemas que estão associados aos lixões, apesar de minimizar os impactos ambientais.

- **aterros sanitários** – são aqueles executados segundo os critérios e normas de segurança ambiental, legislativa e técnica atendendo os padrões de segurança preestabelecidos.

Os aterros controlados e os lixões possuem um potencial elevado de poluição do solo e da água, pois as chuvas que lixiviam através do lixo dissolvem e carregam todos os tipos de contaminantes orgânicos e inorgânicos que podem causar contaminação do lençol freático se não forem inertizadas pelo solo através dos processos de filtração, adsorção, biodegradação e precipitação química (AZEVEDO & DALMOLIN, 2004). Há muita dificuldade em quantificar a presença de metais pesados em lixões e aterros controlados e sanitários, devido à inexistência de controle dos materiais depositados nesses locais.

2.4 Formação do Chorume

A decomposição do lixo origina um líquido de coloração escura e de odor desagradável, denominado chorume. O chorume é formado a partir das reações físicas e químicas a que os materiais depositados estão sujeitos, e da ação de microorganismos na decomposição da matéria orgânica presente em elevada concentração nos resíduos sólidos urbanos (RSU).

O chorume é constituído basicamente por água rica em sais, metais pesados e matéria orgânica. As concentrações desses constituintes no lixiviado variam de acordo com a composição dos próprios resíduos sólidos depositados e com as condições ambientes como a precipitação, umidade, o oxigênio disponível, a temperatura e o pH do meio (COSTA, 2002)

A composição do chorume está condicionada a uma série de fatores e sua composição química é variável, dependendo muito dos tipos de resíduos que são depositados no local. Parte do lixo urbano é constituído por resíduos contendo elementos tóxicos. Esses resíduos são provenientes de lâmpadas fluorescentes, termômetros, latas de inseticidas, pilhas, baterias, latas de tinta (IPT, 2000; RODRIGUES, 2004) (Tabela 1). Para que se tenha um controle da situação, torna-se necessário o gerenciamento ambiental do percolado, monitorando-se, dentre

outros fatores, a qualidade e a quantidade de chorume produzida (SILVA, 2002), devido ao seu elevado poder poluidor (ORTH, 1981).

De forma geral, o processo de decomposição do lixo se dá em três fases: a aeróbia, a acetogênica e, por último, a metanogênica. Na primeira fase há uma grande liberação de calor e o chorume produzido nesta fase apresenta elevadas concentrações de sais de alta solubilidade, inclusive alguns contendo metais. Os microrganismos aeróbios, ou seja, aqueles que utilizam oxigênio na decomposição de matéria orgânica, dão início à decomposição do lixo. Esta fase é relativamente curta, durando em média um mês, uma vez que a quantidade limitada de oxigênio presente no meio é consumida rapidamente (IPT, 2000).

Tabela 1 - Íons que podem ser encontrados no chorume e possíveis fontes:

Íons	Fontes
Na, K, Ca, Mg P, N, C	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos Material orgânico
Al	Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cu, Fe, Sn	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg, Mn	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni, Cd, Pb	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
As, Sb, Cr	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
Cl, Br, Ag	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X

Fonte: Rodrigues (2004)

Após a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam o oxigênio no metabolismo. Esses microrganismos são chamados de bactérias acetogênicas. Essas bactérias convertem o material orgânico particulado em dissolvido a partir do processo de hidrólise. Em seguida dá-se o processo fermentativo. Durante esta segunda fase, que pode perdurar por alguns anos, são produzidos compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis, como o ácido acético, e também amônia. Estes ácidos se misturam com a água percolada pela massa de lixo, fazendo com que o pH do chorume caia consideravelmente, para valores que podem variar de 4 a 6. Nesta

fase, em geral a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é alta, com valores superiores a 10 g/L (IPT, 2000).

Na terceira e última fase, os compostos orgânicos formados na fase acetogênica começam a ser consumidos por microrganismos estritamente anaeróbios, denominados arqueas metanogênicas. Com o consumo dos ácidos voláteis, o valor do pH volta a subir, favorecendo o aparecimento desses organismos que se desenvolvem preferencialmente em meios com pH próximo ao neutro (7,0). Nesta última fase, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) tende a diminuir. Estando o pH próximo do neutro, reduz-se a solubilidade de compostos inorgânicos, diminuindo a condutividade elétrica do chorume. Nessa condição, a divisão do valor da DBO pelo valor de demanda química de oxigênio (DQO) resulta em valores mais baixos, o que significa menor capacidade de biodegradação do chorume. Isso se deve ao fato de que, nessas condições, há um acúmulo no chorume de ácidos fúlvicos e húmicos, de difícil degradação biológica, os quais contribuem para a coloração escura do chorume (MEIRA, 2003).

Embora esta divisão em fases facilite bastante o entendimento do processo de estabilização do lixo e seus impactos sobre a composição do chorume, bem como sobre composição das emissões gasosas, na prática, durante a vida ativa de um aterro, elas podem ocorrer concomitantemente, uma vez que sempre há aterramento de resíduos sólidos novos, causando uma grande variabilidade na idade do material disposto (MEIRA, 2003).

2.5 Poluição das Águas

De forma genérica, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alterem as características físicas e químicas da mesma prejudicando sua utilização para determinados usos. A poluição pode ser pontual e refere-se a ações modificadoras localizadas. É o caso, por exemplo, da desembocadura em um rio, de efluentes de uma estação de tratamento de esgotos domésticos ou industriais, ou mesmo o lançamento de lixiviados originários do tratamento do chorume de lixões e/ou aterros de resíduos sólidos. A poluição pode ser também difusa, e se dá pela ação das

águas da chuva ao lavarem e transportarem a poluição nas suas diversas formas espalhadas sobre a superfície do terreno para os corpos receptores. A poluição difusa alcança os corpos d'água distribuída ao longo das margens, não se concentrando em um único local como é o caso da poluição pontual.

O grau de poluição das águas é medido através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, que, por sua vez, são identificadas por parâmetros de qualidade das águas (físicos, químicos e biológicos). A qualidade de água está relacionada ao tipo de uso e envolve a avaliação das suas condições físicas, químicas e biológicas, relacionando-se à sua potencialidade, quanto a causar dano à saúde humana e ao sistema aquático (GONÇALVES et al., 2005).

Os mananciais de água que recebem chorume apresentam modificação de coloração, depreciação do oxigênio dissolvido e contagem de patógenos, levando a impactos no meio aquático, como a quebra do ciclo vital das espécies, e a possível contaminação de toda a cadeia alimentar (GOMES, 2005).

2.6 Principais Parâmetros de Qualidade das Águas

A qualidade da água é dependente de seus parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os principais parâmetros físicos são: cor, turbidez, sabor, odor e temperatura. Os químicos são: pH, dureza, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, micropoluentes orgânicos e micropoluentes inorgânicos como os metais pesados (zinco, cromo, cádmio, etc). Finalmente, os parâmetros biológicos são analisados sob o ponto de vista de organismos indicadores, algas e bactérias.

2.6.1 Turbidez

A turbidez da água pode ser definida através do grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. A presença de sólidos em suspensão com silte e argila além de detritos orgânicos, algas e plâncton em geral podem dificultar a

passagem de luz, aumentando a turbidez da água. A turbidez elevada pode levar a redução da fotossíntese da vegetação aquática que por sua vez pode suprir a produtividade de peixes, influenciando nas comunidades biológicas aquáticas. A turbidez também pode afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água (CETESB, 2007)

2.6.2 Oxigênio dissolvido

Conforme CETESB (2007), o oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve naturalmente nos corpos de água, devido à diferença de pressão parcial. Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. O oxigênio dissolvido (OD) é vital para os seres aquáticos aeróbicos, sendo que seu nível de disponibilidade na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio corpo de água através dos organismos fotossintéticos. Em águas poluídas ou águas eutrofizadas, conforme Valente et al. (1997), a decomposição de compostos orgânicos lançados na água consome oxigênio dos mesmos, através da oxidação química e principalmente da bioquímica, via respiração dos microrganismos, depurando assim a matéria orgânica. Quando a carga dos esgotos lançados nos corpos de água excede a capacidade de autodepuração, os mesmos ficam sem oxigênio, provocando problemas estéticos e liberação de odor e impedindo a existência de peixes e outros seres aquáticos (CETESB, 1988). Os peixes morrem não por toxicidade, mas por asfixia (VERNIER, 1994). A quantidade de efluentes e outros despejos orgânicos assimiláveis lançada ao corpo d'água deve ser proporcional à sua vazão ou ao seu volume, isto é, à sua disponibilidade de oxigênio dissolvido (BRANCO, 1983). Assim, a poluição orgânica de um curso d'água pode ser avaliada pelo decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio necessário para oxidá-la.

A determinação do OD é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica. Conforme Carvalho (2001) a concentração de saturação ao nível

do mar é igual a $9,2 \text{ mg L}^{-1}$ a 20°C .

2.6.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A expressão Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) corresponde à quantidade de oxigênio que é consumida pelos microorganismos do esgoto ou águas poluídas, na oxidação biológica, quando mantida a uma dada temperatura por um espaço de tempo convencional. Essa demanda pode ser suficientemente grande, para consumir todo o oxigênio dissolvido da água, o que condiciona a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática (AMBIENTE BRASIL). Os maiores aumentos em termos de DBO num corpo de água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (CETESB, 2007).

A DBO e OD são importantes padrões de classificação das águas naturais. Nas classes que correspondem às águas menos poluídas, exigem-se baixos valores máximos de DBO e elevados limites mínimos de OD. Na legislação federal, a Resolução nº 357 do CONAMA (2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, impõe os limites máximos de DBO variando de 3 a 10 para água doce e os limites mínimos de OD entre 2 e 6 mg.L^{-1} , dependendo da classe pertencente. Quanto maior o número da classe, menos nobres são os usos destinados para a água, e conseqüentemente os padrões ambientais de qualidade da água serão menos exigentes.

2.6.4 Demanda química de oxigênio

A demanda química de oxigênio (DQO) determina a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais sendo muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais facilmente biodegradável será o efluente. É comum aplicar-se tratamentos biológicos para efluentes com relações DQO/DBO de 3/1, por exemplo; mas valores muito elevados desta relação indicam grandes possibilidades de insucesso, uma vez que a fração biodegradável torna-se pequena, tendo-se ainda o tratamento biológico prejudicado pelo efeito tóxico sobre os microrganismos exercido pela fração não biodegradável (CETESB, 2007). Um valor de DQO alto indica uma grande concentração de matéria orgânica e baixo teor de oxigênio. A principal vantagem da DQO é a rapidez, pouco mais de duas horas, enquanto que a DBO leva 5 dias (DERISIO, 1992).

A razão DQO/DBO reflete o grau de degradação dos lixiviados nos aterros, sendo os processos de reações bioquímicas da fermentação ácida (fase aeróbica) caracterizados por valores superiores a 0,4, indicando que grande parte da carga orgânica pode decompor-se bioquimicamente de forma facilitada. Já na fermentação metanogênica (fase anaeróbica), esses valores são inferiores a 0,1, indicando que as substâncias orgânicas possuem dificuldade para continuar a sua degradação.

