Graziele Simone Boscatto Zanchetta

Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO
FACULDADE DE ENGENHARIA E ARQUITETURA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
Área de Concentração: Infra-estrutura e Meio Ambiente

Graziele Simone Boscatto Zanchetta

Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS

Passo Fundo
2007

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

Graziele Simone Boscatto Zanchetta

Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS

Orientador: Professor Pedro A. V. Escosteguy, PHD.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia para obtenção do grau de Mestre em Engenharia na Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo na Área de concentração Infra-estrutura e Meio Ambiente

Passo Fundo

2007

Graziele Simone Boscatto Zanchetta

Avaliação do grau de poluição do solo, águas, plantas e resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia para obtenção do grau de Mestre em Engenharia na Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo na Área de concentração Infra-estrutura e Meio Ambiente

Data de aprovação: Passo Fundo 03 de abril de 2007.

Os membros componentes da Banca Examinadora abaixo aprovam a Dissertação.

Prof. Pedro A. V. Escosteguy, PHD.
Orientador

Prof. Pedro Domingos Marques Prietto. Doutor.
Universidade de Passo Fundo

Prof. Antônio Thomé. Doutor.
Universidade de Passo Fundo

Prof. Adilson Pinheiro. PHD.
Universidade Regional de Blumenau

Passo Fundo
2007

Aos meus amados pais, Fátima e Dirceu *(In memorian)*, e aos meus irmãos, Aline e Dirceu Filho, incansáveis na dedicação, imprescindíveis no apoio, a razão de todo o meu esforço.

Jamais alcançarei conquista maior do que a minha família,

Ofereço.

Pelo carinho, apoio, paciência e cumplicidade, ao Volnei, Dedico.

Ao Prof. Dr. Pedro A. V. Escosteguy pela excelente orientação, apoio, dedicação e amizade durante a realização deste trabalho.

Aos Professores Dr. Antônio Thomé, Dr. Pedro Domingos Marques Prietto e Dr. Adalberto Pandolfo pelas importantes sugestões e auxílios que enriqueceram este trabalho.

À todos da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Infra-estrutura e Meio Ambiente, pela oportunidade oferecida.

Aos funcionários, aos amigos e companheiros do programa de pós-graduação e da empresa em que trabalho, especialmente ao amigo Rogério Ianzer Jardim (*In memorian*).

À Maria Elisabete Machado, química e mestre em Engenharia de Minas, e todos que direta ou indiretamente contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

Pela saúde, força, paciência e auxílio nos momentos difíceis, a Deus eu, muito, agradeço.

Resumo

Após um lixão ser desativado, o potencial de contaminação pode se estender por várias décadas, sendo exigência dos órgãos ambientais a recuperação dessa área. Como a atividade dos RSU tem prazo finito e o solo tem capacidade de atenuação atuando como barreira de proteção, essa recuperação pode ser desnecessária. O objetivo dessa pesquisa foi o de avaliar o grau de inertização dos resíduos sólidos (RSU) de um lixão, desativado há mais de 3 anos, e a contaminação desse local para verificar a necessidade de recuperação da área. Foram caracterizados os resíduos sólidos aterrados, o solo, as plantas, as águas superficiais e subterrâneas e foi verificada a capacidade de atenuação do solo, em relação a metais. O monitoramento das águas superficiais e subterrâneas incluiu análises físico-químicas e microbiológicas, durante o período de janeiro a setembro de 2006. A caracterização dos resíduos foi realizada através da composição gravimétrica e dos ensaios de lixiviação, solubilização, teste de respirometria e análise físico-químico. O solo e as plantas analisados, dentro e fora do lixão, foram submetidos a análises de nutrientes, incluindo metais, para verificar a capacidade de retenção e o grau de toxicidade. A capacidade de atenuação do solo foi verificada em equipamento de coluna, analisando os metais, antes e após a percolação de solução contendo os metais analisados. Os resultados, em geral, indicaram que a maioria dos resíduos aterrados é inerte, sendo que 80 % das amostras analisadas no teste de respirometria são estáveis e os resíduos sólidos urbanos aterrados são classificados como Classe IIB e inertes. O solo da área apresenta alta capacidade de retenção de cádmio, além de zinco e cobre, mas têm capacidade intermediária de retenção de chumbo e manganês. Conclui-se que a contaminação da área está estagnada, mas há contaminação de nitratos, coliformes, sólidos totais dissolvidos, fósforo, ferro e manganês nas águas subterrâneas à jusante, além da contaminação de ferro, manganês, zinco e cobre no solo e plantas.

Palavras-chaves: Impacto de lixões, contaminação das águas, poluição do solo e plantas, resíduos sólidos.

Abstract

After a dump deactivation, the contamination potential may extend for several decades, being a requirement of the environmental agencies the recovery of this area. Since the urban solid wastes activity has finite period and soil has an attenuation capacity acting as a protection barrier, this recovery may be unnecessary. The research objective was to evaluate the inertization degree of solid wastes from a dump inactive for over three years and the site contamination to verify the need of recovering the area. Were characterized deposited solid wastes, soil, plants, superficial and underground waters and it was verified soil attenuations capacity regarding metals. Superficial and underground waters monitoring included physical-chemical and microbiological analyses, during the period from January to September 2006. Wastes characterization was accomplished through gravimetric composition, lixiviation and solubilization analyses, respirometry test and physical-chemical analilysis. Analyzed soil and plants inside and out of the dump, were submitted to nutrients analyses including metals to verify retention capacity and toxicity degree. Soil attenuation ability was verified in column equipment analyzing metals before and after the solution containing the analyzed metals percolation. In general, results indicated that most of disposed wastes are inert, where 80% of analyzed samples in respirometry test are stable and disposed urban solid wastes are classified as Class IIB and inert. Site soil presents high retention ability of cadmium, zinc and copper but it shows intermediary retention capacity of lead and manganese. It follows that site contamination is stagnant but there's contamination in underground waters beyond the dump by nitrates, coliforms, total dissolved solids, phosphorus, iron and manganese, besides iron, manganese, zinc and copper contamination in soil and plants.

Key words: Dumps impact, water contamination, ground and plants pollution, solid wastes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Vias de transferência de substâncias nocivas..... 50

Figura 3.1: Fluxograma da pesquisa..... 71

Figura 3.2a e 3.2b: Localização do estado do RS e da área do lixão Linha Rincão do Engenho em Lagoa Vermelha, RS (maio/05)..... 72

Figura 3.3: Localização do lixão Linha Rincão do Engenho, Lagoa Vermelha, RS..... 73

Figura 3.4: Vista da área com vegetação no entorno do lixão Linha Rincão do Engenho..... 75

Figura 3.5: Delimitações da área de estudo (setembro/06) e do lixão Linha Rincão do Engenho (maio/05)..... 77

Figura 3.6: Pontos de coleta de resíduos, solo, águas e plantas do lixão Linha Rincão do Engenho..... 78

Figura 3.7a e 3.7b: Coletas de resíduos sólidos urbanos com auxílio de pá e enxada e com auxílio de restroescavadeira..... 80

Figura 3.8a e 3.8b: Quarteamento de resíduos sólidos urbanos e amostra secando em estufa na Universidade de Passo Fundo..... 80

Figura 3.9: Representação esquemática do equipamento de colunas (ALVEZ, 2005) 85

Figura 3.10: Córrego situado à jusante do lixão..... 86

Figura 3.11: Amostrador para coleta de água subterrânea em poço de monitoramento..... 87

Figura 3.12a e 3.12b: Plantas localizadas dentro e fora do lixão..... 90

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Pontos georreferenciados no lixão Linha Rincão do Engenho 149

Tabela 4.1: Composição gravimétrica (%) dos resíduos coletados manualmente em duas profundidades no lixão Linha Rincão do Engenho..... 93

Tabela 4.2: Composição gravimétrica (%) dos resíduos coletados com retroescavadeira em três profundidades no lixão Linha Rincão do Engenho..... 93

Tabela 4.3. Teores de selênio, chumbo, cádmio, cromo, prata e flúor no extrato do ensaio de lixiviação, de RSU coletados de forma manual e mecânica no lixão Linha Rincão do Engenho, em três épocas 96

Tabela 4.4: Teores de cloretos, alumínio, zinco, cobre, ferro, enxofre, sódio, potássio e manganês no extrato do ensaio de solubilização de RSU coletados no lixão Linha Rincão do Engenho, em três épocas..... 98

Tabela 4.5: Teores obtidos no teste de respirometria dos resíduos sólidos urbanos coletados no lixão Linha Rincão do Engenho. 100

Tabela 4.6: Resultados obtidos nos ensaio físico-químicos dos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho..... 102

Tabela 4.7: Características geotécnicas do solo do lixão Linha Rincão do Engenho..... 105

Tabela 4.8: Atributos químicos dos horizontes A, C e fundo, extraídos com os métodos de rotina, do solo da área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 107

Tabela 4.9: Teores de zinco, cobre, manganês, ferro, chumbo, cádmio, prata e cromo ambientalmente disponíveis em amostras de solo, do lixão Linha Rincão do Engenho..... 109

Tabela 4.10: Resultados de análises de micronutrientes e enxofre do solo do lixão Linha

Rincão do Engenho..... 109

Tabela 4.11: Teores de metais do percolado, obtido no ensaio de coluna 111

Tabela 4.12: Teores de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, fluoreto e cromo em águas subterrâneas e superficiais, amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 114

Tabela 4.13: Teores de turbidez, sólidos totais dissolvidos, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e cor em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 117

Tabela 4.14: Teores de fósforo total, coliformes totais e fecais em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 119

Tabela 4.15: Teores de ferro total, alumínio, manganês, cobre e zinco em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 121

Tabela 4.16: Teores de condutividade, cloretos, dureza total, sódio, potássio, cálcio, sulfatos em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 123

Tabela 4.17: Teor de macro e micronutrientes das plantas coletadas dentro e fora do lixão Linha Rincão do Engenho..... 130

Tabela 4.18: Quantidade extraído de macro e micronutrientes obtidos na parte aérea das plantas coletadas dentro e fora da área do lixão Linha Rincão do Engenho..... 131

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1: Principais agentes poluidores das águas 42

Quadro 2.2: Tempo de sobrevivência de patogênicos no solo e vegetais sob temperatura ambiente de 20º-30ºC 51

Quadro 2.3: Bactérias patogênicas eliminadas pelas fezes..... 53

Quadro 2.4: Origem antrópica, necessidade e fitotoxicidade de metais 56

Quadro 3.1: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração das variáveis nos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho..... 81

Quadro 3.2: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração das variáveis nos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho..... 81

Quadro 3.3: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração das variáveis nos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho..... 81

Quadro 3.4: Método construtivo, profundidades e níveis de água registrados na execução dos poços de monitoramento à montante e jusante do lixão..... 87

Quadro 3.5: Métodos analíticos físico-químicos utilizados para avaliar a qualidade da água superficial e do lençol freático do lixão..... 89

Quadro 3.6: Método analítico microbiológico utilizado para avaliar a qualidade das águas do lixão..... 88

Quadro 4.1: Composição botânica das plantas encontradas sobre os resíduos sólidos urbanos e no entorno do lixão Linha Rincão do Engenho..... 124

Sumário

1 INTRODUÇÃO 14

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS 14
1.2 JUSTIFICATIVA 15
1.3 OBJETIVOS 18
1.3.1 OBJETIVO GERAL 18
1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 18

2 REVISÃO DA LITERATURA 19

2.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS 19
2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS 21
2.3 CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS 24
2.4 CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO 27
2.5 POLUIÇÃO DO SOLO 29
2.6 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES 35
2.7 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS 36
2.8 CONTAMINAÇÃO DE METAIS EM PLANTAS 45
2.9 RISCOS AMBIENTAIS 49
2.9.1 ORGANISMOS PATOGÊNICOS 51
2.9.2 METAIS TÓXICOS 54
2.9.2.2 CÁDMIO 57
2.9.2.3 CHUMBO 58
2.9.2.4 COBRE 60
2.9.2.5 CROMO 60
2.9.2.6 ZINCO 61
2.9.2.7 NÍQUEL 62
2.9.2.8 ALUMÍNIO 63
2.9.2.9 MERCÚRIO 64
2.10 ASPECTOS LEGAIS 66

3 MATERIAIS E MÉTODOS 70

3.1 MÉTODOS E TÉCNICAS UTILIZADOS 70
3.1.1 DELINEAMENTO DA PESQUISA 70
3.1.2 LOCAL E ÉPOCA DO TRABALHO 72
3.1.3 CARACTERÍSTICAS DO LOCAL 73
3.1.3.1 CLIMA 73
3.1.3.2 ECONOMIA 74
3.1.3.3 MEIO BIÓTICO 74
3.1.3.4 GEOLOGIA E HIDROGEOLOGIA 75
3.1.3.5 HISTÓRICO DO LIXÃO 76
3.1.3.6 MAPA DE LOCALIZAÇÃO 77
3.1.3.7 PONTOS GEORREFERENCIADOS 79
3.1.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS 79
3.1.4.1 AMOSTRAGEM E COLETA 79
3.1.4.2 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA 79
3.1.4.3 ENSAIOS DE LIXIVIAÇÃO, SOLUBILIZAÇÃO E RESPIROMETRIA 81
3.1.5 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO 82
3.1.5.1 AMOSTRAGEM E COLETA 82
3.1.5.2 ENSAIOS LABORATORIAIS E ESTUDO DE ATENUAÇÃO 83
3.1.6 ANÁLISE DAS ÁGUAS 85
3.1.6.1 AMOSTRAGEM E COLETA 85
3.1.6.2 ENSAIOS LABORATORIAIS 88
3.1.7 CARACTERIZAÇÃO DAS PLANTAS 89

3.1.7.1 AMOSTRAGEM E COLETA 89
3.1.7.2 ENSAIOS LABORATORIAIS 90

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 91

4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS 91
4.1.1 VOLUME DOS RESÍDUOS ATERRADOS 91
4.1.2 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA 92
4.1.3 ENSAIO DE LIXIVIAÇÃO 95
4.1.4 ENSAIO DE SOLUBILIZAÇÃO 97
4.1.5 TESTE DE RESPIROMETRIA 99
4.1.6 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA 101
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO 103
4.2.1 CLASSIFICAÇÃO GEOTÉCNICA DO SOLO 103
4.2.2 CARACTERÍSTICAS GEOTÉCNICAS 104
4.2.3 CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS E CLASSIFICAÇÃO PEDOLÓGICA 105
4.2.4 METAIS AMBIENTALMENTE DISPONÍVEIS 107
4.2.4.1 METAIS NO SOLO 107
4.2.4.2 ESTUDO DE ATENUAÇÃO 110
4.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS 112
4.3.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS 112
4.4 CARACTERIZAÇÃO DAS PLANTAS 124
4.4.1 ANÁLISE DE MACRONUTRIENTES 124
4.4.2 ANÁLISE DE MICRONUTRIENTES 126

5 CONCLUSÃO 132

5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 134

6 REFERÊNCIAS 135

ANEXO A - RELATÓRIO CONSTRUTIVO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO 148

ANEXO B - TABELA 3.1 - PONTOS GEORREFERENCIADOS NO LIXÃO LINHA RINCÃO DO ENGENHO.. 149

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

Durante as décadas de 70 e 80 a meta era o crescimento econômico de forma desenfreada, aceitando-se nessa época, a implantação de indústrias multinacionais ou mesmo importação de tecnologias que representassem o crescimento, mas sem ter os devidos cuidados com impactos futuros.

Hoje estamos colhendo os frutos desta época, pois as novas indústrias, com suas tecnologias de primeiro mundo, impuseram uma cultura de consumo que era representada pelo maior número de embalagens descartáveis que estes produziam.

As indústrias lucraram com essas novas embalagens descartáveis, mas o ônus da coleta, o tratamento e o destino final destes resíduos ficaram com os órgãos municipais responsáveis pela limpeza pública.

A falta de consciência coletiva das populações em geral, que apenas se importam em saber que seus resíduos saíram da frente de suas casas, e a falta de consciência dos órgãos públicos que, ao lançarem estes resíduos em locais afastados, achavam que estariam resolvendo o problema e economizando recursos para a prefeitura, fizeram com que a grande maioria dos municípios brasileiros chegassem ao atual estágio que é: possuir um passivo ambiental com depósito de resíduos de várias décadas, compromisso em tratar e destinar corretamente os atuais resíduos sólidos urbanos (RSU) e não possuir arrecadação compatível com essas novas diretrizes.

O local, objeto da presente pesquisa, um lixão desativado, localizado na Linha Rincão do Engenho, em Lagoa Vermelha, RS, onde há cerca de 40 anos vinham sendo depositados RSU sem prévio isolamento ou impermeabilização do solo, permitindo que o líquido escuro resultante da decomposição dos RSU, denominado chorume, percolasse com a água da chuva, na forma de lixiviado e infiltrasse no solo, podendo ainda ter atingido o lençol freático (águas subterrâneas).

Segundo Barbosa et al. (1999), a formação desse líquido ocorre através da atividade bacteriana e de outros microorganismos, aliadas às mudanças nas condições do meio, como pH, temperatura, condutividade, redox, dentre outros, e contém componentes tóxicos (metais, sais inorgânicos e orgânicos, ânions e cátions, combinações orgânicas de N, S e P, combinações complexas, substâncias semelhantes a substâncias húmicas e muitas outras), existindo uma grande probabilidade do solo e das águas do entorno terem sido expostos às concentrações desses contaminantes.

Como não se sabe por quanto tempo esses contaminantes podem comprometer a qualidade do solo e das águas, após um lixão ser desativado, os órgãos ambientais exigem recuperação ambiental dessas áreas. Entretanto, essa recuperação pode ser desnecessária, pois a atividade dos resíduos sólidos em um lixão tem prazo finito, uma vez que ela está diretamente relacionada com o grau de decomposição dos resíduos orgânicos e alguns inorgânicos. Outro aspecto que pode amenizar o grau de contaminação ambiental dos lixões é a capacidade de atenuação do solo, pois esse recurso natural pode atuar como barreira de proteção contra a contaminação das águas subterrâneas.

Assim neste trabalho, será investigada a hipótese de que os resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho estão inertizados, pois o mesmo foi desativado há muitos anos. Para tanto, a seguinte questão de pesquisa foi investigada: um lixão contendo a maioria dos resíduos sólidos inertizados pode causar contaminação do solo, águas e plantas?

1.2 Justificativa

A palavra lixo, derivada do termo latim *lix*, significa “cinza”. No dicionário, ela é definida como “sujeira, imundície, coisa ou coisas inúteis, velhas, sem valor”. Lixo na linguagem técnica é sinônimo de resíduos sólidos e é representado por materiais descartados pelas atividades humanas. Desde os tempos mais remotos até meados do século XVIII, quando surgiram as primeiras indústrias na Europa, o lixo era produzido em pequena quantidade e constituído essencialmente por sobras de alimentos. A partir da Revolução Industrial, as fábricas começaram a produzir objetos de consumo em larga escala e a introduzir novas embalagens no mercado aumentando consideravelmente o volume e a diversidade de resíduos gerados nas áreas urbanas. O homem passou a viver então a era dos descartáveis, em que as maiores partes dos produtos, desde

guardanapos de papel e latas de refrigerante até computadores, são inutilizados e jogados fora com enorme rapidez (RODRIGUES, 1997).

A exemplo do ocorrido em vários países do terceiro mundo, o rápido processo de urbanização brasileiro pegou as cidades despreparadas, e sem estrutura referente aos serviços básicos como transportes, saúde, educação, saneamento básico e, principalmente, infra-estrutura para a condução da questão dos resíduos (FIGUEIREDO, 1995 apud BECK, 2005).

A despeito dos vários problemas ocorridos ao longo da história, em nenhum momento a questão dos resíduos foi tratada com seriedade, o que, de certa forma, provocou um aumento gradativo dos problemas a eles associados. Atualmente, por apresentar uma ameaça real ao meio ambiente e, conseqüentemente, ao próprio homem, os resíduos vêm conquistando a crônica mundial, especificamente no que diz respeito ao processamento, transporte e à disposição final, além do questionamento acerca da intensidade de geração e das possibilidades e limitações no seu reaproveitamento.

Infelizmente, a disposição em lixões é ainda uma forma bastante utilizada para a destinação final dos resíduos sólidos no Brasil, bem como em todos os demais municípios do estado gaúcho, onde a maior parte dos resíduos recolhidos no meio urbano foi e ainda é, simplesmente, descartada sem qualquer cuidado em depósitos existentes nas periferias, sendo fontes poluidoras e passíveis de causarem impacto ambiental, mesmo tendo a seu favor várias soluções para dispor os resíduos de forma correta, sem acarretar prejuízos ao ambiente e à saúde pública. Mas devido a seu alto custo e seu potencial poluidor, o lixo urbano é considerado um sério problema para as administrações públicas (BECK, 2005).

A cada dia uma grande quantidade de resíduos sólidos é depositada diretamente no solo, no ar e nos recursos hídricos. A conseqüência disso é a poluição e a redução da qualidade de vida do homem, principalmente quando esta disposição ocorre de forma incorreta (BECK, 2005).

Além dos riscos iminentes à saúde pública, Hirida (2004) complementa que a geração dos líquidos lixiviados ou gases produzidos podem acarretar sérios impactos ambientais devido à contaminação do solo e das águas subterrâneas, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos e seu uso para o abastecimento.

Entre os vários aspectos ambientais envolvidos na disposição de resíduos sólidos urbanos, a contaminação em longo prazo no ambiente por metais tóxicos tem sido alvo de estudos (BOZKURT et al., 1999; BOZKURT et al., 2000; PRADEEP et al., 2005). Metais presentes nestes resíduos podem se disseminar no solo, água e atmosfera, e quando em altas concentrações no solo, podem ser absorvidos pelas plantas e entrar na cadeia alimentar (HELLWEG et al., 2005). As

contaminações nestes recursos têm conseqüências que perduram por tempo indefinido e são de difícil controle (MAGOSSI e BONACELLA, 1991; SERRA et al., 2006).

A recuperação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos requer um conjunto de ações a serem tomadas, planejadas e executadas de forma a conferir ao local condições satisfatórias de segurança, sanitária e de controle ambiental. A inexistência de um monitoramento sistemático nestas áreas tem conduzido a um significativo desconhecimento dos mecanismos envolvidos e suas conseqüências ambientais. Para a correta tomada de decisões é importante que a área seja devidamente caracterizada, sendo levantados os principais agentes poluidores para o homem e o meio ambiente (BISORDI, 1999 apud MACHADO, 2006).

Em Lagoa Vermelha, RS, o emprego das técnicas de processamento e deposição absolutamente condenáveis também ocorreu, como a disposição a céu aberto. O lixão em estudo está localizado a cerca de 10 km do centro da cidade. Nele, todos os RSU gerados nas residências e nas indústrias foram dispostos, em uma área equivalente a 4.164,56 m^2, sem qualquer preocupação em prepará-la. O lixão situa-se em local inadequado para a deposição de RSU. Ele situa-se próximo de nascentes e de um córrego, além de áreas agrícolas e de moradores, no local e no entorno.

Os resíduos sólidos urbanos de Lagoa Vermelha, RS, foram, portanto, processados sem uma elaboração criteriosa no passado, podendo ainda estar colocando em risco o lençol freático e, desta forma, o próprio abastecimento de água da população do entorno.

Assim, o presente trabalho caracteriza-se por uma investigação ambiental, iniciando pela composição gravimétrica dos resíduos sólidos, que contribuem, principalmente, para caracterizar a massa sólida dos resíduos em decomposição, compreendendo o processo de evolução em monitoramento de lixões no Brasil, além de análises laboratoriais para avaliar seu grau de inertização e a possível contaminação, com posterior caracterização do solo, estudo de atenuação, monitoramento das águas e levantamento das características das plantas existentes no lixão Linha Rincão do Engenho e no entorno da área. Desta forma, o trabalho contribui para o desenvolvimento regional sustentado e para a produção de conhecimentos teóricos e aplicados com ênfase na solução de problemas que envolvam conhecimentos interdisciplinares de infra-estrutura e meio ambiente.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Avaliar a contaminação no solo, águas e plantas na área do lixão Linha Rincão do Engenho, em Lagoa Vermelha - RS, proporcionando subsídios para uma avaliação do grau de inertização dos resíduos sólidos urbanos aterrados e a qualidade do solo, águas e plantas.

1.3.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desse trabalho são:

- avaliar o grau de toxicidade e de inertização dos RSU aterrados no lixão;
- verificar a capacidade de atenuação do solo em relação aos metais zinco, cobre, chumbo, cádmio e manganês;
- avaliar o grau de contaminação das águas superficiais e subterrâneas;
- avaliar o acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, zinco, manganês e ferro nas principais espécies vegetais presentes no lixão.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Considerações iniciais

A degradação da qualidade ambiental urbana em decorrência de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente natural remanescente e cultural (construído) torna-se cada vez mais presente e visível no cotidiano das cidades brasileiras, expostas a toda sorte de impactos e agressões, advindos principalmente da intensa concentração populacional nos centros urbanos e do contínuo processo de urbanização e industrialização (DIAS, 1997).

Os ambientes urbanos têm concentrado cada vez mais população no mundo e, em especial, no Brasil. Essa concentração, ligada a um crescimento desordenado e acelerado, tem provocado uma série de mudanças no ambiente (CETESB, 2004).

São novos loteamentos e construções, intervenções urbanísticas diversas, serviços de infra-estrutura, atividades industriais e comerciais, exploração de recursos naturais, enfim, várias atividades e acontecimentos importantes na dinâmica da cidade, mas que sem a devida avaliação e controle de suas implicações ambientais acabam causando alterações adversas nas características do meio ambiente urbano, com reais prejuízos à coletividade, caracterizando-se assim, a ocorrência dos danos ambientais urbanos (DIAS, 1997).

Este caos está relacionado principalmente com a contaminação de mananciais superficiais e subterrâneos em razão do inadequado saneamento, as inundações urbanas devido à ocupação de área de risco e desenvolvimento da drenagem urbana totalmente imprópria, ampliando os problemas e gastando os recursos de forma a agravar os problemas, além da inapropriada disposição de material sólido e ou líquido, tóxicos ao meio ambiente (CETESB, 1999).

A questão dos resíduos sólidos no Brasil foi iniciada oficialmente em 25 de novembro de 1880, com o serviço sistemático de limpeza urbana, na cidade de São Sebastião do Rio de Janeiro, então capital do Império. Nesse dia, o imperador D. Pedro II assinou o Decreto nº 3024, aprovando o contrato de “limpeza e irrigação” da cidade, que foi executado por Aleixo Gary e, mais tarde,

por Luciano Francisco Gary, de cujo sobrenome origina-se a palavra “gari”, que hoje se denomina aos trabalhadores da limpeza urbana em muitas cidades brasileiras (ABES, 1998 apud Jucá, 2004).

O problema da disposição final dos RSU assume uma magnitude alarmante. Considerando apenas os resíduos urbanos e públicos, o que se percebe é uma ação generalizada das administrações públicas locais ao longo dos anos em apenas afastar das zonas urbanas os RSU coletados, depositando-os por vezes em locais absolutamente inadequados, como encostas florestadas, manguezais, rios, baías e vales. Mais de 80% dos municípios vazam seus resíduos em locais a céu aberto, em cursos d´água ou em áreas ambientalmente protegidas, a maioria com a presença de catadores entre eles crianças, denunciando os problemas sociais que a má gestão dos RSU acarreta (IBAM, 2000).

Várias instituições brasileiras, como IBGE – Instituto Brasileiro de Pesquisas Geográficas, SEDU – Secretaria de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), entre outras, financiadas pelo Governo Federal e/ou estadual, realizaram pesquisas em períodos e com metodologias diferentes, a fim de apresentar dados sobre a gestão de resíduos sólidos e limpeza urbana a nível nacional e regional.

Para exemplificar um dos dados da PNSB (2000), com relação ao tratamento dos RSU, existe um número bastante reduzido de unidades de compostagem e reciclagem, instaladas no País. Essas unidades utilizam tecnologia simplificada, com segregação de recicláveis em correias transportadoras e compostagem em leiras a céu aberto, com posterior peneiramento. Muitas unidades que foram instaladas estão hoje paralisadas por dificuldades dos municípios em operá-las e mantê-las convenientemente (JUCÁ, 2004). Dados da PNSB (2000) informam que apenas 2% dos resíduos gerados são reciclados.

Para a consultora legislativa da Área XI Meio Ambiente e Direito Ambiental Juras (2001), um dos países europeus pioneiro na adoção de medidas destinadas a equacionar a questão dos resíduos sólidos é a Alemanha, depois se destacam a França, a Espanha e o Canadá. Estes países desenvolvem ações para o gerenciamento de resíduos sólidos que tem como objetivos comuns: a) prevenir ou reduzir a produção e a nocividade dos resíduos; b) organizar o transporte dos resíduos e limitá-lo em distância e volume; c) evitar a geração dos resíduos; d) os resíduos não evitáveis têm que ser valorizados pela reutilização, reciclagem ou qualquer outra ação visando a obter energia ou materiais a partir dos resíduos.

2.2 Resíduos sólidos

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos urbanos podem ser definidos como, resíduos no estado sólido e semi-sólido, que resultam da atividade da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola de serviços e varrição. Ficam incluídos nestas definições os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos de água, ou exijam para isto soluções técnicas e economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A geração de lixo, ou dos resíduos sólidos como esse termo é referido na literatura técnico-científica, tem ocasionado um dos problemas ambientais mais relevantes da civilização contemporânea. Esse problema tem aumentado nesses últimos anos devido a diversos fatores, como o crescimento gradativo e desordenado da população, a aceleração do processo de ocupação do território urbano e do crescimento gradativo dos bens de consumo popularizados pelo aumento da produção industrial. A preocupação com o impacto ambiental gerado pelo destino inadequado dos resíduos sólidos, assim como pelo desperdício de energia e de matérias-primas extraídas de fontes naturais não renováveis, constitui uma das grandes ansiedades da sociedade atual (ESCOSTEGUY, 2003).

Segundo Bidone e Povinelli (1999), os resíduos sólidos apresentam grande diversidade e se originam das mais variadas atividades humanas e ambientes urbanos.

Constituem essa massa de materiais reunidos, julgada sem utilidade e posta fora, restos de frutas, legumes e alimentos em geral, plásticos e metais diversos, vidros, papéis, embalagens em geral, matérias provenientes de vias públicas, praças, jardins, materiais cerâmicos, ossos, couro, trapos, terra, pedra, material séptico ou contaminado (provenientes de serviços de saúde), animais mortos, restos de carros, restos mobiliários, caliça de obra, para citar os mais importantes.

De acordo com a NBR 10.004, os resíduos ainda são classificados em: a) resíduos classe I – Perigosos; b) resíduos classe II – Não perigosos, resíduos classe II A – Não inertes, resíduos classe II B – Inertes.

Sendo definidos, pela norma supracitada, os resíduos classe I - Perigosos como àqueles que apresentam periculosidade, ou inflamabilidade, ou corrosividade, ou reatividade, ou toxicidade, ou, ainda, patogenicidade. Enquanto que a definição para os resíduos classe II - Não perigosos, classe II A - Não inertes, considera aqueles resíduos sólidos que não se enquadram nas

classificações de resíduos classe I – Perigosos ou de resíduos classe II B – Inertes, podendo ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Os resíduos classe II B – Inertes são quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a NBR 10.007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

A disposição dos resíduos sólidos no solo sem critérios técnicos que preservem o ambiente, e evitem problemas sanitários, é uma prática comum no Brasil (e em vários outros países do mundo), sendo denominada de "lixão". Essa forma de disposição, apesar de corriqueira, pode acarretar problemas à saúde pública e a qualidade do ambiente, por propiciar o desenvolvimento de focos de doenças, facilitar a proliferação de vetores, disseminar odores desagradáveis, contaminar o solo e os recursos hídricos (ESCOSTEGUY, 2003).

Para melhor compreensão da terminologia utilizada nesta pesquisa, define-se "lixão", como uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos, na qual estes são simplesmente descarregados sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Essa forma de disposição facilita a proliferação de vetores, geração de maus odores, poluição das águas superficiais e subterrâneas pelo lixiviado – mistura do chorume (líquido), gerado pela degradação da matéria orgânica, com a água da chuva – além de não possibilitar o controle dos resíduos que são encaminhados para o local de disposição de resíduos sólidos (STREY, 2002).

De acordo com a última pesquisa realizada pelo IBGE (2003) mostra que 228.413 t/dia de resíduos sólidos foram coletados no Brasil em 2000. A maior parte desses resíduos foi disposta no solo, seja de forma adequada (aterros sanitários e compostagem) ou inadequada (lixões), representando o equivalente a 22% do total coletado e 30% dos resíduos sólidos gerados no Brasil não coletados. Embora essa pesquisa indique uma melhoria na situação dos resíduos sólidos do País, a pesquisa anterior indicava que 76% dos resíduos sólidos urbanos eram dispostos em lixões (IBGE, 2003 apud ESCOSTEGUY, 2003).

Já os dados do Instituto Brasileiro de Administração Municipal - IBAM (2004) identificam que ainda 59% dos municípios brasileiros destinam seus resíduos sólidos urbanos em lixões. Este quadro se deve, em grande parte, as dificuldades enfrentadas pelos gestores municipais responsáveis por retirar e dar um destino final ambientalmente e sanitariamente adequado aos resíduos. Estas dificuldades devem-se a (CEMPRE, 1995):

1) limitação financeira devida a orçamentos, fluxo de caixa desequilibrado, tarifas desatualizadas, arrecadação insuficiente e inexistência de linhas de crédito; 2) falta de capacitação

técnica e profissional, em todos os níveis de formação; 3) descontinuidade política e administrativa.

Devido aos seguintes aspectos, a disposição de resíduos sólidos urbanos nos lixões é um dos métodos mais difundidos para a grande maioria dos municípios brasileiros:

1) apresenta menor custo quando comparada com outros processos, exigindo poucos equipamentos e mão de obra não especializada; 2) grande parte dos municípios brasileiros é de pequeno porte e gera uma quantidade de RSU que, em princípio, não justifica grandes instalações (ALBERTE et al., 2005).

A quantidade de resíduos sólidos gerados por habitante/dia varia de local para local e até mesmo com a época do ano, mas em média assume-se que 0,7 kg/habitante/dia são gerados no Brasil. Em países desenvolvidos, essa média é maior, e a composição dos RSU também difere. Em geral, quanto maior o produto interno bruto (PIB) de um país maior é a quantidade gerada de resíduos sólidos e maior é a fração de materiais como o plástico, o papel, o alumínio, o vidro, etc, sendo, portanto, menor a fração dos materiais orgânicos. A composição média dos resíduos sólidos brasileiros apresenta um maior teor de matéria orgânica do que resíduos recicláveis, o que indica uma grande vocação para a compostagem, sendo que esse processo também deve ser implantado em conjunto com outras formas de tratamento (ESCOSTEGUY, 2003).

Em termos ambientais, os lixões agravam a poluição do ar, do solo e das águas, além de provocar poluição visual (UFBA/CAIXA, 1998 apud ALBERTE, 2005).

Segundo Tressoldi e Consoni (1998), a proteção do meio ambiente contra as conseqüências da disposição inadequada dos resíduos sólidos é um problema da atualidade e envolve duas questões fundamentais relacionadas a geotecnia ambiental: a análise da migração dos contaminantes nos locais de disposição e a garantia da estabilidade destes locais.

Os danos ambientais decorrentes dessa disposição final dos RSU caracterizam-se tanto pela degradação ambiental e urbana, devido ao acelerado processo de assoreamento de rios, córregos, represas, advindos do lançamento de detritos, lixo ou entulho de obras de construção, poluindo os recursos hídricos em geral, até prejuízos ao saneamento ambiental, lesão ao ecossistema natural, social e econômico de uma comunidade urbana (GUERRA e CUNHA, 2001).