2.6.5 Nitrogênio

A presença de nitratos na água indica que a matéria orgânica foi totalmente oxidada, sendo comum encontrá-los em baixas concentrações em águas naturais. Já em águas poluídas, é comum a presença de quantidades variáveis de compostos mais complexos, ou menos oxidados, como compostos orgânicos quaternários, amônia e nitritos. Em geral, a presença destes denuncia a existência de poluição

recente, uma vez que essas substâncias são oxidadas rapidamente na água, principalmente em função da presença de bactérias nitrificantes. Por essa razão, constituem um importante índice da presença de despejos orgânicos recentes (CARVALHO, 2001).

Os nutrientes nitrogenados são a matéria-prima para formar as proteínas em todos os organismos aquáticos. Porém, se estiverem presentes em grandes quantidades, podem provocar um desequilíbrio ecológico além de poderem se tornar tóxicas para muitas espécies (BAIRD, 2002).

A amônia é uma substância que em baixas concentrações não causam nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Já grandes quantidades de amônia podem causar sufocamento de peixes. Ela é formada no processo de decomposição de matéria orgânica e em locais poluídos seu teor geralmente é alto. O caminho de decomposição das substâncias orgânicas nitrogenadas é chegar ao nitrato, passando primeiro pelo estágio de amônia, por isso, a presença desta substância indica uma poluição recente.

O nitrogênio Kjeldahl total (NKT), medido em mg L^{-1} , é a soma do nitrogênio orgânico com o nitrogênio em forma de amônia. Ambas as formas estão presentes nos esgotos domésticos e por isso sua importância como parâmetro químico de qualidade das águas. Conforme Cotta et al. (2006) o método de determinação de NKT tornou-se referência para determinação de nitrogênio. De acordo com a resolução do CONAMA 357/05, o nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas e também padrão de emissão de esgotos.

2.6.6 Fósforo

O fósforo, assim como o nitrogênio é exigido com nutriente para os processos biológicos e sua presença é importante para o crescimento e reprodução de organismos que promovem a degradação da matéria orgânica. Quando este elemento se encontra em elevadas concentrações em lagos e represas, pode levar ao crescimento intenso de algas, sendo um dos principais responsáveis pela eutrofização artificial das águas (CARVALHO, 2001).

Conforme CETESB (2007) o fósforo está presente nos corpos de água devido às descargas de esgotos sanitários, devido a presença de detergentes superfosfatados e a matéria fecal, que é rica em proteínas. Efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. Conforme Santos et al. (2004) as áreas agricultáveis também contribuem para a presença excessiva de fósforo em águas naturais.

Conforme a resolução 357/05 do CONAMA, o nível crítico às águas superficiais é de $0,025 \text{ mg l}^{-1}$ de fósforo total. Sendo assim, o teor de fósforo total é um parâmetro importante para avaliar a qualidade da água.

2.6.7 pH

O pH representa a concentração de íons H^+ indicando a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. De acordo com CETESB (2007) a influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto do pH está na condição de contribuir para a precipitação ou para a solubilização de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais e são regulamentadas pela resolução 357/05 do CONAMA que estabelece como condição de qualidade de água o pH compreendido na faixa de 6,0 a 9,0.

2.6.8 Condutividade elétrica

A condutividade indica a capacidade da água em conduzir corrente elétrica sendo que este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica. Em águas continentais, os íons diretamente responsáveis pelos valores da

condutividade são principalmente o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para o reconhecimento de ambientes impactados pelo lançamento de resíduos industriais, mineração e esgoto sanitário. Conforme Esteves (1988) a condutividade elétrica pode auxiliar na identificação de fontes poluidoras pois a mesma é uma variável importante relacionada ao metabolismo do sistema aquático. Segundo CETESB (2007) a condutividade elétrica representa uma medida indireta da concentração de poluentes sendo críticos níveis superiores a $100 \mu\text{Scm}^{-1}$.

3. MATERIAL E MÉTODOS

A base para o desenvolvimento do presente estudo foi o Aterro Controlado da Caturrita, localizado no interior da sub-bacia hidrográfica do Arroio Ferreira, no município de Santa Maria – RS. O aterro tem como referência as coordenadas 29° 39' 43" de latitude Sul e 53° 52' 30" de longitude Oeste do meridiano de Greenwich, com cotas altimétricas entre 76 e 98m e área total de 374.435,72m². Conforme a Secretaria Municipal de Gestão Ambiental de Santa Maria, a atual área de disposição de resíduos sólidos é utilizada há cerca de 20 anos.

Nesta área, o lixo produzido pela cidade era sistematicamente depositado sem nenhum tipo de tratamento. Somente a partir de 1998 foram implantados na área drenos de gases e chorume, e a construção e impermeabilização das lagoas de estabilização (três lagoas impermeabilizadas com geomembrana de PEAD e uma com argila). A partir dessa época a operação de coleta e disposição dos resíduos sólidos da cidade de Santa Maria foi terceirizada. Apesar dessas melhorias, a estrutura do aterro é ainda insuficiente para transformá-lo em um aterro sanitário, que seria a condição ideal. Atualmente o aterro recebe 150Mg de resíduos sólidos urbanos por dia.

Na área ocorre o material geológico denominado Membro Passo das Tropas da Formação Santa Maria (ROBAINA et al., 2001). Esse material caracteriza-se por apresentar grande permeabilidade. No local ocorrem predominantemente Argissolos nas áreas planas e altas e declives, ocorrendo Planossolos e Gleissolos nas áreas planas e mal drenadas (PEDRON, 2005).

3.1 Estudo 1 - Avaliação qualitativa dos efluentes gerados no Aterro Controlado da Caturrita

3.1.1 Locais de coleta

As amostras, para monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e indicadores de matéria orgânica dos efluentes gerados pelo Aterro Controlado de Santa Maria, foram coletadas na rede de drenagem que liga o aterro à primeira lagoa de estabilização (afluente). Também se coletou amostras de água a montante e a jusante no arroio, tomando como referência o local de lançamento do efluente (Figura 1). Foram realizadas cinco coletas desse material em diferentes épocas do ano.



Figura 1 - Área do Aterro Controlado da Caturrita (Santa Maria – RS) mostrando as lagoas de estabilização e os pontos de monitoramento adotados nesse trabalho (GOMES, 2005).

3.1.2 Metodologias de coleta e transporte

Para as determinações físico-químicas foram utilizados frascos plásticos, com volume de 500 mL previamente lavados em solução de limpeza (0,1 N de HCl). No local de coleta os frascos foram abertos e submergidos a 15-20 cm de profundidade, até atingirem $\frac{3}{4}$ de sua capacidade de armazenamento, posteriormente tampados e acondicionados em caixa térmica e transportados até o Laboratório de Análise de

Águas Rurais – LAAR da UFSM. Ainda nos locais de coleta foram realizadas medições de oxigênio dissolvido com o auxílio do aparelho Oximeter Handylab OX1/SET.

3.1.3 Análises na água do arroio e no efluente e afluente

3.1.3.1 Indicadores de matéria orgânica

Para a avaliação da DBO e DQO foram utilizados os métodos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). A DBO foi determinada pelo método da diluição e incubação a 20°C durante 5 dias na DBO Sensor System. A DQO foi determinada pelo método titulométrico – refluxo fechado, pela digestão com dicromato em meio ácido e titulação com sulfato ferroso amoniacal.

3.1.3.2 Análises físico-químicas

O pH e a condutividade elétrica foram medidos imediatamente após a chegada das amostras no laboratório, utilizando-se o pHmetro Digimed DM21 e o condutímetro Digimed DM31.

As análises químicas realizadas nas amostras foram nitrogênio mineral (nitrato e amônia), por destilação em Microkjeldahl de amostras não digeridas através da captação em ácido bórico e titulação com ácido sulfúrico, carbono orgânico solúvel, pelo método proposto por Silva, (2001) (2 mL de amostra + 1 mL dicromato de K 0,4N levados à estufa a 60°C por 4 horas), fósforo total (MURPHY & RILEY, 1962), Ca, Fe, Zn, Cu, Na e K lidos após a digestão ácida sob alta temperatura (BROOKS & POLWSON, 1982). Determinou-se as concentrações de Ca, Zn, Fe e Cu por espectrofotometria de absorção atômica; potássio e sódio por fotômetro de chama e fósforo total e carbono orgânico solúvel por espectrofotometria

(colorímetro). As determinações das concentrações dos metais nas soluções foram feitas em espectrofotômetro de absorção atômica marca GBC, modelo 932 AA por aspiração direta das soluções em chama de ar acetileno.

3.1.3.3 Eficiência do sistema de tratamento

A eficiência do sistema de tratamento do percolado foi avaliada através do percentual de remoção da carga poluidora. A equação abaixo apresenta a fórmula usada para o cálculo de eficiência, em termos percentuais (GOMES, 2005):

$$\text{Eficiência}_i = (C_{i \text{ afluente}} - C_{i \text{ efluente}} / C_{i \text{ afluente}})100$$

Onde:

C_i = concentração do parâmetro i (mg L^{-1})

I = parâmetro

3.2 Estudo 2 - Retenção de Pb e Zn em colunas de solo

3.2.1 Caracterização do solo

O solo, Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, utilizado na confecção das colunas foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria. Este solo é semelhante ao encontrado na área do Aterro Controlado da Caturrita, e foi coletado e descrito segundo Lemos e Santos (1996). Amostras de solo dos horizontes A, E, B e C foram secas ao ar no Laboratório de Morfologia, Gênese e Classificação de Solos da UFSM, onde foram realizadas as seguintes análises físicas: densidade do solo pelo método do anel volumétrico, composição granulométrica pelo método da pipeta, densidade de partícula e porosidade, conforme metodologia prescrita por EMBRAPA (1997a).

As análises químicas: pH do solo em água ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a acidez trocável ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$), Al^{3+} trocável, fósforo disponível foram realizadas conforme metodologia sugerida por Tedesco et al.(1995). Foram calculadas a CTC a pH 7,0; $\text{Al}\%$ e $\text{V}\%$. O teor de ferro dos óxidos de ferro (Fe_d) foi obtido pela extração com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio a quente (MEHRA & JACKSON, 1960).

O solo utilizado nesse estudo apresentou uma seqüência de horizontes A, E, Bt e C, caracterizando-se como um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (Tabelas 2 e 3). Os teores de argila encontrados no horizonte A, e principalmente no E, foram muito baixos, aumentando significativamente em profundidade, sendo os teores nos horizontes B e C aproximadamente quatro vezes maior que nos horizontes superiores. A densidade do horizonte A foi baixa, o que se deve em grande parte à sua elevada porosidade e ao maior teor de matéria orgânica presente nesse horizonte. A densidade do solo aumenta de forma acentuada em profundidade, sendo a microporosidade responsável pela quase totalidade da porosidade total desses horizontes.

O pH desse solo é baixo, e mantém-se praticamente constante em todo o perfil, variando de 4,5 a 4,7. A CTC foi menor nos horizontes superficiais, principalmente no E, devido aos baixos teores de argila desses horizontes, aumentando em profundidade, acompanhando a tendência de aumento do teor de argila. O teor de matéria orgânica diminuiu em profundidade, devido à maior distância da zona de influência da cobertura vegetal. Já o teor de Fe_d aumentou em profundidade, proporcionalmente ao teor de argila.

Tabela 2 - Atributos físicos do Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico estudado.

Horizonte	Composição granulométrica ----- g kg ⁻¹ -----				Densidade ----- g cm ⁻³ -----		Porosidade ----- m ³ m ⁻³ -----		
	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	DS	DP	macro	micro	PT
A	140	441	347	73	1,41	2,65	0,215	0,25	0,47
E	108	414	408	70	1,68	2,63	0,133	0,23	0,36
Bt	80	307	351	262	1,65	2,69	0,06	0,33	0,39
C	60	298	360	282	1,55	2,76	0,04	0,40	0,44

Tabela 3 - Atributos químicos do Argissolo Vermelho Amarelo distrófico estudado

Horizonte	pH _{água}	Complexo sortivo						P _{assimilável}	Fed	M.O
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ²⁺	Valor S	H ⁺ + Al ³⁺	CTC _{pH7}			
----- cmol _c kg ⁻² -----							Mg L ⁻¹	g kg ⁻¹		
A	4,6	2,00	0,35	0,05	2,40	2,20	4,60	1,5	5,4	12,0
E	4,5	1,90	0,25	0,07	2,22	1,37	3,59	0,7	6,1	5,5
Bt	4,6	2,85	0,80	0,04	3,70	2,51	6,21	0,7	11,5	4,5
C	4,7	2,35	1,50	0,05	3,45	2,56	6,02	0,7	19,6	3,0

3.2.2 Montagem das colunas

Para estudar a mobilidade dos metais chumbo e zinco nos diferentes horizontes de um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico típico do município de Santa Maria (RS), foram reconstruídos perfis desse solo em escala de laboratório. Tubos de PVC de 10 cm de diâmetro e 40 cm de comprimento foram preenchidos com solo previamente seco ao ar e destorroado, representando os horizontes encontrados no argissolo em estudo. Para remontar o perfil, colunas de solo (Figura 2) representando cada horizonte foram sobrepostas na seqüência A, E, B, C sendo a parte inferior fechada com um cap de PVC com um orifício tampado com rolha de silicone na qual foi introduzido um cano de 0,2 cm de diâmetro para a coleta de efluente. Para evitar a drenagem de solo junto com o efluente, foi colocada na base desses caps uma camada de manta de drenagem Bidin[®]. Durante o preenchimento das colunas tomou-se o cuidado de restabelecer a densidade aparente natural do solo, determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA 1997a). Como forma de homogeneizar a distribuição do líquido adicionado em superfície, foi colocada sobre cada coluna uma camada de manta de drenagem Bidin[®]. As colunas foram mantidas a temperatura ambiente, em ambiente fechado.

Como o objetivo deste trabalho foi observar se o comportamento dos elementos chumbo e zinco seriam influenciados pela sua forma de adição no solo, realizaram-se nesse experimento dois tratamentos: T1= chorume+Pb+Zn (tratamento com chorume) e T2= água destilada +Pb+Zn (tratamento com sais), com três repetições cada.

O chorume coletado para a realização desse trabalho tinha pH igual a 7,9, e apresentava a seguinte composição, em mg L^{-1} : C= 540; Na= 40,93; K= 30,93; N= 279,9; P= 9,06; Ca= 148,65; Fe= 3,82; Zn = 0,194; Cu= 0,71; Pb= 0,0166.

A simulação da contaminação do solo foi realizada via superfície, pela adição de água destilada e chorume, proveniente do Aterro Controlado de Santa Maria, previamente contaminados com chumbo, na forma de nitrato, e zinco na forma metálica. A concentração dos metais no líquido contaminante foi de $1379,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb e $54,82 \text{ mg kg}^{-1}$ de Zn. Essas quantidades foram selecionadas com base nos dados de adsorção máxima desses metais obtidos por Mattias (2006) para o horizonte A de um Argissolo semelhante ao do presente estudo. A intenção foi saturar o horizonte A do solo com os elementos Pb e Zn, até a sua capacidade máxima de adsorção e após fazer adições continuadas de chorume ou água para no final descobrir se o restante do perfil do solo seria capaz de reter esses elementos lixiviados. Posteriormente, foi feita adição diária de chorume “in natura” no tratamento com chorume, e no tratamento com sais, a água destilada adicionada continha sais de Pb e Zn na mesma quantidade encontrada no chorume “in natura” ($0,194 \text{ mg L}^{-1}$ de Zn e $0,0166 \text{ mg L}^{-1}$ de chumbo).



Figura 2 - Colunas de 40 cm de altura preenchidas com solo dos diferentes horizontes.

Após a saturação das colunas, evidenciada pelo início da saída de percolado, continuou-se a adição diária de aproximadamente 500 mL de chorume e/ou água+sais (conforme o tratamento) nas colunas durante 25 dias, realizando-se

coletas diárias de uma cota de aproximadamente 80 mL, sendo analisados apenas o percolado obtido na primeira, quinta, décima, décima quinta, vigésima e vigésima quinta coleta.

O efluente coletado na base das colunas, bem como o chorume utilizado no experimento foram armazenados em recipientes plásticos e conservados em geladeira a uma temperatura de 4°C.

Após o final do experimento, esperou-se 3 dias para que houvesse a drenagem dos líquidos para desmontar as colunas. O solo das colunas foram separados em seções de 8 centímetros, sendo analisada a porção central de cada horizonte, que corresponde a profundidade de 16 a 24 cm. Esse solo foi seco em estufa, moído e passado em peneira de 2 mm para posteriormente ser analisado.

Todos os materiais utilizados (canos de PVC, caps, manta permeável, espátulas, potes, etc) foram lavados com sabão neutro e enxaguados com água destilada, sendo em seguida deixados imersos em solução de ácido nítrico 10% por 24 horas. Este procedimento garante a remoção de possíveis compostos (orgânicos e/ou inorgânicos) presentes nos materiais e que poderiam ser fonte de erro.

3.2.3 Análises do solo

Para a determinação dos teores totais de metais pesados no solo foi utilizado o método n° 3050B (1996) proposto pela Environmental Protection Agency (EPA). Esse método caracteriza-se por ser uma extração fortemente ácida, permitindo a detecção dos metais ambientalmente disponíveis, sem que ocorra, entretanto, a digestão completa da amostra, ou seja, elementos ligados à estrutura dos argilominerais não são dissolvidos.

As análises químicas foram realizadas segundo metodologia sugerida por Tedesco et al. (1995). Os teores de carbono e nitrogênio foram determinados utilizando o Analisador Elementar modelo FlashEA 1112 da marca Thermo Electron.

3.2.4 Análises do lixiviado

Para a determinação dos teores totais de metais pesados no lixiviado foi utilizado o método n° 3005A (1996) proposto também pela Environmental Protection Agency (EPA). Esse método caracteriza-se por uma digestão ácida com redução substancial do volume da amostra, e permite a detecção da porção recuperável dos metais presentes na amostra, não sendo, portanto, um método de digestão total.

As análises químicas realizadas nas amostras são as mesmas descritas no item 3.1.3.2 deste trabalho.

3.3.5. Análise estatística

A análise de correlação foi realizada através do “software” NTIA (EMBRAPA, 1997b), utilizando as médias de cada tratamento (chorume+sais e água destilada +sais) para cada variável analisada, a fim de avaliar a correlação dessas com o Pb e o Zn. A partir dessa análise foram selecionadas as variáveis mais importantes para a análise de variância.

Nos efluentes, a análise da variância foi realizada também pelo “software” NTIA (EMBRAPA, 1997b), considerando o esquema bifatorial (fonte de adição X tempo). Quando o efeito do fator qualitativo fonte de adição foi significativo, aplicou-se o teste complementar de comparação de médias através do Tukey a 5% de probabilidade de erro. Para o fator tempo quantitativo, observou-se a significância em pelo menos um grau para o ajuste da equação, sendo utilizada a equação de maior grau significativo.

Na análise do solo, para fins de comparação do comportamento de cada elemento nos diferentes horizontes e fonte de adição, foi utilizada análise de variância em esquema bifatorial (horizontes x fonte de adição), em nível de 5% de probabilidade de erro. Sempre que houve interação significativa entre os dois fatores qualitativos, utilizou-se a análise complementar pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro, para comparar os níveis do fator fonte de adição dentro dos níveis do fator horizontes. Em casos onde não houve interação significativa, os fatores foram analisados separadamente pelo mesmo método de comparação de médias.

Para fins de comparação dos teores dos elementos no solo dos horizontes antes da aplicação dos tratamentos e depois, foi aplicado um teste de significância para médias a 5% de probabilidade de erro (FONSECA & MARTINS, 1995). Esse teste foi aplicado para avaliar se os teores dos elementos na condição final foram iguais ou superiores aos teores observados na situação inicial. Essa análise foi realizada com a utilização do software Excel.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estudo 1 - Avaliação qualitativa dos efluentes gerados no Aterro Controlado da Caturrita

O valor da condutividade elétrica das amostras de água coletada a montante do ponto de lançamento de efluentes (Figura 1), foi de $123 \mu\text{Scm}^{-1}$ (Tabela 4) e pode ser considerado como o ponto onde não há influência dos resíduos do aterro controlado, servindo como a amostra sem contaminação. No ponto que fica a jusante a condutividade elétrica foi de $2154 \mu\text{S cm}^{-1}$, sofrendo a influência do efluente que apresentou uma condutividade elétrica de $6225 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabela 4). Já no afluente, ou seja, no ponto em que o chorume entra na primeira lagoa para sofrer tratamento, a condutividade elétrica medida foi de $24800 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicando ser este o ponto que há uma maior concentração íons dissolvidos na água. Apesar de elevado o valor encontrado no efluente, as lagoas de estabilização foram capazes de reduzir em 80% a condutividade elétrica presente no afluente, mas mesmo assim apresentando valores muito superiores àqueles estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA que estabelece o valor de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ como crítico.

Tabela 4 – Valores médios de Condutividade elétrica (C.E.), Potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (O.D.) em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.

Locais de coleta	C.E (μScm^{-1})	pH	OD (mgL^{-1})
Montante	123	6,8	5,92
Jusante	2154	7,9	6,48
Efluente	6225	8,3	5,32
Afluente	24800	8,0	1,16

Os valores de pH da água nos pontos estudados tiveram uma variação de 6,8 a 8,3 (Tabela 4) estando dentro da faixa de 6,0 a 9,0 estabelecidos tanto pela

resolução 357/2005 do CONAMA como pela resolução 128/2006 do CONSEMA. A amostra coletada a montante do ponto de lançamento do efluente apresentou o pH mais baixo (6,8), ressaltando que a natureza das águas do arroio é mais ácida, e que a alcalinidade da amostra coletada a jusante deve-se à influência do efluente lançado no arroio.