A composição dos resíduos sólidos urbanos varia com diversos fatores, como renda per capita, estação do ano, costumes regionais e tantos outros pormenores, a despeito da dita globalização. Cada cidade gera RSU que lhes são características, assim como cada cidade é única em situação social, geográfica, econômica, política, e não pode ser tomada por outra, sob pena de graves distorções (MOREIRA e HESS, 2004 apud BECK, 2005).

2.3 Características dos resíduos

A composição física (composição qualitativa) dos resíduos sólidos apresenta as porcentagens (geralmente em peso) das várias frações dos materiais constituintes dos RSU. Essas frações normalmente distribuem em matéria orgânica, papel, papelão, trapos, couro, plástico rígido, plástico filme, metais ferrosos, metais não ferrosos, vidro, borracha, madeira e outros. O conhecimento dessa composição é essencial para a definição das providências a serem tomadas com os resíduos, desde sua coleta, até seu destino final, de uma forma sanitária economicamente viável, considerando que cada comunidade gera resíduos diversos.

Conforme Monteiro et al. (2001) apud Lima (2003), a composição gravimétrica dos resíduos sólidos, ou composição física expressa o percentual de cada componente presente nesses resíduos em relação ao peso total da amostra estudada.

Já a composição química dos resíduos sólidos está relacionada, principalmente, aos componentes orgânicos deste e engloba, principalmente, a qualificação de variáveis como carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, zinco, ferro, manganês, sódio e enxofre, que compõe o elenco básico de macro e micronutrientes, a relação C/N, o pH e as concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis (STREY, 2002).

Os aspectos microbiológicos dos resíduos sólidos estão, principalmente, relacionados à fração orgânica que os compõe, posto que sua reciclagem pode se realizar por meio da decomposição biológica, levada a efeito pelos microorganismos sapróbios ou decompositores naturalmente existentes no meio. Os processos de decomposição são, em essência, processos de nutrição e respiração dos microorganismos (aeróbia, em presença de oxigênio livre e anaeróbia, na ausência deste).

A composição gravimétrica constitui uma informação importante na compreensão do comportamento dos resíduos, aterrados ou não, e expressa, em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos (MELO e JUCÁ, 2004). Essa composição, no entanto, varia com diferentes fatores, dentre eles o número de habitantes do município, o nível educacional da população, o poder aquisitivo e o nível de renda familiar, os hábitos e os costumes da população, as condições climáticas e sazonais e a industrialização de alimentos (VIEIRA et al., 2000).

Estudos sobre a composição gravimétrica dos RSU depositados em aterros ou lixões, em função do modo de disposição, da idade e composição dos mesmos, têm grande importância no

monitoramento ambiental. Eles contribuem, principalmente, para estimar a massa sólida dos resíduos em decomposição, compreendendo o processo de evolução em que essa se encontra e a dinâmica de comportamento desses resíduos nas diferentes profundidades (MATTEI, 2004).

Considera-se também que a composição gravimétrica dos RSU é uma informação básica para pensar em soluções para esses resíduos, como a implantação de projetos seguros e eficientes (PESSIN et al., 1998).

Conforme Manassero et al. (1996), citados por Farias e Jucá (2004), as propriedades dos RSU aterrados são de difícil quantificação, por esses serem muito heterogêneos, por variar em diferentes lugares, pela dificuldade de obtenção de amostras representativas e inexistência de amostradores e procedimentos de ensaios adequados e, ainda, por essas propriedades mudarem drasticamente com o tempo.

A qualidade dos RSU é determinada com base no teor de contaminantes, sendo estabelecidos os seguintes padrões, de acordo com as concentrações: máximas permissíveis e as recomendadas para disposição, conforme a legislação da USEPA, parte 503 (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000), que estabelece também o limite de carga e concentração máxima permitida. Adotar os limites estabelecidos para os países de clima temperado, em solos com elevada acidez, baixo teor de matéria orgânica, elevada atividade biológica e argila de baixa atividade, como predomina nos solos do Brasil, podem representar grande margem de erro (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Segundo Kiehl (1998), o consumo de oxigênio por grama de matéria orgânica volátil é um bom indicador para determinar o grau de atividade de um composto de RSU. De acordo com esse autor, o consumo de oxigênio aumenta diretamente com o aumento da temperatura. Esse aumento é em torno de 1 a 5 mg de oxigênio por grama de material volátil por hora, para temperaturas variando de 27 a 63°C. O teste da determinação do consumo de oxigênio constitui um bom indicador da maturação, sendo que esse consumo é maior na fase mais ativa do composto em degradação e que se reduz consideravelmente na fase final da humificação. Coincidentemente, o maior consumo de oxigênio dos RSU corresponde à maior produção de dióxido de carbono. Considerando que a determinação do gás carbônico produzido é mais simples que a do oxigênio consumido, utiliza-se o teste de medição do CO_2 em substrato ao do consumo de oxigênio para avaliar o grau de maturação de um resíduo orgânico. Esse teste é determinado em aparelho denominado respirômetro, que mede a quantidade de gás carbônico desprendido por uma amostra em análise, ou em frasco de vidro, com boa vedação (KIEHL, 1998).

A maior parte do nitrogênio encontrado nos resíduos orgânicos, tanto de origem animal como vegetal, está na forma orgânica. Com a decomposição da matéria orgânica, o nitrogênio

orgânico passa à forma amoniacal e depois para a de nitrato. Fazendo-se o teste de nitrogênio amoniacal e de nitrato, pode-se estimar a fase da decomposição: se existe nitrogênio amoniacal, o material ainda está na fase de bioestabilização; se não se encontra nitrogênio amoniacal, só no nitrato, o fertilizante orgânico está maturado. Em análise de laboratório pode-se determinar com exatidão os teores de nitrogênio amoniacal e nítrico. Fazendo-se uma série de análises de nitrogênio amoniacal, com esses dados pode-se construir uma curva que originalmente será ascendente e depois descendente até a ausência dessa forma de nitrogênio. A curva dos valores de nitrato será ascendente até um valor máximo, quando tornará reta, assintótica à linha da abscissa (paralela à linha do x); indicando que todo o nitrogênio orgânico foi mineralizado (KIEHL, 1998).

A capacidade de troca de cátions – CTC é um excelente e confiável parâmetro a ser determinado para acompanhamento e comprovação da maturação de um composto em degradação. A CTC origina-se e aumenta com a decomposição da matéria orgânica. À medida que forma o húmus, componente responsável pela adsorção de nutrientes catiônicos (nitrogênio amoniacal, potássio, cálcio, magnésio, ferro, zinco, manganês e cobre), aumenta a capacidade de troca do resíduo orgânico. A adsorção é um fenômeno físico-químico, havendo uma retenção eletrostática de cátions pelas micelas coloidais. O húmus é um colóide eletronegativo, contendo cargas negativas que serão balanceadas por cátions de cargas positivas. Um bom composto deve apresentar uma CTC entre 60 a 80 me/100g (sendo expresso em miliequivalentesme ou meq por 100 gramas ou por 100 cm^3). Na turfa tem se encontrado valores variáveis de 80 a 120 me/100g, enquanto que no linhito os valores variam entre 200 e 220 me/100g ou $cmol_c$/kg (KIEHL, 1998).

A determinação da CTC é realizada com material comum em laboratório de análises utilizando o método de Williams (1984), modificado por Rodella e Alcarde (1994) apud Kiehl (1998).

Outras características relevantes, que podem influenciar na disseminação e detecção da contaminação desses resíduos, são as condições geológicas. Os poluentes ou contaminantes oriundos dos RSU podem ser transportados à partir desses meios, propagando-se por diferentes vias, como o ar, o próprio solo, as águas subterrâneas e superficiais, alterando suas características naturais de qualidade e determinando impactos negativos e/ou riscos sobre os bens a proteger, localizados na própria área ou em seus arredores, de acordo com a CETESB (1999).

2.4 Características do lixiviado

Segundo Tchobanouglous et al. (1993), no interior da massa de resíduos, a transformação de sólidos orgânicos biodegradáveis em líquidos e gases durante os processos de decomposição da matéria orgânica ocorre tanto por processos aeróbios, quanto por processos anaeróbios, dependendo da disponibilidade ou não de oxigênio.

Estes líquidos, cuja peculiaridade é ser facilmente identificado por ser escuro, são denominados de chorume. Segundo Serafim (2003), o chorume é originário de três diferentes fontes: 1- da umidade natural dos RSU; 2 – da água da constituição da matéria orgânica, que escorre durante o processo de decomposição e 3 – das bactérias existentes nos RSU, que expelem enzimas, essas que dissolvem a matéria orgânica com formação de líquido. O impacto produzido por ele sobre o meio ambiente está diretamente relacionado com sua fase de decomposição. O chorume pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, metais tóxicos, compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que facilmente são metabolizadas como carboidratos, proteínas e gorduras.

A partir do chorume, um dos principais contaminantes gerados em um aterro é o lixiviado. Suas características físico-químicas evoluem com o tempo, ou seja, sua carga ambiental modifica-se de maneira bastante sensível devido ao líquido resultante das atividades da dissolução de matéria orgânica pelas enzimas microbianas, entrarem em contato com a água da chuva ou outras infiltrações, percolando pelo interior da massa de resíduos, lixiviando diversos compostos. O lixiviado é constituído basicamente por água rica em sais, metais tóxicos e matéria orgânica, podendo a concentração dessa última chegar a níveis de até cem vezes o valor da concentração de matéria orgânica em esgotos domésticos (BECK, 2005).

Segundo Barbosa et al. (2000), a percolação desse efluente tem como conseqüência a contaminação de mananciais de águas subterrâneas, lagoas e o solo. Pode conter os seguintes tipos de contaminantes potenciais:

a) matéria orgânica dissolvida: medida pela demanda química em oxigênio (DQO) e pela demanda biológica de oxigênio (DBO), ou pelo carbono orgânico total (COT), incluindo o metano, os ácidos graxos voláteis (AGV) e outras combinações orgânicas;

b) componentes orgânicos antrópicos (COA): hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados, entre outros;

c) cátions: Fe, Mn, Ca, Mg, Na, K, N-NH_4, Cu e Zn;

d) ânions: HCO_3^-; Cl^-, SO_4^{2-};

e) metais tóxicos: cádmio, cromo, chumbo, níquel e mercúrio.

Quando os resíduos estão expostos ao ar livre, a decomposição é feita por microorganismos aeróbios, que geram como subprodutos o gás carbônico, o vapor de água e sais minerais. A decomposição aeróbia é relativamente curta, em média dura um mês, consumindo rapidamente o oxigênio presente. O lixiviado ou líquido percolado, nesta fase, apresenta elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos (QASIM e CHIANG, 1994 apud BECK, 2005).

Para Serafim (2003), neste momento a caracterização do lixiviado, é conhecida por apresentar pH ácido, alta DBO, alto valor de DQO e diversos compostos potencialmente tóxicos. Por apresentar substâncias altamente solúveis, pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades da disposição do lixo acumulado até dispersar-se e atingir poços artesianos, levando a conseqüências extremamente sérias para o meio ambiente e para a saúde pública.

Após haver a diminuição do oxigênio, os microorganismos facultativos (bactérias acetogênicas) começam a predominar. Inicialmente, essas bactérias convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos, em um processo chamado hidrólise ou liquefação. Segue-se a fermentação, que é um processo bioquímico pelos quais as bactérias obtêm energia pela transformação da matéria orgânica hidrolisada, contudo sem mineralizá-la (FORESTI et al., 1999 apud BECK, 2005).

Com a fermentação dos compostos orgânicos diversos subprodutos ainda não são totalmente degradados. Entre estes se destacam os gases, como o metano, o gás sulfídrico, dióxido de carbono, amônia, ácidos orgânicos, metais, entre outros produtos que podem gerar sérios danos à saúde humana e ao meio ambiente, desde o cheiro desagradável à toxicidade e inutilização da água potável, pelos nitratos. Dessa forma, a água também serve como veículo de disseminação dos microorganismos patogênicos e de substâncias tóxicas, contaminando águas para dessedentação de animais, humanos e para irrigação de vegetais, hortaliças e frutas (GUERRA e CUNHA, 2001).

O grau de biodegradabilidade do lixiviado de uma massa de resíduos varia com o tempo, com as condições locais, com as características dos resíduos, e em se tratando das bactérias anaeróbias metanogênicas do terceiro estágio da decomposição dos resíduos, que relativamente trabalham devagar, mas com muita eficiência, levando anos para decompor os materiais restantes, ainda que o pH seja ideal para sua sobrevivência (GUERRA e CUNHA, 2001).

No entanto, os processos que ocorrem no interior desses, como os mecanismos de decomposição, a influência da composição dos resíduos nos riscos de contaminação ambientais e nas técnicas de remediação são aspectos relevantes que não estão ainda completamente esclarecidas (GUERRA e CUNHA, 2001).

Para o pesquisador Jucá (1996) a falta de monitoramento sistemático dos depósitos de resíduos sólidos tem conduzido a um significativo desconhecimento dos mecanismos envolvidos e suas conseqüências ambientais. Este fato torna-se ainda mais relevante, quando se trata das técnicas para recuperação de áreas degradadas, ou mesmo quando se refere à aplicabilidade do processo de bio-remediação no tratamento de resíduos sólidos urbanos.

2.5 Poluição do solo

A combinação de matéria mineral e orgânica com água e ar acima da superfície do leito de rocha, e ainda, material da terra modificado por processos físicos, químicos e biológicos como o que sustenta a vida vegetal radiculada, são algumas das definições conhecidas de solo (ART, 2001).

Segundo definição da ABNT 1:63.01-001 apud CETESB (2004), o solo é um material natural que compõe a parte superficial do terreno, constituído por horizontes (camadas) de compostos minerais e/ou orgânicos. É resultante da alteração e evolução de um material original (rocha ou outro solo), diferindo deste por características físicas, químicas, morfológicas, mineralógicas e biológicas.

O corpo tridimensional representando o solo é chamado de pedon. A face do pedon que vai da superfície ao material de origem (representado por R, no caso de solos originados diretamente da rocha), usada para fins de exame, descrição e coleta do solo, é chamado de perfil, que é a unidade básica de estudo do solo. Tem sido usado como limite inferior de observação das propriedades do pedon à profundidade de 2 metros. No Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) essa profundidade é também usada para fins de classificação do solo; em algumas classes, a seção de observação estende-se até 4,0 m (SANTOS, 2005). Então, segundo Dias (2004) apud CETESB (2004), o perfil do solo é o conjunto dos horizontes e/ou camadas que abrangem, verticalmente, desde a superfície até o material originário.

O perfil é constituído por seções mais ou menos paralelas à superfície, que são denominadas horizontes e, ou, camadas. Os primeiros são resultantes da ação dos processos de formação, guardando relação genética entre si dentro do perfil. Por convenção mundial, são representados pelas letras H, O, A, E, B e C da superfície em direção ao material de origem. As camadas são pouco ou nada afetadas pelos processos pedológicos. Como exemplos mais típicos

citam-se aquelas de deposição recente, como nos sedimentos aluviais, eólicos e da atividade vulcânica (SANTOS, 2005).

Ao conjunto de horizontes do solo relacionados entre si pela ação dos fatores e processos pedogenéticos dá-se o nome de solum. Enquanto o perfil de solo inclui horizontes e camadas de solo, no solum somente são considerados os horizontes genéticos, em geral representados pelos horizontes A, E, B e seus transacionais e alguns horizontes H e C (SANTOS, 2005).

Por constituírem corpos tridimensionais contínuos e com variações horizontais e verticais a curta distância, não é possível estudar os solos completamente. Dessa forma, as informações que se deseja a respeito são obtidas através do exame e da descrição dos perfis, com posterior coleta dos materiais dos horizontes para as análises químicas e físicas que se façam necessárias para a caracterização analítica. Embora o perfil seja examinado em uma seção vertical, as descrições e coletas são feitas considerando um dado volume de solo (SANTOS, 2005).

No mapa do Levantamento de Reconhecimento de Solos do Estado do Rio Grande do Sul (BRASIL, 1973 apud STRECK, 2002), as unidades de mapeamento foram identificadas por nomes regionais, tais como Vacaria, São Pedro, Ciríaco, Tuia, Banhado e outros, além da legenda de classificação vigente na época. A identificação por nomes regionais objetivou tornar a informação mais acessível aos usuários, visto que o aprendizado e o uso da classificação taxonômica de solos eram pouco difundidos na época. O objetivo pretendido foi alcançado, conforme pode ser constatado no uso generalizado desses nomes regionais pelos extensionistas e técnicos.

Os perfis representando os solos das diferentes regiões do Estado mostram claramente variações quanto a presença e seqüência de horizontes, bem como da sua espessura e cor. Além destas propriedades visíveis, os horizontes podem variar quanto a textura, estrutura, teor de matéria orgânica, capacidade de troca de cátions, saturação por bases, teor de alumínio trocável, etc. Os diferentes solos têm, portanto, diferentes “tipos” de horizontes pedogenéticos A, E, B ou C, que para fins de classificação dos solos, são identificados em horizontes diagnósticos. É oportuno lembrar que essa variabilidade representa qualidades e/ou limitações dos solos quanto ao seu uso para diversos fins, além de refletir o ambiente de formação de cada solo (material de origem, clima, relevo, drenagem) (STRECK, 2002).

De acordo com Casarini (2001), o solo atua freqüentemente como um “filtro”, tendo a capacidade de depuração e imobilizando grande parte das impurezas nele depositadas. No entanto, essa capacidade é limitada, podendo ocorrer alteração da qualidade do solo, devido ao efeito cumulativo da deposição de poluentes atmosféricos, a aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes e à disposição de resíduos sólidos industriais, urbanos, materiais tóxicos e radioativos. Em função das características do solo, a água se infiltra e atravessa os diversos substratos

horizontais, classificados de acordo com seu nível de saturação de água, em zonas saturadas e zonas não saturadas. A água subterrânea propriamente dita encontra-se nas zonas saturadas, onde os poros, fraturas ou espaços vazios da matriz sólida estão completamente preenchidos por água. Assim, como fazem parte do mesmo contexto, o que ocorrer com o solo repercutirá nas águas subterrâneas, podendo resultar em alterações de sua qualidade. Dessa forma, a migração dos poluentes através do solo, para as águas superficiais e subterrâneas, constitui uma ameaça para a qualidade dos recursos hídricos utilizados em abastecimento público, industrial, agrícola, comercial, lazer e serviços.

Historicamente, o solo quer urbano quanto rural, foi utilizado por gerações como meio para obtenção de alimento, assentamento e receptor de substâncias resultantes da atividade humana. Com o aparecimento dos processos de transformação em grande escala, a partir da revolução industrial, a liberação descontrolada de poluentes para o ambiente e sua conseqüente acumulação no solo sofreu uma mudança drástica de intensidade e de forma, explicada pelo uso intensivo dos recursos e insumos decorrentes do aumento das atividades industriais, agrícolas e domésticas (MEDEIROS, 1999).

O solo, por ser considerado por muito tempo um receptador ilimitado de substâncias nocivas descartáveis, como os resíduos sólidos domésticos e industriais, com base no suposto poder tampão e potencial de autodepuração, que leva ao saneamento dos impactos criados, ficou comprovado, posteriormente, na década de 70, que superestimaram estas capacidades do solo, sendo direcionada maior atenção a sua proteção, nos tempos atuais (CASTILHOS, 2003).

Segundo a CETESB (2004), a alternativa baseada na capacidade de atenuação natural de contaminantes no solo, em geral, ocorre durante um longo período de tempo, durante o qual não devem ocorrer riscos para a saúde pública, para o ambiente e para os demais bens a proteger. Sua adoção deve ser precedida de um estudo criterioso, que inclua uma metodologia de avaliação de risco e monitorada todo o período necessário, para que se atinjam as metas de remediação desejáveis.

A contaminação do solo tem se tornado uma das preocupações ambientais, uma vez que, geralmente, a contaminação interfere no ambiente global da área afetada (solo, águas superficiais e subterrâneas, ar, fauna e vegetação), podendo mesmo estar na origem de problemas de saúde pública. Assim, ao longo dos últimos anos, têm sido detectados numerosos casos de contaminação do solo em zonas, urbana e rural (CASTILHOS, 2003).

Por ser a maneira mais fácil e barata de disposição de rejeitos, o solo recebe grandes quantidades desses, muitos contaminados com substâncias químicas, potencialmente tóxicas, carcinogênicas ou mutagênicas, como é o caso de produtos da reciclagem de efluentes e lodos

industriais, ou mesmo resíduos urbanos (biossólidos ou vulgarmente conhecidos por lixo) (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Segundo Singh e Steinnes (1994) apud Casarini (2001), os metais em solos são derivados tanto do intemperismo, que age sobre o material parental, como de fontes externas naturais (erupção vulcânica) ou antrópicas (indústrias, agricultura).

Os elementos presentes no solo e constituintes primários das rochas são: oxigênio, silício, alumínio, ferro, carbono, cálcio, potássio, sódio, magnésio, fósforo, zinco, cobre, boro e cloro. São considerados macronutrientes vegetais: nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, magnésio e cálcio; e micronutrientes essenciais: boro, cobre, ferro, manganês, molibdênio, cloro e zinco; e micronutrientes benéficos: cobalto, níquel, silício e selênio; os elementos tóxicos no solo são: sódio, alumínio, cádmio, cromo, mercúrio, chumbo, etc (DIAS, 2004 apud CETESB, 2004).

Segundo Chagas (2000), os metais tóxicos, tais como cádmio (Cd), chumbo (Pb), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr) e cobre (Cu) e outros, sofrem várias reações químicas no solo. As principais são: adsorção na superfície de argila; complexação com os ácidos húmicos, fúlvicos, ligantes orgânicos e inorgânicos; precipitação, como carbonatos, hidróxidos, óxidos, sulfetos, etc; oxidação e redução. O equilíbrio químico destas reações define a disponibilidade e toxidez para as plantas, solubilidade e lixiviação de um metal do solo.

Freqüentemente usado na química do solo, a série de Irving-Willians prevê que as forças de ligação metal-matéria orgânica segue a ordem Cu > Ni > Zn > Cd; e que quanto maior a força de ligação da matéria orgânica como metal, menos solúvel é o complexo. Portanto, contanto que as forças insolúveis de metal predominem com quelatos orgânicos, esta série prevê que o cádmio é o metal mais solúvel, seguido pelo zinco e o níquel, sendo o cobre o menos solúvel (IDE et al, 1993 apud CHAGAS, 2000).

Para as substâncias inorgânicas de interesse ambiental (metais tóxicos), que ocorrem naturalmente ou não no solo, é levada em consideração a variação das propriedades do solo. Entre as propriedades do solo que afetam a retenção e mobilidade de metais estão as propriedades químicas: o pH, a CTC, a quantidade de matéria orgânica, e de argila (argilas silicatadas e óxidos) e a competição iônica (atividade do íon ou força iônica). Ainda, os solos podem apresentar uma grande variedade de sítios de adsorção, com diferentes propriedades de ligações e grande quantidade de complexos aquoso-iônicos e não iônicos capazes de participarem da adsorção e, possivelmente, dos processos de precipitação de metais (MATOS, 1995 apud CASARINI, 2001).

Com relação ao comportamento de metais tóxicos em solos brasileiros, é importante observar que, em virtude da grande intemperização desses solos, existe predomínio de argilas e de óxidos de ferro e alumínio, com baixa seletividade e CTC. Por este motivo o fenômeno da

adsorção específica quase não ocorre. Assim, a atenuação dos metais deve-se, principalmente a precipitação, oclusão e retenção, que são funções, em sua quase totalidade, da presença de altos níveis de hidróxidos e óxidos amorfos de ferro e dos teores de matéria orgânica (LABAUVE et al, 1988).

As propriedades físicas (textura, densidade e porosidade, permeabilidade, fluxo de água, ar e calor) e químicas (pH, capacidade de troca iônica, matéria orgânica, teor de nutrientes, condutividade elétrica) do solo são responsáveis por alguns dos mecanismos de atenuação de poluentes, como filtração, lixiviação, adsorção, a fixação química, precipitação, oxidação, troca iônica e a neutralização (CETESB, 2004).

A textura refere-se ao tamanho e distribuição das partículas unitárias do solo. Retrata uma característica do meio – sua granulometria, ou a distribuição de suas partículas por classes de tamanho. Solos arenosos são normalmente mais permeáveis e aerados e menos estruturados. A infiltração é mais rápida e o escoamento superficial é baixo. Por outro lado, solos argilosos são menos permeáveis e aerados, porém com maior capacidade de retenção de água, mais estruturados, grande quantidade de microporos e têm mais acentuada suas propriedades químicas (DIAS, 2004 apud CETESB, 2004).

Entende-se por porosidade o espaço livre resultante da distribuição das partículas do solo por tamanho, seu arranjamento e assim como dos agregados e da estrutura. Pode ser definida ainda, como a representação do volume máximo que a água e o ar podem ocupar no solo e condiciona os fenômenos de transporte de fluidos e armazenamento de água.

A permeabilidade (condutividade hidráulica) reflete a capacidade do solo em transmitir água, e é condicionada pela textura, estrutura e porosidade do solo, além de ser influenciada pela composição (viscosidade) do líquido.

Segundo Chagas (2000), o pH do solo é uma importante propriedade química que influi na atividade microbiológica, na absorção de nutrientes pela planta e na mobilidade dos cátions metálicos. Quase todos os metais, com exceção do selênio e molibdênio são mais solúveis em pH ácido. A maioria das pesquisas indica que se o pH do solo estiver entre 6,0 e 6,5 há uma redução efetiva na absorção de metais tóxicos pelas plantas.

O pH é a medida mais simples feita no solo, mas provavelmente trata-se de um dos parâmetros mais importantes na caracterização química do mesmo. Os solos podem apresentar-se ácidos (regiões tropicais), neutros ou alcalinos (regiões áridas). Alguns resíduos podem acentuar a acidificação ou a alcalinização dos solos (DIAS, 2004 apud CETESB, 2004).

CTC é uma sigla que significa capacidade de troca iônica e sua definição é a capacidade que os colóides possuem para reter cátions, sendo diretamente dependente das cargas negativas.

No caso dos solos tropicais, são caracterizados por serem normalmente pobres em minerais de argila com alta capacidade de troca iônica. Portanto, são extremamente dependentes dos teores de matéria orgânica e dos valores de pH. Na prática a CTC é calculada pela somatória de K, Ca, Mg, H^+Al e Na, expressa em $mmol_c/dm^3$.

Solos com maior CTC têm mais capacidade de imobilizar metais tóxicos e, portanto suportam doses maiores de lodo de esgotos quando dispostos, por exemplo, com maior segurança (CHAGAS, 2000).

A matéria orgânica (MO), segundo Dias (2004) apud CETESB (2004), representa normalmente os resíduos vegetais e animais em diferentes estágios de decomposição (húmus = estágio final da decomposição). Pode variar entre 0,5% a 5% em peso, nos horizontes superficiais de solos minerais. Além de ser fonte de carbono, energia e nutrientes aos microorganismos, a MO desempenha importante papel sobre as propriedades físicas e químicas do solo. A exemplo disso pode-se citar alguns efeitos sobre as propriedades físicas, como o aumento da plasticidade, a capacidade de retenção de água, efeito sobre a cor do solo, variando de castanha a parda; e, outros efeitos sobre as propriedades químicas do solo, como a de elevar a capacidade de adsorção de cátions (de duas a trinta vezes maior do que a dos colóides minerais), ser responsável por 30 a 90% do poder de adsorção nos solos minerais, presença de cátions facilmente permutáveis, nitrogênio, fósforo e enxofre retidos sob forma orgânica, e a liberação de ácidos húmicos favorecendo a dissolução de metais.

A condutividade elétrica é um indicador de salinização do solo, que causa desagregação do solo. Quanto maior a condutividade elétrica, menor a condutividade hidráulica, favorecendo o escoamento superficial. É utilizada para indicar a concentração de sais no solo, auxiliando no mapeamento de plumas de contaminação.

Tendo em vista todo este cenário, a questão da contaminação do solo e das águas subterrâneas tem sido objeto de grande preocupação nas três últimas décadas em países industrializados, principalmente, nos Estados Unidos e na Europa, esse problema ambiental torna-se mais grave para centros urbanos e industriais, sendo o Brasil iniciante neste aspecto (SIMAI, 2003). Estima-se existir mais de 300.000 locais com solo e água contaminados nos EUA (AMERICAN SCIENTIST, 1999 apud ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000). No Brasil, não existem estatísticas de extensão da contaminação, mas sabe-se que esta ocorre em todo o território nacional, existindo, apenas em São Paulo, em torno de 2.000 locais potencialmente contaminados (ALVES, 1996).

Na prática é extremamente difícil encontrar locais onde naturalmente o solo possua características tão específicas, para instalação de depósitos de lixo ou aterros, como

permeabilidade extremamente baixa, sem que atuem outros tipos de contaminações superficiais. Isto pode ocorrer em deposições aluviais de argila, em bacias mal drenadas. Porém, um estudo minucioso das condições hidrogeológicas se faz necessário nestes casos, uma vez que bacias aluviais apesar de serem impermeáveis poderão transportar contaminantes através do escorrimento superficial da água, pois estes locais constituem-se geralmente em banhados, com alta capacidade de movimentação superficial do contaminante suspenso ou dissolvido em água, sendo ainda zonas de proteção ambiental, protegidos pela legislação vigente (CETESB, 2004).

2.6 Transporte de contaminantes

Os compostos solúveis dissolvidos, em particular os contaminantes, são transportados pela água de infiltração das zonas insaturadas até as zonas saturadas (HASAN, 1996). O fluxo dos contaminantes, quando estes estão dispostos no solo, atravessa os diferentes horizontes não saturados e a zona capilar, atingindo a zona saturada. A zona não saturada, cujos poros são preenchidos por água e ar, o fluxo da água depende das forças da gravidade e da forma dos poros, já na zona saturada os poros são preenchidos por água, e o fluxo é dependente do gradiente hidráulico e os contaminantes podem espalhar-se cobrindo longas distâncias após um certo período de tempo, e formando plumas de contaminação com diferentes concentrações de contaminantes (PASTORE e FORTES, 1998).

Os poluentes ou contaminantes podem ser transportados a partir desses meios, propagando-se por diferentes vias, como o ar, o próprio solo, as águas subterrâneas e superficiais, alterando suas características naturais de qualidade e determinando impactos negativos e/ou riscos sobre os bens a proteger, localizados na própria área ou em seus arredores (HASAN, 1996).

A relação que existe entre o solo e o contaminante é muito complexa, pois envolve fenômenos físicos, químicos e biológicos, que podem ocorrer isolados ou simultaneamente. São inúmeros fenômenos que controlam o transporte de contaminantes em meios porosos, onde o contaminante considerado é a massa de alguma substância tóxica dissolvida, movendo-se com algum fluido nos vazios do meio poroso seja ele saturado ou não (NOBRE, 1987 apud BECK, 2005).

Nas saturações residuais, os fluidos não podem se mover, o principal mecanismo de transporte durante o estágio de saturação residual é a solubilização dos componentes solúveis em água, criando uma fonte de contaminação que pode atingir grandes extensões. Contudo nem sempre a topografia implica que o encaminhamento preferencial do lençol freático seja no mesmo

sentido da superfície, razão pela qual se deve envolver especialistas em geologia para essa determinação. Esses fatores precisam ser considerados em programas de monitoramento e descontaminação (DOMENICO et al., 1990).

O movimento do poluente não depende apenas do fluxo do fluido no qual essas substâncias estão dissolvidas, mas sim, de mecanismos que, por sua vez, dependem de processos físicos (transporte por advecção/fluxo, transporte por mistura mecânica ou dispersão e dispersão hidrodinâmica), químicos (adsorção-desorção, precipitação-dissolução, óxido-redução, complexação e quelação) e biológicos (microorganismos sapróbios – fungos e bactérias), aos quais estas substâncias são submetidas (GOULART et al., 2003, BEAR, 1972, NOBRE, 1987, apud BECK, 2005).

2.7 Poluição das águas

O líquido ou fluido mais conhecido e essencial para a vida é a água. Do composto químico H_2O, a forma líquida pode ser encontrada na superfície, como em córregos, rios, lagos, entre outros; e no subsolo, como a água subterrânea, que inclui todas as águas que estão abaixo e nos espaços porosos do solo (subsuperficial) e da rocha (ART, 2001).

O Brasil é um país privilegiado porque possui 12% das reservas mundiais de água doce do mundo, apresentando disponibilidade hídrica de 40.732 m^3/hab/ano (ANA, 2004 apud CETESB, 2004). Entretanto, como no resto do mundo, as interferências no ciclo de renovação, principalmente, das águas superficiais, têm diminuído a quantidade e qualidade de água disponível para consumo.

Mais da metade da água de abastecimento público no Brasil provém das reservas subterrâneas. Nesse cenário, a água subterrânea vem assumindo importância relevante como fonte de abastecimento doméstico, industrial e agrícola (ANA, 2004 apud CETESB, 2004).

Quase toda a água subterrânea existente na Terra tem origem no ciclo hidrológico, isto é, quando as águas da atmosfera condensam e precipitam sobre a superfície da terra, parte escorre superficialmente até os rios, lagos e oceanos; parte infiltra e outra parte retorna a atmosfera por evapotranspiração, que é a soma dos processos de evaporação direta da água e da transpiração da vegetação (CETESB, 2004).

O movimento descendente da água que infiltra continua devido a ação da gravidade, preenchendo os vazios do subsolo (poros ou fraturas) e acumulando-se ao encontrar barreiras

menos permeáveis, o que se denomina zona saturada. A água subterrânea acumulada na zona saturada não fica estagnada. O movimento pode continuar descendente, contribuindo para a recarga de aqüíferos subjacentes, ou também pelo movimento horizontal até as águas alcançarem o leito dos rios, reservatórios e mares. Esse movimento pode levar meses ou milhares de anos (CPRM, 2000 apud CETESB, 2004).

Entende-se por poluição das águas a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d´água, de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos (SPERLING, 1996).

A poluição das águas pode ser causada por fatores naturais, como por exemplo, a erosão do solo das margens dos rios e decomposição de vegetais, bem como por fatores antropogênicos, como os de origem urbana, industrial e agropecuária. Destes últimos, merece destaque a disposição indiscriminada de resíduos sólidos urbanos e industriais, em solos sem um prévio controle, os quais são, sem dúvida, fontes significativas das cargas poluidoras que mais agridem o equilíbrio natural dos corpos d'água (MORITA, 1993).

Segundo CPRM (2000) apud CETESB (2004), à medida que a água infiltra por entre as camadas de rocha, ela arrasta elementos químicos e altera sua composição. A princípio, a água subterrânea tende a aumentar as concentrações de substâncias dissolvidas. No entanto, muitos outros fatores interferem, tais como clima, composição da água de recarga, tempo de contato água/meio físico, além da contaminação causada pelo homem.

Dessa forma, cada aqüífero possui um conjunto de propriedades físicas e químicas, que lhe conferem uma característica hidrogeoquímica. Essa característica pode variar regionalmente em um mesmo aqüífero e também ao longo do tempo. O monitoramento da qualidade das águas subterrâneas visa identificar essas características naturais e diagnosticar possíveis alterações de origem antrópica, para subsidiar as ações de controle de poluição.

Ressalta-se que as águas subterrâneas alimentam os corpos d´água superficiais, sendo que os rios ocorrem onde a topografia do terreno intercepta o lençol freático (que é a superfície livre de um aqüífero não confinado submetido à pressão atmosférica). Assim, toda a poluição que ocorrer nos solos, terá reflexos nas águas subterrâneas e nas águas superficiais.