Em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, as amostras coletadas no afluente apresentaram valores médios de $1,16 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 4) indicando uma baixa quantidade de OD, típico de águas poluídas, comprovado também pelo elevado teor de carbono orgânico solúvel (COS) conforme tabela 5. Na saída da lagoa de estabilização (efluente) o valor médio de OD foi de $5,32 \text{ mg L}^{-1}$ indicando o efeito positivo das lagoas de estabilização sobre a água proveniente do aterro controlado. Levando em consideração apenas esse parâmetro, de acordo com a resolução 357/2005 do CONAMA, as águas a jusante do ponto de lançamento do efluente seriam classificadas como classe 1 (OD maior ou igual a 6 mg L^{-1}). Já as águas do ponto montante pertenceriam à classe 2 (OD superior a 5 mg L^{-1}).

Em relação a DBO, os maiores valores foram encontrados no afluente (Tabela 5), ou seja, no chorume que está entrando nas lagoas de estabilização e que, conseqüentemente, apresenta o maior valor de COS. Esse parâmetro está relacionado também ao OD na água, pois quanto maior a DBO na água, menor a concentração do oxigênio, fato confirmado pelos dados da tabela 4.

A resolução 128/2006 do CONSEMA leva em consideração a vazão diária de efluentes líquidos de fontes poluidoras que entram no corpo receptor para estabelecer os valores máximos permitidos dos parâmetros DBO e DQO. Segundo Gomes (2005), a vazão máxima de água que sai das lagoas de estabilização do Aterro Controlado da Caturrita é $80 \text{ m}^3/\text{dia}$, sendo que, neste caso, as concentrações máximas permitidas de DBO e DQO são de 150 e $360 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ respectivamente. Os resultados encontrados na Tabela 5 mostram que o efluente das lagoas de estabilização do Aterro Controlado de Santa Maria não atende à legislação, apresentando valores de DBO e DQO bem acima dos máximos permitidos pela resolução 128/2006 do CONSEMA. Percebe-se também que o impacto no Arroio Ferreira é bastante significativo, uma vez que os valores de DBO e DQO encontrados a jusante do ponto de lançamento são também superiores aos máximos permitidos para o lançamento de efluentes, ou seja, nem as águas desse arroio poderiam ser lançadas em outros cursos d'água de forma segura. Isso porque

valores elevados de DBO e DQO indicam uma grande necessidade de oxigênio para a degradação desses resíduos, o que afeta negativamente o ambiente aquático superficial, e pode também ter impacto negativo nas águas subterrâneas.

Tabela 5 – Valores médios de Carbono Orgânico Solúvel (COS), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.

Locais de coleta	Parâmetros			
	COS mg L ⁻¹	DBO mgO ₂ L ⁻¹	DQO mgO ₂ L ⁻¹	DQO/DBO mgO ₂ L ⁻¹
Montante	9,4	80,8	46,1	0,57
Jusante	58,68	225,2	438,1	1,94
Efluente	209,7	2256,5	1496,9	0,66
Afluente	241,2	3740,0	5324,1	1,42

Os valores da relação DQO/DBO nos quatro locais amostrados, superiores a 0,4, indicam que há predominância na água, de matéria orgânica biodegradável, podendo decompor-se bioquimicamente de forma facilitada, fato que mostra que no lixão predomina a fase aeróbica de decomposição desses resíduos.

Na tabela 6, são apresentados os resultados de fósforo total, N total, cobre e zinco, bem como seus limites máximos em efluentes de acordo com a resolução 128/2005 do CONSEMA e a resolução 357/2005 do CONAMA. Verifica-se que o efluente que é lançado diretamente no Arroio Ferreira apresenta concentrações de P e N muito superiores aos valores máximos estabelecido por lei. Isso demonstra que as lagoas de estabilização não estão sendo suficientes para realizar a devolução segura dos efluentes ao ambiente, uma vez que esses elementos são os principais responsáveis pelo processo de eutrofização das águas. Esse processo causa grande desequilíbrio ecológico, como a diminuição do número e quantidade de espécies aquáticas, tornando o meio impróprio, convertendo-se num local potencial de disseminação de doenças, podendo diminuir a atividade piscícola (VALENTE et. al, 1997). Já os valores de Cu e Zn encontram-se dentro da lei, sendo que não foi detectada a presença desses elementos no arroio.

Tabela 6 - Concentração de fósforo total, nitrogênio total, cobre e zinco permitidas pela legislação e valores médios encontrados em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.

Parâmetro	CONSEMA 128/2006	CONAMA 357/2005	Locais de coleta	Concentrações (mg l ⁻¹)
Fósforo Total	4	-	Montante	0,95
			Jusante	3,57
			Efluente	6,03
			Afluente	22,24
N amoniacal total	20	20	Montante	1,23
			Jusante	14,67
			Efluente	44,97
			Afluente	275,01
Cobre	0,5	1	Montante	Nd
			Jusante	Nd
			Efluente	Nd
			Afluente	1,10
Zinco	2	5	Montante	0,01
			Jusante	0,01
			Efluente	0,08
			Afluente	0,4

Nd: não detectado

Na tabela 7, são apresentados às concentrações de cálcio e ferro. Não existe legislação que impõe limites para o elemento cálcio, uma vez que esse é um nutriente requerido em grande quantidades pelos seres vivos, não apresentando poder poluidor. Para ambos os elementos, a maior concentração foi encontrada no afluente. No caso do elemento ferro, sua concentração no efluente foi inferior à estabelecida pela resolução 128/2005 do CONSEMA e a resolução 357/2005 do CONAMA, não havendo contaminação do ambiente com esse elemento.

Tabela 7 - Concentrações de cálcio e ferro permitidas pela legislação e valores médios encontrados em lixiviados do Aterro Controlado da Caturrita e nas águas do corpo receptor.

Parâmetro	CONSEMA 128/2006	CONAMA 357/2005	Locais de coleta	Concentrações (mg l ⁻¹)
Cálcio	-	-	Montante	2,93
			Jusante	18,82
			Efluente	54,91
			Afluente	127,18
Ferro	10	15	Montante	5,83
			Jusante	6,60
			Efluente	7,90
			Afluente	18,40

Os valores usados para o cálculo da eficiência das lagoas de estabilização instaladas no Aterro Controlado da Caturrita (Figura 3) foram os valores médios das cinco coletas para cada parâmetro. A figura mostra que a maior remoção promovida pelas lagoas foi do elemento zinco (91%), que é considerado tóxico para a saúde em elevadas concentrações. A Tabela 6 mostra que essa remoção foi suficiente para que a concentração desse elemento estivesse de acordo com a legislação. Já o Ca foi o elemento que teve a menor remoção pelas lagoas de estabilização (56,83%), porém, como esse elemento não é considerado tóxico, essa reduzida remoção não trás efeitos prejudiciais ao ambiente, ela é até sinérgica.

Já para a DQO, apesar de o tratamento apresentar uma remoção de 80% da carga poluidora, essa não foi suficiente para que esse parâmetro se adequasse aos valores máximos exigidos por lei. No efluente, os valores de DBO e DQO apresentaram valores, respectivamente, 15 e 4 vezes superiores ao limite máximo para seu lançamento em corpos d'água naturais. N e P apresentaram comportamento semelhante, havendo grande remoção desses elementos pelas lagoas de estabilização, porém essa remoção foi ainda insuficiente para atender a legislação.

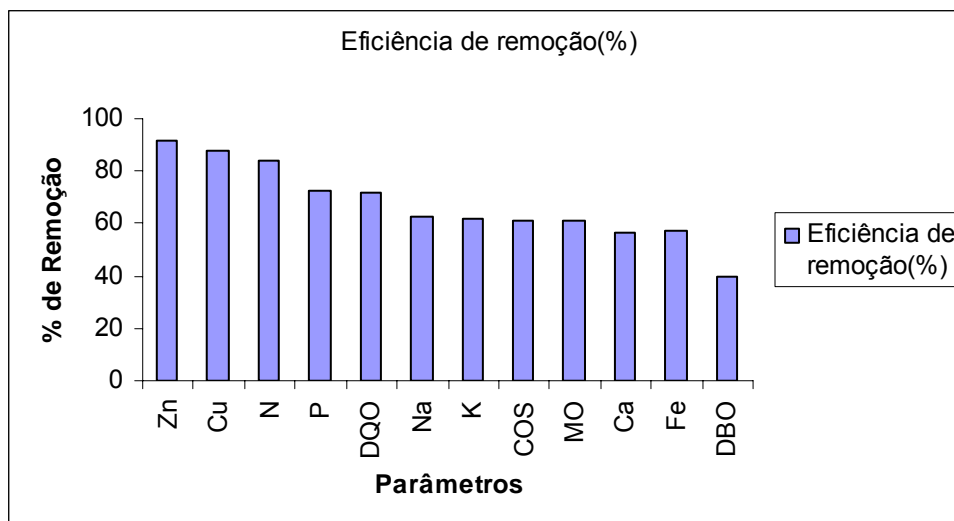


Figura 3 - Eficiência de remoção dos parâmetros analisados pelo sistema de lagoas de estabilização do Aterro Controlado da Caturrita.

Com base na resolução número 357/2005 do CONAMA as águas do Arroio Ferreira, que recebe os efluentes do Aterro Controlado da Caturrita, não se enquadra em nenhuma das classes contempladas pela resolução, que são águas doces, salinas e salobras. Os principais parâmetros que desqualificam as águas do arroio são as concentrações de DBO, oxigênio dissolvido (OD), odor da água e presença de material flutuante. Cabe aqui a observação de que a água do arroio coletada a montante do local de lançamento do efluente já está sob a influência do Aterro, recebendo descargas de lixo e chorume não coletado pelo sistema de tubulações que leva às lagoas de estabilização, bem como de áreas agrícolas ao entorno, que podem contribuir com a adição principalmente de N, P e K.

Apesar das variáveis climáticas influenciarem na geração e composição do chorume, quando comparados os dados obtidos com as variáveis temperatura média e precipitação acumulada nos seis dias anteriores às coletas, não se conseguiu estabelecer uma relação capaz de explicar o comportamento dos parâmetros analisados em função da variação da temperatura e precipitação pluviométrica.

4.2 Estudo 2 - Retenção de Pb e Zn em colunas de solo

De todos os elementos analisados no lixiviado obtido no experimento, verificou-se, através dos valores de correlação de Pearson, que apenas os valores de pH, carbono orgânico, fósforo total, magnésio e cobre foram responsáveis por influenciar o comportamento dos elementos chumbo e zinco no lixiviado coletado (Apêndice A).

O comportamento do pH no lixiviado dos diferentes tratamentos em função da data de coleta é apresentado na Tabela 8. O pH no lixiviado, independente do tratamento é extremamente baixo. Há uma leve tendência de elevação do pH conforme os dias de coleta, que, segundo Alloway (1990), pode ser explicada pela lixiviação de bases do solo.

Tabela 8 - Valores médios de pH, carbono orgânico solúvel e fósforo total encontrados no lixiviado do tratamento com chorume e no tratamento com sais e datas de coleta.

Data coleta	pH		COS		P total	
	chorume	sais	chorume	sais	chorume	sais
0	3,1	3,2	646	370	0,82	0,35
5	3,0	3,1	347	436	1,16	0,41
10	3,2	3,1	374	327	0,96	0,82
15	3,3	3,4	333	146	0,46	0,31
20	3,4	3,3	254	79	0,38	0,02
25	3,5	3,6	176	48	0,31	0,06

A presença de carbono no lixiviado em função dos dias de coleta diminui com o passar do tempo (Tabela 8), fato explicado pela lixiviação dos compostos orgânicos de alta solubilidade presentes no solo e principalmente no chorume adicionado, no caso do tratamento com chorume. Houve redução nos teores de carbono nos dois tratamentos, porém no tratamento com chorume, por haver adição constante de material rico em carbono, os valores são mais elevados do que os

encontrados no tratamento com sais, mas a tendência é a mesma em ambos os tratamentos.

Os teores de fósforo total variaram de 0,31 a 1,16 mg.L⁻¹, com tendência de diminuir os teores com o passar do tempo (Tabela 8), sendo que a análise de variância mostrou que houve diferença nos teores de fósforo encontrado nos diferentes tratamentos. A tabela 9 mostra que a quantidade de fósforo encontrado no lixiviado foi maior no tratamento com chorume. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de ter sido adicionada uma quantidade significativa de fósforo junto com o chorume, pois esse fazia parte da composição do chorume in natura utilizado no experimento (9,06 mg L⁻¹). Essa adição de fósforo, aliada à competição por sítios de adsorção com os elementos Pb e Zn, fez com que houvesse uma maior lixiviação desse elemento quando comparado com o outro tratamento, onde não havia nenhuma entrada adicional de fósforo.

Tabela 9 - Comparação de médias para a variável dependente fósforo total, pelo Teste de tukey (5 %) para o fator A qualitativo (tipos de lixiviados), com $g_{le} = 23$ e $Q_{Me} = 0,2175$.

Fator A (Tipo de lixiviados)	Médias
Chorume (A1)	0,67 a*
Sais (A2)	0,33 b

* Médias não seguidas pela mesma letra diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Já a lixiviação de cobre aumentou gradativamente, com o passar do tempo, até um ponto máximo (Tabela 10). Isso pode ser devido à competição com outros íons adicionados pelos sítios de adsorção do solo. Como Pb e Zn foram adicionados em grandes quantidades, podem ter deslocado o Cu para a solução do solo, levando à lixiviação desse elemento. A lixiviação sofrida pelo cobre foi, por sua vez, pouco intensa. Matos et al., (1996), indicam que o cobre tem comportamento semelhante ao chumbo, ou seja, alta afinidade por sítios de adsorção de alta energia, acarretando nessa baixa mobilidade.

O comportamento do chumbo (Tabela 10) mostra que no tratamento com chorume, devido à elevação do pH nos horizontes superficiais, e a conseqüente

dessorção de prótons e adsorção dos metais adicionados, formando complexos orgânicos, houve um retardamento na descida do chumbo no perfil do solo. Já para o tratamento com sais, a lixiviação foi intensa desde a primeira coleta, pois, além do pH do solo nesse tratamento se manter extremamente baixo em todos os horizontes, o que favorece a mobilidade desse elemento, o chumbo estava na forma livre, mais fácil de ser lixiviado. Oliveira et al (2003), estudando a solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto, perceberam que os teores de chumbo associado principalmente às frações mais lábeis ocorreu em Argissolos, devido ao baixo poder tampão desse solo, o que leva a uma maior disponibilidade de chumbo desse tipo de solo em relação a solos com poder tampão mais elevado.

Tabela 10 - Valores médios de cobre, chumbo e zinco encontrados no lixiviado do tratamento com chorume e no tratamento com sais datas de coleta.

Data coleta	Cu		Pb		Zn	
	-----mg.L ⁻¹ -----					
	chorume	sais	chorume	sais	chorume	sais
0	0,36	0,26	19	150	139	65
5	0,42	0,92	249	380	107	141
10	0,62	1,23	630	568	119	96
15	0,58	0,84	262	292	21	26
20	0,72	0,47	422	201	116	6
25	0,55	0,27	558	156	67	3

A maior lixiviação de zinco ocorreu nas primeiras coletas, como mostra a Tabela 10. A principal explicação para esse comportamento no tratamento com sais é o baixo valor de pH apresentado pelo solo, que favorece a lixiviação do elemento. Isso pode ter ocorrido também devido ao fato do elemento ter sido adicionado em grande quantidade no início do experimento, e com a posterior lixiviação, o zinco pode ter tido pouco tempo de reagir com o solo através de ligações mais fortes que evitariam sua lixiviação.

Para avaliar o efeito dos tratamentos nos diferentes horizontes do solo, obteve-se valores dos coeficientes de correlação simples, sendo realizada a seleção daqueles com maior influência. Os atributos que apresentaram os coeficientes de

correlação mais elevados foram pH, alumínio, magnésio e potássio (Apêndice B). A Tabela 11 apresenta os valores de pH e as concentrações de Al, Mg, K, Pb e Zn no solo após a aplicação dos tratamentos.

Tabela 11 - Valores médios de pH, alumínio, magnésio, potássio, chumbo e zinco em cada horizonte do solo após o tratamento com sais e com chorume.

Horizonte	pH	Al	Mg	K	Pb	Zn
		-----cmol _c Kg ⁻¹ -----			-----mg.Kg ⁻¹ -----	
-----Tratamento com sais-----						
A	3,9	2,2	0,1	0,02	4,86	1,46
E	3,8	2,2	0,1	0,03	5,28	3,03
Bt	3,6	6,4	0,1	0,04	7,87	2,33
C	3,3	6,2	0,1	0,07	13,46	2,09
-----Tratamento com chorume-----						
A	8,1	0	1,1	1,33	3,74	1,45
E	7,3	0	0,9	1,19	3,52	1,89
Bt	4,5	1,9	0,1	0,78	6,00	1,75
C	3,5	6,5	0,1	0,28	12,62	1,97

Comparando a condição inicial do solo (Tabela 3) e o solo após o tratamento, observa-se que houve interação entre os fatores qualitativos do tratamento em relação ao pH, ou seja, os tratamentos (chorume e sais) interagiram de forma diferente no pH dos horizontes do solo.

A comparação de médias pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente pH, (Tabela 12) mostra que o tratamento com sais não alterou significativamente o pH do solo dos diferentes horizontes. Já o tratamento com chorume resultou numa alteração do pH nos horizontes, sendo que os valores encontrados nos horizontes A e E diferiram dos encontrado nos horizontes B e C. Esse aumento no pH ocorre em função da adição de material orgânico presente no chorume, e leva a um aumento na densidade de cargas negativas nesses horizontes, favorecendo a adsorção dos metais Pb e Zn.

Como a adição do chorume se deu pela parte superior das colunas, era de se esperar que a maior alteração desse parâmetro se desse na parte superior do perfil do solo.

Tabela 12 - Comparação de médias pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente pH, com $g_{le} = 16$ e $Q_{Me} = 0,085$.

Fator D (Horizontes)	Médias Chorume (fator A1)	Fator D (Horizontes)	Médias Sais (fator A2)
Horizonte A (D1)	7.97 a*	Horizonte E (D2)	3,77 a
Horizonte E (D2)	7.37 a	Horizonte A (D1)	3,73 a
Horizonte B (D3)	5.20 b	Horizonte B (D3)	3,63 a
Horizonte C (D4)	3.60 c	Horizonte C (D4)	3,43 a

* Médias não seguidas pela mesma letra diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Os teores de alumínio encontradas no solo (Tabela 11) também foram influenciadas de forma diferente pelos tratamentos (Tabela 13). No solo tratado com chorume, houve um aumento significativo na concentração de Al no horizonte inferior em relação aos demais, que pode ser explicado pelo maior conteúdo de argila no horizonte C, bem como pela menor drenagem desse horizonte, fazendo com que haja maior tempo de contato do elemento com os sítios de adsorção. No caso do tratamento com sais, a concentração nos dois primeiros horizontes diferiu da encontrada nos dois horizontes inferiores. Essa redução na concentração de Al em profundidade pode ter ocorrido pela mudança no equilíbrio entre os elementos encontrados no solo e os adicionados na forma de sais. Como a imobilização dos metais chumbo e, principalmente, de zinco foi muito grande nos horizontes superficiais, pode ter havido uma redução na força de adsorção do alumínio, o que permitiu que esse elemento fosse lixiviado e encontrado em maior quantidade nos horizontes inferiores.

Tabela 13 - Comparação de médias pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente alumínio, com $gl=16$ e $QMe=0,147$.

Fator D (Horizontes)	Médias	
	Chorume (fator A1)	Sais (fator A2)
Horizonte C (D4)	6,33 a*	6,43 a
Horizonte B (D3)	0,80 b	6,10 a
Horizonte E (D2)	0,00 b	2,27 b
Horizonte A (D1)	0,00 b	2,27 b

* Médias não seguidas pela mesma letra, na coluna, diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Não houve diferença significativa nos teores de magnésio encontrados nos diferentes perfis do solo no tratamento com sais enquanto que para o tratamento com chorume (Tabela 14), houve diferença significativa entre os teores encontrados nos horizontes superficiais em relação aos subsuperficiais. O magnésio presente no chorume utilizado fez aumentar significativamente a sua concentração nos horizontes A e E, devido à entrada desse elemento via superfície

Tabela 14 - Comparação de médias para a variável dependente magnésio, pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), com $gl=16$ e $QMe=0,021$.

Fator D (Horizontes)	Médias	
	Chorume (fator A1)	Sais (fator A2)
Horizonte A (D1)	0,83 a	0,10 a
Horizonte E (D2)	0,83 a	0,10 a
Horizonte B (D3)	0,20 b	0,10 a
Horizonte C (D4)	0,10 b	0,10 a

* Médias não seguidas pela mesma letra, na coluna, diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Em relação ao potássio, pode-se fazer a mesma observação dada para o comportamento do magnésio (Tabela 15). O que difere é que, por ser mais móvel que o magnésio, o potássio atingiu mais intensamente os horizontes inferiores, de forma que apenas a concentração no horizonte C foi significativamente menor que a encontrada nos horizontes A, E e B.

Tabela 15 - Comparação de médias para a variável dependente potássio, pelo Teste de Tukey (5 %) para os níveis do fator D qualitativo (Horizontes do perfil do solo) dentro de cada nível do fator A qualitativo (tipos de lixiviados), com $gl=16$ e $QMe = 2873,3333$.

Fator D (Horizontes)	Médias Chorume (fator A1)	Fator D (Horizontes)	Médias Sais (fator A2)
Horizonte A (D1)	532,00 a*	Horizonte C (D4)	22,67 a
Horizonte B (D3)	445,33 a	Horizonte B(D3)	16,00 a
Horizonte E (D2)	434,67 a	Horizonte E (D2)	9,33 a
Horizonte C (D4)	90,67 b	Horizonte A (D1)	8,00 a

* Médias não seguidas pela mesma letra diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

No caso do chumbo, não houve interação entre os horizontes e os tratamentos que pudesse explicar seu comportamento.