Segundo a CETESB (2004), a água subterrânea é, sem dúvida, fonte abundante e imprescindível para o abastecimento público e para fins industriais. Dessa forma, é importante que os resíduos sólidos, os resíduos líquidos e os resíduos gasosos, provenientes de atividades agropecuárias, industriais, comerciais ou de qualquer natureza, só possam ser conduzidos ou lançados de forma a não poluírem as águas subterrâneas. A água subterrânea é vulnerável a diferentes formas de contaminação química e biológica, quer seja pelo lançamento inadequado de

fertilizantes e/ou agrotóxicos, como pela disposição inadequada de resíduos sólidos domésticos e industriais e por microorganismos patogênicos que proliferam durante as decomposições de cadáveres. O armazenamento subterrâneo de produtos químicos pode, também, provocar a contaminação dessas águas, em decorrência de vazamentos que, percolando através do solo, ao longo dos anos, freqüentemente atingem o aqüífero freático.

Segundo Sperling (1996), existem presentes na água diversos componentes. Sendo alguns potenciais de causarem alteração no seu grau de pureza, podendo ser retratados de uma maneira ampla e simplificados, em termos das suas características físicas, químicas e biológicas. As principais características da água podem ser expressas como:

- características físicas. As impurezas enfocadas do ponto de vista físico estão associadas, em sua maior parte, aos sólidos presentes na água. Estes sólidos podem ser em suspensão, coloidais ou dissolvidos, dependendo do seu tamanho;
- características químicas. As características químicas de uma água podem ser interpretadas através de uma das duas classificações: matéria orgânica ou inorgânica; e
- características biológicas. Os seres presentes na água podem ser vivos ou mortos. Em termos da avaliação da qualidade da água, os microorganismos assumem um papel de maior importância, devido à sua predominância em determinados ambientes, à sua atuação nos processos de depuração dos despejos e à sua associação com as doenças ligadas à água. As bactérias de vida livre e patogênicas, como o grupo coliformes, as algas, fungos e protozoários, são alguns exemplos.

Conforme Adad (1972); Von Sperling (1983); Peavy et al. (1986); Tchobanoflous e Schroeder (1985); Richter e Netto (1991); Vianna (1992) apud Sperling (1996). Estas características podem ser traduzidas na forma de variáveis da qualidade da água, os quais interpretam numa visão integrada em que situação se encontra as condições de uso/aplicação, a importância sanitária, a segurança, o risco, a contaminação das águas, etc. As variáveis abordadas abaixo, podem ser de utilização geral, tanto para caracterizar águas de abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores, na interpretação dos resultados de análises laboratoriais:

Inicialmente, a cor é um dos parâmetros físicos analisados por conferir a existência de sólidos dissolvidos na água. Pode ser resultante de origem natural, pela decomposição da matéria-orgânica (principalmente vegetais – ácidos húmicos e fúlvicos), ferro e manganês, e por origem antrópica, no caso de resíduos industriais, comerciais e esgotos domésticos. Para a interpretação dos resultados, deve-se distinguir entre cor aparente e cor verdadeira. No valor da cor aparente

pode estar ainda incluída uma parcela devida à turbidez da água. Quando esta é removida por centrifugação, obtem-se a cor verdadeira. Este parâmetro pode ou não apresentar toxicidade.

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, reduzindo a penetração da luminosidade, prejudicando a fotossíntese e conferindo uma aparência turva à água. Os constituintes responsáveis por esta interferência são os sólidos em suspensão. Este parâmetro físico pode ser resultante de origem natural, pelas partículas de rocha, argila e silte, bem como algas e outros microorganismos, e também por origem antrópica, como pelos despejos domésticos, industriais, microorganismos e erosão. Para a interpretação dos resultados, deve-se estar atento quanto às origens, pois além de ser esteticamente desagradável na água potável, os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para microorganismos patogênicos, além de estar associada a compostos tóxicos. Desta forma, este parâmetro pode ou não apresentar toxicidade.

O potencial hidrogeniônico, comumente identificado pela sigla pH, é um dos parâmetros químicos analisados por representar a atividade de íons hidrogênio H^+ (ou pH, em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa da escala de pH varia de 0 a 14 e tem como constituintes responsáveis os sólidos dissolvidos e gases dissolvidos. Este parâmetro pode ser resultante tanto de origem natural, pela dissolução das rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, como pela origem antrópica responsável pelos despejos domésticos (oxidação da matéria orgânica) e industriais (ex: lavagem ácida de tanques). Para a interpretação dos resultados laboratoriais, considera-se $pH < 7$ em condições ácidas, $pH = 7$ neutro e $pH > 7$ em condições básicas, portanto, o pH baixo significa corrosividade e agressividade nas águas, enquanto que o pH elevado possibilita incrustações nas águas de abastecimento e pode estar associado a proliferação de algas, já os valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática (ex: peixes) e as taxas de crescimento dos microorganismos responsáveis pela depuração biológica das águas.

A dureza representa entre os parâmetros químicos, a concentração de cátions multimetálicos em solução. Os cátions mais freqüentemente associados à dureza são os cátions divalentes Ca^{2+} e Mg^{2+}. Em condições de supersaturação, esses cátions reagem com ânions na água, formando precipitados. Dureza pode ser classificada como dureza carbonato e dureza não carbonato, dependendo do ânion com a qual ela está associada. A dureza correspondente à alcalinidade é denominada dureza carbonato, enquanto que as demais formas são caracterizadas como dureza não carbonato. A dureza carbonato é sensível ao calor, precipitando-se em elevadas temperaturas. A forma do constituinte responsável pela dureza da água são os sólidos dissolvidos, e podem ser resultantes de origem natural, pela dissolução de minerais contendo cálcio e magnésio (ex: rochas calcáreas) e por origem antrópica, pelos despejos industriais. Não há evidências de que

a dureza cause problemas sanitários, mas em determinadas concentrações causa um sabor desagradável e pode ter efeitos laxativos nos seres vivos, além de possuir a peculiaridade de reduzir a formação de espumas, implicando num maior consumo de sabão, e causa incrustações em tubulações. Para a interpretação dos resultados, entende-se por dureza < 50 mg/L $CaCO_3$ água mole, dureza entre 50 e 150 mg/L $CaCO_3$ dureza moderada, dureza entre 150 e 300 mg/L $CaCO_3$ água dura e dureza > 300 mg/L $CaCO_3$ água muito dura.

O ferro e o manganês estão presentes nas formas insolúveis (Fe^{3+} e Mn^{4+}) numa grande quantidade de tipos de solos. Na ausência de oxigênio dissolvido (ex: água subterrânea ou fundo de lagos), eles se apresentam na forma solúvel (Fe^{2+} e Mn^{2+}). Caso a água contendo as formas reduzidas seja exposta ao ar atmosférico (ex: na torneira do consumidor), o ferro e o manganês voltam a se oxidar as suas formas insolúveis (Fe^{3+} e Mn^{4+}), o que pode causar cor na água, além de manchar roupas durante a lavagem, por exemplo. Os sólidos em suspensão ou dissolvidos, provenientes da dissolução de compostos do solo (origem natural) e por despejos industriais (origem antrópica), são os constituintes responsáveis pela presença destes parâmetros químicos na água. Se tem pouco significado sanitário das concentrações usualmente encontradas nas águas naturais, mas em pequenas concentrações podem causar problemas de cor, e também sabor e odor na água.

Os cloretos (Cl^-) são advindos da dissolução de sais ex: cloreto de sódio e em todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contém íons resultantes da dissolução de minerais. A forma do constituinte responsável são os sólidos dissolvidos, provenientes da dissolução dos minerais, como já anteriormente dito, mas também da intrusão de águas salinas (no caso da origem ser natural), e por despejos domésticos, industriais e da irrigação (no caso da origem ser antrópica). Em determinadas concentrações imprime um sabor salgado à água.

Segundo Lawa (2002), a condutividade elétrica, através da determinação a 25ºC é o recíproco da resistência elétrica expressa pela unidade microsiemens por centímetro (µS/cm). A condutividade elétrica possibilita obter muito rapidamente e com custo baixo uma estimativa sobre o teor total de sais dissolvidos – contanto que eles estejam presentes em forma de íons por causa da dissociação eletrolítica. Isso vale como uma aproximação a grosso modo: 1000 µS/cm ou 100 mS/m correspondem a cerca de 1000 mg/L de sólidos dissolvidos (resíduo após evaporação da amostra filtrada). As fontes de sais naturalmente contidos nas águas correntes e da carga de sais de origem antropogênica são: (a) de origem geogênica (decomposição atmosférica); (b) descargas industriais de sais; (c) consumo de sal em residências e no comércio; (d) excreções de sais pelo homem e por animais; (e) sal para degelo no inverno. Em primeiro lugar, a carga de sais nas águas correntes está composta de: (a) cátions, sódio, cálcio, magnésio, potássio e, (b) ânions, cloreto,

sulfato, bicarbonato, carbonato, nitrato. Do ponto de vista ecológico, as mesclagens de sais, compostos destes componentes, possuem importâncias diferentes. De modo geral, as plantas reagem de maneira mais sensível aos sais do que os animais. As biocenoses aquáticas são compostas de organismos fisiologicamente diferentes, dependendo do teor de sais da água. Também para o organismo do homem, do animal e da planta, os sais têm uma importância vital. A sua ausência, bem como doses exageradamente altas, provocam efeitos nocivos. Para os diversos usos das águas correntes, cargas altas de sais somente têm efeitos negativos, o que vale particularmente em períodos de baixa vazão. A sua utilização para fins de irrigação já pode ser comprometida com um teor total de sais de 500 mg/L. Águas correntes com um teor aceitável de sal apresentam uma condutividade abaixo de 1000 µS/cm. Valores de condutividade muito baixos (10-100 µS/cm) são medidos em água de fontes provenientes de gnaisse, granito ou arenito colorido. Fontes de rochas calcárias (caliça Jurássica, rocha calcária do Triássico Superior ou marga), ao contrário, freqüentemente apresentam valores ao redor e acima de 1000 µS/cm. De acordo com as indicações mencionadas anteriormente, águas correntes com uma condutividade > 700 µS/cm são classificadas como ricas em minerais. Para fins de comparação, a condutividade de água do mar está na faixa de 50.000 µS/cm.

O Quadro 2.1 lista as principais fontes poluentes, conjuntamente com os seus efeitos poluidores mais representativos.

Ainda conforme Adad (1972); Von Sperling (1983); Peavy et al (1986); Tchobanoflous e Schroeder (1985); Richter e Netto (1991); Vianna (1992) apud Sperling (1996), o nitrogênio alterna-se entre várias formas e estados de oxidação dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: (a) nitrogênio molecular (N_2), escapando para a atmosfera, (b) nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), (c) amônia, (d) nitrito (NO_2^-) e (e) nitrato (NO_3^-). Os sólidos em suspensão e dissolvidos são os constituintes responsáveis pela presença dessas várias formas de nitrogênio encontradas na água, podendo ser originários, de ordem natural pelas proteínas, clorofila e vários outros compostos biológicos, e de ordem antrópica pelos despejos industriais, domésticos, por excrementos de animais e fertilizantes. Para a interpretação dos resultados, o nitrogênio por ser um elemento indispensável para o crescimento de microorganismos depuradores da água e também das algas, pode em elevadas concentrações em lagos e represas, conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (processo denominado eutrofização); nos processos bioquímicos de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio (o que pode afetar a vida aquática); o nitrogênio na sua forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes; e, em corpos d´água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o

estágio da poluição (poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato).

FONTE							
Poluente	Principais parâmetros	Esgotos			Drenagem superficial		Possível efeito poluidor
		Domésticos	Industriais	Reutilizados	Urbana	Agricultura e Pastagens	
Sólidos em suspensão	Sólidos em suspensão totais	xxx	↔		xx	x	-problemas estéticos -depósitos de lodo -adsorção de poluentes -proteção de patogênicos
Matéria orgânica biodegradável	Demanda Bioquímica de Oxigênio	xxx	↔		xx	x	-consumo de oxigênio -mortandade de peixes -condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	xxx	↔		xx	x	-crescimento excessivo de algas -toxicidade aos peixes / amônia -doenças em recém-nascidos (nitrato) -poluição da água subterrânea
Patogênicos	Coliformes	xxx			xx	x	-doenças de veiculação hídrica
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas Alguns detergentes Outros		↔			xx	-toxicidade (vários) -espumas (detergentes) -redução da transferência de oxigênio (detergentes) -não biodegradabilidade -maus odores (ex: fenóis)
Metais tóxicos	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, etc)		↔				-toxicidade -inibição do tratamento biológico dos esgotos -problemas na disposição do lodo na agricultura -contaminação da água subterrânea
Sólidos inorgânicos dissolvidos	Sólidos dissolvidos totais Condutividade elétrica			xx		x	-salinidade excessiva – prejuízo às plantações (irrigação) -toxicidade a plantas (alguns íons) -problemas de permeabilidade do solo (sódio)

x: pouco xx: médio xxx: muito ↔: variável em branco: usualmente não importante

Fonte: Adaptado de Sperling, 1996 apud Lawa, 2002.

Quadro 2.1: Principais agentes poluidores das águas.

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água (PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, H_3PO_4) dependendo do pH, sendo a mais comum na faixa usual de pH o HPO_4^{2-}. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. O fósforo orgânico é normalmente de menor importância. Os sólidos em suspensão e dissolvidos são os constituintes responsáveis pelas várias formas de fósforo encontradas na natureza, como na dissolução de compostos do solo e pela decomposição da matéria orgânica, e também provindos da origem antrópica, pelos despejos domésticos, industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, mas por ser um elemento indispensável para o crescimento de algas, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (eutrofização). É também um nutriente essencial para o crescimento dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Na interpretação de resultados, os valores de P total podem ser utilizados como indicativos aproximados do estado de eutrofização de lagos (lagos tropicais provavelmente aceitam concentrações superiores): (a) P < 0,01-0,02 mg/L não eutrófico; (b) P entre 0,01-0,02 e 0,05 mg/L estágio intermediário; (c) P > 0,05 mg/L eutrófico (ADAD, 1972; VON SPERLING, 1983; PEAVY et al. 1986; TCHOBANOFLOUS e SCHROEDER, 1985; RICHTER e NETTO, 1991; VIANNA, 1992 apud SPERLING, 1996).

O oxigênio dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, têm-se as condições anaeróbias, com geração de maus odores. Portanto, o oxigênio dissolvido é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos. O gás dissolvido é o constituinte responsável, provindo da natureza nos casos da dissolução do oxigênio e na produção dele pelos organismos fotossintéticos, e pelo antropismo na introdução de aeração artificial. Para a interpretação dos resultados laboratoriais, a solubilidade do OD varia com altitude e temperatura, ao nível do mar, por exemplo, na temperatura de 20ºC, a concentração de saturação é igual a 9,2 mg/L. Os valores de OD superiores à saturação são indicativos da presença de matéria orgânica; Com OD em torno de 4-5 mg/L morrem os peixes mais exigentes, com OD igual a 2 mg/L todos os peixes estão mortos, e com OD igual a 0 mg/L tem-se condições de anaerobiose (ADAD, 1972;

VON SPERLING, 1983; PEAVY et al, 1986; TCHOBANOFLOUS e SCHROEDER, 1985; RICHTER e NETTO, 1991; VIANNA, 1992 apud SPERLING, 1996).

A matéria orgânica (MO) presente nos corpos d´água e nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microorganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Os principais componentes orgânicos são os compostos de proteína, os carboidratos, a gordura e os óleos, além da uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade. A matéria carbonácea se divide nas seguintes frações: (a) não biodegradável (em suspensão e dissolvida) e (b) biodegradável (em suspensão e dissolvida). Em termos práticos, usualmente não há necessidade de se caracterizar a matéria orgânica em termos de proteínas, gorduras, carboidratos, etc. Ademais, há uma grande dificuldade na determinação laboratorial dos diversos componentes da matéria orgânica nas águas residuárias, face à multiplicidade de formas e compostos em que a mesma pode se apresentar. Em assim sendo, utilizam-se normalmente métodos indiretos para a quantificação da matéria orgânica, ou do seu potencial poluidor. Nesta linha, existem duas principais categorias: (a) medição do consumo de oxigênio (demanda bioquímica de oxigênio – DBO é o parâmetro tradicionalmente mais utilizado; demanda química de oxigênio - DQO) e (b) medição do carbono orgânico (carbono orgânico total – COT). A procedência da matéria orgânica pode ser de origem natural, pela MO vegetal e animal; e antrópica, pelos despejos domésticos e industriais. Usando-se a DBO, que é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d´água, de forma indireta retrata o teor de MO nos esgotos ou nos corpos d´água, indicando o potencial do consumo do oxigênio dissolvido. Para a interpretação dos resultados, a DBO dos esgotos domésticos gira em torno de 300 mg/L, e a DBO dos esgotos industriais varia amplamente com o tipo de processo industrial (ADAD, 1972; VON SPERLING, 1983; PEAVY et al, 1986; TCHOBANOFLOUS e SCHROEDER, 1985; RICHTER e NETTO, 1991; VIANNA, 1992 apud SPERLING, 1996).

Uma grande parte dos micropoluentes inorgânicos é tóxica. Entre estes, têm especial destaque os metais tóxicos. Entre os metais tóxicos que se dissolvem na água incluem-se o arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata. Vários destes metais se concentram na cadeia alimentar, resultando num grande perigo para os organismos situados nos degraus superiores. Felizmente as concentrações dos metais tóxicos nos ambientes aquáticos naturais são bem pequenas. Além dos metais tóxicos, há outros micropoluentes inorgânicos de importância em termos de saúde pública, como os cianetos, o flúor e outros. São encontrados na natureza (a origem natural é de menor importância) na forma de sólidos dissolvidos e em suspensão. Mas de

origem antrópica resultam através dos despejos industriais, de atividades mineradoras, de garimpo e da agricultura. Os metais tóxicos são tóxicos para os habitantes dos ambientes aquáticos e para os consumidores da água (ADAD, 1972; VON SPERLING, 1983; PEAVY et al, 1986; TCHOBANOFLOUS e SCHROEDER, 1985; RICHTER e NETTO, 1991; VIANNA, 1992 apud SPERLING, 1996).

Os microorganismos desempenham diversas funções de fundamental importância, principalmente as relacionadas com a transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos. Um outro aspecto de grande relevância em termos da qualidade biológica da água é o relativo à possibilidade da transmissão de doenças. A relação entre a qualidade da água e doenças, intuitivamente suspeitada ou admitida desde a mais remota antiguidade, só ficou provada cientificamente, a partir de meados do século passado, a partir da epidemia de cólera em Londres, 1854, por John Snow (UNESP, 2007).

A determinação da potencialidade de uma água transmitir doenças pode ser efetuada de forma indireta, através dos organismos indicadores de contaminação fecal, pertencentes principalmente, ao grupo de coliformes (ADAD, 1972; VON SPERLING, 1983; PEAVY et al, 1986; TCHOBANOFLOUS e SCHROEDER, 1985; RICHTER e NETTO, 1991; VIANNA, 1992 apud SPERLING, 1996).

Desta forma, o tema poluição dos solos e das águas subterrâneas é cada vez mais, motivo de preocupação para a sociedade e para as autoridades, devido não só aos aspectos de proteção à saúde pública e ao meio ambiente, mas, também, à publicidade dada aos relatos de episódios críticos de contaminação por todo o mundo e as conseqüências destes na saúde humana (CETESB, 1999).

2.8 Contaminação de metais em plantas

As plantas são organismos multicelulares, eucarióticos, autotróficos por realizarem fotossíntese, além de algumas serem providas de um sistema organizado, denominado sistema vascular, o qual transporta água, nutrientes e outros elementos do solo para serem absorvidos e assimilados em seu metabolismo (ART, 2001).

Entre os elementos presentes no solo e fonte de nutrientes para as plantas estão os sais minerais e o húmus, que atua como condicionador e melhorador das propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo, o qual as sustenta (KIEHL, 2002)

Apesar do grande interesse pelos problemas ecológicos e ambientais causados pelo excesso de metais tóxicos no sistema solo-planta, pouca ênfase tem sido dada ao impacto desses elementos

sobre a flora arbórea tropical. Apesar das espécies lenhosas apresentarem menor grau de tolerância a níveis tóxicos de metais tóxicos do que espécies herbáceas (ELTROP et al., 1991 apud SOARES, 2001), o uso das primeiras na recuperação de áreas contaminadas é interessante, considerando que os metais absorvidos ficarão por mais tempo imobilizados nos tecidos vegetais, principalmente no caule, retardando o retorno desses elementos ao solo. Para isso é necessário conhecer a capacidade de absorção, acúmulo e distribuição de metais tóxicos em espécies arbóreas, pois estudos dessa natureza são de grande importância para se obter sucesso em programas de fitorremediação (HUANG e CUNNINGHAM, 1996 apud SOARES, 2001).

Com exceção das espécies exclusoras, a maioria das espécies vegetais crescendo em solos contaminados por metais tóxicos não consegue evitar a absorção desses elementos, mas somente limitar sua translocação (BAKER, 1981 apud SOARES, 2001). Ainda que existam muitas incertezas sobre a especificidade dos mecanismos de absorção dos metais tóxicos, sobretudo daqueles não essenciais, geralmente o teor e o acúmulo do elemento nos tecidos são funções de sua disponibilidade na solução do solo e os teores nas raízes e parte aérea aumentam com a elevação da concentração de metais na solução do solo (GUSSARSSON et al, 1995 apud SOARES, 2001). Os metais absorvidos sofrem um transporte radial na raiz, encontrando um primeiro filtro de difusão e de regulação na endoderme. Já no estelo, entendido como tecido vascular (xilema e floema), os metais seguem essencialmente via xilema e, em suas relações com as células vizinhas, podem induzir alterações na diferenciação do próprio sistema vascular, uma vez que, em concentrações menores, alcançam as folhas, podendo alterar a estrutura e a funcionalidade das células fotossintéticas (BARCELÓ e POSCHENRIEDER, 1992 apud SOARES, 2001).

Espécies ou variedades de uma mesma espécie vegetal, expostas a uma concentração similar de metais tóxicos, podem diferir na absorção e/ou distribuição interna desses na planta. Isso pode resultar em diferenças na capacidade de retenção do elemento absorvido nas raízes e/ou variação na carga do xilema (SHAW, 1989 apud SOARES, 2001). Outros fatores, tais como estágio de desenvolvimento da planta, tempo de exposição ao metal e as diferentes espécies químicas dos elementos, podem também interferir nesses aspectos, refletindo nos teores dos metais nas diferentes partes da planta (ALLOWAY, 1993). A regulação da absorção de metais tóxicos da rizosfera (volume do solo imediatamente em contato com as raízes da planta, ART, 2001) o acúmulo desses nas raízes, preservando sua integridade e funções primárias, e a baixa translocação para a parte aérea são considerados mecanismos pelos quais o sistema radicular pode contribuir para a tolerância de espécies arbóreas a metais tóxicos (VERKLEIJ e PAREST, 1989; ARDUINI et al., 1996 apud SOARES, 2001).

O conhecimento das formas químicas dos metais do solo possibilita melhor avaliação sobre a biodisponibilidade e mobilidade desses metais e seus riscos ao meio ambiente (COLLIER, 2004).

Jeevan e Shantaran (1996) apud Collier (2004), mostraram que a absorção de metais tóxicos pelas plantas, geralmente, ocorre abaixo dos níveis que causam manifestação de sintomas de toxicidade e prejuízo na produção. Entretanto, poderá interferir na qualidade dos alimentos.

Navarro e Carvalho (2003) e Collier et al (2004) verificaram que os metais tóxicos acumulam-se freqüentemente na camada superior do solo, sendo então acessíveis para as raízes das plantas. Ao serem remobilizados podem mudar de forma química e acumular-se em organismos vivos, com conseqüências que podem chegar a dizimação ou, no caso ocorra processo de adaptação, apresentar concentrações milhares de vezes maior do que as presentes no sistema de origem. Esta é a causa mais freqüente de envenenamento e intoxicação nos seres humanos.

Alguns elementos não essenciais (e potencialmente tóxicos) em plantas, conforme dados extraídos de Allen (1974) apud Rohde (2000), são: arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e selênio (Se).

Conforme estudos da SANEPAR (1997) apud Chagas (2000), entre os principais elementos traços, como o cádmio, cobre, zinco, níquel, mercúrio, cromo e chumbo, são micronutrientes necessários às plantas o cobre e o zinco. Os demais além de não serem necessários, podem acumular no solo, em níveis tóxicos às plantas e ao homem.

Dentre os elementos químicos mais importantes para o crescimento das plantas podem ser citados os seguintes (SANTOS, 1996 apud CHAGAS, 2000):

- carbono, oxigênio e hidrogênio cedidos pelo ar e pela água;
- nitrogênio, fósforo e potássio que são os macronutrientes primários cedidos substancialmente pelo solo;
- cálcio, magnésio e enxofre que são os macronutrientes secundários cedidos substancialmente pelo solo;
- boro, manganês, zinco, cobre, molibdênio e ferro, além de outros elementos presentes no solo e absorvidos pelas plantas em pequenas quantidades dissolvidas na sua camada superficial, que são os micronutrientes.

Abaixo estão descritas algumas considerações sobre os macronutrientes e micronutrientes e os malefícios resultantes do excesso dos mesmos (CHAGAS, 2000):

a) nitrogênio: o excesso do nitrogênio dificulta a absorção de outros nutrientes, retarda a colheita e diminui a resistência da folhagem contra as doenças. O nitrogênio amoniacal (NH^+_4) e nítrico (NO^-_3) é considerado totalmente disponível para a planta, enquanto o nitrogênio orgânico

deve passar por mineralização microbiológica antes de ser absorvido. As referências bibliográficas indicam que em climas quentes aproximadamente 50% do nitrogênio total é utilizável pela planta no primeiro ano. Esta taxa pode cair para 10-20% no segundo ano e em casos de dosagens altas, pode haver perda de nitrogênio (em forma de nitratos) por lixiviação e escorrimento superficial, contaminando o lençol freático (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000);

b) fósforo: a adubação fosfatada pesada não traz inconveniente às culturas brasileiras, contrariamente ao que ocorre com o excesso eventual de nitrogênio e/ou potássio. Como o fósforo também pode ser provindo de dejetos e corpos microbianos de esgotos e de detergentes e sabões que utilizam fosfatos como aditivos, a biodisponibilidade deste elemento é alta, variando de 40 a 80% do fosfato total (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000);

c) potássio: retarda a maturação do vegetal. Por ser muito solúvel, pouco do potássio contido, por exemplo, em lodos provindos de esgotos fica retido, por isso o teor de potássio é baixo, sendo um macronutriente a ser fornecido pela suplementação de fertilização mineral. Mesmo apresentando baixos teores de potássio, 100% deste nutriente é considerado assimilável (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000);

d) cálcio: o papel do Ca^{+2} na adaptação vegetal ao estresse salino é complexo e não é bem definido. O cálcio em excesso contido no solo pode influenciar na reação química do solo, determinando o aumento do pH (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000). Plantas muito sensível à salinidade absorvem água do solo, juntamente com os sais, possibilitando a toxidez pelo excesso de sal absorvido. Tal excesso promove desbalanços no citoplasma, fazendo com que os danos apareçam principalmente nas bordas e nos ápices das folhas, regiões onde ocorre o acúmulo dos sais absorvidos (LIMA, 1997 apud MELLONI, 2002);

e) outros macronutrientes - magnésio, enxofre: estes elementos estão presentes essencialmente na forma mineral. Embora o magnésio, como amenizador do efeito de salinidade sobre o crescimento e nutrição mineral dos vegetais, seja pouco estudado, Hu, Oertli e Schmidhalter (1997) apud Melloni (2002), em experimento com trigo, verificaram que a tolerância vegetal à salinidade aumenta com o incremento da concentração de íons na solução nutritiva;

f) micronutrientes: cobre, zinco, manganês e quantidades menores de boro, molibdênio, ferro e cloro, são pouco comentadas nas bibliografias, em razão do desconhecimento ou falta de pesquisa de amplitude na área (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000).

2.9 Riscos ambientais

Para melhor compreensão das terminologias utilizadas nesta pesquisa, define-se a poluição como degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente, prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetem desfavoravelmente a biota, afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente, lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (Lei 6.938/81, LARA, 2001); a contaminação como a introdução, no meio, de elementos em concentrações nocivas à saúde humana, tais como: organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou radioativas (SEMA, 1988), e, o ecossistema ou sistema ecológico, o conjunto integrado de fatores físicos e bióticos (referente aos seres vivos) que caracterizam um determinado lugar, estendendo-se por um determinado espaço de dimensões variáveis. Unidade que, abrangendo o conjunto de seres vivos e todos os elementos que compõem determinado meio ambiente, é considerada um sistema funcional de relações interdependentes no qual ocorre uma constante reciclagem de matéria e um constante fluxo de energia (IBAMA, 2006).

Neste sistema, os organismos produzem substâncias que são úteis para outros organismos e assim, sucessivamente. A poluição vai existir toda vez que a produção de resíduos (sólidos, líquidos, ou gasosos) for superior à capacidade de absorção do meio ambiente, provocando alterações na sobrevivência das espécies. A poluição é essencialmente produzida pelo homem e está diretamente relacionada com os processos da industrialização e a conseqüente urbanização da humanidade. Esses são os dois fatores contemporâneos que podem explicar claramente os atuais índices de impacto ambiental (MACHADO, 2006).

Como qualquer vida na Terra está inserida em um ciclo de substâncias, que podem afetar o corpo humano através da atmosfera, dos alimentos ou da água, deve ser considerado que em conseqüência da degradação das condições do meio ambiente ocorrem cada vez mais doenças cancerígenas e mutagênicas, inúmeras novas doenças de pele, entre outras, que são desafio para os médicos. Nos anos 80, nos Estados Unidos foi constatada que substâncias nocivas debilitam o sistema imunológico. A doença tem o nome “Chronique Fatigue Syndrom” (CFS). Estima-se que em nível mundial, na média, 1,5% da população já está acometida desta doença (SCHIANETZ, 1999):

A avaliação dos danos à saúde da população, causados por este tipo de contaminação, é complexa e depende de diversos fatores, como a concentração e as características químicas dos resíduos, as vias de exposição, sendo cutânea, oral ou respiratória. Quando excedido os níveis de tolerância, a saúde do homem e a vida no entorno, ficam gravemente prejudicadas. Em alguns

casos, os efeitos são irreversíveis, como é o caso dos hidrocarbonetos, benzenos, metais tóxicos, que causam disfunções endócrinas no metabolismo humano e de animais, alterando a sua homeostase e, conseqüentemente, diminuindo a fertilidade, além de ser cancerígeno e dentre outras disfunções (MORITA, 1993).

A Figura 2.1 demonstra as típicas vias de transferências descritas a seguir (SCHIANETZ, 1999):

- contato direto: ingestão ou contato com o solo contaminado (crianças);
- inalação: inspiração de gases tóxicos ou poeiras;
- água subterrânea: percolação das substâncias nocivas e contaminação da água subterrânea e da água potável;
- água de superfície: dispersão, percolação, ou arraste de substâncias nocivas, concentração na cadeia alimentar (peixe);
- plantas: dano à vegetação (toxicidade das plantas); redução de colheita e qualidade;
- alimentação e forragem: concentração nociva em plantas nutritivas, produtos vegetais e animais, formação de resíduos para o ser humano e os animais;
- solo: restrição da capacidade de filtração e transformação, p. ex. através dos danos aos organismos do solo;
- construções: danos através de assentamento/criação de crostas, corrosão;
- fogo/explosão: perigo, especialmente por causa dos gases de aterros sanitários ou lixões.

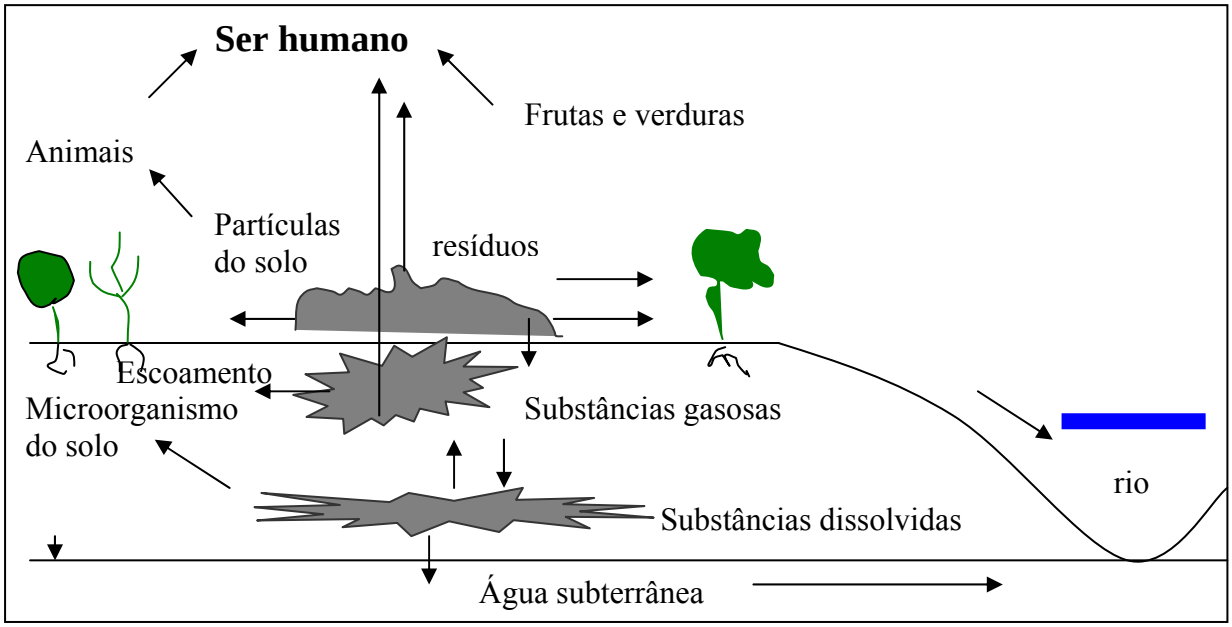


Figura 2.1: Vias de transferência de substâncias nocivas.

2.9.1 Organismos patogênicos

Para Strey (2002), embora a disposição inadequada dos RSU resulte em problemas ambientais relevantes, como, por exemplo, a produção de lixiviados potencialmente tóxicos pelas altas concentrações de carga orgânica e nitrogênio amoniacal, salienta que são pouco comuns os problemas de saúde pública que decorrem do contato das populações com resíduos sólidos, principalmente, os de características predominantemente urbanas. A não ser a matéria orgânica que os compõem entre 40% e 60%, os RSU, é relevante nos mesmos, a grande parcela de resíduos inertes, não biodegradáveis e não-contaminados. Eventualmente, e esta tem sido a tendência atual, encontra-se a matéria fecal humana na incorporação dos RSU, de absorventes higiênicos, fraudas descartáveis, entre outros. Lodos frescos, provenientes de processos anaeróbicos e aeróbicos de tratamento de esgoto apresentam grandes concentrações de organismos patogênicos e também podem estar sendo codispostos com resíduos urbanos.

Os lodos contêm os mais variados microorganismos patogênicos (BASTOS, 1993 apud CHAGAS, 2000).

O Quadro 2.2 apresenta um resumo das informações disponíveis na bibliografia sobre o tempo de sobrevivência no solo e em vegetais de organismos patogênicos comumente encontrados nos esgotos. Os valores fora dos parênteses referem-se aos máximos observados na literatura, os valores entre parênteses aos mais habitualmente verificado.

MICRORGANISMOS	SOBREVIVÊNCIA	
	SOLO	VEGETAIS
Vírus entéricos	<100 dias (<20)	<60 dias (<15)
Bactérias	<70 dias (<20)	<30 dias (<15)
Coliformes fecais	<70 dias (<20)	<30 dias (<15)
Salmonella sp	<20 dias (<10)	<5 dias (<2)
Protozoários	<20 dias (<10)	<10 dias (<2)
Entamoeba. hystolitica cistos		
Helmintos	Meses	<60 dias (<30)
Ascaris lumbricoidesovo ovos	<90 dias (<30)	<30 dias (<10)
Necator americanos larvas	Meses	<60 dias (<30)
Ancylostoma duodenale	Meses	<60 dias (<30)

Fonte: OMS, 1989 apud Chagas, 2000.

Quadro 2.2: Tempo de sobrevivência de patogênicos no solo e vegetais sob temperatura ambiente de 20º-30^0 C.

Muito embora o conhecimento da tolerância dos microrganismos às condições ambientais por si só não permita a caracterização de um risco real de transmissão de doenças, a observância destes valores não deixa de ser uma valiosa ferramenta na avaliação dos riscos potenciais de infecção.

Com base neste levantamento, Chagas (2000) elaborou a seguinte classificação para os microrganismos patogênicos, em ordem decrescente, segundo a capacidade de impor riscos sanitários:

- alto risco: helmintos (*Ascaris lumbricoides, Trichuris trichiura, Necator Americanos e Ancylostoma duodenalis*);
- médio risco: bactérias (*Vibrio cholerae, Salmonela typhi, e Shigella sp*) e protozoários (*Entamoeba. hystolitica, e Giardia lamblia*);
- baixo risco: vírus (Vírus entéricos e vírus da hepatite).

A persistência dos patógenos no solo é comumente aumentada em baixas temperaturas, pH neutro e barreiras físicas contra radiações ultravioletas. Sua capacidade de movimentação está ligada à movimentação da água interflocular do lodo e de águas que transpassem estes flocos, condicionadas pela umidade do lodo e do solo e pela capacidade de retenção do solo.

As bactérias são os principais grupos de organismos patogênicos presentes no lodo de esgoto. Em função disso, elas são utilizadas para a determinação de patógenos em um programa de monitoramento de águas superficiais e ou subterrâneas (CHAGAS, 2000).

Esse uso das bactérias deve-se ao fato que as fezes de uma pessoa sadia contêm um grande número de bactérias comensais de várias espécies. Essas espécies variam em quantidade e tipo de acordo com hábitos e costumes da população. Esta grande variação de espécies levou os estudiosos a estabelecer indicadores de presença de contaminação como o *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosas*, *Enterococcus faecalis*. As bactérias penetram no corpo humano normalmente por ingestão de alimentos ou água contaminada e muitas vezes através das próprias mãos. Há notícias de contaminações de pulmões por inalação ou aerossóis e de olhos através de dedos ou mãos contaminadas. Todas as infecções levam as bactérias a serem eliminadas pelas fezes e daí com a probabilidade de atingir um novo humano, fechando novamente um novo ciclo (ROQUE, 1997 apud CHAGAS, 2000).

Analisando o Quadro 2.3, o sintoma mais comum originado de infecções por bactérias é a diarréia. Elas invadem o corpo através das paredes do intestino causando infecção generalizada ou mesmo localizado. Este tipo de invasão é normalmente uma característica das infecções tifóides e

outras febres entéricas causadas pelas salmonelas. Quando as infecções ficam restritas ao intestino, as bactérias estão restritas às fezes.

BACTÉRIA	DOENÇA	RESERVATÓRIO
Campylobacter jejui	Diarréia	Animais e humanos
Escherichia coli patog.	Diarréia	Animais e humanos
Salmonella *S. typhi* *S. paratyphi* Outras	Febre tifóide Febre paratifóide Intoxicação alimentos	Humano Humano Animais e humanos
Shigella sp	Desinteria bacilar	Animais e humanos
Víbrio *Vibrio cholerae*	Cólera	Humano
Pseudomonas	Infecções generalizadas	Humanos

Fonte: ROQUE, 1997 apud CHAGAS, 2000.

Quadro 2.3: Bactérias patogênicas eliminadas pelas fezes.

Em geral, os microorganismos normalmente presentes na água podem (UNESP, 2007):

- ter seu "habitat" normal nas águas de superfície;
- ter sido carreados pelas enxurradas;
- provir de esgotos domésticos e outros resíduos orgânicos, que atingiram a água por diversos meios;
- ter sido trazidos pelas chuvas na lavagem da atmosfera.

A presença de coliformes nem sempre indica a obrigatoriedade de existência de agentes patogênicos e, portanto, de ocorrência de doenças. Assim, a presença de coliformes, em determinadas concentrações, deve ser encarada como um sinal de alerta indicando a possibilidade de haver uma poluição e/ou contaminação fecal, principalmente quando ocorrem variações bruscas do número de coliformes numa determinada água (UNESP, 2007).

Segundo Sisinno (1996), os resultados obtidos em compartimentos ambientais (águas superficiais e subterrâneas, solo e sedimentos) da área do aterro controlado do Morro do Céu (Niterói RJ), demonstraram que a qualidade das águas era ruim, destacando-se, principalmente, pela presença de coliformes nas amostras analisadas (> 1.600), além da evidência de grande carga de compostos orgânicos.

No aterro controlado Invernadinha (Passo Fundo, RS), a partir das análises das águas superficiais e subterrâneas, também apresentaram-se prejudicadas pela presença de matéria fecal,

íons dissolvidos e carga orgânica. No entanto, as águas de superfície apresentaram uma qualidade compatível (variou de < 2,2 a 10.552,5 NMP/100 mL) com as águas Classe II segundo a resolução do Conama nº 357/05 (MACHADO, 2006).

2.9.2 Metais tóxicos

Os poluentes inorgânicos mais tóxicos que ocorrem em solos estão sob a designação de "metais pesados", embora neste trabalho foi identificado com o termo "metais tóxicos", para caracterizar um grande grupo de elementos com densidade atômica, geralmente, maior que 5 g/cm3 (MARQUES et al, 2002 apud SOARES, 2004), muito heterogêneo, incluindo metais e não-metais e empregado para designar elementos classificados como poluentes do ar, das águas, do solo e dos alimentos (PUNZ & SIEGHARDT, 1993 apud SOARES, 2004).

Metais tóxicos como chumbo, mercúrio, cádmio, arsênio, cromo, zinco e manganês, dentre outros, estão presentes em diversos tipos de resíduos levados para lixões, aterros controlados e sanitários municipais, podendo ser encontrados nos seguintes materiais: lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, restos de tintas, restos de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens de aerossóis, resto de amálgama utilizada em consultórios odontológicos, materiais fotográficos e radiográficos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, componentes eletrônicos descartados isoladamente em placas de circuitos impressos, resíduos de produtos farmacêuticos, medicamentos com prazos de validade vencidos, latarias de alimentos, aditivos alimentares e plásticos descartados (WHO, 1988; WHO, 1989; WHO, 1992; WHO 1995; WHO, 2001; EYER, 1995 apud MUNÕZ, 2002).

Os metais são comumente utilizados na indústria e podem ser presentes em elevadas concentrações, retardar ou inibir o processo biológico aeróbio ou anaeróbio e ser tóxico aos organismos vivos (SEMA, 1988 apud OLIVEIRA, 2001).

Deve-se ter presente, que inadvertidamente poderão estar sendo codispostos com os resíduos urbanos, resíduos de origens industriais, potencialmente tóxicos. É o caso de lodos de estações de tratamento de efluentes industriais, por exemplo, com grandes concentrações de metais tóxicos, de efeito cumulativo e irreversível na biota de fundos de rios e lagos. Durante a degradação anaeróbia, o baixo pH da fase acidogênica favorece a solubilização desses metais, que podem chegar ao ambiente em grandes concentrações (STREY, 2002).

Conforme Chagas (2000), a maioria dos efluentes altamente poluídos origina-se principalmente das áreas de processamento industrial e comercial, como: laboratórios, fábricas de baterias, tintas, cromagens, adicionando um determinado nível de metais à rede coletora desses esgotos industriais.

Castilhos Jr. (1989) apud Oliveira (2001), estimando os teores de metais tóxicos nos RSU, concluiu que a fração da matéria orgânica aparece como fonte principal dos metais tóxicos: níquel, mercúrio, cobre, chumbo e zinco; os plásticos aparecem com principal fonte de cádmio; o chumbo e o cobre se manifestam em quantidades importantes nos metais ferrosos; o papel é uma fonte de chumbo. Ainda conforme o autor, os resultados da estimativa dos teores totais, em mg/kg, dos íons de metais tóxicos nos RSU brasileiros foi a seguinte: 0,2 de mercúrio, 3,0 de cádmio, 224,5 de chumbo, 316,0 de zinco, 156,0 de cobre, 12,0 de níquel e 68,0 de cromo.

De uma maneira geral, esses poluentes podem ser divididos em duas grandes classes: os de natureza orgânica e os inorgânicos. Listam-se entre os orgânicos: hidrocarbonetos, ácidos e sais orgânicos, álcoois, aldeídos e cetonas, ésteres, compostos nitrogenados, fenólicos, sulfurosos, etc. Os poluentes químicos inorgânicos por sua vez podem ser classificados em duas grandes subdivisões: metálicos e não-metálicos.

Metais potencialmente tóxicos e compostos orgânicos são freqüentemente adicionados para controlar o desenvolvimento de bactérias e algas e evitar a corrosão nas torres de refrigeração, no caso de uma estação de tratamento de esgotos: em geral, cromatos, fosfatos, polifosfatos, combinação de cromatos e fosfatos, fenóis clorados, compostos de cobre, de cloro, ácido sulfúrico, etc. Embora a concentração desses aditivos deva ser geralmente suficientemente baixa para evitar problemas tóxicos no efluente, isto nem sempre ocorre (JORDÃO, 1995 apud CHAGAS, 2000).

Os metais tóxicos, denominação genérica de uma série de elementos que ocupam as colunas centrais da classificação periódica, podem ter propriedades tóxicas, tanto no estado elementar como quando combinados (ROCHA et al, 1985).

Segundo CHAGAS (2000), alguns metais traços são essenciais como oligoelementos para a vida animal e vegetal, entretanto em altas concentrações podem ser nocivos à saúde, tornando-se tóxicos ou biodanosos. A ciência busca conhecer melhor, os mecanismos de ação dos metais sobre o metabolismo humano, assim como seus limites de concentração e efeitos nos casos de intoxicações por doses crônicas.

Quando lançados como resíduos industriais, na água, no solo ou no ar, os metais tóxicos podem ser absorvidos pelos vegetais e animais das proximidades, provocando graves intoxicações ao longo da cadeia alimentar (WIKIPÉDIA, 2006).

O Quadro 2.4 apresenta o tipo de atividade industrial geradora, ligada aos principais cátions metálicos e sua fitotoxicidade (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000).

METAL	ORIGEM	MICRONUTRIENTE NECESSÁRIO	FITOTÓXICO ACIMA DE CERTOS LIMITES
Cádmio (Cd)	Indústrias de tratamento de superfícies metálicas, plásticos, fabricação de radiadores, borracha, pigmentos, etc.	Não	Sim
Cobre (Cu)	Canalizações de água quente, fábricas de fios elétricos, radiadores de automóveis e tratamento de superfícies metálicas.	Sim	Sim
Zinco (Zn)	Produtos farmacêuticos, fábrica de tintas, borracha, pilhas elétricas, galvanização.	Sim	Sim
Níquel (Ni)	Fábrica de ligas de aço especiais, recobrimento de superfícies metálicas por eletrólise, hidrogenação de óleos e substâncias orgânicas, tintas, cosméticos.	Não	Sim
Mercúrio (Hg)	Produtos farmacêuticos, fungicidas, aparelhos elétricos e eletrônicos, tintas, pasta de papel, fabricação de cloretos de vinil.	Não	Sim
Cromo (Cr)	Curtumes, fabricação de ligas especiais de aço, tratamento de superfícies metálicas.	Sim	Sim
Chumbo (Pb)	Fabricação de baterias, tintas, escoamento pluvial de vias públicas, canalizações.	Não	Sim

Fonte: Sanepar, 1997 apud Chagas, 2000.

Quadro 2.4: Origem antrópica, necessidade e fitotoxicidade de metais.

Em 1947, o inglês Turing apud Rocha (1985) declarou que os peixes constituem um barômetro muito útil do real estado de pureza de uma água. Nenhum corpo d'água pode ser considerado em condições satisfatórias se nele não viverem e proliferarem peixes.

Branco (1978) apud Rocha (1985) discorre sobre experiências realizadas com planárias (animais de pequena dimensão, podendo algumas espécies atingir 60 cm de comprimento; são conhecidas por vermes e a maioria delas é carnívora ou necrófaga, possuem hábitos terrestres e se protegem sob galhos caídos ou dentro deles, WIKIPÉDIA, 2006), apresentando a seguinte ordem decrescente de toxicidade dos metais: prata, mercúrio, cobre, ouro, cádmio, zinco, níquel, cromo, cobalto, alumínio, potássio, chumbo, manganês, magnésio, cálcio, sódio e estrôncio. Essa propriedade parece estar em estreita relação com a capacidade do metal de formar complexos com o protoplasma. Muitas vezes são detectadas baixas concentrações de metais na água, mas tal fato é

ilusório, pois, em conseqüência das condições anaeróbias, há a formação de sais insolúveis e eliminação por sedimentação. Realmente, em uma análise de lodo foi evidenciada a presença de apreciáveis quantidades de zinco, 0,82 mg/g; chumbo, 0,06 mg/g; mercúrio, 1,2 mg/g e cromo total, 0,41 mg/g, o que foi corroborado por análises da CETESB (ROCHA et al, 1985).

A análise dos dados possibilita as seguintes considerações relativas a cada metal tóxico, em particular:

2.9.2.2 Cádmio

Com densidade 8,6 g/cm^3, o cádmio é utilizado em indústrias de galvanoplastia, na fabricação de baterias, em tubos de televisão, lâmpadas fluorescentes, utilizado também, como pigmento e estabilizador de plásticos polivinílicos (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

Conforme Chagas (2000), este elemento químico não é considerado fisiologicamente essencial ao ser humano e tem sua excreção de forma muito lenta pelo organismo. O ferro, o cálcio, o selênio e o zinco são elementos inibidores do cádmio, que bioacumula nos tecidos do corpo, podendo apresentar intoxicação crônica, conhecida como cadmiose, além de ter sinergismo com outras substâncias tóxicas. Tem-se atribuído ao cádmio a causa de vários processos patológicos no homem, como tumores nos testículos, disfunção renal, hipertensão, artério-esclerose, doenças crônicas de envelhecimento e câncer.

A dose letal de cádmio para um adulto de 60 kg é de 0,35 g. Um caso observado na saúde pública ocorreu em Toyama (Japão) em 1946, que ficou conhecido como doença da dor ou "Itai-Itai" (ai-ai). A ingestão por quinze anos, de água contaminada com cádmio, provocou a enfermidade de duzentas pessoas, com cem casos fatais. A doença é caracterizada por sintomas reumáticos, com intensa dor nos ossos, provocada pela perda de minerais dos ossos, fazendo com que fiquem extremamente flexíveis (TEIXEIRA, 1998 apud CHAGAS, 2000).

As águas não poluídas contêm menos do que 1μg/L de cádmio, e no caso de contaminação das águas superficiais, esta se dá por descarga de resíduos industriais e lixiviação de RSU, ou de solos que recebem lodo de esgoto. As principais vias de exposição ao cádmio são os alimentos, a água para o consumo humano, ar, cigarros e exposição industrial (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

A concentração média de cádmio na crosta terrestre é de 0,15 mg Kg^{-1}. É pouco móvel no perfil do solo (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000).

2.9.2.3 Chumbo

Com densidade 11,34 g/cm^3, o chumbo é utilizado na fabricação de baterias, sendo usado também na gasolina, em pigmentos, munição e soldas. O teor de chumbo em rios e lagos encontra-se na faixa de 1 a 10 μg/L, porém valores maiores têm sido registrados onde a contaminação tem ocorrido como resultado de atividades industriais. As principais vias de exposição ao chumbo são água para consumo humano, alimentar, ar e cigarros (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

O chumbo, ao que se saiba, não possui efeitos benéficos ou nutricionais para os tecidos vivos. Na realidade, é um metal tóxico, que tende a se acumular nos tecidos do homem e de outros animais. O chumbo é um metal cinza-azulado e é suficientemente mole para ser cortado com uma faca, porém impurezas, como o antimônio, arsênio, cobre ou zinco, tornam esse metal muito duro. O chumbo é resistente à oxidação atmosférica e ao ataque dos ácidos clorídricos ou sulfúricos diluídos, mas é rapidamente dissolvido pelo ácido nítrico (MAVROPOULOS, 1999).

Segundo este mesmo autor, na natureza o chumbo pode ser encontrado em seu estado livre sob quatro formas e ocasionalmente na forma metálica. Associado a outros elementos dá origem a vários compostos, sendo que o carbonato de chumbo, cerusita ($PbCO_3$), é comumente encontrado. Combinado com o enxofre, o chumbo ocorre sob a forma de sulfeto, PbS (galena), que é um dos mais abundantes minérios de chumbo.

O chumbo ocorre como contaminante ambiental e as concentrações no meio ambiente cresceram de acordo com o aumento do seu uso industrial. Com o advento da Revolução Industrial, as concentrações de chumbo no meio ambiente elevaram-se de forma alarmante, principalmente, devido à introdução de compostos orgânicos de chumbo (chumbo tetraetila), como aditivo para gasolina. Nos últimos anos, a demanda de chumbo tem sofrido uma mudança quanto ao tipo de sua utilização. Seu emprego como antidetonante na gasolina e em tintas tem diminuído bastante, porém seu emprego em processos industriais tem aumentado significantemente. Usa-se chumbo na fabricação de canos para conduzirem a água, na fabricação de revestimento de cabos elétricos, de chapas para pias, cisternas e telhados, na indústria de acumuladores, etc. O arsenato de chumbo tem sido muito empregado como inseticida (MAVROPOULOS, 1999).

A quantidade anual de chumbo dispersa como contaminante atmosférico é muito elevada. Nriagu e Pacyma (1988) apud Mavropoulos (1999) estimaram que a cada ano um total de 330.000 toneladas de chumbo são diretamente despejados na atmosfera. Alguns autores consideram que somente 4% do chumbo emitido na atmosfera sejam de fontes naturais (emissões vulcânicas, erosão e depósitos naturais).

A contaminação do solo pelo chumbo pode advir de forma natural ou geológica, como também através de atividades exercidas pelo homem (mineração, indústria e transporte). Sendo assim, o teor de chumbo nos solos varia de região a região: em regiões próximas às vias de tráfego intenso e de indústrias, os teores de chumbo são bem mais elevados que aqueles encontrados em áreas isoladas (LARINI, 1993 apud MAVROPOULOS, 1999).

O solo é considerado um dos depósitos principais de chumbo, pois ao alcançá-lo, este contaminante pode ali permanecer indefinidamente. O chumbo no solo pode estar sob diversas formas: relativamente insolúvel (sulfato, carbonato ou óxido), solúvel, absorvido, adsorvido e coprecipitado como sesquióxido, adsorvido em matérias orgânicas coloidais ou complexado no solo. O chumbo no solo é tido como um elemento não-essencial. Reage com vários componentes do solo o que diminui sua mobilidade. Compostos de chumbo como chumbo tetra etila colocados na atmosfera pelos veículos e pelas indústrias podem ser levados para longe e depositados pela chuva (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000). O pH do solo influencia a mobilidade do metal no solo, que pode sofrer modificações, formar compostos menos solúveis e tornar-se menos disponível. Em solos cultivados, os níveis de Pb podem variar de 20 a 80 μg/g (AAS, 1985 apud MAVROPOULOS, 1999).

A contaminação da água pelo chumbo tem sido objeto de várias pesquisas. Água potável com baixo pH e baixas concentrações de sais dissolvidos pode carrear quantidades de chumbo provindas de soldas, encanamentos, ferragens, cisternas, reservatórios, etc (WHO, 1993 apud MAVROPOULOS, 1999).

Existem duas classes de compostos de chumbo: os inorgânicos, que são os formados por sais e óxidos de chumbo, e os orgânicos que são o chumbo tetraetila e o chumbo tetrametila. Uma vez absorvidos, todos os compostos inorgânicos atuam no organismo da mesma forma. Este metal pode ser introduzido no organismo através da inalação (ar atmosférico), ingestão (água, alimentos e solo contaminados) e por via dérmica. O chumbo é um elemento tóxico não essencial, o qual se acumula no organismo. Dependendo do nível e duração da exposição pode afetar vários sistemas orgânicos, resultando em efeitos no sistema renal, efeitos no sistema gastrintestinal, efeitos no osso, carcinogenicidade e teratogenicidade (MAVROPOULOS, 1999).

2.9.2.4 Cobre

Com densidade 8,96 g/cm^3, o cobre se manifesta em quantidades importantes nos metais ferrosos e na matéria orgânica (CASTILHOS JR.,1989 apud OLIVEIRA, 2001).

O teor de cobre no solo varia de traços a 200-250 mg Kg^{-1}, sendo a média 15 a 40 mg Kg^{-1}. A variação é devido as rochas de origem. É um elemento essencial às plantas, mas que pode ser tóxico, acima de certos níveis, sendo um dos metais menos móveis no perfil do solo. A faixa de absorção do cobre pelas plantas varia de 2-30 mg Kg^{-1}. O efeito tóxico em relação ao comportamento em sistemas solo – planta pode variar consideravelmente em função do clima, vegetação cultivada, tipo de solo, etc (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000).

Problemas ambientais envolvendo os recursos hídricos subterrâneos estão muito associados às emissões de metais, inclusive o cobre (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

2.9.2.5 Cromo

Com densidade 7,19 g/cm^3, o cromo é utilizado na fabricação de ligas metálicas empregadas na indústria de transporte, construções e fabricação de maquinários, na fabricação de tijolos refratários, e utilizado também, na indústria têxtil, fotográfica e de vidros. Os níveis de cromo na água, geralmente, são baixos (9,7 μg/L), embora níveis maiores já tenham sido relatados como conseqüência do lançamento nos rios de RSU contendo este metal (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

A atividade biológica do cromo, isto é, seu efeito como metal essencial à vida, está restrito à sua forma trivalente, que se mostra necessário para a prevenção da diabete e arteriosclerose. Não se conhece nenhum efeito produzido por excessivo consumo dessa forma de cromo. De acordo com a "Environmental Protection Agency — EPA" (1976) apud Rocha (1985), conhece-se mais os problemas relacionados às deficiências de cromo na dieta, levando os animais ao atraso no crescimento.

Para Chagas (2000), o cromo hexavalente, este sim, é corrosivo à mucosa a níveis de 10 mg/kg de peso corporal, podendo ser absorvido por ingestão, através da pele ou inalação,

provocando câncer de pulmão, perfuração do septo nasal e outras complicações respiratórias. Embora essa forma de cromo possa ser encontrada na maioria dos sistemas biológicos, ainda são desconhecidos seus efeitos benéficos ao ser humano. Os sais hexavalentes do cromo são mais tóxicos que os sais trivalentes. O ácido crômico, os cromatos e bicromatos, provocam maiores problemas a saúde quando inalados, ou por contato com a pele (TEIXEIRA, 1998 apud CHAGAS, 2000).

As principais vias de exposição ao cromo são água para consumo humano, alimentos ar e cigarros (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

O cromo é um elemento muito distribuído nos solos, águas e materiais biológicos. O teor médio nos solos varia de 100 e 300 mg Kg^{-1}. De modo geral, apenas uma fração muito pequena de cromo total do solo é disponível para as plantas (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000).

2.9.2.6 Zinco

Com densidade 7,14 g/cm^3, o zinco é empregado na galvanização de produtos de ferro, utilizado em baterias, fertilizantes, lâmpadas, televisores e aros de rodas; componentes de zinco são usados em pinturas, plásticos, borrachas, em alguns cosméticos e produtos farmacêuticos (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

O zinco é um elemento essencial e útil ao metabolismo animal, com uma média diária necessária de 10 a 20 mg, mas casos de envenenamento podem ocorrer, seja por ingestão de alimentos, por bebidas contaminadas, de poeiras e fumaça com altos teores de zinco ou pelo contato da pele com zinco e seus sais. Muito embora o envenenamento por zinco através da ingestão de peixes ou moluscos altamente contaminados seja improvável, pois os mesmos, devido à coloração azul-esverdeada produzida, são rejeitados para consumo, há o risco potencial e as doses excessivas desse metal podem causar problemas pulmonares, febre, calafrios, gastroenterites, sonolência, náusea, desidratação e descoordenação muscular (ROCHA, 1985).

Conforme Chagas (2000), os níveis de zinco atmosférico têm aumentado, principalmente, nas regiões industriais. O teor de zinco nos solos está entre 10 a 300 mg kg^{-1} e o valor médio está em torno de 50 mg kg^{-1}.

Para as plantas o zinco também é um elemento essencial. Esse elemento, quando naturalmente presente ou aplicado nos solos, é absorvido pelas plantas, principalmente, por processo ativo, o qual está associado a um gradiente de potencial eletroquímico, ou passivo, que

depende de um gradiente químico de energia potencial. A deficiência desse metal para as plantas está associada à redução do tamanho das folhas, ferrugem nas bordas de folhas velhas e clorose, sendo esse sintoma também relacionado às reações de toxicidade (CHAGAS, 2000).

De um modo geral, os teores médios de zinco nas folhas de plantas variam de 20 a 200 mg kg^{-1}. A quantidade de Zn disponível para a planta é uma pequena fração em relação a quantidade total, sendo esta dependente das características do solo, principalmente da composição mineralógica, do pH e dos teores de matéria orgânica e argila. Nos solos ácidos do Brasil central (área de Cerrados), observa-se freqüentemente a deficiência deste elemento para plantas. Algumas alterações podem ocorrer em função do manejo dos solos e, conseqüentemente, alterar a disponibilidade do Zn na matriz. Como exemplo, pode-se citar: a elevação do pH pela adição de calcário, que proporciona a redução do Zn disponível por reações de hidrólise. Outro exemplo é o aumento do teor da matéria orgânica dos solos, que também diminui o Zn disponível, devido a formação de complexos orgânicos estáveis; ou a adubação com fertilizantes nitrogenados nas formas de NO_3^- e uréia, que aumenta a solubilidade do metal pela acidificação do solo (KAMOGAWA, et al,1997 apud CHAGAS, 2000) .

2.9.2.7 Níquel

Com densidade 8,90 g/cm^3, o níquel é utilizado na produção de ligas, na indústria de galvanoplastia, na fabricação de baterias juntamente com o cádmio (baterias Ni-Cd), em componentes eletrônicos, produtos de petróleo, pigmentos e como catalisadores para hidrogenação de gorduras (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

O teor de níquel no solo é muito variável dependendo de fatores como a rocha de origem. Os valores médios mundiais estão entre 20 e 40 mg kg^{-1} (SANEPAR, 1997 apud CHAGAS, 2000).

Problemas significantes de contaminação de águas com níquel estão associados com a descarga de efluentes industriais contendo altos níveis desse metal. Normalmente os níveis de níquel nas águas superficiais variam entre 5 a 20 μg/L. As principais vias de exposição ao níquel são água para consumo humano, alimentos, ar, exposição industrial e cigarros. O níquel, relativamente, não é tóxico e as concentrações a que, normalmente, o homem encontra-se exposto são aceitáveis. As concentrações tóxicas de níquel podem causar muitos efeitos, entre eles, o aumento da interação competitiva com cinco elementos essenciais (Ca, Co, Fe e Zn) provocando

efeitos mutagênicos pela ligação do níquel aos ácidos nucléicos, indução de câncer nasal, pulmonar e na laringe, indução ao aparecimento de tumores malignos nos rins e também apresentar efeitos teratogênicos (DAMASCENO, 1996 apud OLIVEIRA, 2001).

2.9.2.8 Alumínio

Mesmo apresentando uma densidade 2,7 g/cm^3, o alumínio é considerado um dos freqüentes metais tóxicos classificados como poluentes (CETESB, 2001 apud MUNÕZ, 2002). Em termos de utilização industrial, o alumínio ocupa o segundo lugar, somente atrás do ferro, sendo considerado um elemento essencial na cadeia produtiva, desde embalagens de alimentos a artigos de escritório, de uso domiciliar, equipamentos, entre outros (MATTIAZZO-PREZOTTO, 1994 apud DUARTE, 2003).

De acordo com Wikipédia (2006), o alumínio é um dos poucos elementos abundantes na natureza que parecem não apresentar nenhuma função biológica significativa. Algumas pessoas manifestam alergia ao alumínio, sofrendo dermatites ao seu contato, inclusive desordens digestivas ao ingerir alimentos cozidos em recipientes de alumínio. Para as demais pessoas o alumínio não é considerado tão tóxico como os metais relacionados nos itens anteriores, ainda que existam evidências de certa toxicidade, quando ingerido em grandes quantidades.

Apesar de o alumínio ser um metal encontrado em abundância na crosta terrestre (8,1%) raramente é encontrado livre. O alumínio é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre na forma de óxido de alumínio (Al_2O_3). Talvez por causa disto ele é tido como inofensivo, mas a exposição a altas concentrações pode causar problemas de saúde, principalmente, quando na forma de íons em que ele é solúvel em água. A ingestão do alumínio pode acontecer através da comida, do ar e contato com a pele. A ingestão por muito tempo do alumínio em concentrações altas pode levar a sérios problemas de saúde como: demência, danos ao sistema nervoso central, perda de memória, surdez e fortes tremores. Sua concentração parece ser maior em lagos ácidos. Nestes lagos o número de peixes e anfíbios está diminuindo devido a reações de íons de alumínio com proteínas nos alevinos de peixes e embriões de anfíbios (WIKIPÉDIA, 2006).

Hayacibara et al (2004) realizaram estudo para avaliar as concentrações de flúor e alumínio em chás de ervas brasileiras e no chá preto, considerando os riscos para, respectivamente, a saúde oral e geral. Esses autores verificaram que a quantidade de alumínio encontrada nos chás de erva foi muito baixa, mas foi alta nos chás preto e nas bebidas à base de chá. Os autores concluíram que

a quantidade de alumínio em todas as amostras analisadas foi considerada segura para a saúde, em geral.

Segundo Veloso et al (1998), o efeito nocivo do alumínio limita o crescimento da maioria das plantas cultivadas. Para Helyar (1978) apud Veloso (2000), as doses crescentes de alumínio causam declínio exponencial na produção da parte aérea da planta. Quando se usam espécies mais tolerantes, nota-se um estímulo na produção em baixas doses de alumínio, mas o declínio volta a aparecer em altas doses. Embora o alumínio não seja considerado um elemento essencial e ainda se desconheçam os mecanismos pelos quais, em baixas concentrações, ele possa, algumas vezes, induzir um aumento no crescimento ou produzir outros efeitos desejáveis, Foy (1974) apud Veloso (2000) discute várias possibilidades de explicação para o fato: 1) aumento na disponibilidade do ferro em solos calcários (através da hidrólise do Al e da diminuição do pH); 2) correção ou prevenção de deficiência de ferro, pela liberação do ferro adsorvido em sítios metabolicamente inativos dentro da planta; 3) bloqueio dos sítios, da parede celular, carregados negativamente, promovendo a absorção de fósforo; 4) retardamento da deterioração das raízes em baixas concentrações de cálcio pelo crescimento mais lento; 5) correção ou prevenção do efeito de concentrações excessivas de fósforo; 6) prevenção de toxicidade de cobre e manganês; 7) redução do crescimento indesejável do topo de porta-enxertos ricos em nitrogênio.

Geralmente, o efeito tóxico do Al é notado em raízes de plantas, antes que qualquer sintoma possa ser evidente na parte aérea. Os sintomas de toxidez são também associados à deficiência de fósforo e com reduzida absorção e translocação de cálcio (FOY, 1974 apud VELOSO, 2000). O excesso de alumínio inibe o crescimento normal de raízes, tornando-as engrossadas, com colorações marrons, menos ramificadas, quebradiças e ocasionalmente com manchas necróticas (FOY, 1992 apud VELOSO, 2000).

O alumínio, principalmente, além do manganês e fenol, são as substâncias de maior interesse toxicológico para a saúde humana e ambiental, uma vez que podem alterar a qualidade das águas subterrâneas localizadas nas áreas de disposição de resíduos (SISINNO, 2003).

2.9.2.9 Mercúrio

Com densidade 13,546 g/cm^3 (WIKIPÉDIA, 2006), o mercúrio é o único metal encontrado na forma líquida, em condições de temperatura e pressão normais, formando vapores incolores e inodoros. Além disso, o mercúrio ocorre no meio ambiente associado a outros elementos

químicos, formando compostos inorgânicos ou sais. Dentre estes elementos, o mais comum é o enxofre, com o qual forma o sulfeto de mercúrio insolúvel (ocorrendo na forma de cinábrio - HgS), que não é considerado tóxico. Este metal pode, também, ser encontrado na forma de compostos organometálicos. Muitos destes compostos têm importância no uso diário, tanto na indústria, como na agricultura. O mercúrio na forma natural surge da degradação da crosta terrestre a partir de vulcões e, provavelmente, pela evaporação dos oceanos. No entanto, as fontes artificiais de mercúrio são mais diversificadas do que as naturais (CARDOSO et al, 2002).

Segundo o mesmo autor, a queima de combustíveis fósseis é considerada uma das fontes de mercúrio, além do mais, as indústrias de cloro-soda, equipamentos eletrônicos, fabricação de tintas, etc. são consideradas as maiores consumidoras de mercúrio, perfazendo 55% do total consumido. Alguns compostos de mercúrio têm sido utilizados na agricultura, principalmente, como fungicidas. O mercúrio é utilizado em uma variedade de aplicações no exército, pilhas, odontologia e medicina. Embora o uso industrial do mercúrio tenha sofrido reduções, recentemente, devido a um controle mais efetivo, altas concentrações ainda estão presentes nos sedimentos associados a aplicações industriais deste metal.

Dentre os metais tóxicos, o mercúrio pode ser citado como o mais estudado pelos seus efeitos na saúde. A partir do desastre em Minamata, no Japão, em 1956, quando uma fábrica que utilizava uma das formas do mercúrio como catalisador na síntese de aldeídos, desprezava seus resíduos nos corpos d´água, o que contaminou a Baía de Minamata, tendo sido reportados 65 casos fatais e mais de 2000 casos com seqüelas (WEISS, 1996; HARADA et al. 1998 apud MUNÕZ, 2002).

O mercúrio é considerado um poluente de alto risco, sendo regulado pela USEPA (CARDOSO et al. 2002). A preocupação a respeito da poluição do mercúrio, surge dos efeitos à saúde decorrentes da exposição por mercúrio metilado (que é extremamente tóxico) encontrado na água e alimentos aquáticos. De acordo com estudos recentes, estima-se que exista de 6.000 a 10.800 t de mercúrio na troposfera e nas massas de água, respectivamente.

O mercúrio tem sido considerado um poluente ambiental do mais alto risco à saúde humana. Os efeitos biológicos deste metal e seus derivados são extremamente variados, abrangendo desde efeitos citológicos e reprodutivos (principalmente teratogênicos) até neurológicos, sendo estes já bem estabelecidos. No entanto, sua possível associação no processo carcinogênico, bem como seus efeitos genotóxicos, não está bem esclarecida, apesar da existência de inúmeras evidências de seu efeito ao nível do DNA (CARDOSO et al. 2002).