A Tabela 16 mostra que houve diferença significativa na concentração de chumbo encontrada no solo devido à diferente forma de adição desse elemento no solo. Houve maior retenção de chumbo no solo tratado com sais. Isso ocorreu, provavelmente, por não haver substâncias orgânicas presentes na solução capazes de, se ligadas ao chumbo, aumentar sua mobilidade no solo. Outro fato que parece ter contribuído para esse resultado é que junto com os sais de Pb foi adicionado apenas água, ou seja, não havia a adição de outros elementos químicos como os presentes em elevadas concentrações no chorume que pudessem disputar os sítios de ligação com o chumbo.

Como a quantidade de chumbo adicionada nos dois tratamentos foi idêntica, é correto afirmar que houve maior lixiviação de chumbo no solo tratado com chorume, devido, como mencionado anteriormente, à ligação desse elemento com grupos funcionais orgânicos presentes em grande quantidade no chorume, o que aumentou

sua mobilidade e o fez ser lixiviado. Aliado a isso, também está o fato de os demais elementos químicos adicionados através do chorume competirem por sítios de ligação com o chumbo, de forma que fosse mantido o equilíbrio entre a fração sólida e a solução do solo.

Tabela 16 - Comparação de médias pelo Teste de tukey (5 %) para o fator A qualitativo (tipos de lixiviados), para a variável dependente chumbo, com $gle = 16$ e $QMe = 0,3881$.

Tipos de lixiviados (Fator A)	Médias
Sais (A2)	4,72 a*
Chorume (A1)	4,08 b

*Médias não seguidas pela mesma letra diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Os dados apresentados na Tabela 17 mostram que houve diferença significativa na concentração dos teores de chumbo nos diferentes horizontes. Nota-se que a maior quantidade de chumbo foi encontrada no horizonte C, seguido pelo B e depois pelo E e A, sendo que nos dois últimos não houve diferença significativa. A composição granulométrica e a mineralogia da fração argila influenciam grandemente na adsorção desse elemento, uma vez que a maior quantidade foi encontrada naqueles horizontes com maior teor de argila.

A maior retenção de chumbo no horizonte C pode estar associada a menor condutividade hidráulica desse horizonte. Esse fato pode ter proporcionado uma maior oportunidade de interação do metal com o material sólido, levando a uma maior retenção do elemento (MATOS et al., 1996).

Vários trabalhos realizados utilizando a extração seqüencial mostram que a solubilidade dos metais como Pb e Zn adicionados ao solo diminuem com o passar do tempo, indicando a passagem de formas químicas mais lábeis para frações mais estáveis e de menor mobilidade e/ou disponibilidade (AMARAL SOBRINHO et al., 1997; OLIVEIRA et al., 2003; MATOS et al., 1996).

Tabela 17 - Comparação de médias pelo Teste de tukey (5 %) para o fator D qualitativo (horizontes), para a variável dependente chumbo, com $gle=16$ e $QMe=0,3881$.

Horizontes do perfil do solo (Fator D)	Médias
Horizonte C	7,76 a
Horizonte B	4,18 b
Horizonte A	2,97 c*
Horizonte E	2,70 c

* Médias não seguidas pela mesma letra diferem significativamente, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

A análise de variância realizada para o zinco mostrou que não houve efeito dos tratamentos. Ou seja, nem os tratamentos nem os diferentes horizontes foram responsáveis por causar a variação do seu comportamento no solo.

O estudo da comparação da condição inicial do solo (solo antes da aplicação dos tratamentos) com a condição final foi realizado através do teste de significância para médias (Apêndice C). Por esse teste, um valor de t calculado significativo, indica que a concentração dos elementos em cada horizonte após a aplicação dos tratamentos é superior à encontrada na condição inicial do experimento.

O tratamento com chorume apresentou maiores diferenças quando comparado com a condição inicial do solo do que o tratamento com sais (Tabelas 18 e 19). Isso acontece uma vez que o chorume contém uma série de elementos químicos que, adicionados ao solo, vão interagir e alterar a dinâmica desses elementos.

No tratamento com chorume, conforme visto anteriormente, houve uma elevação no pH do solo dos horizontes superficiais. Conforme SPOSITO (1989) a elevação do pH é responsável pelo favorecimento das reações de precipitação, complexação e adsorção de metais pesados. Porém, esse aumento no valor do pH não foi suficiente para minimizar a lixiviação dos elementos Pb e Zn. Seu efeito na redução da mobilidade desses metais deve ter sido pequeno frente à quantidade de compostos orgânicos adicionados através do chorume, e uma vez formados os complexos metal-quelante, eles estarão mais sujeitos à lixiviação, pois seu movimento passa a ser condicionado pela solubilidade e reatividade do complexo (CUNHA et al, 1996).

A elevação do pH no tratamento com chorume é importante na deprotonação dos sítios de Lewis, o que contribui para a formação de complexos mais estáveis de Pb e Zn (ARAÚJO et al., 2002).

O aumento nos teores de potássio e magnésio verificados no tratamento com chorume deve-se à presença desses elementos no chorume gerado pelo Aterro Controlado da Caturrita, utilizado nesse experimento. A ausência de Al nos horizontes superficiais do solo tratado com chorume deve-se à elevação do pH do solo desses horizontes para valores acima de 6.

Tabela 18 - Valores de t calculado para comparação da condição inicial (padrão) com a final dos horizontes e perfil do solo sob aplicação de chorume, obtidos pelo cálculo da média amostral e desvio padrão da amostra de n = 3 repetições.

Situação considerada	Indicadores					
	pH	Al	Mg	K	Pb	Zn
Horizonte A	14,37*	0,00	2,90	61,49*	15,08*	11,31*
Horizonte E	62,00*	0,00	11,00*	19,18*	32,57*	5,34*
Horizonte B	-0,49	-3,69	-6,93	5,11*	6,07*	1,99
Horizonte C	-18,00	11,59*	0,00	04,92*	13,94*	5,36*

* T 5 % = 4,3127, assim, valores de t maiores que 4,3127 são significativos.

O zinco apresentou um maior acúmulo no horizonte A, o que pode ser explicado pelo fato de haver uma maior quantidade de sítios de troca nesse horizonte, proporcionado pela presença da matéria orgânica (MATOS et al, 1996). No tratamento com sais, o zinco apresentou baixa mobilidade, que pode ser explicada pela ausência de moléculas orgânicas, responsáveis pela formação de complexos que favorecem a lixiviação desse elemento. Além disso, ocorre uma retenção preferencial do chumbo sobre o zinco, de forma que o Pb é adsorvido primeiramente, ocupando os sítios de maior energia, restando ao zinco os sítios de menor energia (MATTOS et al, 1996). Conseqüentemente, se em concentrações semelhantes, o zinco apresenta um maior risco para a cadeia biológica e as águas subterrâneas.

Tabela 19 - Valores de t calculado para comparação da condição inicial (padrão) com a final dos horizontes e perfil do solo sob aplicação de sais, obtidos pelo cálculo da média amostral e desvio padrão da amostra de n = 3 repetições.

Situação considerada	Indicadores					
	pH	Al	Mg	K	Pb	Zn
Horizonte A	-17,76	20,50*	0,00	0,00	32,15*	32,00*
Horizonte E	-46,00	20,50*	0,00	-5,00	54,22*	2,67
Horizonte B	-53,00	106,00*	0,000	0,00	43,69*	2,05
Horizonte C	-22,30	23,00*	0,00	-0,38	8,85*	2,96

* T 5 % = 4,3127, assim, valores de t maiores que 4,3127 são significativos.

O chumbo teve seu comportamento afetado principalmente pela alteração do pH nos horizontes superficiais. A retenção de chumbo em solos de cargas variáveis é possível devido a presença de grupos funcionais que possibilitam a adsorção específica dos íons metálicos, que é favorecida em condições de pH elevado.

5. CONCLUSÕES

Tendo em vista os objetivos propostos nessa pesquisa e os resultados alcançados, algumas conclusões foram obtidas:

1. O sistema de tratamento do chorume gerado pelo Aterro Controlado da Caturrita através das suas lagoas de estabilização é inadequado, uma vez que os efluentes lançados ao ambiente não atendem aos critérios estabelecidos pela legislação.
2. Os efluentes lançados pelo Aterro Controlado da caturrita estão causando a poluição de mananciais de água no trecho avaliado.
3. Os elementos chumbo e zinco apresentaram grande mobilidade em um Argissolo da Depressão Central do Rio Grande do Sul tratado com chorume e zinco
4. O solo tratado com chorume apresentou uma maior capacidade de retardar a lixiviação do elemento chumbo, devido à elevação do pH nos horizontes superficiais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; BERTON, R. S. Análise química de solos para metais pesados. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. v 2. p. 645 – 692. 2002

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2007. Disponível em < <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#topo> > Acesso em: 26 mar.2007.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York, John Wiley, 1990, 339 p.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B., GOMES, M. F., VELLOSO, A. C. X., OLIVEIRA, C. de. Fracionamento de zinco e chumbo em solos tratados com fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v. 21, p. 17 – 21, 1997.

AMBIENTE BRASIL. Avaliação da qualidade da água. Disponível em <<http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./agua/doce/index.html&conteudo=./agua/doce/artigos/qualidade.html>.> Acesso em:19 ago. 2007

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th ed. APHA, Washington, 1998. 1190p.

ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 26, p. 17 – 27, 2002.

AUBERT, H.; PINTA, M. **Trace elements in soils**. Elsevier. New York, NY, USA. 1977. 395p

AZEVEDO, A. C., DALMOLIN, R. S. D. **Solos e Ambiente: uma introdução**. Santa Maria: Ed Pallotti, 2004. 100 p.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BERNARD, A. M. Effects of heavy metals in the environment on human health. In: **Contaminated soils**, Paris, 1995. Paris: Ed. INRA, p.21-33, 1997. (Les colloques, nº 85)

BRANCO, S. M. **Poluição: A morte de nossos rios**. 2.ed.São Paulo: Ascetesp.1983,166 p.

BROOKES, P. C. & POWLSON, D. C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**. v.32, 671-674, 1982.

CARVALHO, A. L. **Contaminação de águas sub-superficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos – o caso do antigo lixão de Viçosa (MG)**. 2001. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2001.

CETESB, **Qualidade das águas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 1988, (águas e energia elétrica, n.14, p.11-22).

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2007. Disponível em< <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#topo>> Acesso em: 26 mar.2007.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2005. 27p.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução número 128/2006. Porto Alegre, 2006. 9p.

COSTA, P. O da. S. **Avaliação em laboratório, do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA**. 2002. 188f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – PUC-Rio. Rio de Janeiro, 2002.

COTTA, J.A.O.; SALAMI, F.H.; MARQUES, A.R.; REZENDE, O.M.O.; LANDGRAF, M.D. Validação do método para determinação de nitrogênio kjeldahl total. Revista Analytica. São Paulo, v. 5, p. 68-75, 2006

COSTA, F.X.; SEVERINO, L.S. BELTRÃO, N.E.M.; FREIRE, R.M.M.; LUCENA, A.M.A.; GUIMARÃES, M.M.B. Composição química da torta de mamona. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 1., 2004, Campina Grande. **Energia e sustentabilidade - Anais...** Campina Grande: Embrapa Algodão, 2004. s.p.

CUNHA, R. C. A.; CAMARGO, O. A.; KINJO, T. Eluição de duas fontes de zinco aplicadas em horizonte superficial de um podzólico e de um latossolo. . **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 20, p. 371 – 378, 1996.

CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Effect of parent rocks on chemical and mineralogical properties of some oxisols in Brazil. **Soil Science Society of America journal.**, vol.51,p.153-158, 1987.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: CETESB; 1992. 201 p. Ilus.

DUARTE, R. P. S & PASCOAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelo humano. **Energia na Agricultura**, vol. 15, n. 1, p. 46-58, 2000.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2ª ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997a. 221p.

EMBRAPA. Empresa Nacional de Pesquisa Tecnológica em Informática para a Agricultura (Campinas-SP). **Ambiente de software NTIA**. Versão 4.2.2: manual do usuário - ferramental estatístico. Campinas, 1997b. 258p

EPA - Environmental Protection Agency. **Method n° 3005B (1996)**. Disponível em: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3005a.pdf>. Acesso em 14 mai 2005.

EPA - Environmental Protection Agency. **Method n° 3050B (1996)**. Disponível em: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/3050b.pdf>. Acesso em 14 mai 2005

ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 1988. 575p.

FONSECA, J.S. da; MARTINS, G de A. **Curso de estatística**. 5ª ed. Editora: ATLAS. p.205-206, 1995.

GOMES, T. L.; **Avaliação Quali-Quantitativa do Percolado Gerado no Aterro Controlado de Santa Maria-RS**. 2005. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

GONÇALVES C. da S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI J. R. B.; KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 9, n. 3, p. 391-399, 2005.

HANN, F. A. M. de; ZWERMANN, P. J.; Pollution of Soils. In: Bolt, G. H.; Bruggenwert, M. G. M.; **SOIL CHEMISTRY**, A. Basics Elements. Developments in Soil Science 5ª. Elsevier Scientific Publishing Company, 1978. p 192-271.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Síntese de indicadores sociais – 2001**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 29 jul.2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Síntese de indicadores sociais – 2003**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 29 jul.2006.

IPT-Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2.ed. São Paulo. IPT/CEMPRE, 370p. 2000.

JIM, C. Y. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. **Landscape and Urban Planning**, v. 40, p. 235-249, 1998.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton, CRC Press, 2001. 413p.

KIEKENS, L. Zinc. In: ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York, John Wiley, p. 261 – 279, 1990.

LE MOS, R. C. de; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3. ed. Campinas: SBCS, 1996. 84 pag.

LIMA, L.M.Q. **Lixo -Tratamento e Bio-remediação**, São Paulo - Hemus Editora Ltda, 1995

LU, Y.; GONG, Z.; ZHANG, G. et al. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. **Geoderma**, v. 1976, p. 1-11, 2003.

MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; JORDÃO, C. P. et al. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho – Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 20, p. 379 – 386, 1996.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 164f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Proceedings Clays & Clay Mineral Conference**, London, v. 7, 1960. p. 317-327.

MEIRA, J. C. R.; **Chorume do Aterro Sanitário de Goiânia: Tratamento por Floculação/Coagulação/Degradação Fotoquímica e Custos Operacionais**. 2003. 125p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. O uso agrícola e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. de C.T. de; MELFI, A.J.; MELO, W.J de; MARQUES, M.O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, p.289-363, 2001

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Oxford, v. 27, p. 31-36, 1962.

OLIVEIRA, C. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco**. 1998. 191 f. Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Seropédica, 1998.

OLIVEIRA, C.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N. Solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 171 – 181, 2003.

ORTH, M. H. A. **Aterros sanitários: defesa do sistema hídrico - impermeabilidade, drenagem e reciclagem de percolado, lagoas de oxidação, filtros biológicos, irrigação do solo**. São Paulo; CETESB; 1981. 26 p.

PEDRON, F.A. **Classificação do potencial de uso das terras no perímetro urbano de Santa Maria, RS**. 2005. 63f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

SANTOS, D.R.; GONÇALVES., C.S.; PELLEGRINI, J.B.R. Solos e contaminação da água. IN: AZEVEDO, A.C.; DALMOLIN; R.S.D.;PEDRON. (ORG.). **Solos & Ambiente**. 1 ed. Santa Maria - RS: Universidade Federal de Santa Maria, 2004, v. 1, p. 79-97.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, L. R.; LIMA, J.M. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 279-288, 2001.

RIBEIRO FILHO, M.R.; SIQUEIRA, J. O.; CURI, N.; SIMÃO, J. B. P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 495 – 507, 2001.

ROBAINA, L. E.; BERGER, M. G.; DE CRISTO, S. S. V. et al. Análise dos ambientes urbanos de risco do município de Santa Maria – RS. **Ciência & Natura**, Santa Maria, v. 23, p. 139-152, 2001.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. Rio de Janeiro, 2004, 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SANTOS, P.C.V. **Estudo da contaminação de água subterrânea por percolado de aterro de resíduos sólidos - Caso Jockey Club - DF**. Brasília, 1996, 135p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1996.

SHINN, N. J., BING-CANAR, J., CAILAS, M. et al. Determination of spatial continuity of soil lead levels in an urban residential neighborhood. **Environmental Research**, v. 82, p. 46-52, 2000.

SILVA, F. C. **Uso agrônômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar**. 1995. 154 p. Dissertação (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, SP. 1995.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Rio de Janeiro, 2002, 126f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, L.S.; BOHNEN, H. Liberação de nutrientes durante a decomposição de palha de aveia preta (*Avena strigosa*) com diferentes teores de silício. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 515-520, 2001.

SIMÃO, J. B. P., SIQUEIRA, J. O. **Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediações**. In: Recuperação de áreas

degradadas, Belo Horizonte, v. 22, n. 210, p. 18-26, maio/junho. 2001. (Informe Agropecuário).

SPOSITO, G. ; LUND, L.J. ; CHANG, A.C. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. **Soil Science Society American Journal**. University of California, Riverside. vol 46. 1982.

SPOSITO, G. **The surface chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1989. 234p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre : Departamento de Solos/UFRGS, 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5)

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M. & SILVA, A.M.M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Eclética Química**, São Paulo, v. 22, 1997.

VERNIER, J. **O meio ambiente**. Campinas: Papirus. 1994, 132p.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Análise estatística lixiviado

Etapa I – Lixiviados: Correlação de todos os elementos com Pb e Zn e análise de variância para o bifatorial tipo de lixiviados (chorume e sais) x dias de coleta (0, 5, 10, 15, 20, 25 dias após a implantação do experimento):

Tabela 1 - Valores da correlação de Pearson dos teores de nutrientes, coletados dos lixiviados de chorume e sais, com os metais pesados chumbo e zinco.

Indicadores	Chorume		Sais	
	Pb	Zn	Pb	Zn
pH	0,6377	-0,3570	-0,6567	-0,9007*
N	0,3385	-0,7986	-0,0675	-0,379
K	0,6478	-0,5081	0,7652	0,1473
Na	0,2749	-0,2039	-0,2129	0,5393
C	-0,7378	0,5091	0,4785	0,9417*
Mo	-0,7378	0,5091	0,4785	0,9417*
Ptotal	-0,2437	0,5152	0,8738*	0,7216
Ca	-0,5023	0,3349	-0,4203	0,0904
Mg	-0,8285*	0,5568	-0,2121	0,5586
Fe	0,5106	-0,6162	0,5529	0,1638
Cu	0,6995	-0,2236	0,9655*	0,6064
Pb	-	-0,1360	-	0,6501
Zn	-0,1360	-	0,6501	-

* Correlação significativa, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Análise de variância

Bifatorial: Fator A = Tipos de lixiviados (Chorume e Sais); Fator D = Dias de coleta (0, 5, 10, 15, 20, 25 dias após a implantação do experimento):

Variável dependente = pH

Tabela 2 - Análise de variância para a variável dependente pH, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipo de lixiviados)	1	0,0130	0,0130	0,685 ^{ns}
Fator D (dias de coleta)	5	0,9679	0,1935	0,059
A* D	5	0,1188	0,0237	0,903 ^{ns}
Erro	23	1,7722	0,0770	-
Total	34	2,8721	-	-

Cv = 8,4769 % ; Média geral =3,2745. ns= Fator A e interação não significativa em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Para o ajuste da regressão não é necessária a significância pelo teste de F (Tabela 2). É necessário que pelo menos um grau apresente-se significativo (Tabela 3).

Tabela 3 - Análise de regressão para o fator D quantitativo (dias de coleta de lixiviados) para a variável dependente pH, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Regressão Linear	1	0,7280	0,7280	0,005*
Regressão Quadrática	1	0,0571	0,0571	0,398
Regressão cúbica	1	0,0587	0,0587	0,392
Erro	23	1,7722	0,0770	-

* Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Equação ajustada: $Y = 3,0479 + 0,0176 X$; ou $pH = 3,0479 + 0,0176 \text{ dias}$. $R^2 = 0,7912$.

Variável dependente = C

Tabela 4 - Análise de variância para a variável dependente carbono, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipo de lixiviados)	1	93773,2642	93773,2642	0,059 ^{ns}
Fator D (dias de coleta)	5	583520,9977	116704,1995	0,003
A* D (lixiviados * chorume)	5	114021,2299	22804,2459	0,461 ^{ns}
Erro	23	545068,7002	23698,6391	-
Total	34	1336384,1921	-	-

Cv = 54,0585 %; Média geral = 284,7721. ns= fator A e interação não significativa em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Tabela 5 - Análise de regressão para o fator D quantitativo (dias de coleta de lixiviados), para a variável dependente carbono, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Regressão Linear	1	602744,1672	602744,1672	0,0000*
Regressão Quadrática	1	2192,4699	2192,4699	0,7640
Regressão cúbica	1	53,4783	53,4783	0,963
Erro	23	545068,7002	23698,6391	-

* Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Equação ajustada: $Y = 477,8073 - 15,0138 X$; ou $C = 477,8073 - 15,0138 \text{ dias}$. $R^2 = 0,9520$.

Variável dependente = P total

Tabela 6 - Análise de variância para a variável dependente fósforo total, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipo de lixiviados)	1	1,0198	1,0198	0,041*
Fator D (dias de coleta)	5	2,6415	0,5283	0,066*
A* D (lixiviados * chorume)	5	0,3898	0,0779	0,871 ^{ns}
Erro	23	5,0015	0,2174	-
Total	34	9,0526	-	-

Cv = 94,16 %; Média geral= 0,4952. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro. ns= tratamentos e interação não significativa em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Equação ajustada: $Y = 0,8081 - 0,0243 X$; ou $P \text{ total} = 0,8081 - 0,0243 \text{ dias}$; $R^2 = 55,25 \%$.