O mercúrio inorgânico pode ser convertido em metilmercúrio e dimetilmercúrio pela ação de microorganismos (bactérias metanogênicas), particularmente nos sedimentos. A

biotransformação do mercúrio inorgânico em metilmercúrio representa um sério risco ambiental visto que ele se acumula na cadeia alimentar aquática por um fenômeno chamado bioamplificação, isto é, a concentração do metal aumenta à medida que ele avança nos níveis tróficos. O mercúrio sob forma líquida é muito pouco absorvido pelo trato gastrintestinal, portanto ele não é considerado nocivo se ingerido na água. Por outro lado, seus vapores quando inalados, podem facilmente atravessar a membrana alveolar até atingir a circulação sanguínea. Embora o nível fatal de mercúrio não seja conhecido, uma exposição acima de 1-2 mg m^{-3} de vapor de mercúrio elementar, por algumas, horas causa bronquiolite química aguda e pneumonite (CARDOSO et al. 2002).

O consumo doméstico das lâmpadas fluorescentes, cujo componente principal é o mercúrio, aumentou drasticamente em virtude das necessidades de se economizar energia elétrica. Quando as lâmpadas se quebram, a substância inalada por quem a manuseia ou em contato com o solo, permite que o mercúrio seja absorvido. Conseqüentemente, ao serem depositadas essas lâmpadas em lixões e aterros, a absorção pelo solo acaba atingindo os lençóis freáticos, podendo ainda comprometer terras cultivadas e dessa forma atingir a cadeia alimentar (PORTAL DO MEIO AMBIENTE, 2007).

2.10 Aspectos legais

Segundo Lara (2001), a legislação ambiental brasileira, desde a Constituição Federal Brasileira de 1988, preocupa-se com a proteção de solos e controle de áreas contaminadas nos diversos espaços do território nacional.

O artigo 225 da Constituição Federal Brasileira (LARA, 2001) impõe ao poder público e à coletividade o dever de defender e preservar o meio ambiente de forma ecologicamente equilibrado para as presentes e futuras gerações, havendo a necessidade de investigar e informar a população sobre os reflexos causados pelos agentes de contaminação à qualidade ambiental e à saúde humana. Sendo responsabilidades ainda, identificar, investigar e estabelecer medidas para proteção, prevenção, remediação, com garantias à saúde e segurança da população exposta à contaminação.

Conforme o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA e segundo sua resolução 001 de 23 de janeiro de 1986, denomina-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou

energia, resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais (LARA, 2001).

Assim, como a maioria dos outros países, a legislação brasileira exige que áreas degradadas pela contaminação devam ser remediadas, para minimizar a interferência ambiental e restaurar os ecossistemas. Para isto são necessários diagnósticos, análises e monitoramento dos impactos e medidas remediadoras, as quais consomem grande volume de recursos econômicos de indústrias e agências governamentais (ACCIOLY e SIQUEIRA, 2000).

Na legislação federal brasileira inexiste lei específica que atribua padrões de periculosidade e ou faixa tolerável permissível para determinados elementos presentes no solo, em virtude da poluição por resíduos. Por outro lado, a ABNT e a CETESB, criaram padrões específicos para a avaliação da contaminação do solo.

A partir da iniciativa da ABNT, em 1987, foram compiladas em normas periodicamente revisadas, sendo a mais recente atualização em 2004, a NBR 10.004, que classifica os resíduos sólidos envolvendo a identificação do processo ou atividades que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos ou substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente seja conhecida. Ainda, segundo a NBR 10.005, a norma fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados pela NBR 10.004 como classe I – perigosos – e classe II – não perigosos. A norma NBR 10.006 fixa os requisitos exigíveis para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados na NBR 10.004 como classe II A – não inertes – e classe II – inertes.

A CETESB, pioneira em cumprir sua atribuição de prevenir e controlar a poluição no Estado de São Paulo, publicou primeiramente em 2001 uma lista preliminar de valores orientadores para proteção da qualidade de solos e das águas subterrâneas, a qual já foi revisada em 2005, com atualizações e substituições de novos valores orientadores, sendo aprovada e publicada para o seu cumprimento. O emprego de listas com valores orientadores tem sido prática usual nos países com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas, servindo neste estudo como referência para o estado do Rio Grande do Sul.

O valor de referência de qualidade adotado pela CETESB, indica o limite de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas a ser utilizado em ações de prevenção da poluição do solo e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas.

O valor de alerta adotado pela CETESB, indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos, devendo-se monitorar as águas subterrâneas e identificando-se e controlando-se as fontes de poluição. O valor de intervenção indica o limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas, acima do qual existe um risco potencial à saúde humana, e será utilizado em caráter corretivo no gerenciamento de áreas contaminadas e quando excedido requer alguma forma de intervenção na área avaliada, de forma a interceptar as vias de exposição, devendo ser efetuada uma avaliação de risco caso a caso.

Segundo Sperling (1996), havendo o estabelecimento de padrões de qualidade, na base de um suporte legal, como a legislação brasileira, as entidades envolvidas com a água passam a cumprir as obrigações para com a qualidade da mesma. Em termos práticos, há três tipos de padrão de interesse direto no que tange a qualidade da água para os parâmetros relacionados anteriormente: (a) Padrões de lançamento no corpo receptor, (b) Padrões de qualidade do corpo receptor e (c) Padrões de qualidade para determinado uso imediato (padrões de potabilidade).

Desta forma, houve pelo CONAMA a elaboração inicial da resolução nº 20 de 18 de junho, de 1986, que dispôs sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabeleceu condições e padrões de lançamento de efluentes até a data de 17 de março de 2005, quando foi revogada pela resolução CONAMA 357/2005.

Esta resolução atualizada e reformulada dividiu as águas do território nacional em águas doces, salobras e salinas, e em função do uso foram criadas treze classes de qualidade. A cada uma dessas classes corresponde uma determinada qualidade a ser mantida no corpo d´água. Esta qualidade é expressa na forma de padrões, através da referida resolução CONAMA. Além dos padrões de qualidade dos corpos receptores, a resolução apresenta ainda padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d´água, bem como padrões de balneabilidade. Ambos os padrões estão de certa forma inter-relacionados, o real objetivo de ambos é a preservação da qualidade no corpo d´água. Em princípio, o inter-relacionamento entre os dois padrões se dá no sentido de que um efluente, além de satisfazer os padrões de lançamento, deve proporcionar condições tais no corpo receptor, de tal forma que a qualidade do mesmo se enquadre dentro dos padrões para corpos receptores (SPERLING, 1996).

Para padrões de potabilidade, ou seja, saber se a água está apta a ser consumida sem causar danos ou prejuízos a saúde humana e animal, foram definidos na portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde referências a várias substâncias e elementos presentes na água. Apesar de não haver uma vinculação direta com poluição das águas e tratamento de esgotos, pode ser comparada com os demais padrões existentes, em termos dos principais parâmetros de qualidade da água (SPERLING, 1996).

O enquadramento das águas brasileiras em classes de uso foi estabelecido pela Resolução nº 020/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Assim, para as águas doces foram definidas cinco classes: especial e de 1 a 4. Para as águas salobras e salinas foram definidas duas classes: 5 e 6; e 7 e 8, respectivamente. Uma vez que estabelece o nível de qualidade a ser alcançado e/ou mantido em um determinado segmento de um corpo de água, ao longo do tempo, o enquadramento é considerado um instrumento de planejamento do meio ambiente. O enquadramento é o resultado de um amplo processo de discussão com os usuários e a população de uma dada bacia hidrográfica. Além disso, é necessário considerá-lo um instrumento de planejamento estratégico, de longo prazo, que deverá ser promovido de forma gradual (SEMA, 2007).

De acordo com a Portaria Estadual 024/79, na classificação estabelecida pela Portaria GM n° 0013, de 15.01.76 do Ministério do Interior, todos os cursos de água do estado do Rio Grande do Sul, exceto a parte sul da Lagoa dos Patos e o Rio Gravataí, são considerados Classe II, que são aqueles destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aqüicultura e à atividade de pesca (ANA, 2005).

De acordo com o código florestal brasileiro – Lei n° 4.771 de 15 de setembro de 1965 (LARA, 2001), inciso II do parágrafo segundo, área de Preservação Permanente é definido como: "área protegida nos termos dos arts. 2° e 3° desta lei, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flor, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas".

A Resolução CONAMA n° 303 de 20 de março de 2002 (LARA, 2001), dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente no território nacional. O art. 3° constitui Área de Preservação Permanente a área situada em:

I – em faixa marginal, medida a partir do nível mais alto, em projeção horizontal, com largura mínima, de:

a) Trinta metros, para curso d'água com menos de dez metros de largura;
b) Cinqüenta metros, para curso d'água com dez a cinqüenta metros de largura;
c) Cem metros, para o curso d'água com cinqüenta metros a duzentos metros de largura;
d) Duzentos metros, para cursos d'água com duzentos a seiscentos metros de largura;
e) Quinhentos metros, para o curso d'água com mais de seiscentos metros de largura.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Métodos e técnicas utilizadas

3.1.1 Delineamento da pesquisa

A pesquisa constitui-se na caracterização dos resíduos sólidos, solo, plantas, bem como no estudo de atenuação natural e monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, no lixão Linha Rincão do Engenho de Lagoa Vermelha, RS, localizado na zona rural, sentido ao Rincão Comprido.

Para o delineamento desta pesquisa foi elaborado um fluxograma (Figura 3.1), contendo as etapas que levaram ao desenvolvimento do presente trabalho, sendo elas:

- revisão da literatura;
- coleta e caracterização dos resíduos sólidos, composição gravimétrica, ensaios de lixiviação, solubilização e respirometria;
- coleta e caracterização do solo, classificação, análises físico-químicas, de metais e estudo de atenuação do solo;
- monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, análises físico-químicas e microbiológicas;
- coleta e caracterização das plantas, análises de micronutrientes e macronutrientes;
- elaboração dos resultados, comparações com os padrões estabelecidos, discussões e conclusões.

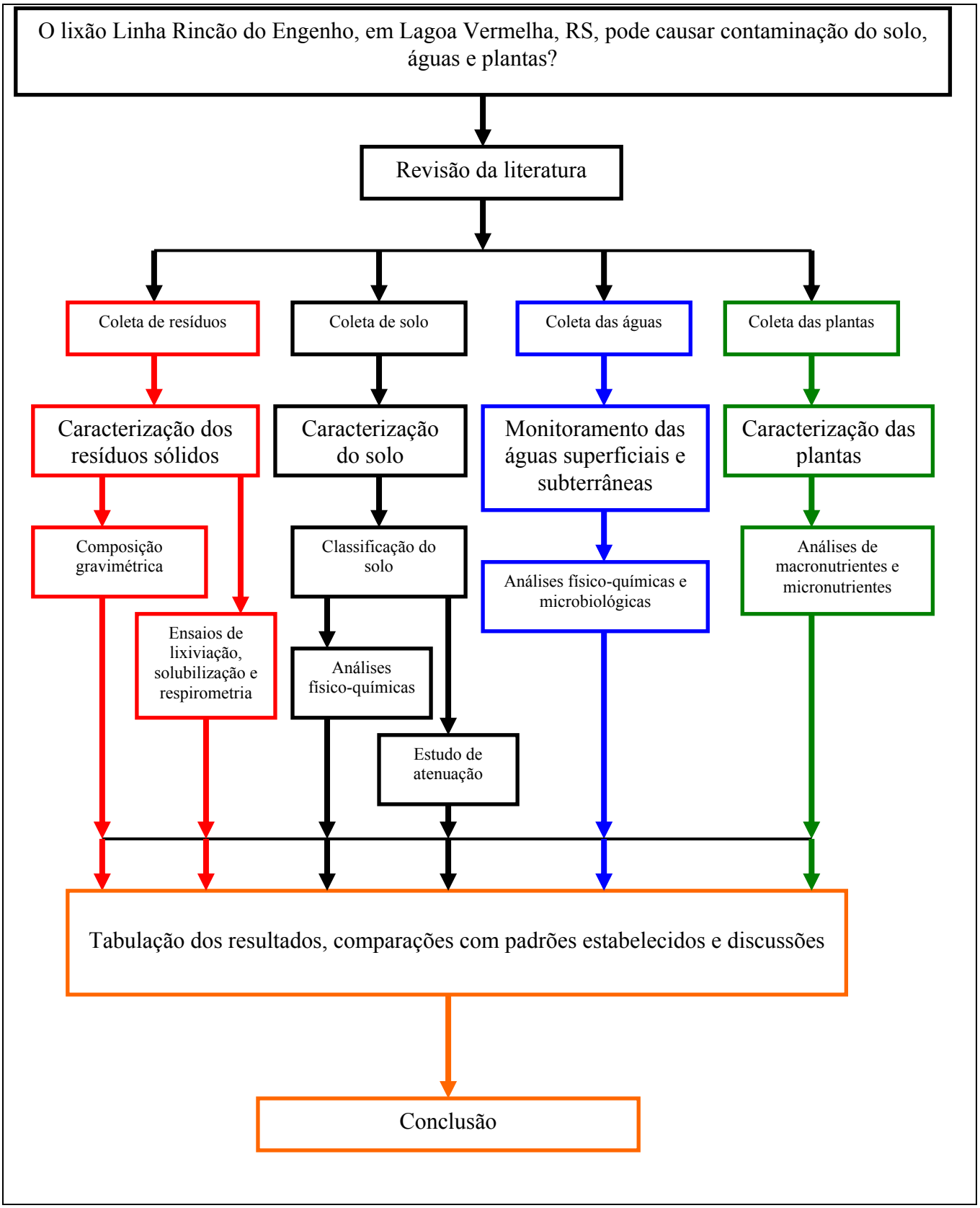


Figura 3.1: Fluxograma da pesquisa.

3.1.2 Local e época do trabalho

Conforme mostrado na Figura 3.2, o lixão Linha Rincão do Engenho, atualmente de propriedade particular, localiza-se na Região Sul do Brasil, ao Norte do Estado do Rio Grande do Sul, na cidade de Lagoa Vermelha, situada no Planalto Serrano Nordeste do Rio Grande do Sul, nos Campos de Cima da Serra, a 28º, 25´e 35´´de latitude sul e 51º, 35´e 51´´ de longitude oeste sobre o meridiano de Greenwich (LIMA, 2003). O município é servido pela BR-285, ligando o norte da Argentina ao nordeste do Rio Grande do Sul, distante cerca de 280 km de Porto Alegre e a 100 km de Passo Fundo, cidades pertencentes ao mesmo estado.

A infra-estrutura no local é precária, não apresentando, ainda, abastecimento de água potável, nem de esgotos. Há apenas um acesso principal por onde os caminhões de coleta manobravam para originar os depósitos de resíduos sólidos urbanos a céu aberto, que hoje lá se encontram, sem tratamento dos efluentes gerados, sem impermeabilização de fundo superficial, não apresentando nenhum controle operacional. O trabalho de campo foi realizado entre setembro de 2006 e setembro de 2007.

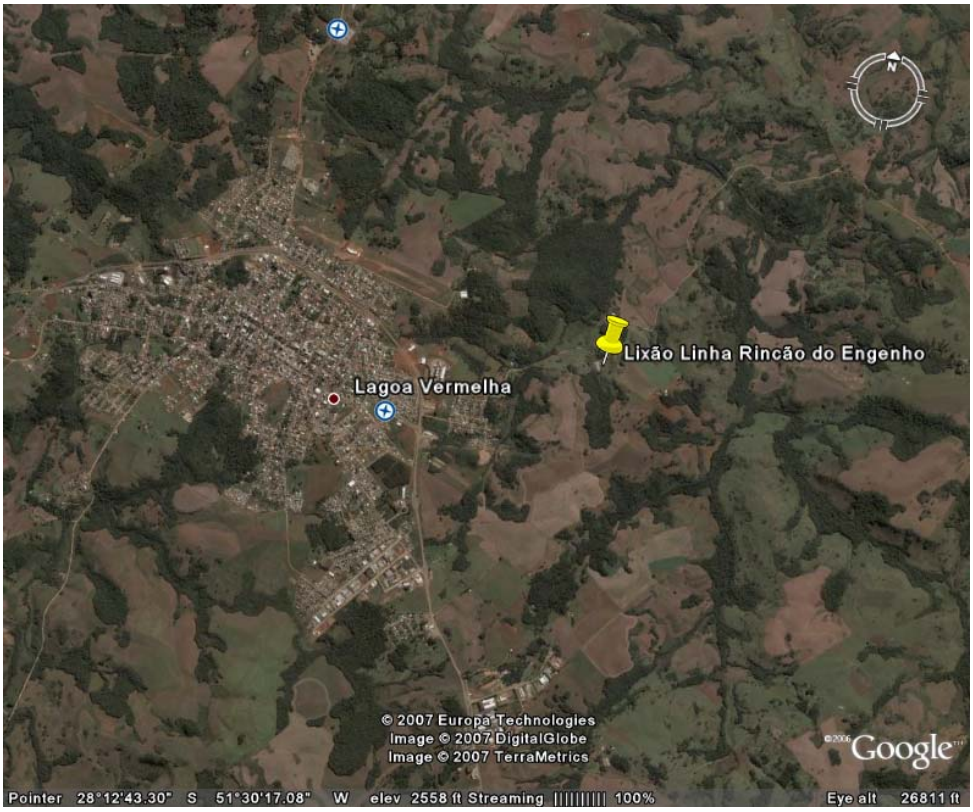
Fonte: Google Earth, 2006.

Figura 3.2a e 3.2b: Localização do estado do RS e da área do lixão Linha Rincão do Engenho em Lagoa Vermelha, RS (maio/05).

3.1.3 Características do local

3.1.3.1 Clima

A cidade de Lagoa Vermelha (Figura 3.3) está a 840 m de altitude e possui clima úmido, apresentando temperatura média anual de 17,5 ºC. Na área específica do estudo, o clima é úmido, apresentando uma classificação = C1q, ou seja, clima úmido de temperaturas médias oscilando de 16 a 18ºC, tendo no verão temperaturas máximas de 35ºC e no inverno a temperatura pode ser menor que zero grau Celsius e a precipitação anual entre 1.500 e 2.000 mm. O vento predominante nessa área é o mesmo da planície costeira, leste/nordeste, que tem uma ação intensa na formulação da paisagem geomórfica. Outro vento que tem ação sobre a área é aquele em direção sul. Ocorre ainda vento continental de direção NW e WSW, em geral frios e secos causados pelo ingresso de massas de ar polar (SMANIOTTO, 2001).



Fonte: Google Earth, 2006.

Figura 3.3: Localização do lixão Linha Rincão do Engenho, em Lagoa Vermelha, RS.

3.1.3.2 Economia

Atualmente, Lagoa Vermelha possui uma população total aproximada de 28.700 habitantes, sendo 70% deles na zona urbana e 30% na zona rural. A economia está baseada, principalmente na agricultura (cereais de inverno e verão, a exemplo da soja, milho, trigo, etc) e na pecuária (gado e ovino de corte), sendo destaque também no setor industrial, principalmente com o pólo moveleiro (LIMA, 2003).

Na área específica onde foi desenvolvido o estudo e no entorno, por ser uma área rural, pôde-se observar a agricultura e a criação de animais como fonte de renda da maioria das famílias.

3.1.3.3 Meio biótico

Segundo Strey (2002), tendo em vista a degradação ambiental da área, o ecossistema perde sua condição de equilíbrio, diminuindo sua capacidade de suporte e, por conseguinte, tendendo que as populações da fauna local diminuam ou venham a desaparecer por estarem confinadas a áreas cada vez menores, com áreas de permanência sobrepostas e aumento na capacidade intra e interespecífica. No entanto, existem espécies generalistas que apresentam uma grande capacidade adaptativa, sendo assim espécies não ocorrentes originalmente na região, passando a habitar novos espaços, principalmente zonas de campo, matas secundárias ou de lixões (quando se apresenta como um substrato poroso, contendo maior disponibilidade de nutrientes essenciais e água).

Em relação à fauna da área em estudo, foram feitas observações visuais, dos registros de sinais, rastros, pegadas e registradas as citações dos moradores da área. A avifauna, de uma maneira geral**,** é mais representativa, principalmente por haver disponibilidade de água e alimento (o lixão propicia substrato para algumas espécies generalistas, cujo alto potencial adaptativo lhes permite sobreviver neste tipo de ambiente, drasticamente alterado pela ação antrópica).

As espécies que se destacam no lixão são a garça-branca-pequena (*Egreta trulla*), que divide espaço e alimento, com bandos de pombas e gaviões.

Algumas espécies apresentam um caráter sinantrópico, adaptando-se aos novos habitats criados pelo homem. Os ratos que são animais cosmopolitas acompanham o homem em todas as regiões do planeta, os exemplos mais representativos são os gambás (*Didelphis albiventris*), que se

alimentam dos resíduos sólidos gerados pelos humanos. Além desses, existem na área do lixão os animais domésticos, que são criados soltos, como ovelhas, gados e cachorros. Segundo os moradores, há muita presença de insetos e répteis, principalmente no verão, como mosquitos, moscas, baratas, lagartos e cobras.

Foi observada ainda, a apicultura artesanal no entorno e nos montes do lixão, como uma das rendas do morador local. A criação de abelhas e a produção do mel em caixas ocorreram em meados de dezembro de 2005, janeiro e fevereiro de 2006.

A flora no entorno da área do lixão (Figura 3.4) é caracterizada por formações de vegetações em estágio inicial de regeneração, com espécies como Pinheiro-Araucária (*Araucaria angustifolia*) e outras típicas de capoeira, como a vassourinha (*Baccharis dracunculifolia*), maria-mole (*Euphorbia brasiliensis*) e pequenas lavouras de aveia e milho.

Figura 3.4: Vista da área com vegetação no entorno do lixão Linha Rincão do Engenho.

3.1.3.4 Geologia e hidrogeologia

Predominam em Lagoa Vermelha, segundo estudo de Smaniotto (2001), litologias da Formação da Serra Geral, Grupo São Bento, da idade Juro-Cretáceo, constituídas de rochas que gradacionaram de tipos mais básicos. Em toda a área e ao redor do local investigado, constatou-se a existência de um único tipo litológico, constituído de rochas de coloração que variam do cinza-claro ao cinza-escuro, às vezes avermelhados afaníticos e em geral alternados na superfície. Em

superfície os basaltos possuem como características em cerrado fraturamento horizontal, podendo a zona basal de alguns derrames se apresentarem de forma maciça, mas afetadas pela ação da tectônica rígida. Em toda a área são vistos os efeitos da ação de um intenso fraturamento decorrente da tectônica rígida. Estando a rocha de embasamento muito fraturada, o nível de alteração é acentuado, no entanto, o manto de alteração é relativamente delgado com profundidade média variando de 2,00 a 4,00 metros.

Tendo a seqüência basáltica da Formação Serra Geral, as composições químicas são diversas, com a presença de cristais de calcita, zeólitas, quartzo e outros minerais preenchendo zonas visiculares, fissuras e zonas brechadas, bem como uma significativa variação de rochas básicas na base até rochas ácidas no topo, as águas contidas nos planos de falhas percolando por essas rochas adquirem um caráter alcalino bicarbonatado pela dissolução dos sais, absorção de elementos menores, etc, adquirindo dessa forma uma classificação de água mineral. Os rios que banham o território são de pequeno porte, não havendo cursos navegáveis e pertencem às bacias do Rio Pelotas e das Antas (SMANIOTTO, 2001).

3.1.3.5 Histórico do lixão

Nesta cidade, o histórico referente à deposição dos RSU se resume, primeiramente e há muito tempo, na localidade do Bairro Boa Vista, onde havia a invasão por parte dos moradores, já que a área não era cercada e permitia o livre acesso, gerando riscos àquela comunidade e causando inclusive acidentes com crianças. Conforme informações obtidas com o Secretário Municipal de Planejamento, de Lagoa Vermelha, corroborada por moradores do entorno da área do lixão, o início das atividades no lixão Linha Rincão do Engenho, objeto desta pesquisa, foi há cerca de 40 anos atrás. Por outro lado, Lima (2003) informa que a operação desse lixão iniciou a partir do ano de 1985, quando os RSU de Lagoa Vermelha passaram a ser dispostos nessa área. O responsável pela coleta e recobrimento do lixo, que era realizado, em média, de 60 dias em 60 dias, dependendo da disponibilidade do maquinário cedido pela prefeitura, era a Empresa Honorino Lorenson Transportes. Essa discordância quanto à data de início do lixão ainda não foi totalmente esclarecida até o presente momento.

Como resultado dessa prática de deposição de resíduos, o Lixão Linha Rincão do Engenho foi interditado, em 2003, pelo Ministério Público Federal e pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental-RS. Essa interdição foi devida à disposição inadequada dos resíduos, o que

ocorreu sem prévio isolamento ou impermeabilização do solo, permitindo que lixiviado infiltrasse no solo, podendo ter atingido o lençol freático (águas subterrâneas).

3.1.3.6 Mapa de localização

A partir da realização do georreferenciamento com uso de um sistema de navegação por satélites, o GPS MAP 76S (de marca Garmin, 24MB) e da carta topográfica do exército, obteve-se a delimitação da área de estudo (entorno do lixão, equivalente a 8.306 m^2) e da área do lixão (aproximadamente 4.164,56 m^2) (Figura 3.5), a quantificação do volume dos resíduos sólidos e a localização dos pontos de coleta dos (as): a) RSU (manual e com retroescavadeira); b) amostras de solo e corpos de prova; c) pontos de monitoramento das águas (poços de monitoramento e córrego) e d) plantas, resultando num mapa planialtimétrico, evidenciando as curvas de nível da área, em escala de 1 : 1500 (Figura 3.6).

O levantamento e a elaboração do mapa planialtimétrico foram realizados com o auxílio de profissionais da área da geologia, pelo geólogo Luiz Paulo Fragomeni (Unisinos), especialista em tecnologia ambiental pela UPF e mestre em geologia ambiental pela Unisinos, e na área da topografia, o engenheiro florestal Marcio Cristiano Goulart (UFSM), especialista em georreferenciamento pela Unochapecó e na área de engenheira civil, a engenheira Claudete Canal (Unochapecó), especialista em gestão ambiental pela FGV.

Fonte: Google Earth, 2006.

Figura 3.5: Delimitações da área de estudo (setembro/06) e do lixão Linha Rincão do Engenho (maio/05).

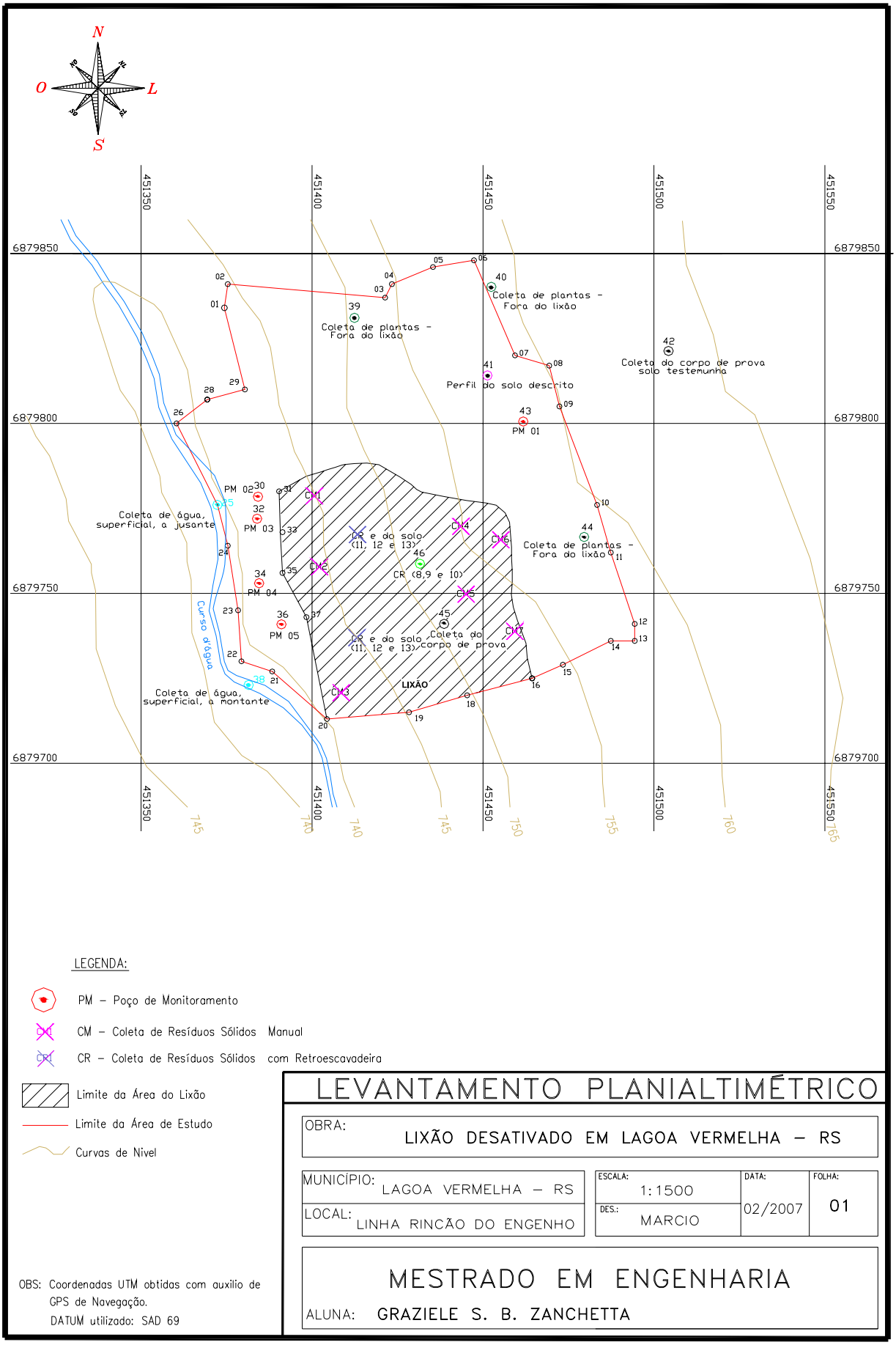


Figura 3.6: Pontos de coleta de resíduos, solo, águas e plantas do lixão Linha Rincão do Engenho.

3.1.3.7 Pontos georreferenciados

Os pontos que foram georreferenciados, para a obtenção das coordenadas da área de estudo (entorno e do lixão), além dos demais pontos citados, anteriormente, estão apresentados na Tabela 3.1, no anexo B.

3.1.4 Caracterização dos resíduos sólidos

3.1.4.1 Amostragem e coleta

A fim de adquirir amostras representativas dos RSU aterrados no lixão Linha Rincão do Engenho em Lagoa Vermelha, RS, seguiu-se o procedimento de amostragem descrita na NBR 10.007 (ABNT, 2004).

Nos pontos que foram amostrados os RSU, para se conhecer a composição gravimétrica, foram coletadas 07 amostras de 200 litros cada, sendo esse volume medido por sacos plásticos de mesma capacidade e identificados nas profundidades de 1) 0-0,50 cm e 2) 150-200 cm, com o auxílio de pá e enxada (Figura 3.7). Ainda foram coletadas amostras de resíduos com auxílio de retroescavadeira Marca Case, modelo 580H e pá-carregadeira (0,31 m^3) (Figura 3.7), sendo retiradas 09 amostras de 200 litros cada, sendo esse volume também medido por sacos plásticos de mesma capacidade e identificados nas profundidades de 1) superfície: 100 cm, 2) intermediária: 250 cm, 3) fundo: 350 cm. Foi georreferenciado com o uso de um GPS MAP 76S, marca Garmin, 24MB, três pontos onde foram coletadas amostra de RSU, com retroescavadeira.

3.1.4.2 Composição gravimétrica

Para a obtenção de uma amostra final de 200 litros, como já mencionado, foram coletadas sub-amostras de RSU no lixão, e no mesmo local esses resíduos foram despejados na forma de pilha sobre uma lona plástica, realizando-se o quarteamento (Figura 3.8). Depois de

acondicionados e identificados em sacos plásticos, foram levados à estufa plástica da UPF (Figura 3.8) e rompidos um a um, separadamente, sobre outra lona, onde permaneceram até a secagem.

Figura 3.7a e 3.7b: Coletas de resíduos sólidos urbanos com auxílio de pá e enxada, e com auxílio de retroescavadeira.

Figura 3.8a e 3.8b: Quarteamento de resíduos sólidos urbanos e amostra secando em estufa plástica na Universidade de Passo Fundo.

Depois de secos, procedeu-se a identificação dos materiais presentes nas amostras. Esses materiais foram segregados nas seguintes categorias (componentes) iniciais: (a) plástico filme, (b) plástico rígido, (c) aço, (d) vidro, (e) massa pastosa e (f) outros, que inclui ossos, tecido, tetrapak, tecido, borracha, pedra e não identificáveis. Com o auxílio de uma balança digital, os componentes segregados foram pesados e registrados em planilha.

3.1.4.3 Ensaios de lixiviação, solubilização e respirometria

Para a realização dos ensaios de lixiviação (NBR 10.005, ABNT 2004) e de solubilização (NBR 10.006, ABNT 2004), as amostragens dos resíduos sólidos do lixão Linha Rincão do Engenho foram efetuadas nas profundidades (camadas) de 1) 0-50 cm, 2) 50-100 cm, 3) 150-200 cm, 4) 250 cm e 5) 350 cm. Os Quadros 3.1 a 3.3 apresentam as variáveis analisadas e os métodos analíticos. As análises físico-químicas e metais nos resíduos foram realizados no Laboratório de Química do Solo e Resíduos Sólidos e no Laboratório de Análise de Solo e Planta, ambos da UPF.

ENSAIO	MÉTODO
Ensaio de lixiviação (mg L^{-1})	ABNT NBR 10.004 como classe I – perigosos e classe II – não perigosos
Selênio	Fotometria de Chama
Chumbo	Espectrometria
Cádmio	Espectrometria
Cromo	Espectrometria
Prata	Espectrometria
Flúor	Espectrometria

Quadro 3.1: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração das variáveis nos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho.

ENSAIO	MÉTODO
Ensaio de solubilização (mg L^{-1})	ABNT NBR 10.004 como classe IIA – não inertes e classe IIB – inertes
Cloretos	Espectrometria
Alumínio	Espectrometria
Potássio	Fotometria de Chama
Ferro Total	Espectrometria
Manganês	Espectrometria
Cobre	Espectrometria
Zinco	Espectrometria
Enxofre	Potenciometria
Sódio	Titulometria

Quadro 3.2: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração das variáveis nos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho.

ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E RESPIROMETRIA	MÉTODO
$CaCl_2$	3050 B da USEPA
pH	Potenciometria
Condutividade elétrica (µS cm^{-1})	Condutimetria
Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$ mg L^{-1})	Potenciometria
Teste de respirometria ($C\text{-}CO_2$)	Digestão nitro-perclórica

Quadro 3.3: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração das variáveis nos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho.

3.1.5 Caracterização do solo

3.1.5.1 Amostragem e coleta

A descrição das características morfológicas do solo foi realizada em "trincheiras", que foram abertas pela Prefeitura, quando procuravam detectar a presença de lençol de água na área do lixão. Foram examinados dois perfis de solos, após a separação dos horizontes, conforme Santos et al. (2005). Como os resultados nas duas trincheiras foram semelhantes, eles serão referidos como sendo de um só ponto descrito, o ponto 41 (Figura 3.6). Os pontos descritos foram os que representavam as unidades de mapeamento identificadas na área, conforme descrito no relatório de reconhecimento de solos do estado do Rio Grande do Sul (BRASIL, 1973).