Variável dependente = Cu

Tabela 7 - Análise de variância para a variável dependente cobre, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Fator A (tipo de lixiviados)	1	0,1118	0,1118	0,3500 ^{ns}
Fator D (dias de coleta)	5	1,4226	0,2845	0,0770
A* D (lixiviados * chorume)	5	1,1056	0,2211	0,1530 ^{ns}
Erro	23	2,8314	0,1231	-
Total	34	5,4714	-	-

Cv = 57,4911 %; Média geral = 0,6103. ns= fator A e interação não significativa em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Tabela 8 - Análise de regressão para o fator D quantitativo (dias de coleta de lixiviados) para a variável dependente cobre, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Regressão Linear	1	0,0002	0,0002	0,9660 ^{ns}
Regressão Quadrática	1	1,1647	1,1647	0,0050*
Regressão cúbica	1	0,1099	0,1099	0,3550 ^{ns}
Erro	23	2,8314	0,1231	-

* Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro. ns= não significativo em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Equação ajustada: $Y = 0,3482 + 0,0754 X - 0,0030 X^2$; ou $Cu = 0,3482 + 0,0754 \text{ dias} - 0,0030 \text{ dias}^2$. $R^2 = 83,87 \%$.

Variável dependente = Pb

Tabela 9 - Análise de variância para a variável chumbo, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Fator A (tipo de lixiviados)	1	63268,9954	63268,9954	0,2020 ^{ns}
Fator D (dias de coleta)	5	710976,7399	142195,3479	0,0110
A* D (lixiviados * chorume)	5	324076,5156	64815,3031	0,1590 ^{ns}
Erro	23	842189,7479	36616,9456	-
Total	34	1940511,9988	-	-

Cv = 57,5098 %; Média geral = 332,7357. ns= não significativo em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Tabela 10 - Análise de regressão para o fator D quantitativo (dias de coleta de lixiviados), para a variável chumbo, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Regressão Linear	1	83876,9177	83876,9177	0,1440 ^{ns}
Regressão Quadrática	1	245589,0838	245589,0838	0,0160*
Regressão cúbica	1	229900,1992	229900,1992	0,0200*
Erro	23	842189,7479	36616,9455	-

* Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro. ns= não significativo em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Equação ajustada: $Y = 69,8123 + 105,9188 X - 8,6452 X^2 + 0,1947 X^3$; ou $Pb = 69,8123 + 105,9188 \text{ dias} - 8,6452 \text{ dias}^2 + 0,1947 \text{ dias}^3$. $R^2 = 70,26 \%$.

Variável dependente = Zn

Tabela 11 - Análise de variância para a variável dependente zinco, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Fator A (tipo de lixiviados)	1	11329,13916532	11329,13916532	0,1310 ^{ns}
Fator D (dias de coleta)	5	50223,45907679	10044,69181536	0,0930
A* D	5	21103,06092255	4220,61218451	0,4900 ^{ns}
Erro	23	106367,24216558	4624,66270285	-
Total	34	189022,90133024	-	-

Cv = 92,0183 %; Média geral = 73,7713. ns= fator A e interação não significativa em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Tabela 12 - Análise de regressão para o fator D quantitativo (dias de coleta de lixiviados), para a variável dependente zinco, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus dias de coleta.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Regressão Linear	1	29104,2286	29104,2286	0,0200*
Regressão Quadrática	1	26,6333	26,6333	0,9400 ^{ns}
Regressão cúbica	1	28,2407	28,2407	0,2550 ^{ns}
Erro	23	106367,2421	4624,6627	-

* Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro. ns= não significativo em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Equação ajustada: $Y = 117,0955 - 3,3696 X$ ou $Zn = 117,0955 - 3,3696 \text{ dias}$. $R^2 = 55,71 \%$.

APÊNDICE B: Análise estatística solo x tratamentos

Etapa II – Solo x Tratamentos: Correlação de todos os elementos com Pb e Zn e análise de variância para o bifatorial tipo de lixiviados (chorume e sais) x horizontes do solo (A, E, Bt, C):

Tabela 1 - Valores da correlação de Pearson dos teores de nutrientes coletados no solo após aplicação dos tratamentos (chorume e chorume + sais), com os metais pesados chumbo e zinco.

Indicadores	Chorume		Sais	
	Pb	Zn	Pb	Zn
pH	-0,9232	-0,9009	-0,9968*	-0,6608
p	-0,6681	-0,9098	-0,7631	-0,8614
N	-0,1744	0,5545	0,1497	-0,4983
C	-0,2753	0,2965	-0,5012	-0,8663
Al	0,9903*	0,5854	0,7542	0,7406
Ca	-0,4151	-0,6187	-0,0000	0,0000
Mg	-0,8285	-0,9753*	-0,0000	0,0000
K	-0,9583*	-0,5608	0,9609*	0,8047
H+Al	0,9693*	0,8380	0,6555	0,4936
CTC	0,9296	0,7301	0,6631	0,5007
Pb	-	0,6867	-	0,6545
Zn	0,6867	-	0,6545	-

*Correlação significativa, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Análise de variância – Solo x Tratamentos

Variável dependente = pH

Tabela 2 - Análise de variância para a variável dependente pH, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	34,3204	34,3204	0,0000*
Fator D (Horizontes)	3	20,8712	6,9570	0,0000*
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	15,7246	5,2415	0,0000*
Erro	16	1,3600	0,0850	-
Total	23	72,2762	-	-

Cv = 6,0268 %; Média geral = 4,83750. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Variável dependente = Al

Tabela 3 - Análise de variância para a variável dependente alumínio, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	37,0017	37,0016	0,0000*
Fator D (Horizontes)	3	106,1617	35,3872	0,0000*
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	26,0950	8,6983	0,0000*
Erro	16	2,3467	0,1467	-
Total	23	171,6050	-	-

Cv = 12,6601 %; Média geral = 3,0250. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Variável dependente = Mg

Tabela 4 - Análise da variância para a variável dependente magnésio, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	0,9204	0,9204	0,0000*
Fator D (Horizontes)	3	0,7079	0,2359	0,0000*
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	0,7079	0,2359	0,0000*
Erro	16	0,3333	0,0208	-
Total	23	2,6695	-	-

Cv = 48,7901 %; Média geral = 0,2958. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Variável dependente = K

Tabela 5 - Análise da variância para a variável dependente potássio, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	GI	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	784816,6667	784816,666	0,0000*
Fator D (Horizontes)	3	160572,6667	53524,2222	0,0000*
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	181836,6667	60612,2222	0,0000*
Erro	16	45973,3333	2873,3333	-
Total	23	1173199,3333	-	-

Cv = 27,5125 %; Média geral = 194,8333. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Variável dependente = H + Al

Tabela 6 - Análise da variância para a variável dependente H + Al, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	15,3928	15,3928	0,0000*
Fator D (Horizontes)	3	29,5735	9,8578	0,0000*
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	6,1033	2,0344	0,0000*
Erro	16	1,0164	0,0635	-
Total	23	52,0860	-	-

Cv = 10,1611 %; Média geral = 2,4805. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro.

Variável dependente = Pb

Tabela 7 - Análise da variância para a variável dependente chumbo, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	2,4501	2,4501	0,0230*
Fator D (Horizontes)	3	97,4504	32,4834	0,0000*
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	2,6113	0,8705	0,1230 ^{ns}
Erro	16	6,2099	0,3881	-
Total	23	108,7219	-	-

Cv = 14,1424 %; Média geral = 4,4051. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro. ns = não significativo

Variável dependente = Zn

Tabela 8 - Análise da variância para a variável dependente zinco, em experimento bifatorial com combinações de tipos de lixiviados versus horizontes do perfil do solo.

Causas de variação	Gl	SQ	QM	Significância
Fator A (tipos de lixiviados)	1	0,0259	0,0259	0,6050 ^{ns}
Fator D (Horizontes)	3	0,6337	0,2112	0,1190 ^{ns}
A* D (tipos de lixiviados * Horizontes)	3	0,1428	0,0476	0,6800 ^{ns}
Erro	16	1,4884	0,0930	-
Total	23	2,2911	-	-

Cv = 25,0264 %; Média geral = 1,2187. * Significativo, em nível de 5 % de probabilidade de erro. ns = não significativo

APÊNDICE C: Análise estatística solo inicial x solo final

Etapa III - Solo inicial x Solo final: Teste de significância para médias

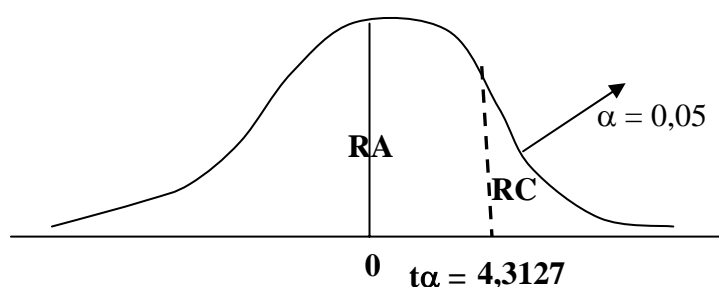
1) a. Hipótese $H_0: \mu = \mu_0$, ou seja, a média amostral (condição final) é igual ao valor da hipótese nula (condição inicial).

b. Hipótese $H_1: \mu > \mu_0$, ou seja, a média amostral é maior que o valor da hipótese nula.

2) $\alpha = 5\%$. Admitindo-se que a variância para μ_0 é desconhecida, a variável do teste será "t" de Student, com $\varphi = (n - 1)$. $\Phi = (3 \text{ reps} - 1) = 2$

3) Determinação da RA (Região de Aceitação de H_0) e RC (região crítica ou de Rejeição de H_0).

Nesse caso:



4) cálculo do valor da variável

$$t_{calc} = \frac{\bar{X} - \mu_0}{\frac{S}{\sqrt{n}}}, \text{ onde: } \bar{X} = \text{media amostral}; \mu_0 = \text{valor da hipótese nula}; S = \text{desvio padrão}; n = \text{tamanho da amostra.}$$

padrão; n= tamanho da amostra.

5) Conclusões:

Se $t_{calc} < t_{\alpha}$, não se pode rejeitar H_0 ;

Se $t_{calc} > t_{\alpha}$, rejeita-se H_0 .

Tabela 1 - Valores da hipótese nula, ou valores da amostra inicial de solo antes da aplicação dos tratamentos (chorume; sais), com variância desconhecida (Dados sem repetição), utilizados para comparação com os valores da condição final (solo após aplicação dos tratamentos).

Situação considerada	Indicadores						
	pH	Al	Mg	K	H+AL	Pb	Zn
Hz A	5,30	0,90	0,20	20,00	1,94	0,61	0,47
Hz E	5,30	0,90	0,10	16,00	1,16	0,60	0,55
Hz B	5,40	2,90	0,60	20,00	2,41	0,95	0,92
Hz C	5,40	3,80	0,90	24,00	2,77	1,03	0,73