A diferenciação e caracterização dos horizontes consistiram na avaliação da cor, textura, estrutura, consistência e espessura. Para tanto, foram utilizados a caderneta de cores de Munsell, martelo pedológico e faca, além da observação visual e da sensação ao tato (textura). Os critérios e procedimentos utilizados foram os descritos em Santos et al. (2005).

No momento da remoção dos resíduos sólidos aterrados com o uso de retroescavadeira, a máquina foi aproveitada também para a coleta de solo sob a massa desse material, em dois pontos (Figura 3.6) e a uma profundidade de até 5 metros (capacidade do braço da retroescavadeira). No ponto 46 (Figura 3.6) não foi possível alcançar maior profundidade, em razão de que o braço da máquina atingiu somente tal extensão. E, por motivos de segurança e sugestão do operador da máquina optou-se por não avançar o trabalho, em virtude da instabilidade do lixão e do perigo de "deslizamento".

Para a execução do estudo de atenuação foram coletadas no local duas amostras de solo indeformado, uma no ponto 42, outra no ponto 45 e mais a do ponto 41 (Figura 3.6), com equipamento denominado trado manual. A finalidade das amostras de solo é para serem moldadas em corpos de prova e utilizadas nos ensaios, em equipamento de coluna, para a determinação da capacidade de atenuação de contaminante, no laboratório de Geotecnia da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da UPF.

3.1.5.2 Ensaios laboratoriais e estudo de atenuação

A amostragem do solo objetivou determinar o teor de metais, como cobre, zinco, ferro e manganês, pelos métodos de extração: digestão nitro-perclórica (TEDESCO et al., 1995) e o 3050B da USEPA (EPA, 1996). Os metais foram determinados com espectrofotômetro de absorção atômica, utilizando-se os extratos obtidos com a digestão das amostras de solo. Outros íons, como nitrato, fosfato, sulfato, potássio, cálcio e magnésio, também foram determinados, utilizando-se os procedimentos descritos em Tedesco et al. (1995). As análises de solo foram realizadas nos Laboratórios de Química do Solo e Resíduos Sólidos e de Análises de Solos e Plantas, da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UPF.

Para a execução do estudo de atenuação, como mencionado anteriormente, foram coletadas no local duas amostras de solo indeformado. Destas amostras de solo, também foram executados os ensaios de limite de liquidez, limite de plasticidade e granulometria, que permitiram a classificação do solo local, segundo o sistema o HRB - *Highway Research Board* e SUC - *Unifield Classification System*. Os ensaios de caracterização física do solo executados foram os seguintes:

a) granulometria, realizadas por peneiramento e por sedimentação segundo o método da NBR 7181/84;
b) limites de consistência (LL, LP, IP) do solo de acordo com os métodos da NBR 6459 (ABNT, 1984c), NBR 7180 (ABNT, 1984d) e NBR 7183 (ABNT, 1984);
c) massa específica (γ_g), realizada seguindo a NBR 6508 (ABNT, 1984).

Destas mesmas amostras de solo foram moldadas corpos de prova que foram ensaiados em equipamento de coluna para determinação da capacidade de atenuação de contaminante. A altura (H) do corpo de prova correspondeu a 7,94 cm, sua massa (m) de 262,18 g e seu volume (V) de 156,19 cm^3. O solo, antes e após o ensaio de coluna, foi analisado quanto aos teores de metais pelos dois métodos citados anteriormente. O líquido utilizado para o ensaio de atenuação (o lixiviado artificial) foi preparado com água deionizada e soluções padrões de metais (Cu, Zn, Mn, Fe, Pb, Cd, Cr), em equipamento de coluna. A solução do lixiviado artificial foi adicionada ao corpo de prova, possuindo uma concentração extrapolada dos metais no lixiviado (Cu = 20 mg L^{-1}, Zn = 10 mg L^{-1}, Mn = 1 mg L^{-1}, Pb = 0,10 mg L^{-1}, Cd = 0,05 mg L^{-1}, Cr = 0,50 mg L^{-1}, em um volume de 2000 ml). Os teores de metais do percolado foram analisados, com leitura direta dos extratos em espectrofotometria de absorção atômica.

Para o estudo de atenuação foi utilizado um equipamento de coluna desenvolvido no Laboratório de Geotecnica da FEAR/UPF, que seguiu os padrões da norma ASTM D 4875 (2001)

apud Beck (2005) Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Columm Apparatus com modificações. O equipamento (Figura 3.9) permite ensaiar um corpo de prova por vez, sendo constituído por três cilindros em aço inox, a fim de se evitar reações químicas entre o lixiviado e o equipamento. O cilindro B é constituído por amostra de solo indeformada e água, a fim de se aplicar as tensões confinantes ao corpo de prova. O cilindro A armazena o lixiviado que passa pelo solo, e possui uma entrada e uma saída para o lixiviado artificial e uma entrada para o ar comprimido. O cilindro B possui uma entrada para o lixiviado artificial, uma saída para o mesmo e uma entrada para água. Neste cilindro é acondicionada a amostra de solo envolvida em uma membrana de látex, pela qual ocorre a passagem de efluentes em fluxo ascendente através de uma pedra porosa, com pressões que simulam as condições de campo, a amostra de solo é confinada pela pressão da água. O cilindro C possui uma entrada para a água e uma para o ar comprimido. O cilindro C tem a função de aplicar as tensões de confinamento no corpo de prova. Todas as entradas e saídas possuem registros para facilitar a execução do ensaio e são interligadas com tubulações de nylon, e as pressões aplicadas foram controladas através de um regulador de pressão que era mantido por um compressor da marca Schulz-MSI-5,2 M/L100. Ao final, um recipiente foi ligado junto à saída do corpo de prova do cilindro B com o objetivo de coletar o lixiviado percolado para realizações das análises.

No ensaio de coluna é possível determinar a capacidade de atenuação do solo, medida através de análises comparativas das concentrações do lixiviado artificial, inicialmente aplicadas, e as concentrações finais, após a passagem pelo corpo de prova de solo.

A metodologia do ensaio de coluna também foi realizada em fevereiro do corrente ano, bem como as análises. Foram realizadas 05 percolações, cada uma com volumes diferentes de percolado, o qual consistiu de água destilada enriquecida com metais, como identificado abaixo:

- amostra 1 = volume de percolado equivalente ao volume de vazios do solo;
- amostra 2 = idem, equivalente ao dobro do volume de vazios;
- amostra 3 = idem, equivalente ao triplo do volume de vazios;
- amostra 4 = idem, equivalente a quatro vezes o volume de vazios;
- amostra 5 = idem, cinco vezes o volume de vazios.

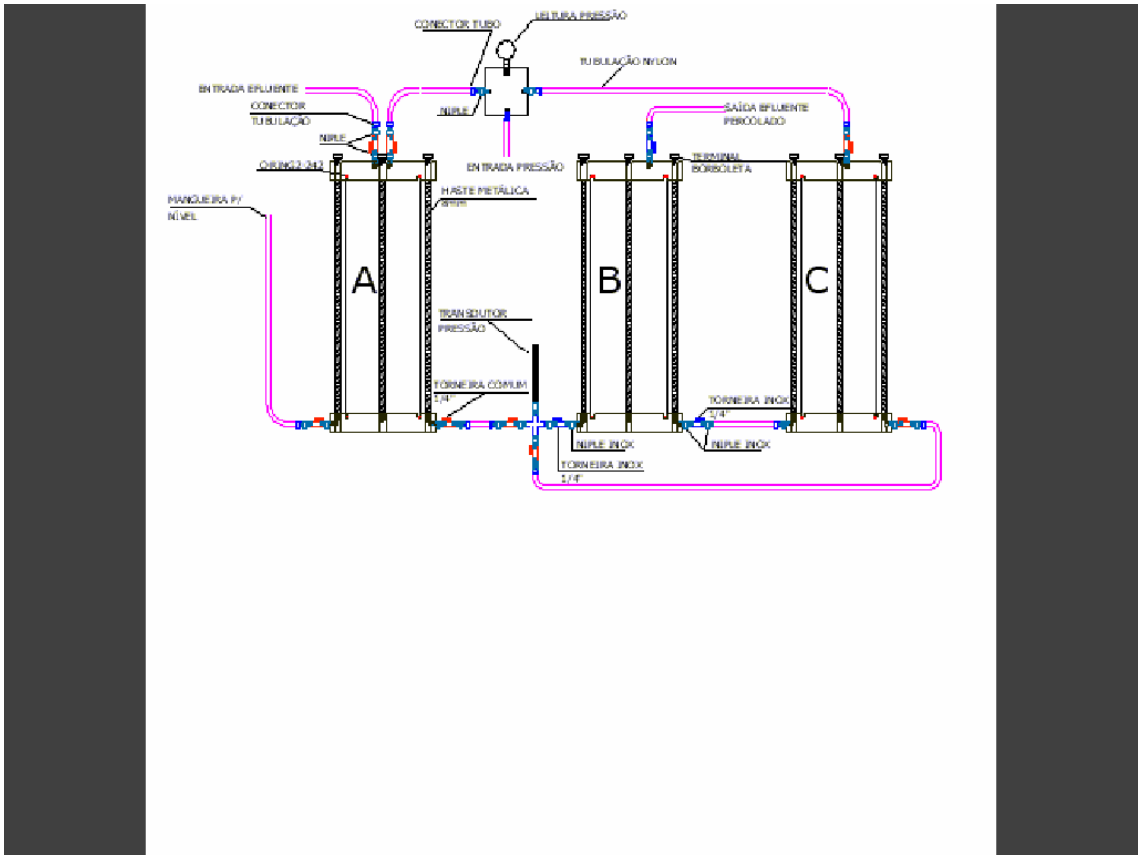


Figura 3.9: Representação esquemática do equipamento de colunas (ALVEZ, 2005).

3.1.6 Análise das águas

3.1.6.1 Amostragem e coleta

De acordo com vistoria *in loco*, observou-se a ocorrência de diversos afloramentos d'água subsuperficiais ou nascentes à montante. A área de disposição dos RSU está delimitada por dois pequenos córregos situados à leste e à oeste, com variações de nível, de acordo com a intensidade das chuvas (Figura 3.10).

Figura 3.10: Córrego situado à jusante do lixão.

Para a execução dos poços de monitoramento, também denominados piezômetros, foi contratada uma empresa que realizou as perfurações em novembro de 2005, em cinco pontos. Esses pontos foram locados após reconhecimento das condições hidrogeológicas da área do lixão, levando-se em conta também o fluxo da água subterrânea no local, sendo um à montante e quatro à jusante do lixão.

A metodologia construtiva foi baseada na norma técnica da ABNT, NBR 13.895 - Construção de poços de monitoramento e amostragem (ABNT, 1997), que corresponde à abertura de um furo no solo por trado mecânico e haste rotativa e nele insere-se o piezômetro. Este é constituído por um tubo plástico PVC/Tigre 100 mm, com uma das extremidades ranhuradas (pequenas aberturas) e envolvido por uma malha geotêxtil (Anexo A). Após a inserção no solo deste tubo, preenche-se no espaço anelar areia até cobrir a área do geotêxtil. Para finalizar, sela-se com solo, cimento e bentonita o restante do tubo até a superfície, onde se encerra o método construtivo com uma caixa de tijolos e cimento, além de tampa metálica com cadeado, para assegurar os 0,30 cm de tubo que ficou acima da cota do terreno, objetivando também a visualização em virtude do crescimento da vegetação rasteira ou a circulação de caminhões ou outras máquinas.

A profundidade dos poços de monitoramento e os níveis de água detectados no seu interior no momento e após a execução constam no Quadro 3.4.

Para a coleta das águas subterrâneas nos poços de monitoramento, foi desenvolvido no laboratório de Geotecnia da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo – FEAR/UPF, um equipamento para cada poço de monitoramento (Figura 3.11), ou seja, 05

amostradores, composto de tubo plástico PVC/Tigre 50 mm, e em uma de suas extremidades uma válvula de retenção.

IDENTIFICAÇÃO	PROFUNDIDADE (M)	NÍVEL DE ÁGUA (M)	MÉTODO
PM1 - montante	3,30	1,60	ABNT, NBR 13.895 / 97
PM2 - jusante	1,60	0,90	
PM3 – jusante	1,60	1,10	
PM4 – jusante	1,80	1,20	
PM5 - jusante	1,10	0,70	

Quadro 3.4: Método construtivo, profundidades e níveis de água registrados na execução dos poços de monitoramento à montante e jusante do lixão.

Figura 3.11: Amostrador para coleta de água subterrânea em poço de monitoramento.

O funcionamento do amostrador é ativado assim que é inserido no interior do poço de monitoramento com água subterrânea. A partir do encontro com o nível de água, a válvula de retenção sobe com a pressão exercida pela entrada de água no amostrador. Para finalizar a coleta com o uso deste equipamento, retira-se o mesmo com cuidado para que a válvula se feche com o peso da água ou a pressão que é exercida ao contrário. Após o amostrador ser retirado de dentro do piezômetro, a água contida nele é removida pela abertura da válvula de retenção em um funil e frasco de coleta para armazenagem da amostra. Foi executado um amostrador para cada poço de monitoramento, a fim de evitar a contaminação cruzada.

Para a coleta das amostras de águas superficiais e subterrâneas, além dos RSU, solos e plantas, foram utilizados, respectivamente, frascos plásticos limpos de 1 litro para ensaios físico-

químicos, sacos plásticos esterilizados para ensaios microbiológicos de 300 ml, sacos plásticos de aproximadamente 0,5 kg, 2 kg e 200 litros, e sacos de papéis de diversos tamanhos. Além do uso de materiais diversos como luvas descartáveis, jaleco, corda, caixas e sacolas térmicas, tesoura, canivete, pá, enxada, etc.

3.1.6.2 Ensaios laboratoriais

Para o monitoramento das águas superficiais, foram coletadas 03 amostras mensais à montante, sem possíveis contribuições do depósito dos RSU, como padrão de referência, e à jusante do córrego, objetivando-se delimitar o efeito do lixão, situado a oeste desse.

Nessas amostras foram analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Para a avaliação das águas subterrâneas dos poços de monitoramento, foram também coletadas 03 amostras mensalmente, nos 05 pontos amostrais, sendo um ponto à montante do lixão e quatro à jusante do mesmo. A metodologia empregada nas coletas de águas nos poços de monitoramento corresponde a preconizada na norma técnica da ABNT, NBR 13.895 - Construção de poços de monitoramento e amostragem (ABNT, 1997). Foi utilizado 01 amostrador para cada poço de monitoramento.

Os Quadros 3.2 e 3.3 apresentam as variáveis analisadas e os métodos utilizados, segundo metodologia descrita no Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition (APHA, 1998), para determinar as amostras de águas, o que foi realizado nos Laboratórios de Águas, Efluentes e Microbiologia de Alimentos, da UPF.

ENSAIO FÍSICO-QUÍMICO	MÉTODO
Cloro livre (mg L^{-1})	Espectrometria
pH	Potenciometria
Turbidez (NTU)	Nefelometria
Condutividade (µS cm^{-1})	Condutimetria
Cloretos (Cl^{-} mg L^{-1})	Titulometria
Dureza total ($CaCo_3$ mg $L^{-1)}$	Titulometria
Sódio (Na^{+} mg L^{-1})	Fotometria de Chama
Potássio (K+ mg L^{-1})	Fotometria de Chama
Nitritos (NO_2N mg L^{-1})	Espectrometria
Ferro total (mg L^{-1})	Espectrometria
Alumínio (Al^{3+} mg L^{-1})	Espectrometria
Manganês (Mn^{2+} mg L^{-1})	Espectrometria
Cobre (Cu^{2+} mg L^{-1})	Espectrometria
Zinco (Zn^{2+} mg L^{-1})	Espectrometria
Nitrato ($NO_{3-}N$ mg L^{-1})	Potenciometria
Cromo hexavalente livre (Cr^{6+} mg L^{-1})	Espectrometria
Cálcio ($CaCo_3$ mg L^{-1})	Titulometria
Sulfatos (SO_4^{2-} mg L^{-1})	Espectrometria
Magnésio ($MgCO_3$ mg L^{-1})	Titulometria
Alcalinidade total (mg L^{-1})	Titulometria
Fluoreto (F^{-} mg L^{-1})	Potenciometria
Sólidos totais (mg L^{-1})	Gravimetria
Sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1})	Gravimetria
Cor	Visual
Carbonatos (mg L^{-1})	Titulometria
Bicarbonatos (mg L^{-1})	--
DQO (mg/ L O_2)	5220-B
DBO_5 (mg/ L O_2)	5210-B
OD (mg/ L O_2)	4500-D
Fósforo total (mg/L)	4500-D
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	4500-D

Quadro 3.5: Métodos analíticos físico-químicos utilizados para avaliar a qualidade da água superficial e do lençol freático do lixão.

ENSAIO MICROBIOLÓGICO	MÉTODO
Coliformes totais	9221-B
Coliformes fecais	9221-B

Quadro 3.6: Método analítico microbiológico utilizado para avaliar a qualidade das águas do lixão.

3.1.7 Caracterização das plantas

3.1.7.1 Amostragem e coleta

Para os estudos referentes às espécies vegetais nativas, com incidência dentro do lixão e fora do mesmo (sem deposição de RSU) (Figura 3.12), foram georreferenciadas as localizações

dos pontos, onde foram coletadas as amostras das plantas, com o uso de um GPS MAP 76S, marca Garmin, 24MB, o qual possui altímetro barométrico e um grande poder de exibição em alto-resolução. A fim de verificar se as espécies encontradas sobre o lixão apresentam maiores níveis de elementos químicos, amostrou-se a parte aérea de toda a planta e a maior parte do sistema radicular. No laboratório, após a identificação botânica das espécies vegetais coletadas e limpeza com água corrente (raízes), as amostras foram secadas a 65^0C, em estufa com circulação de ar e pesadas. Para a análise química, as folhas e o pecíolo das plantas foram separados pelos radiculares e das raízes finas, sendo descartadas as raízes mais grosseiras e lignificadas, pois se sabe que o teor de nutrientes nesse tipo de raiz é expressivamente menor que o das raízes finas. Nas plantas de camomila, separou-se, ainda, a inflorescência do restante da parte aérea. Esse procedimento foi realizado para a análise dessa última parte, em separado, pois o morador do local consome a inflorescência dessa planta na forma de chá e no chimarrão.

3.1.7.2 Ensaios laboratoriais

As amostras de carqueja, camomila, funcho, hortelã, maria-mole, chá-de-frade e vassourinha foram submetidas à análise química de macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) e micronutrientes (cobre, ferro, zinco, manganês), para verificar se há indícios de contaminação, principalmente, de metais, como o cobre (Cu), o zinco (Zn), o manganês (Mn) e o ferro (Fe). Se a contaminação desses metais for constatada, serão feitas novas análises para avaliar a presença de outros metais, considerados tóxicos, como o cádmio, o chumbo, o níquel, o cromo e o mercúrio. A extração e a determinação dos macronutrientes e dos micronutrientes foram realizadas de acordo com a metodologia descrita em Tedesco et al. (1995), a qual se baseia na digestão ácida dos tecidos vegetais.

Figura 3.12a e 3.12b: Plantas localizadas dentro e fora do lixão.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos resíduos sólidos

Os resíduos dispostos no lixão em estudo têm origem, predominantemente, doméstica, sendo assim, caracterizados pelo descarte originado nas atividades domiciliares. Na maioria dos casos, esses resíduos são compostos de matéria orgânica putrescível (oriunda de alimentos), plásticos, vidros, borrachas, tecidos, madeiras e de materiais inertes. A seguir, são apresentadas as principais características desses resíduos, quanto a: composição gravimétrica, ensaio de lixiviação, ensaio de solubilização, teste de respirometria e análise físico-química.

4.1.1 Volume de resíduos aterrados

A cubagem do volume dos RSU aterrados e que ocupam no momento uma área de 4.164,56 m^2, são cerca de 24.987,36 m^3 de lixo. Esse volume foi estimado, levando-se em conta a projeção das curvas de nível e o espaçamento entre os pontos georreferenciados, registrados com uso do GPS. A altitude do ponto mais alto do lixão, o ponto CR (745 m) foi comparado com a altitude registrada em um dos pontos mais baixos, o ponto 36 (739 m), que resultou num desnível de 6 m, sendo esta a profundidade considerada no cálculo da cubagem dos RSU.

Considerando que a massa específica do lixo compactado pode ser de 0,70 t/m^3 (BIDONE e POVINELLI, 1999), estima-se que foram depositados 17.491,15 t de resíduos sólidos, o que pode ser considerado um volume baixo, quando comparado ao número de habitantes do município. A explicação para essa discrepância está relacionada à mineralização, ao recalque e decomposição dos resíduos sólidos, ao longo dos anos.

4.1.2 Composição gravimétrica

Para a avaliação da composição física dos resíduos, foi expresso o percentual de cada componente identificado, em relação à massa total da amostra. Para tal, os componentes foram agrupados nas categorias: plástico filme, plástico rígido, metal ferroso/aço, tecido, vidro, tetrapak, borracha, madeira, osso, pedra e massa pastosa. Foram utilizadas duas formas de coleta de amostras, em várias profundidades: manual, com uso de pá e enxada, nas profundidades de 0-50 cm e 150-200 cm; e a coleta com auxílio de retroescavadeira, nas profundidades de 100 cm, 250 cm e 350 cm.

Na coleta manual, os materiais predominantes nas amostras obtidas nos sete pontos do lixão, em ambas as profundidades (0-50 cm e 150-200 cm), foram a massa pastosa (33% e 37,4%, respectivamente) e o plástico filme (18,5% e 21,9%, respectivamente), apresentados na Tabela 4.1. Por outro lado, com auxílio da pá carregadeira da retro, nos nove pontos de coleta de amostras e em todas as profundidades amostradas (0-100, 100-250 e 250-300 cm), o principal material obtido na composição gravimétrica dos RSU também foi a massa pastosa (58,5%, 42,4% e 32,4%, respectivamente). O segundo material mais freqüente na composição dos RSU variou com a profundidade de amostragem. Na camada mais superficial (100 cm), predominou o plástico filme (10,0%) e nas demais camadas (250 e 350 cm) a pedra (16,7% e 21,0%, respectivamente), apresentados na Tabela 4.2.

A comparação das médias obtidas nas diferentes profundidades, amostradas com o método de coleta manual, mostra que houve variação expressiva do metal ferroso (aço) e da madeira. A média de aço foi de 10,8%, na profundidade de 0-50 cm; enquanto que entre 150-200 cm foi de 2,6%. Já o percentual de madeira predominou na profundidade de 150-200 cm (1,4%) e diminuiu em 0-50 cm (0,3%).

Nas coletas realizadas com auxílio da retroescavadeira, a análise comparativa entre as médias, mostrou maior variação dos materiais avaliados nas três profundidades de amostragens (100, 250 e 350 cm): plástico rígido (3,6%, 11,0% e 6,6%, respectivamente), aço (7,3%, 12,9% e 12,1%, respectivamente); tecido (5,0%, 0,8% e 1,6%, respectivamente), vidro (8,3%, 7,8% e 16,1%, respectivamente).

A diferença entre os resultados obtidos na composição (massa pastosa) com os dois métodos de coleta (manual e com retro) pode ser explicada por haver, no método de coleta manual (enxada), a dificuldade de se separar o amontoado dos RSU envoltos por sacos plásticos, sendo

que com a pá da retroescavadeira foi percebido o contrário, com isso a média obtida para a massa pastosa no método mecânico foi maior (devido a facilidade de se "cortar ou arrebentar" os sacos plásticos com os dentes da pá) que no método manual, e a média do plástico filme foi maior no método manual que no mecânico. Resumindo, o método mecânico foi considerado mais representativo.

Tabela 4.1 – Composição gravimétrica (%) dos resíduos coletados manualmente em duas profundidades no lixão Linha Rincão do Engenho[1].

Material	0 - 50 cm				150 - 200 cm					LIMA (2003)	MATTEI (2004)
	CM 2[2]	CM 4[2]	CM 6[2]	Média	CM 1[2]	CM 3[2]	CM 5[2]	CM 7[2]	Média		
Plástico filme	8,1	21,8	25,6	**18,5**	34,7	9,9	24,7	18,4	**21,9**	**7,20**	**35,0**
Plástico rígido	6,7	6,2	12,7	**8,5**	8,2	14,1	7,3	6,7	**9,1**	**7,17**	**9,9**
Aço	11,1	4,7	16,5	**10,8**	4,3	1,9	0,8	3,3	**2,6**	**3,98**	**3,5**
Tecido	4,2	0,3	1,5	**2,0**	2,7	2,3	4,1	2,6	**2,9**	**1,93**	**2,4**
Vidro	7,2	1,4	5,9	**4,8**	0,6	1,9	3,5	7,0	**3,3**	**6,62**	**2,8**
Tetrapak	0,2	0,0	0,0	**0,1**	1,8	0,0	0,0	0,0	**0,5**	**1,25**	**0,0**
Borracha	0,0	0,0	0,0	**0,0**	2,5	1,7	0,0	2,9	**1,8**	**0,81**	**2,4**
Madeira	0,3	0,6	0,0	**0,3**	2,5	1,1	0,0	1,9	**1,4**	**0,41**	**2,4**
Osso	1,9	0,0	0,0	**0,6**	0,0	0,0	2,1	0,0	**0,5**	**0,0**	**0,0**
Pedra	23,9	21,8	0,0	**15,2**	5,8	20,7	9,0	7,4	**10,7**	**1,49**	**0,0**
Massa pastosa	35,7	41,2	22,0	**33,0**	36,3	45,3	29,5	38,5	**37,4**	**34,04**	**26,9**

[1]: Média das coletas realizadas em 19/09/2005, 24/10/2005 e 16/11/2005. [2]: Ponto de coleta.

Tabela 4.2 – Composição gravimétrica (%) dos resíduos coletados com retroescavadeira em três profundidades no lixão Linha Rincão do Engenho[1].

Material	100 cm				250 cm				350 cm			
	CR 8[2]	CR 11	CR 14[2]	Média	CR 9[2]	CR 12[2]	CR 15[2]	Média	CR 10[2]	CR 13[2]	CR 16[2]	Média
Plástico filme	26,7	2,6	0,8	**10,0**	8,5	1,6	11,3	**7,1**	21,8	4,4	1,7	**9,3**
Plástico rígido	9,7	1,3	0,0	**3,6**	14,3	4,8	13,9	**11**	12,9	7,0	0,0	**6,6**
Aço	6,0	7,0	9,1	**7,3**	7,7	1,6	29,6	**12,9**	9,5	6,4	20,5	**12,1**
Tecido	7,2	0,0	8,0	**5,0**	1,9	0,7	0,0	**0,8**	4,9	0,0	0,0	**1,6**
Vidro	2,0	10,5	12,4	**8,3**	4,2	7,9	11,3	**7,8**	1,4	18,4	28,6	**16,1**
Tetrapak	0,0	0,0	-	**0,0**	0,0	0,0	0,0	**0,0**	0,0	0,0	0,0	**0,0**
Borracha	2,0	0,0	0,0	**0,6**	0,0	0,0	0,0	**0,0**	0,7	1,0	0,0	**0,0**
Madeira	0,0	0,0	0,0	**0,0**	0,0	0,0	1,8	**0,6**	0,0	0,0	0,0	**0,0**
Pedra	0,0	10,7	6,6	**5,76**	10,5	27,2	12,6	**16,7**	6,5	38,6	18,1	**21,0**
Massa pastosa	45,9	66,9	62,8	**58,5**	52,5	55,8	19,1	**42,4**	42,6	23,9	30,9	**32,4**

[1]: Média das coletas realizadas em 24/04/2006. [2]: Ponto de coleta.

Observa-se nos resultados das Tabelas 4.1 e 4.2 que o principal componente identificado nos RSU do lixão foi a massa pastosa (58,53%) e o menos expressivo foi a tetrapak (0,1%), enquanto que alguns materiais comumente presentes nos RSU, como o papel/papelão, não foram encontrados nas amostragens

realizadas. A ausência desses componentes se explica por estes apresentarem uma decomposição relativamente rápida (3 a 6 meses), conforme Rodrigues (1997), em relação aos demais materiais que compõem os RSU. Como o lixão Linha Rincão do Engenho não recebe RSU a cerca de três anos, os restos de papel e papelão dispostos, possivelmente, foram decompostos ou queimados (queima dos RSU aterrados).

Os resultados da composição física dos RSU apresentados nas Tabelas 4.1 e 4.2 foram comparados com os obtidos nos estudos realizados por Lima (2003), em Lagoa Vermelha, e Mattei (2004), em Passo Fundo. Lima (2003) realizou um diagnóstico preliminar da composição gravimétrica de três setores de coleta, em Lagoa Vermelha, enquanto que Mattei (2004) avaliou diferentes profundidades do lixão e do aterro controlado de Passo Fundo.

Comparando os resultados da massa pastosa do lixão, obtidos nas diferentes profundidades e nas duas formas de coleta, com os relatados pelos autores mencionados nas Tabela 4.1 e 4.2, observa-se que as médias de 33 % e 37,4% (Tabela 4.1) são semelhantes à média obtida nos RSU de Lagoa Vermelha, por Lima (2003); e maior que a média obtida por Mattei (2004), nos RSU aterrados em Passo Fundo. Já as médias de massa pastosa, obtidas com a coleta mecânica, 58,53%, 42,46% e 32,46% (Tabela 4.2) foram expressivamente maiores às obtidas em ambos os estudos.

Os estudos da composição gravimétrica contribuem, principalmente, para estimar a massa sólida dos resíduos em decomposição, compreendendo o processo de evolução em que essa se encontra e a dinâmica de comportamento desses resíduos nas diferentes profundidades. A análise do processo de decomposição permite ainda estabelecer critérios para o aumento da vida útil da área em estudo, no caso de um aterro, e o aproveitamento dos resíduos orgânicos para fins, por exemplo, de compostagem, em tempo hábil para ocorrer este processo (MONTEIRO e JUCÁ, 2000 apud MATTEI, 2004).

Com a coleta manual, o segundo material mais encontrado no lixão Linha Rincão do Engenho foi o plástico. Juntos, o plástico filme e rígido representaram um percentual médio de 27% (0-50 cm) e 31% (150-200 cm) (Tabela 4.1). Conforme Lima (2003), trabalhos relatados por outros autores sobre a composição gravimétrica dos RSU não distinguem os plásticos rígidos dos filmes. Assim, a soma dos percentuais obtidos para esses dois tipos de plásticos na primeira forma de coleta citada pode ser comparada com a média encontrada por este autor que é de 14,37%, representados por embalagens PET, sacolas de supermercado, saquinhos de alimentos, sacos de fertilizantes e ração, sendo esses últimos devido ao fato do município ter expressiva atividade agropecuária.

A diferença encontrada a maior no lixão corresponde ao esperado, já que a média encontrada por Lima (2003) representa os resíduos coletados, e não os aterrados. Nesta situação, os materiais não biodegradam, ao contrário do papel/papelão. Mattei (2004) identificou o plástico

como sendo o principal componente obtido na composição gravimétrica dos RSU do antigo lixão São João da Bela Vista, de Passo Fundo, o qual recebeu durante dez anos, até o ano 2000, RSU não triados.

Especificamente, o percentual de plástico filme (35%), no estudo desse autor, foi muito maior que os valores médios encontrados no lixão Linha Rincão do Engenho, com ambas formas amostradas. Esse material foi representado, principalmente, por sacolas de supermercados e sacos pretos, usados para acondicionamento dos RSU residenciais, estando esses em grande parte fechados, contendo no seu interior, em geral, muitos restos de alimentos. Conforme Pinto (2000) apud Mattei (2004), os plásticos aterrados dificultam a compactação dos resíduos e prejudicam a decomposição dos materiais putrescíveis, pois criam camadas impermeáveis que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica. A presença desses materiais traz inconveniente, pois apresentam baixa densidade e elevada resistência a biodegradação.

Nas amostragens realizadas com a retroescavadeira, o teor de pedras foi elevado nas profundidades de 250 cm (16,76%) e de 350 cm (21,06%), sendo esse o material mais encontrado, depois do plástico, e expressivamente maior do que a média encontrada por Lima (2003). Em estudo sobre a composição física de RSU, realizado no sistema de coleta, esse autor obteve cerca de 1,5% de pedras. Possivelmente, o alto teor de pedras encontrado neste trabalho deva-se a prática do uso do solo com pedras, para o recobrimento dos RSU, que era realizado, em média, de 60 dias em 60 dias, dependendo da disponibilidade do maquinário cedido pela prefeitura, segundo informações de Lima (2003). Considerando que o solo da área possui na superfície muitas pedras (afloramento de rocha), possivelmente, elas foram utilizadas durante as operações de escavações, para recobrimento do lixão e também para a confecção de acessos, estradas, etc.

4.1.3 Ensaio de lixiviação

Segundo a NBR 10.005 (2004), aplica-se como definição para o ensaio de lixiviação de RSU, o processo para determinação da capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas, presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução em meio extrator ácido. O ensaio de lixiviação visa simular as condições de exposição do resíduo sólido urbano em aterros sanitários.

Os resultados dos elementos detectados nos extratos lixiviados dos RSU do lixão constam, na Tabela 4.3.

Como mostram os resultados da Tabela 4.3, os teores de todos os elementos analisados (Se, Pb, Cd, Cr, Ag e F) foram menores que os valores de referência estabelecidos para resíduos perigosos (Classe I) pela NBR 10.004 (ABNT, 2004) ou, ainda, não detectados.

Tabela 4.3 – Teores de selênio, chumbo, cádmio, cromo, prata e flúor no extrato do ensaio de lixiviação, de RSU coletados de forma manual e mecânica no lixão Linha Rincão do Engenho, em três épocas.

Ponto de coleta	Amostra	Profundidade (cm)	Se	Pb	Cd	Cr	Ag	F
			mg L^{-1}					
Coleta manual			Outubro/05					
CM 1	1_1	0-50	0,000	0,011	0,005	0,012	0,004	0,198
	1_2	150-200	0,000	0,023	0,004	0,009	0,003	ND
CM 2	2_1	0-50	0,009	0,023	0,031	0,006	0,003	ND
	2_2	150-200	0,009	0,028	0,010	0,004	0001	ND
CM 3	3_1	0-50	0,005	0,029	0,012	0,006	0,003	ND
	3_2	150-200	0,011	0,070	0,011	0,007	0,002	ND
			Novembro/05					
CM 4	4_1	0-50	0,007	0,032	0,008	0,008	0,002	ND
	4_2	150-200	0,000	0,019	0,006	0,008	0,003	ND
CM 5	5_1	0-50	0,006	0,026	0,008	0,010	0,003	ND
	5_2	150-200	0,006	0,023	0,011	0,010	0,003	ND
CM 6	6_1	0-50	0,011	0,033	0,015	0,009	0,003	ND
	6_2	150-200	0,013	0,028	0,005	0,005	0,001	ND
CM 7	7_1	0-50	0,012	0,118	0,015	0,008	0,003	ND
	7_2	150-200	0,012	0,032	0,01	0,009	0,004	ND
Coleta com retroescavadeira			Abril/06					
CR 46	8_1	50-100	0,005	0,025	0,005	0,009	0,005	ND
	8_2	150-250	0,000	0,041	0,015	0,012	0,004	ND
	8_3	260-350	0,003	0,033	0,009	0,010	0,005	ND
CR 9	9_2	50-100	0,009	0,013	0,057	0,006	0,000	ND
	9_1	150-250	0,000	0,006	0,031	0,017	0,000	ND
	9_3	260-350	0,000	0,010	0,048	0,031	0,000	ND
CR 10	10_1	50-100	0,000	0,009	0,024	0,004	0,000	ND
	10_2	150-250	0,000	0,000	0,039	0,012	0,000	ND
	10_3	260-350	0,007	0,010	0,036	0,006	0,000	ND
Padrão NBR 10.005 (ABNT, 2004)			1,0	1,0	0,5	5,0	5,0	150,0

ND - não detectado.

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004), resíduos Classe I – Perigosos são aqueles que apresentam periculosidade, ou seja, que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, podem apresentar risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices, e/ou riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada. Com o ensaio de lixiviação, avalia-se o grau de toxicidade dos RSU, enquanto que o ensaio de solubilização avalia-se se o RSU é inerte ou não. Já a patogenicidade, inflamabilidade e corrosividade são características que não se aplicam aos RSU

domiciliares (ABNT, 2004). Como essa categoria de RSU predomina no lixão estudado, esses últimos testes não foram empregados nesse trabalho.

Sob a análise desta definição, os resultados da Tabela 4.3 mostram que os RSU amostrados não são classificados como Classe I - Perigosos, pois os teores de Se, Pb, Cd, Cr, Ag e F foram menores que os padrões adotados para tal, pela ABNT (NBR 10.004).

Desta forma, os RSU deste lixão são considerados como Classes II – Não Perigosos, devendo ainda serem classificados a partir da análise dos resultados do ensaio de solubilização, como resíduos Classe IIA – Não inertes ou Classe IIB - Inertes, segundo os critérios de classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004).

4.1.4 Ensaio de solubilização

Os resultados dos elementos detectados nos extratos obtidos nos ensaios de solubilização dos RSU do lixão constam na Tabela 4.4. Observando estes resultados, os teores de alguns elementos analisados como Cl^-, Zn, Cu e S, foram menores que os valores de referência, estabelecidos para resíduos Classe IIA – Não Inertes, pela NBR 10.004 (ABNT, 2004) ou, ainda, não foram detectados (Cl^-). Isso significa dizer que esses resíduos quando submetidos a um contato dinâmico e estático, com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme procedimento da NBR 10.006 (ABNT, 2004), não irão solubilizar Cl^-, Zn, Cu e S, à concentrações superiores aos padrões estabelecidos, sendo então classificados como resíduos Classe IIB – Inertes.

No entanto, os resultados da Tabela 4.4 também mostram que os teores dos elementos Al, Fe, Na e Mn foram maiores que os padrões estabelecidos pela NBR 10.004. Isso indica que a classificação dos RSU, dispostos no lixão Linha Rincão do Engenho, é a de resíduos Classes IIA – Não Inertes.

Tabela 4.4 – Teores de cloretos, alumínio, zinco, cobre, ferro, enxofre, sódio, potássio e manganês no extrato do ensaio de solubilização de RSU, coletados no lixão Linha Rincão do Engenho, em três épocas.

Ponto de coleta	Amostra	Profundidade (cm)	Cl^-	Al	Zn	Cu	Fe	S	Na	K	Mn
			mg L^{-1}								
Coleta manual			Outubro/05								
CM 1	1_1	0-50	21,60	0,78	0,17	0,10	2,54	2,40	268,80	148,89	2,22
	1_2	150-200	44,40	0,40	0,21	0,07	2,54	2,49	145,98	71,25	2,13
CM 2	2_1	0-50	42,40	NA	0,70	0,01	0,04	0,75	17,81	19,52	0,95
	2_2	150-200	34,45	NA	0,40	0,02	0,05	0,15	35,50	28,52	0,20
CM 3	3_1	0-50	39,75	NA	0,45	0.00	0,03	1,99	88,01	78,61	0,25
	3_2	150-200	37,10	NA	0,55	0,01	0,02	0,89	45,70	48,96	0,60
			Novembro/05								
CM 4	4_1	0-50	ND	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	4_2	150-200	2,08	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CM 5	5_1	0-50	4,24	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	5_2	150-200	3,22	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CM 6	6_1	0-50	3,18	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	6_2	150-200	ND	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CM 7	7_1	0-50	5,72	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	7_2	150-200	ND	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Coleta com retroescavadeira			Abril/06								
CR 46	8_1	50-100	2,45	0,00	0,17	0,07	2,60	0,19	115,13	164,21	2,25
	8_2	150-250	4,40	0,00	0,24	0,09	2,67	0,43	161,86	106,18	2,16
	8_3	260-350	6,85	0,00	0,17	0,07	2,60	0,32	104,97	77,17	2,14
CR 9	9_2	50-100	16,1	0,00	0,23	0,15	0,00	0,27	148,65	87,21	2,27
	9_1	150-250	3,90	0,00	0,21	0,10	2,73	0,19	146,62	90,56	2,34
	9_3	260-350	6,35	0,00	0,17	0,06	2,73	0,28	164,91	73,82	2,11
CR 10	10_1	50-100	2,90	0,00	0,17	0,22	0,00	0,27	185,23	74,93	2,30
	10_2	150-250	2,45	0,00	0,22	0,09	2,57	0,28	188,28	99,49	2,14
	10_3	260-350	3,40	0,00	0,23	0,18	2,76	0,32	165,93	124,00	2,34
Padrão NBR 10.006 (ABNT, 2004)			250,0	0,2	5,0	2,0	0,3	250,0	200,0	-	0,1

ND – não detectado. NA: não analisado.

O teor de alumínio foi de duas a quatro vezes maiores que o padrão estabelecido, em duas das onze amostras que foram analisadas, no ponto CM1. Já, os teores de ferro, sódio e manganês, foram maiores que os teores padrões, em 60%, 53,3% e 100% das amostras analisadas, respectivamente (Tabela 4.4). Isso significa que esses constituintes dos RSU solubilizaram em concentrações superiores aos padrões estabelecidos, na maior parte das amostras, o que indica que os RSU dispostos, no lixão ainda estão reagindo, ou seja, devem ser classificados como Classe IIA – Não Inertes, pois possuem a propriedade de solubilizar, em água, teores elevados de Al, Fe, Na e Mn. Como foi encontrado no solo da área, muito Mn e Fe, pode ter ocorrido que, pelo menos em parte, a solubilização desses elementos por ocorrência da disposição dos RSU, contaminou esse ambiente.

Conforme Jain (2004), as frações de resíduos analisadas em seu estudo demonstraram que a fração coletada do meio dos RSU aterrados parecia ser de natureza orgânica e, em geral, as concentrações de metal foram maiores nesta fração que nas outras. O efeito da idade das amostras no conteúdo dos elementos químicos também foi investigado, sendo as concentrações de metais maiores em amostras mais velhas (amostra de 8 anos de idade), quando comparadas com as amostras mais novas (amostra de 3 anos de idade).

De acordo com os resultados já comentados, os RSU são reativos e não reativos, conforme o íon analisado. Isso pode estar ligado, possivelmente, ao tempo de disposição dos resíduos, ou seja, a idade dos mesmos. Salienta-se, no entanto, que até o presente momento, as informações fornecidas sobre o histórico do lixão estudado foram dúbias, em relação a esse detalhe. Porém, os resultados analisados a seguir possibilitam identificar a fase do lixão.

4.1.5 Teste de respirometria

O método de respirometria, evolução de CO_2 ou C mineralizável tem como objetivo medir o quanto de C é respirado pela microbiota de uma massa de resíduo orgânico, ou de solo, em um determinado período de tempo. Este método se baseia na captura de C-CO_2, emitido de uma amostra, em solução de NaOH ou KOH e sua dosagem por titulação com HCl (KIEHL, 1998).

De acordo com Kiehl (1998), o grau de maturação do composto é considerado muito estável, quando este apresentar < 2 mg C-CO_2/g, estável para 2 – 5 mg C-CO_2/g, moderadamente estável de 5 – 10 mg C-CO_2/g, instável para 10 – 20 mg C-CO_2/g e muito estável > 20 mg C-CO_2/g.

Os teores de C-CO_2 obtidos nas vinte e três amostras analisadas mostram que 26,08% dessas amostras são muito estável, 17,39% são estáveis, 30,43% são moderadamente estáveis, 8,69% são instáveis e muito instáveis (8,69%), além de duas amostras não terem sido analisadas por motivos de falta de massa de solo (Tabela 4.5). Esses resultados indicam que cerca de 80% das amostras analisadas não são instáveis, ou seja, apresentam baixo potencial de biodegradação e, conseqüentemente, podem ser consideradas como inertes.

Tabela 4.5 – Teores obtidos no teste de respirometria dos resíduos sólidos urbanos coletados no lixão Linha Rincão do Engenho.

Ponto de coleta	Profundidade (cm)	$C\text{-}CO_2$ ($mg\ g^{-1}$)
CM 1	0-50	1,19
	150-200	NA
CM 2	0-50	4,30
	150-200	2,59
CM 3	0-50	1,81
	150-200	NA
CM 4	0-50	6,16
	150-200	5,55
CM 5	0-50	12,12
	150-200	20,97
CM 6	0-50	33,85
	150-200	8,10
CM 7	0-50	8,70
	150-200	11,70
CR 46	50-100	6,67
	150-250	9,10
	260-350	9,78
CR 9	50-100	1,63
	150-250	1,36
	260-350	2,29
CR 10	50-100	2,30
	150-250	1,49
	260-350	1,68

NA: não analisado.

Após análise das classificações dos RSU do lixão Linha Rincão do Engenho (item 4.1), da composição gravimétrica (item 4.1.1) e do teste de respirometria (4.1.4), foram obtidos indicativos para afirmar que esses resíduos possuem uma baixa atividade, ou seja, são moderadamente estáveis na sua grande maioria.

4.1.6 Análise físico-química

Nessas análises, foram escolhidas algumas variáveis para a caracterização química, que embora se pareçam limitadas, irão complementar as informações em relação aos ensaios de solubilização e lixiviação.

Os resultados das variáveis físico-químicas analisadas nos RSU do lixão constam na Tabela 4.6.

Os resultados de acidez (pH em $CaCl_2$) demonstraram, na sua totalidade, estar entre os valores aceitáveis (pH de 6,9 a 8,1) para as características do composto, segundo citação de He et al. (1996) apud Escosteguy (2004). Para os resultados somente de pH, das vinte e três amostras coletadas, apenas a amostra 2_2, coletada manualmente, na camada de 150-200 cm ficou acima do padrão, enquanto que das nove amostras coletadas com auxílio de retroescavadeira, nas profundidades de 100 cm, 250 cm e 350 cm, 66,66% apresentaram acima da tolerância do padrão.

O valor da condutividade elétrica obtida nas análises foram maiores que os estabelecidos pelo padrão citado pela ABES (2004) apud Escosteguy (2004), em todas as amostras analisadas, significando possuir maior teor de sais dissolvidos e nutrientes provindos da alta carga orgânica.

Foi observado que os maiores teores de nitrato obtidos nas amostragens dos resíduos ocorreram, somente, no ponto de coleta 9, nas profundidades 50-100 cm e 150-250 cm, acima do padrão estabelecido, segundo a Portaria 518/2004 do MS. As demais amostras não apresentaram teores de nitrato acima do padrão, conforme Tabela 4.6.

Sob análise desses resultados pode-se afirmar que a média dos valores detectados ficam ao redor de pH 7,5, possuindo os RSU características de estabilidade, segundo dados da ABES (2004) apud Escosteguy (2004).

A determinação do pH em uma solução 0,01 mol/L de cloreto de cálcio, permite obter resultados mais consistentes do que a determinação do pH em água. Isto porque, esta última determinação é mais afetada por pequenas quantidades de sais que podem ocorrer nas amostras que chegam ao laboratório (SPERLING, 1996).

Mesmo que a dissolução de sais e nitratos possua correlação entre si, conforme Lawa (2002), os resultados das amostragens nos RSU do lixão demonstraram que a condutividade elétrica ficou acima do padrão em todas as amostras analisadas, mas o nitrato não.

Tabela 4.6 – Resultados obtidos nos ensaio físico-químicos dos resíduos sólidos urbanos do lixão Linha Rincão do Engenho.

Ponto de coleta	Amostra	Profundidade (cm)	pH		Condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$)	Carbono WB (%)	Nitrato ($mg\ L^{-1}$)	N total (%)
			$CaCl_2$	H_2O				
CM 1	1_1	0-50	7,30	7,71	609	4,42	1,70	-
	1_2	150-200	0,00	0,00	0,00	0,00	8,20	-
CM 2	2_1	0-50	7,41	7,99	264	4.80	1,81	-
	2_2	150-200	7,80	8,20	265	3.25	0,61	-
CM 3	3_1	0-50	7,60	8,02	0,00	7.01	1,57	-
	3_2	150-200	7,68	8,07	445	0.00	1,41	-
CM 4	4_1	0-50	7,64	8,01	459	2.44	6,09	-
	4_2	150-200	7,3	7,7	0,00	3.83	4,66	-
CM 5	5_1	0-50	7,58	7,84	652	0.61	4,99	-
	5_2	150-200	7,55	7,92	653	0.74	1,41	-
CM 6	6_1	0-50	7,35	7,66	0,00	1.03	1,42	-
	6_2	150-200	7,04	7,36	495	1.16	4,39	-
CM 7	7_1	0-50	7,67	8,09	0,00	0.48	3,6	-
	7_2	150-200	7,58	7,99	0,00	2.13	4,52	-
CR 8	8_1	50-100	7,08	7,68	565,5	3.87	2.81	0.52
	8_2	150-250	7,04	8,01	1005,0	5.28	4,78	0.34
	8_3	260-350	7,05	8,29	1023,5	5.67	8,18	0.20
CR 9	9_1	50-100	7,34	8,46	427	0.95	231,99	0.39
	9_2	150-250	7,29	8,50	481	0.79	13,58	0.36
	9_3	260-350	7,29	7,47	337,5	1.33	7,25	0.50
CR 10	10_1	50-100	7,15	8,27	294	1.34	6,45	0.28
	10_2	150-250	7,19	8,35	305,5	0.86	2,45	0.74
	10_3	260-350	7,24	8,38	353,5	0.98	6,21	0.42
Variação			6,90-8,10[1]	6,90-8,10[1]	40[2]	18[4]	10[3]	> 1[4]

ND – não detectado. [1] He et al. (1996) apud Escosteguy (2004). [2] ABES (2004) apud Escosteguy (2004). [3]Portaria do Ministério da Saúde 518/2004. [4] Portaria nº. 1 de 4/03/1983. (1996) apud Escosteguy (2004).

Conforme Kiehl (1998), fazendo-se o teste de nitrogênio amoniacal e de nitrato, pode se estimar a fase da decomposição: se existe nitrogênio amoniacal, o material ainda está na fase de bioestabilização; se não se encontra nitrogênio amoniacal, só no nitrato, o fertilizante orgânico está maturado. O comportamento citado pelo autor confere com os teores de N total, obtidos nas amostras retiradas com a retroescavadeira, em três profundidades do lixão, e a detecção do nitrato, indicando que os RSU estão maturados. Enquanto que a análise da relação C/N também indica,

segundo a Portaria nº 1, de 04/03/1983 apud Escosteguy (2004), que o composto encontra-se abaixo do mínimo tolerável de 18/1, para todas as amostras, exceto para amostra 8_3 que ficou acima (28,35) do tolerado (21/1), mas representando na sua totalidade um padrão aceitável para o composto maturado.

Concluindo, a partir dos resultados obtidos em todas as análises já discutidas até o momento, a fase a qual o lixão Linha Rincão do Engenho está caracterizado, é a de maturação, segundo considerações feitas comparando-se os ensaios de lixiviação (Classe II – Não Perigosos), solubilização (Classes IIA - Não Inertes e IIB – Inertes), teste de respirometria (aproximadamente 80% não são instáveis, ou seja, são inertes) e físico-químico (presença de nitrato, em geral, abaixo do padrão).

4.2 Caracterização do solo

Conforme Pastore e Fontes (1998) apud Beck (2005), o objetivo da caracterização e classificação do solo é poder prever o seu comportamento mecânico e hidráulico, conhecendo-se, ao mesmo tempo, suas formas de ocorrência e a geometria das camadas nos locais em estudo. É de fundamental importância, também, conhecer algumas características físico-químicas dos solos para compreender melhor sua função na impermeabilização (ou não) e na retenção/atenuação de lixiviados gerados por resíduos sólidos urbanos aterrados.

4.2.1 Classificação geotécnica do solo

Segundo as informações obtidas junto ao laboratório responsável pela execução dos ensaios para se chegar aos percentuais de limite de liquidez (LL), limite de plasticidade (LP), índice de plasticidade (IP), argila, silte, areia fina e areia grossa, e consultando, a partir daí, os métodos de classificação de solos, HRB e o sistema unificado SUCS, pôde-se chegar à classificação de solo, HRB A-7-5, SUCS-MH. Para o subgrupo A-7-5, as porcentagens enquadradas nesta classificação são: P200 >35%, LL >40, IP >10, IG ≤20, e IP≤ LL – 30, e para o grupo MH, LL >50, muito compressíveis, caracterizados por solos siltosos micáceos ou diatomáceos, siltes elásticos.

Os determinantes deste solo que o levaram a ser classificado nesta classe, além dos percentuais obtidos acima, significam apresentar características como: solo fino, argiloso e de alta compressibilidade. Nos itens a seguir serão apresentados, detalhadamente, os resultados da caracterização do solo do lixão Linha Rincão do Engenho.

4.2.2 Características geotécnicas

Na Tabela 4.7, são apresentadas as características geotécnicas do solo (média de três subamostras), coletado sob os RSU aterrados no lixão em estudo. Os valores dos limites de liquidez (54%) e de plasticidade (34%) e do índice de plasticidade (20%) indicam que a capacidade de impermeabilização desse solo é adequada, pois os valores destas características são considerados adequados, em solos utilizados como camada de impermeabilização de base de aterros de RSU, quando forem maiores ou iguais a 30% (limite de liquidez) e a 15% (índice de plasticidade) (CETESB, 2004). Embora esses resultados indiquem baixa taxa de infiltração de água e do lixiviado gerado na massa de RSU aterrada, decrescendo o gradiente de pressão no interior do lixão, o que é determinante no transporte mecânico – advectivo de substâncias solúveis em direção aos aqüíferos; as características geotécnicas do solo do lixão, como a pequena (< 1,5 m) distância do freático e a base do aterro, a pouca profundidade do perfil do solo (< 3,0 m), a presença de fendas nas rochas que originaram o solo indicam que o aqüífero não está protegido, podendo ser contaminado com a disposição de RSU nessa área. Nesse caso, seria recomendável que o aterro não fosse implantado nesse local. Como o aterro existe nesse local, esse deveria, no mínimo, contar com um sistema de impermeabilização suplementar ao do solo natural, visando maior proteção ao aqüífero freático.

Os resultados da Tabela 4.7 mostram que predominam partículas de silte (41,1%) e de argila (38,08%), em detrimento das partículas de areia (20,82%), na composição gravimétrica do solo do lixão. O predomínio de partículas finas (argila) e médias (silte), nesse solo, está em acordo com os resultados obtidos para os limites de liquidez e de plasticidade. Os valores do limite de plasticidade desse solo, quando cotejados com o gráfico de plasticidade de Casagrande (VARGAS, 1977), indicam que as argilas do solo do lixão podem ser consideradas como de mediana plasticidade.

Por outro lado, o índice de plasticidade (IP) obtido foi 20, sugerindo que o solo é altamente plástico, de acordo com o proposto por Caputo (1988). Conforme esse autor, valores de IP > 15 indica solo altamente plástico e entre 7 a 15, solos medianamente plásticos. Assim, os percentuais de argila e silte não concordaram com o ensaio de plasticidade.

Tabela 4.7: Características geotécnicas do solo do lixão Linha Rincão do Engenho.

Característica	
Limite de liquidez (%)	54,00
Limite de plasticidade (%)	34,00
Índice de plasticidade (%)	20,00
Argila (%)	38,08
Silte (%)	41,10
Areia fina (%)	16,68
Areia grossa (%)	4,14

É possível verificar que a superfície do terreno, como um todo, possui significativa inclinação, possuindo em média de 15 a 45 % de declividade, estando o lixão na área mais baixa, próxima ao córrego, ao qual retém as águas superficiais e de escoamento subterrâneo. Isso leva a concluir que na parte mais baixa do terreno, o solo apresenta zonas de acumulação de água que poderiam armazenar poluentes.

4.2.3 Características morfológicas e classificação pedológica

A descrição morfológica do perfil do solo do lixão mostrou que esse apresenta seqüência de horizontes A-C-R, os quais são encontrados sobre a rocha, parcialmente alterada, caracterizando o horizonte C; ou a rocha inalterada, caracterizando a camada R. A declividade varia de 15 a 45%, na área do lixão e no entorno dessa, caracterizando relevo do tipo forte ondulado. O perfil examinado (Figura 4.8) apresentou espessura de 45 cm, sendo o horizonte A presente nos primeiros 28 cm e o C no restante do perfil.

As características morfológicas do horizonte A foram cor do solo úmido bruno avermelhada escura, correspondente a matriz 5YR, croma 3 e valor 2, da tabela de Munsell. A classe textural correspondeu a franco siltosa, como presença de cascalhos e pedras na superfície e no interior desse horizonte. A estrutura do horizonte A é do tipo granular, com tamanho pequeno; enquanto a consistência molhada é ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

As características morfológicas do horizonte C não foram descritas, pois esse apresentou muitas pedras e pedaços de rochas em decomposição.

As características químicas dos horizontes A e C constam na Tabela 4.8. Os valores de pH em água (6,3 e 6,5), os altos teores de cálcio (Ca; 10,3 e 11,1 $cmol_c\ dm^{-3}$) e de saturação por bases (84 e 87%) mostram que esses horizontes são poucos lixiviados, o que deve-se a pouca infiltração e, conseqüentemente, quantidade de água excedente nesse solo, devido ao relevo acentuado. Essas características indicam que esse solo é classificado como eutrófico, no terceiro nível, da classificação taxonômica, do sistema brasileiro de classificação de solos (EMBRAPA, 1999). Além disso, essas condições de pH, ou de baixa acidez, indicam que os metais eventualmente adicionados nesse solo, pelos resíduos sólidos, dispostos no lixão, tendem a insolubilizar parcialmente, o que decresce a mobilidade e biodisponibilidade desses elementos.

Os horizontes analisados também apresentaram valores elevados de CTC (17,5 e 18,8 $cmol_c\ dm^{-3}$) (Tabela 4.8). Esses valores indicam que esse solo apresenta, naturalmente, boa capacidade de adsorção de cátions metálicos, como o Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd, Ni, etc. A alta capacidade de adsorção de cátions do solo do lixão decresce a mobilidade dos metais na fase líquida, o que minimiza a contaminação dos aqüíferos, pelos metais presentes nos resíduos sólidos adicionados no lixão.

Essa capacidade do solo foi conferida avaliando os teores de metais obtidos no monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, podendo-se constatar que estão de acordo com o comportamento do solo em reter a maioria dos metais citados acima, como o esperado. Apenas o Fe e o Mn foram os dois metais mais abundantes nas amostras de águas dos poços de monitoramento, sendo, em geral, não detectados no córrego.

Considerando as características do perfil do solo (pouco espesso, seqüência de horizontes A-C-R, afloramento de rochas, cascalho e fragmentos de rocha), a consistência e a cor, e a situação de relevo (forte ondulado), o solo da área tem características para ser classificado como Neossolo e, como o horizonte A está sobre a rocha; Neossolo Litólico (EMBRAPA, 1999).

No terceiro nível categórico, esse Neossolo Litólico é classificado como eutrófico, pois a saturação por base é maior que 50%, sendo, portanto, classificado como Neossolo Litólico eutrófico (EMBRAPA, 1999).

Além desse Neossolo, observou-se na área do lixão a ocorrência de pequenas variações no perfil do solo, onde a seqüência de horizonte é do tipo A-B-C. Esse solo, pouco expressivo na área, ocorre de forma associada ao Neossolo, em situação de relevo menos acentuado (ondulado). Como ocorre em menor extensão, e fora do local de disposição de resíduos sólidos do lixão em estudo, ele não foi caracterizado.

Tabela 4.8: Atributos químicos dos horizontes A, C e fundo, extraídos com os métodos de rotina, do solo da área do lixão Linha Rincão do Engenho.

Amostra	pH	Ind.	P	K	MO	Al	Ca	Mg	H+Al	CTC	Saturação		
	H_2O	SMP	mg dm^3		(%)	cmol$_c$ dm^3					Bases	Al	K
											(%)		
H.A	6,3	6,4	7	470	2,1	0,0	10,3	3,3	2,8	17,5	84	0	6,9
H.C	6,5	6,5	2	99	1,0	0,0	11,1	5,0	2,5	18,8	87	0	1,3
Amostra de fundo	4,6	4,5	9	142	2,9	3,0	1,1	0,5	24,4	26,3	07	62	1,4

Amostra de fundo = amostra do solo coletada abaixo dos resíduos com auxílio da retro (corpos de prova).

4.2.4 Metais ambientalmente disponíveis

Foram realizadas análises para investigar os teores ambientalmente disponíveis no solo, de zinco, cobre, manganês, ferro, chumbo, cádmio, prata e cromo, além de micronutrientes e enxofre, conforme apresentados nas Tabelas 4.9 e 4.10.

4.2.4.1 Metais no solo

Informações obtidas junto a FEPAM, órgão estadual responsável pela fiscalização das ações ambientais, no Rio Grande do Sul, indicam que, nesse estado, ainda não foram estabelecidos os valores orientadores para concentrações de metais em solos de áreas suspeitas de contaminação ambiental (MOHRDIECK, 2005).

Considerando essas informações da FEPAM, a interpretação das concentrações de metais obtidas no solo do lixão, com o método 3050B, da USEPA foi realizada com base nos valores

estipulados no "Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo", da CETESB (2001). A FEPAM aceita esses valores para análise de metais em solos gaúchos.

Na Tabela 4.9, constam os resultados das concentrações dos metais obtidos na análise do solo do lixão e nas amostras onde foram descritas as características morfológicas (horizontes A e C), além dos valores de referência, sugeridos pela CETESB (2001), para os metais analisados. Os resultados apresentados nessa tabela mostram que os metais analisados ocorrem naturalmente no solo da área investigada, pois foram detectados nas amostras utilizadas para a descrição morfológica (horizontes A e C), onde não houve depósito de RSU.

Os resultados da Tabela 4.9 mostram que os teores de Zn foram semelhantes em todas as amostras avaliadas, sendo esses menores que os limites de alerta da CETESB (2001). Esse limite indica a menor concentração do metal no solo que causa toxicidade às plantas, tendo sido estabelecido com base na literatura nacional. Conforme discutido no item 4.4.2, não foram verificados problemas de toxicidade nas plantas avaliadas neste trabalho, o que concorda com o critério da CETESB.

Em todas as amostras de solo avaliadas, exceto na amostra 3, coletada para o corpo de prova (item 4.2.4.2), o teor de Cu ultrapassou os limites estabelecidos pela CETESB como crítico para ações de intervenção. Os valores de intervenção indicam o limite de qualidade acima do qual existe risco a saúde humana e ao ambiente (CETESB, 2001). Como a contaminação desse metal foi maior no solo fora do lixão (Horizontes A e C) que nas 3 amostras coletadas nessa área, como não foi constatada nas plantas avaliadas neste trabalho (item 4.4.2) e como os valores da CETESB são para solos típicos do estado de São Paulo, para que ações de intervenção, baseadas exclusivamente no teor de Cu, sejam recomendadas, estudos adicionais devem ser realizados, antes de confirmar, de forma mais evidente se isso é plenamente justificado.

Os teores de Fe e Mn foram menores na amostra coletada para o estudo da capacidade de atenuação do solo (item 4.2.4.2), em relação as demais amostras analisadas (solo testemunha). Nessas outras amostras, os teores de Fe e Mn foram semelhantes, sugerindo que as amostras 1 e 2 não foram contaminadas pelos RSU (Tabela 4.9).

Os resultados obtidos com a extração de Fe, Mn, Zn e Cu nas amostras do lixão (amostras 1, 2 e 3, Tabela 4.9) mostram que a concentração desses metais no solo decresceu na ordem Fe > Mn > Zn = Cu. Com exceção do Cu, essa ordem de abundância concordou com a ordem de absorção desses metais pelas plantas avaliadas neste trabalho (item 4.4.2). Isso foi observado, embora as formas dos metais extraídos no solo representem os teores ambientalmente disponíveis e não um índice exclusivo de biodisponibilidade para as plantas.

Foi observado que para os metais chumbo, cádmio, prata e cromo, os teores obtidos estão abaixo do limite de referência da CETESB (2001) para duas amostras (amostras 42 e 45) e ND (não detectado) para as demais (Tabela 4.9).

A Tabela 4.10 apresenta os teores para a amostra de fundo, retirada sob a massa de resíduos. Como a amostra de solo foi coletada abaixo dos resíduos com auxílio da retroescvadeira (corpos de prova), esperava-se apresentar resultados divergentes do que se obteve. Os teores indicam para todos os metais, exceto para o Fe e Mn que não possuem valores limites na CETESB, estarem abaixo dos limites de referência da CETESB (2001), caracterizando não contaminadas.

Tabela 4.9: Teores de zinco, cobre, manganês, ferro, chumbo, cádmio, prata e cromo ambientalmente disponíveis em amostras de solo, do lixão Linha Rincão do Engenho.

Metal	Amostra		Horizonte		Limites da CETESB (2001)		
	Ponto 42 (testemunha)	Ponto 45 (corpo de prova)	A	C	Referência	Alerta	Intervenção
mg kg^{-1}							
Zn	147,41	157,72	179,34	118,24	60	300	500
Cu	148,66	76,38	249,04	247,26	35	60	100
Mn	3.033,03	343,77	2.844,67	3.018,22	-	-	-
Fe	8.556,20	31.958,96	88.184,77	93.564,82	-	-	-
Pb	2,80	ND	ND	ND	17	100	200
Cd	0,20	ND	ND	ND	< 0,5	3	10
Ag	0,00	ND	ND	ND	0,25	2	25
Cr	8,75	ND	ND	ND	40	75	300

- não estabelecido. ND = não determinado.

Tabela 4.10: Resultados de análises de micronutrientes e enxofre do solo do lixão Linha Rincão do Engenho.

Amostra	Enxofre	Boro	Manganês	Zinco	Cobre	Ferro
mg dm^3						
Amostra de fundo	< 1	> 0,1	22	0,9	1,9	1,54

4.2.4.2 Estudo de atenuação

Os resultados obtidos com a análise dos teores de metais no percolado, o qual passou através dos corpos de prova, confeccionados a partir do solo de fundo do lixão, são apresentados na Tabela 4.11.

A diferença entre o teor adicionado de um determinado metal e o teor obtido no percolado, supostamente, representa o teor de metal que ficou retido no solo, sendo considerada neste estudo, como a simulação da atenuação natural do contaminante, que poderia ocorrer no lixão Linha Rincão do Engenho.

Observando os teores de cádmio no percolado de saída, para todas as amostras, constata-se que os resultados foram zero mg L^{-1} (Tabela 4.11), e comparando-se com o que foi adicionado na solução percolada (20 mg L^{-1}) (item 3.1.5.2), concluiu-se que o solo reteve 100% deste metal.

Com os demais metais, a exemplo do zinco e cobre, ocorreu algo semelhante, pois ambos ficaram retidos, em aproximadamente 96,5% no solo, sendo que o que solubilizou em água foi, em geral, nas amostras, apenas 3,5% dos teores desses elementos. A adição feita desses metais na solução percolada correspondeu a 10 e 20 mg L^{-1}, respectivamente (item 3.1.5.2), representando, sob análise dos resultados, significativa atenuação pelo solo. Resultados diferentes foram obtidos na área de disposição de RSU de Passo Fundo, em investigação realizada por Beck (2005). Essa autora relata resultados de 23,0% a 73,6% de incremento de zinco nas amostras de solo, após passar o lixiviado, no mesmo método de ensaio de coluna. Beck (2005) justificou o aumento nas concentrações de zinco no solo analisado, devido aos tipos de minerais presentes no solo classificado como Latossolo, o qual apresenta maiores teores de minerais contendo manganês e zinco (BRASIL, 1973).

A capacidade de retenção do metal cromo no solo variou de 84% a 92%, nos ensaios, indicando um poder de atenuação satisfatório.

As concentrações de cobre encontradas no solo foram muito altas, podendo ser resultante da disposição de RSU no local, mesmo sendo considerado como material de constituição do solo e de formar complexos muito estáveis com os compostos orgânicos (PEDROZO e LIMA, 2001). Ao ser verificado que a solubilização do cobre no ensaio de coluna foi muito baixa, ao contrário do que se esperava pela alta concentração obtida no solo, tal fato pode ser explicado no que diz respeito ao elemento cobre poder ser indiretamente afetado pelas alterações de pH, redução do

ferro e liberação de agentes orgânicos formadores de complexos, segundo Sanches apud Teixeira e Cardoso (1991).

Já os metais chumbo e manganês, foram parcialmente retidos pelo solo, em duas amostras (03/01-Pb e 03/05-Mn) (Tabela 4.11), sendo 40% e 17%, respectivamente, liberados juntos com o percolado. Nas demais amostras para esses elementos, houve uma variação entre 20 % e 50% de retenção, no caso do chumbo, e de, aproximadamente, 69% a 83% de retenção do manganês. Como foram adicionados ao lixiviado artificial 1 mg L^{-1} de manganês e 0,10 mg L^{-1} de chumbo, e comparados com o que ficou retido pelo solo em 80% das amostras, constata-se que, na maioria dos resultados, o solo apresentou poder de atenuação para estes elementos também, mesmo que em 20% isso não tenha ocorrido.

Conforme Brasil (1973), o manganês é um dos minerais que em maiores teores apresentam-se na constituição do solo da região, além de ser altamente dependente do pH aumentando cerca de cem vezes para cada decréscimo de uma unidade do pH (LYNDASAY, 1972 apud BECK, 2005). Com isso, pode-se justificar a solubilização desse metal em quantidade, tanto no percolado como também retido e ambientalmente disponível no solo.

Tabela 4.11: – Teores de metais do percolado, obtido no ensaio de coluna.

Amostra	Cd	Pb	Zn	Cu	Mn	Cr
			mg L^{-1}			
03/01	0,00	0,14	0,35	0,07	0,31	0,08
03/02	0,00	0,05	0,40	0,09	0,23	0,08
03/03	0,00	0,05	0,37	0,07	0,17	0,04
03/04	0,00	0,03	0,36	0,07	0,20	0,05
03/05	0,00	0,02	0,35	0,07	1,17	0,05

4.3 Caracterização físico-química das águas subterrâneas e superficiais

Nas visitas efetuadas no lixão Linha Rincão do Engenho, percorreu-se a massa de resíduos aterrados e não se verificou afloramento e nem escoamento superficial de lixiviado. Assim, não se constatou a contaminação direta do lixiviado no córrego que contorna o local, a uma distância menor que 25 metros da área do lixão.

Nos meses de verão e início de outono, em que foi realizado o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, houve uma forte estiagem no estado do Rio Grande do Sul, bem como na região do lixão. Assim, o nível de água dos poços de monitoramento foi afetado, uma vez que as águas aluviais infiltraram em menor quantidade no solo, resultando em até três poços secos, em determinados meses. Já o córrego monitorado teve sua vazão reduzida visivelmente, mas isso não impossibilitou as coletas de água à montante e nem a jusante do lixão investigado.

Em função do baixo nível do lençol freático, os poços de monitoramento PM 5, PM 2 e PM 3 não foram amostrados nos meses de março (PM 5), abril (PM 2), maio (PM 2 e PM 3), junho (PM 3) e setembro (PM 2). Nesses meses, o déficit hídrico correspondeu a 164,6 mm, 55 mm, 36,5 mm, 167,5 mm e 112,8 mm, respectivamente (FEPAGRO, 2006). Por outro lado, foi observado que dentre os níveis de água registrados, no momento das amostragens, os poços PM 1 (à montante do lixão) e PM 4 (à jusante) foram os que armazenaram água, em todos os meses do monitoramento, não sendo afetados pela estiagem.

4.3.1 Análises físico-químicas e microbiológicas

Nas Tabelas 4.12 a 4.16 constam as características físicas, químicas e microbiológicas das águas dos cinco poços de monitoramento e do córrego obtidas nas amostragens efetuadas, durante os meses de janeiro a junho e em setembro de 2006.

Os teores das diferentes formas de nitrogênio, de flúor e cromo hexavalente, obtidos nas análises das águas monitoradas, constam na Tabela 4.12. Como mostram os resultados dessa tabela, a forma predominante de N foi o nitrato (NO_3^-), sendo em geral o teor de N amoniacal muito baixo (< 1,92 mg/L) e o de nitrito não detectado, tanto nas águas subterrâneas, como superficiais. Os teores de NO_3^- variaram de 0 (PM 1, ND) a 303 mg/L (PM 5, setembro), sendo

maiores que o valor máximo permitido (10 mg/L) pela portaria 518/2004, em todas as amostragens feitas nos PM 3, 4 e 5 e, em geral no PM 2. Por outro lado, no poço a montante (PM 1), os teores de NO_3^- foram menores que os obtidos nos poços a jusante e também menores que o valor de referência (Tabela 4.12).

Nas amostragens realizadas nas águas de superfície, à montante e a jusante do córrego, os teores de NO_3^- acompanharam o mesmo comportamento verificado nas águas subterrâneas (Tabela 4.12). Os teores de NO_3^- variaram de 0 (montante, ND) a 17 mg/L (jusante, janeiro), sendo maiores que o valor máximo permitido (10 mg/L) pela resolução do Conama 357/05, em todas as amostragens feitas à jusante nos meses de janeiro a março, e, em geral, foi maior que o observado no ponto amostrado à montante. Por outro lado, no ponto a montante do córrego, os teores de NO_3^- foram menores que o valor de referência, no entanto, maiores que os obtidos no poço de monitoramento de água subterrânea, localizado a montante (PM 1) do lixão (Tabela 4.12).

Os teores de NO_3^- obtidos nos PM 1 a 5 indicam que as águas subterrâneas estão contaminadas com nitrogênio e que essa contaminação deve-se ao lixão Linha Rincão do Engenho. Segundo Guerra e Cunha (2001), o nitrato pode gerar sérios danos à saúde humana e ao meio ambiente, desde cheiro desagradável à toxicidade e inutilização da água potável, doenças em recém-nascidos e poluição da água subterrânea.

Por ser considerado um dos principais agentes poluidores das águas, o nitrogênio pode ser encontrado em diversas formas, mas, nos processos bioquímicos de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática. Sendo um elemento indispensável para o crescimento de microorganismos depuradores da água e também das algas, o nitrato (nutriente) pode, em elevadas concentrações, conduzir a um crescimento exagerado desses organismos (processo denominado eutrofização) e causar toxicidade aos peixes. Em corpos d´água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição. Poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato (SPERLING, 1996 apud LAWA, 2002).

Foi observado que os maiores teores de NO_3^- obtidos nas amostragens das águas subterrâneas ocorreram no mês de setembro, sendo, a que tudo indica, o responsável por esses resultados, o revolvimento dos RSU, realizados pelas máquinas que estavam sendo usadas no processo de recuperação do lixão, iniciado um mês antes dessas amostragens (agosto). Como o N ocorre em várias formas e estados de oxidação dentro do ciclo biogeoquímico, se existe o nitrogênio amoniacal, o material ainda está na fase de bioestabilização. Por outro lado, se não

predomina o nitrogênio amoniacal, mas o nitrato, isso indica que o os RSU orgânicos estão maturados (KIEHL, 1998), e desta forma não necessitaria que a área do lixão fosse recuperada.

Tabela 4.12: Teores de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, fluoreto e cromo em águas subterrâneas e superficiais, amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho.

Variável	Mês	Pontos amostrados							
		PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	Referência*	Córrego	
							Port. MS 518/04	Montante	Jusante
		mg L^{-1}							
Nitrogênio amoniacal	Jan	0,32	ND	ND	ND	0,32	-	ND	0,21
	Fev	ND	ND	ND	0,96	0,43		0,32	0,32
	Mar	0,32	0,74	1,07	1,39	--		0,64	1,92
	Abr	0,1	--	1,17	0,32	0,41		0,1	ND
	Mai	0,53	--	--	ND	0,64		0,96	0,42
	Jun	0,21	0,85	0,32	1,92	1,07		0,32	0,42
	Set	0,32	--	0,53	0,96	0,85		0,53	0,64
Nitritos ($N\text{-}NO_2$)	Jan	0,006	0,09	0,09	0,05	0,1	1	0,05	0,02
	Fev	ND	ND	0,03	0,05	0,01		ND	0,006
	Mar	ND	ND	ND	0,1	--		ND	0,02
	Abr	ND	--	ND	ND	ND		ND	ND
	Mai	ND	--	--	0,02	0,09		ND	0,01
	Jun	ND	0,02	--	0,08	0,01		ND	ND
	Set	0,006	--	0,04	0,01	0,006		ND	ND
Nitrato (NO_3^-N)	Jan	0,47	247,5	127,5	252	148	10	1,12	17,3
	Fev	1,27	6,04	195,8	221,5	254,1		2,62	14,7
	Mar	0,82	150,1	124,2	136,3	--		0,84	13,05
	Abr	0,37	--	31,95	243	46,4		0,85	5,85
	Mai	1,4	--	--	102,7	276,8		5,97	5,35
	Jun	ND	5,94	--	90,68	130,73		ND	1,49
	Set	0,66	--	115,2	209,4	303,32		0,21	0,92
Fluoreto (F^-)	Jan	ND	ND	ND	ND	ND	1,5	ND	ND
	Fev	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND
	Mar	ND	ND	ND	ND	--		ND	ND
	Abr	ND	--	ND	ND	ND		ND	ND
	Mai	0,22	--	--	0,2	0,17		ND	ND
	Jun	ND	ND	--	ND	ND		ND	ND
	Set	ND	--	ND	ND	ND		ND	ND
Cromo hexavalente livre (Cr^{6+})	Jan	ND	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	ND
	Fev	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND
	Mar	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND
	Abr	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND
	Mai	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND
	Jun	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND
	Set	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND

ND: não detectado; -- sem amostra de água (poço seco); - não consta parâmetro; * para estas variáveis, os valores de referência da portaria do Ministério da Saúde 518/2004 e resolução CONAMA 357/2005 são os mesmos, exceto para o fluoreto, 1,4 mg L^{-1} e nitrogênio amoniacal 3,7 mg L^{-1} segundo a Res. Conama 357/05.

Comparando-se os resultados da variável NO_3^-, obtidos nas águas subterrâneas do lixão Linha Rincão do Engenho, com o estudo realizado em área de disposição irregular de RSU, como

o atual aterro controlado de São João da Bela Vista de Passo Fundo, a partir do monitoramento das águas do lençol freático em 2004 e 2005 (BECK, 2005), constatou-se que os resultados foram menores que o padrão de referência (10 mg/L) da portaria 518/2004, e, portanto, as águas não estavam contaminadas por este elemento, indicando que os melhoramentos realizados para a transformação de lixão em aterro controlado, repercutiram em benefícios ao meio ambiente.

Considerando a composição gravimétrica dos RSU (item 4.1.1), os ensaios de lixiviação e de solubilização (itens 4.1.2 e 4.1.3) que indicaram que os RSU são Classe IIA – Não Inertes, os resultados do teste de respirometria, indicando que os resíduos em geral são moderadamente estáveis (item 4.1.4), e os resultados das análises físico-químicas dos RSU (item 4.1.5), especificamente o nitrato, o qual apresentou-se acima do parâmetro de referência em 82% das amostras, os resultados das águas (Tabela 4.12) podem ser melhor interpretados. Foi observada nitidamente uma estreita correlação entre os resultados dos elementos: RSU, extratos dos RSU e águas subterrâneas e superficiais, demonstrando que os RSU depositados no lixão Linha Rincão do Engenho são realmente, não-inertes e moderadamente estáveis.

Em relação ao F^- e Cr^{6+}, não foram observadas presenças destes elementos nas águas subterrâneas e superficiais. Concordando com os resultados presentes no solo, de certa forma não estão afetando os mananciais próximos ao local, demonstrando que estão adsorvidos nos minerais ou na matéria orgânica do solo. Estes dados estão de acordo com o modelo matemático desenvolvido e observações conduzidas por Bozkurt et al. (1999, 2000), que demonstraram que a dispersão em longo prazo de ânions e metais em áreas de resíduos sólidos urbanos é altamente minimizada pela complexação com a fase húmica presente no local.

Além disso, a não detecção do F^- e Cr^{6+} nas águas monitoradas está de acordo com os baixos teores desse elemento inorgânico e metal, respectivamente, obtidos nos ensaios de lixiviação (item 4.1.2, Tabela 4.3), poupando o ambiente e a saúde pública dos seus efeitos nocivos e, em geral tóxicos, pois se concentram na cadeia alimentar, resultando num grande perigo para os organismos situados nos degraus superiores (SPERLING, 1996 apud LAWA, 2002).

Na seqüência, são apresentados na Tabela 4.13 os resultados das variáveis relacionadas à carga orgânica, caracterizada pela turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO_5), oxigênio dissolvido (OD) e cor. Conforme Barbosa et al. (2000), a matéria orgânica dissolvida, por apresentar substâncias altamente solúveis pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades da disposição dos RSU acumulados, até dispersar e atingir poços artesianos, levando a conseqüências extremamente sérias para o ambiente e para a saúde pública.

Como esperado, as águas coletadas nos quatro poços de monitoramento instalados à jusante do lixão (PM 2 a 5) apresentaram algumas características físico-químicas, relacionadas à carga orgânica, com teores mais altos que o PM 1. No entanto, os resultados obtidos nas amostras das águas superficiais demonstraram não haver diferença de qualidade, entre os pontos à montante e à jusante do córrego.

De maneira geral, os teores de STD, DQO, OD e os valores de turbidez e o tipo de cor obtidos nos PM 2 a 5 foram maiores que os obtidos no PM 1 e que os valores máximos permitidos pela portaria 518/2004 (Tabela 4.13).

Como o córrego existente na área do lixão percorre um deslocamento à montante deste e depois segue seu percurso à jusante, ele é um importante componente a ser avaliado para verificar a existência de contaminação pelos RSU. Todavia, os teores de turbidez e STD obtidos nos dois pontos amostrados, mesmo apresentando-se abaixo do padrão de referência (100 e 500 mg L^{-1}, respectivamente) Tabela 4.13) para as águas superficiais, segundo a resolução do Conama 357/05, foram muito próximos. Isso indica a existência de outra fonte de contaminação, à montante do lixão, sendo possível atribuir aos despejos domésticos (existência de outras propriedades rurais) até aos dejetos de animais (domésticos e de criação), que resultou também numa coloração amarelada em todas as amostras analisadas (Tabela 4.13).

Outro indicador de fundamental importância na caracterização do grau de poluição e de contaminação por RSU, segundo Jucá et al. (1999), é a carga orgânica, expressa em termos de DQO e de DBO. Esses indicadores retratam o teor de MO, indicando o potencial do consumo do oxigênio dissolvido. Interpretando os resultados da Tabela 4.9, a DBO nas amostras das águas superficiais variou de 1,1 mg L^{-1} (montante, maio) a 5 vezes o padrão de referência (5 mg L^{-1}) da resolução do Conama 357/05, no mês de março, e à jusante do córrego. Embora exista uma relação direta entre a DBO e OD, esta variável, em geral, apresentou-se acima de 5 mg L^{-1} (resolução do Conama 357/05).

O valor máximo permissível de DBO_5 e de DQO para as águas subterrâneas não consta na portaria 518/04 do MS. No entanto, quando uma amostra analisada apresentar alta DBO_5, alto DQO, pH ácido e diversos compostos potencialmente tóxicos (SERAFIM, 2003), isso caracteriza o lixiviado de RSU. Segundo Barbosa et al. (2000), a percolação do lixiviado tem como conseqüência a contaminação de mananciais de águas subterrâneas, lagoas e o solo. Os resultados obtidos nas amostras das águas dos poços de monitoramento PM 2 a 5, tanto para DBO_5 como DQO, situaram-se numa faixa abaixo de 100 mg L^{-1}. Verificou-se uma concentração de DBO_5 variando de 4,35 mg L^{-1} (PM 3, setembro) a 35,6 mg L^{-1} (PM 3, abril e PM 4, março) e DQO de 23 mg L^{-1} (PM 2, fevereiro) a 98 mg L^{-1} (PM 4, março) (Tabela 4.13).

Tabela 4.13: Teores de turbidez, sólidos totais dissolvidos, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e cor em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho.

Variável	Mês	Pontos amostrados								
		PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	Referência Port. MS 518/04	Córrego Montante	Córrego Jusante	Referência Conama 357/05
		mg L^{-1}								
Turbidez (NTU)	Jan	35,40	1111	72,5	76	209,7	05	49,2	50,7	100
	Fev	40,90	521,4	25,5	4,77	191,5		83	83,5	
	Mar	63,8	914,5	245,5	690,8	--		24,9	17,3	
	Abr	6,53	--	874,8	13,5	810,6		17,3	15,3	
	Mai	8,3	--	--	10,6	71,4		13,4	15,6	
	Jun	86,02	311	--	8,48	41,19		41,62	40,3	
	Set	9,35	--	381,8	20,03	945		13,11	15,59	
STD	Jan	143	3182	1857	3215	531	1000	122	287	500
	Fev	173	86	2096	1965	2176		154	248	
	Mar	126	4208	2351	3713	--		97	178	
	Abr	95	--	3457	2112	4912		60	112	
	Mai	119	--	--	1824	3734		169	182	
	Jun	143	538	--	2081	2843		94	109	
	Set	427	--	2710	2643	5022		76	84	
DQO (mg L^{-1})	Jan	12	77	65	47	43	-	NA	NA	-
	Fev	2,6	23	34	56	68		NA	NA	
	Mar	6,2	78	56	98	--		NA	NA	
	Abr	2,35	--	78,2	61,5	63		NA	NA	
	Mai	4,6	--	--	59,5	70,7		NA	NA	
	Jun	9,8	57,5	93,8	58,5	80,9		NA	NA	
	Set	30	--	35,64	34	38		12	35,64	
DBO_5 (mg L^{-1})	Jan	3,2	35	29,5	22,8	19,5	-	10	12,5	05
	Fev	1,2	11	165	26	32		15,3	16,6	
	Mar	2,3	27,6	22	35,6	--		12	25	
	Abr	1,1	--	35,6	23,9	18,8		1,2	1,3	
	Mai	1,8	--	--	19,5	28,6		1,1	2,2	
	Jun	3,3	21,4	29,3	16,9	28,5		2,3	2,6	
	Set	3,4	--	4,35	4,95	4,5		5	4,60	
OD (mg/ L^{-1} O_2)	Jan	6,88	7,66	6,09	7,86	6,09	-	8,65	8,25	Acima de 5
	Fev	2,3	4,6	3,9	3,2	3,2		4,7	4,6	
	Mar	4,4	4,56	3,80	5,32	--		7,14	7,14	
	Abr	6,88	--	5,89	4,91	6,09		7,2	8,65	
	Mai	7,07	--	--	7,47	6,48		6,68	7,0	
	Jun	8,84	7,27	7,07	5,30	5,50		9,63	9,24	
	Set	7,6	--	8,1	8,4	8,2		8,90	8,1	
Cor	Jan	Amar.	Amar.	Amar.	Amar.	Amar.	Ausente	Amar.	Amar.	-
	Fev	Amar.	Amar.	Amar.	Amar.	Amar.		Amar.	Amar.	
	Mar	Amar.	Amar.	Amar.	Amar.	--		Amar.	Amar.	
	Abr	Amar.	--	Marrom	Amar.	Marrom		Amar.	Amar.	
	Mai	L.amar.	--	--	Amar.	Am.res.		Amar.	Amar.	
	Jun	Amar.	Am.res	--	Am.res	Am.res		Amar.	Amar.	
	Set	Am.res.	--	Am.res.	Am.res.	Am.res.		Amar.	Amar.	

ND: não detectado. -- sem amostra de água (poço seco). - não consta parâmetro. NA: não analisado.

Comparando os resultados das análises de DBO_5 e DQO obtidos nas amostras de água de um córrego e do chorume, para a avaliação da contaminação e poluição ambiental, de uma área de influência de um aterro controlado, Sisinno (1996) obteve, em amostra de água, 2.800 e 5.200 mg L^{-1} para DBO_5 e DQO, respectivamente, e 4.000 e 11.500 mg L^{-1} para as mesmas medições, em

chorume. Com isso, pôde-se afirmar que o chorume foi o principal causador da alta carga orgânica nas águas e que, no estudo do lixão Linha Rincão do Engenho, isso não ocorreu.

As concentrações de DQO acompanharam o observado por Oliveira (2001), em estudo de avaliação da qualidade da água subterrânea, à jusante do depósito de resíduos sólidos municipais. Segundo esse autor, as concentrações de DQO, nas amostras dos piezômetros, variaram inversamente com a precipitação pluvial anual, sendo atribuída ao mecanismo de diluição pela chuva. Verificou-se nos resultados obtidos nas águas subterrâneas do lixão Linha Rincão do Engenho, em geral, nos meses em que ocorreu a estiagem (março, abril e maio) essa mesma tendência.

Analisando as variáveis da Tabela 4.13 e buscando relacioná-las com os teores observados de NO_3^- (Tabela 4.12), já que esse íon é mineralizado dos compostos orgânicos, e ainda com a composição gravimétrica (item 4.1.1), pode-se afirmar que estas variáveis estão de acordo, pois, em geral, houve elevada turbidez, STD, cor (Tabela 4.9) e alto teor de massa pastosa (item 4.1.1) e de NO_3^- (Tabela 4.12), o que indica a estreita interação existente entre os elementos que foram mineralizados.

Os teores de fósforo total (P) e a população de coliformes totais e fecais, obtidos nas análises das águas superficiais e freáticas, coletadas na área monitorada constam na Tabela 4.14.

Como mostram os resultados da Tabela 4.14, os teores de P variaram com o ponto e o mês de coleta das águas subterrâneas, à jusante da área (PM 2 a 5), sendo, na maior parte das amostras, maiores que os obtidos no ponto à montante (PM 1). Assim, houve uma tendência de contaminação com P nas águas subterrâneas, exceto nos PM 2 a 3 (mês de fevereiro), onde o teor desse elemento foi maior no ponto à montante (PM 1). Como não tem valor de referência de P na portaria 518/04 do MS, os teores obtidos nos PM 1 a 5, podem ser comparados com o padrão do Conama para as águas superficiais, Classe II ($P \leq 0,05$ mg L^{-1}). Pode-se assumir que o teor desse último padrão seja mais tolerante que o de potabilidade, pois cursos de água Classe II, segundo a classificação da resolução do CONAMA 357/2005, são aqueles destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aqüicultura e à atividade de pesca.

Verificou-se uma concentração de P nas águas subterrâneas variando de 0,13 mg L^{-1} (PM 3, fevereiro) a 2,40 mg L^{-1} (PM 3, junho) e nas águas superficiais de 0,09 mg L^{-1} (montante, fevereiro) a 1,89 mg L^{-1} (jusante, março).

Tabela 4.14: Teores de fósforo total, coliformes totais e fecais em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho.

Variável	Mês	Pontos amostrados								
		PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	Referência	Córrego		Referência
							Port. MS 518/04	Montante	Jusante	Conama 357/05
		mg L^{-1}								
Fósforo total	Jan	0,72	1,25	1,06	0,85	0,29	-	0,43	1,03	0,05
	Fev	0,22	0,21	0,13	0,26	1,35		0,09	0,40	
	Mar	0,53	1,18	1,06	0,89	--		0,90	1,89	
	Abr	0,26	--	0,32	0,22	0,24		0,15	0,12	
	Mai	0,58	--	--	1,33	0,79		0,43	0,99	
	Jun	1,03	1,28	2,40	0,35	1,24		0,42	1,03	
	Set	0,28	--	0,19	0,36	0,95		0,30	0,38	
Coliformes totais (NMP/100mL)	Jan	34000	7900	1870	14000	4000	Ausência/ 100mL	4600	54000	-
	Fev	1100	13000	13000	13000	170000		930	450	
	Mar	780	ausente	ausente	7900	--		200	780	
	Abr	7900	--	--	4900	450		35000	13000	
	Mai	ausente	--	--	ausente	ausente		4600	2200	
	Jun	3300	170000	--	130	20		330	220	
	Set	800	--	8000	8000	200		200	9000	
Coliformes fecais (NMP/100mL)	Jan	4000	3300	100	100	1100	Ausência/ 100mL	ausente	1400	-
	Fev	1100	2200	13000	13000	170000		930	450	
	Mar	780	ausente	ausente	1400	--		200	780	
	Abr	ausente	--	--	680	ausente		1100	930	
	Mai	ausente	-	--	ausente	ausente		1700	1700	
	Jun	120	170000	--	20	<1,8		330	220	
	Set	<1,1	--	5000	<1,1	<1,1		<1,1	<1,1	

ND: não detectado. -- sem amostra de água (poço seco). - não consta parâmetro.

Dessa forma, constata-se que os teores de P, tanto das águas subterrâneas, como superficiais, são maiores que o do padrão do Conama e que isso ocorreu tanto à montante, como à jusante da área monitorada.

Por outro lado, os resultados apresentados na Tabela 4.14 também mostram que houve maior teor de P nas amostras de águas superficiais, coletadas a jusante que à montante da área monitorada, exceto no mês de abril. Como esse efeito não foi tão evidente nas águas subterrâneas, isso indica que a contaminação de P tem uma contribuição expressiva via fluxo superficial, não sendo, predominantemente, subsuperficial, como o verificado com o nitrato (Tabela 4.12).

Conforme Faria (1993), o P é um elemento pouco móvel no solo, não sujeito a perda por lixiviação. Por outro lado, esse elemento movimenta-se com facilidade, variando com o tipo de solo, no sentido horizontal, podendo atingir corpos d´água. No entanto, o P não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas superficiais, mas por ser um elemento indispensável para o crescimento de algas, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos, conseqüentemente ocorrendo a eutrofização.

Os teores de P nas águas superficiais foram similares aos obtidos nas águas subterrâneas (Tabela 4.14), ou quando menores no córrego, situaram-se na mesma faixa de grandeza. Esse aspecto também indica que o P tende a se disseminar mais por fluxo superficial que subsuperficial.

Em geral, a avaliação da população de bactérias do grupo dos coliformes totais e fecais mostrou que não houve diferença expressiva entre os pontos de coleta à montante e à jusante, tanto em se tratando de águas superficiais, como subterrâneas, sendo que ambas estão contaminadas por esse tipo de bactérias, considerando o padrão de potabilidade, que é de ausência em 100 ml (Tabela 4.14). Eventualmente, em alguns meses, essas bactérias não foram detectadas, ou seja, houve ausência de coliformes nas águas amostradas, enquanto que em outros meses, foram obtidos valores muito altos, dependendo do ponto de coleta avaliado.

Como mencionado anteriormente (item 4.3.1), esses resultados devem ter sido influenciados pela presença de animais soltos (domésticos e de criação) na área do lixão e a existência de outras propriedades rurais à montante, cerca de 3 km de distância da área amostrada, além da disposição inadequada dos RSU. Embora existam estas fontes potenciais de contaminação, a mais provável é que as águas de nascentes e o córrego estejam sendo contaminados pelos dejetos de animais, quando esses entram em contato com essa água para dessedentação.

Na Tabela 4.15 são apresentados os resultados de alguns metais não tóxicos, nas águas monitoradas. Dos elementos analisados nas amostras: Fe, Al, Mn, Cu e Zn, o teor mais expressivo foi o Fe, seguido do Mn. O Al, Cu e Zn, em geral, não foram detectados (ND) nos pontos amostrados, embora os teores de Al tenham sido maiores que os dos padrões de referências, nos meses de abril (PM 3), junho (jusante) e setembro (PM 3, PM 5 e montante) (Tabela 4.15).

Nota-se na Tabela 4.15 que o Fe e o Mn foram os dois metais mais abundantes nas amostras de águas dos poços de monitoramento, sendo, em geral, não detectados no córrego. Enquanto o teor de Fe foi maior que o estabelecido na portaria 518/04 MS (0,3 mg L^{-1}), em 6 dos 7 meses avaliados, no poço à montante (PM 1). Nesse poço, o teor de Mn foi maior que o padrão (0,1 mg L^{-1}) no mês de março.

Segundo Barbosa (2000), certos elementos dissolvidos na água, como o Fe, o Mn e o Al, estão associados à quantidade de matéria orgânica no percolado, o que explica os teores de Fe e Mn obtidos nos PM e à característica de cor, amarela (Tabela 4.13), associada à presença de Fe na água. Os teores de Fe e de Mn têm seus valores máximos permitidos estabelecidos com base em critérios organolépticos, ou seja, que conferem gosto ou odor na água, não sendo considerados tóxicos nessas concentrações (CETESB, 2004).

Os baixos teores de Al e de Cu obtidos nas amostras dos PM e do córrego, de certa forma, estão associados aos valores de pH dessas amostras. Os valores de pH variaram de 6,31 a 7,9, sendo que a partir de pH 6,0 estes dois metais insolubilizam, decrescendo expressivamente na água (CHAGAS, 2000).

Em geral, os teores de Cu e Zn não foram detectados, ou, ainda, foram menores que os dos padrões de referências, segundo a portaria 518/04 do MS e resolução do Conama 357/2005. Isso está relacionado com o fato desses elementos serem pouco solúveis, sendo o cobre o menos solúvel deles (IDE et al., 1993 apud CHAGAS, 2000). Os valores obtidos de Cu somente ultrapassaram o nível de tolerância na amostra coletada no mês de maio, no PM 5.

Tabela 4.15: Teores de ferro total, alumínio, manganês, cobre e zinco em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho.

Variável	Mês	Pontos amostrados								
		PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	Referência Port. MS 518/04	Córrego Montante	Córrego Jusante	Referência Conama 357/05
		mg L^{-1}								
Ferro Total	Jan	1,89	0,2	0,2	0,2	1,28	0,3	3,85	ND	0,3
	Fev	2,53	4	0,24	0,16	0,65		ND	ND	
	Mar	1,18	23,6	9,56	16,7	--		ND	ND	
	Abr	0,43	--	6,38	2,3	14,84		ND	ND	
	Mai	0,38	--	--	0,14	2,62		ND	ND	
	Jun	6,49	9,7	--	0,22	1,39		ND	ND	
	Set	0,12	--	5,03	ND	0,32		ND	ND	
Alumínio (Al^{3+})	Jan	ND	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND	0,1
	Fev	ND	0,2	ND	ND	ND		ND	ND	
	Mar	ND	ND	ND	ND	--		ND	ND	
	Abr	ND	--	0,21	ND	ND		ND	ND	
	Mai	ND	--	--	ND	ND		ND	ND	
	Jun	ND	ND	--	ND	ND		ND	1,12	
	Set	ND	--	0,35	0,18	12,43		1,07	ND	
Manganês (Mn^{2+})	Jan	ND	0,25	0,6	ND	ND	0,1	ND	ND	0,1
	Fev	ND	ND	ND	1,25	0,32		ND	ND	
	Mar	0,19	5,12	1,26	0,57	--		ND	ND	
	Abr	ND	--	0,09	0,21	0,7		ND	ND	
	Mai	0,03	--	--	0,09	0,23		ND	ND	
	Jun	ND	0,06	--	0,93	0,84		ND	ND	
	Set	ND	--	0,1	0,34	1,11		ND	ND	
Cobre (Cu^{2+})	Jan	ND	ND	ND	ND	ND	2	ND	ND	0,09
	Fev	ND	ND	ND	0,03	ND		ND	0,03	
	Mar	ND	0,09	0,06	0,06	--		ND	ND	
	Abr	ND	--	0,07	0,03	0,1		0,03	ND	
	Mai	ND	--	--	ND	0,25		0,03	ND	
	Jun	0,03	0,03	--	0,03	0,03		0,03	ND	
	Set	ND	--	ND	ND	ND		ND	ND	
Zinco (Zn^{2+})	Jan	0,05	ND	ND	0,05	ND	5	ND	ND	0,18
	Fev	0,08	ND	0,13	0,12	ND		ND	0,05	
	Mar	ND	0,04	ND	ND	--		ND	ND	
	Abr	ND	--	0,12	ND	0,17		ND	ND	
	Mai	ND	--	--	ND	0,32		ND	ND	
	Jun	0,07	0,1	--	0,05	0,05		ND	ND	
	Set	ND	--	ND	ND	0,07		ND	ND	

ND: não detectado. -- sem amostra de água (poço seco).

Os baixos teores de Cu e Zn, obtidos nas amostras dos poços de monitoramento e do córrego, estão associados aos resultados do ensaio de solubilização (item 4.1.3), cujos resultados indicam baixos teores desses metais e estão relacionados com os valores de pH das amostras. O pH variou numa faixa de básico a neutro favorecendo que esses metais insolubilizassem (STREY, 2002). O pH influencia na mobilidade do metal no solo, que pode sofrer modificações, formar compostos menos solúveis e tornar-se menos disponível (AAS, 1985 apud MAVROPOULOS, 1999).

Na Tabela 4.16, são apresentados os teores das demais variáveis analisadas. Nas amostras de águas superficiais, não foram solicitadas análises das variáveis: dureza total, sódio, potássio, cálcio e sulfatos. Os teores de condutividade elétrica e de cloretos, nestas amostras, foram baixos, sendo que os valores de cloreto foram menores que o padrão existente (250 mg L^{-1}).

Nas águas subterrâneas, em especial nos poços à jusante (PM 2 a 5), em geral, os teores de condutividade elétrica, em todas as amostras, foram maiores que o do padrão de referência, bem como a dureza (PM 3 a 5) e os teores de sulfatos (PM 2 e 4, março; PM 3 e 5, abril). Os teores de sódio e sulfato foram, em pelo menos uma das amostras à jusante (PM 2 a 5), em cada mês monitorado, maiores que os do padrão de referência (portaria 518/04 do MS). Por outro lado, os teores de potássio e cálcio, em todas as amostras foram menores que os do padrão (Tabela 4.16).

Como o lixiviado é constituído basicamente por água rica em sais, metais tóxicos e matéria orgânica (BARBOSA, 2000), evidenciou-se, neste estudo, altos índices de condutividade elétrica, nos poços de monitoramento à jusante (PM 2 a 5), na maioria dos meses (Tabela 4.16). Essa maior concentração de sais nas águas desses poços deve-se, principalmente, ao fluxo das águas de drenagem subsuperficial, que seguem na direção da área, onde os poços estão locados (Figura 3.6).

Sperling (1996) considera que o valor de dureza situa-se entre 150 e 300 mg L^{-1} $CaCO_3$ e o de água muito dura como sendo > 300 mg L^{-1} $CaCO_3$. A portaria 518/04 estabelece que o padrão de 500 mg L^{-1} e os poços onde o valor de dureza foi maior que esse padrão foram os PM 3, PM 4 e PM 5, os quais estão, possivelmente, num mesmo nível de influência do percolado, pois estão mais alinhados em relação ao local do lixão, onde há maior concentração de RSU (Figura 3.6).

De modo geral, as análises da maioria dos resultados das águas subterrâneas mostraram que há indícios suficientes para considerar essas águas como contaminadas, principalmente, por excesso de íons (NO_3^-, STD, P, Fe e Mn) e coliformes. Já para as águas superficiais do córrego monitorado não é possível de se confirmar a contaminação, devido aos resultados, limitados a dois parâmetros, condutividade e cloretos, por não abrangerem todos os indicadores de qualidade da água, conforme as legislações pertinentes.

Tabela 4.16: Teores de condutividade, cloretos, dureza total, sódio, potássio, cálcio, sulfatos em águas subterrâneas e superficiais amostradas na área do lixão Linha Rincão do Engenho.

Variável	Mês	Pontos amostrados								
		PM1	PM2	PM3	PM4	PM5	Referência Port. MS 518/04	Córrego Montante	Córrego Jusante	Referência Conama 357/05
		mg L^{-1}								
Condutividade (Ms cm^{-1})	Jan	117	2555	3470	3470	978	2000	52,1	325	-
	Fev	131,1	437	2630	2680	2570		43,9	199,1	
	Mar	60,5	3050	2870	2840	--		56,8	212	
	Abr	65	--	1950	80,4	2980		2789	169	
	Mai	54,2	--	--	2830	4380		61,1	176	
	Jun	92,5	319	--	2030	2390		52	321	
	Set	441	--	1719	2440	2670		36,8	55,7	
Cloretos (Cl^-)	Jan	NA	NA	NA	NA	NA	250	0,52	16,6	250
	Fev	NA	NA	NA	NA	NA		45,7	50,9	
	Mar	NA	NA	NA	NA	NA		75,5	55,1	
	Abr	NA	NA	NA	NA	NA		76	65,8	
	Mai	NA	NA	NA	NA	NA		57,6	52,7	
	Jun	NA	NA	NA	NA	NA		43,6	48,1	
	Set	NA	NA	NA	NA	NA		72,3	77,1	
Dureza Total ($CaCo_3$)	Jan	32	733	466	844	193	500	NA	NA	-
	Fev	55	107	514	454	404		NA	NA	
	Mar	45	586	512	579	--		NA	NA	
	Abr	23,3	--	705	550	686		NA	NA	
	Mai	29	--	--	473	815		NA	NA	
	Jun	51	102	--	539	680		NA	NA	
	Set	338,7	--	586,7	788,7	786,7		NA	NA	
Sódio (Na)	Jan	7,1	166,5	162,1	164,7	112,4	200	NA	NA	-
	Fev	21,1	73,8	148,5	151,2	153,3		NA	NA	
	Mar	4,9	424	380	396	--		NA	NA	
	Abr	6,5	--	165,7	2,6	161,1		NA	NA	
	Mai	3,8	--	--	180	289		NA	NA	
	Jun	8,4	53,9	--	156,4	158,6		NA	NA	
	Set	41	--	151,7	158,7	157,9		NA	NA	
Potássio (K^+)	Jan	9,2	48,6	49,5	49,5	40,2	500	NA	NA	-
	Fev	11,6	32,5	45,9	45,9	45,9		NA	NA	
	Mar	3,2	431	431	431	--		NA	NA	
	Abr	1,9	--	29,7	0,7	29,8		NA	NA	
	Mai	2	--	--	31,8	67		NA	NA	
	Jun	3,8	11,5	--	29,3	29,3		NA	NA	
	Set	25,8	--	25,9	25,9	25,9		NA	NA	
Cálcio ($CaCo_3$)	Jan	17,2	237,2	131,2	200,8	44	250	NA	NA	-
	Fev	18	42,8	148,4	140	113,6		NA	NA	
	Mar	ND	172,4	136,8	151,2	--		NA	NA	
	Abr	5,2	--	202,4	157,6	170,8		NA	NA	
	Mai	6	--	--	122	239,2		NA	NA	
	Jun	24,4	35,6	--	158,4	195,6		NA	NA	
	Set	77,6	--	145,6	220	229,2		NA	NA	
Sulfatos (SO_4^{2-})	Jan	ND	190	82	200	30	250	NA	NA	-
	Fev	8,6	100	24	130	180		NA	NA	
	Mar	6,2	272	242	286	--		NA	NA	
	Abr	0,6	--	302	158	412		NA	NA	
	Mai	ND	--	--	160	242		NA	NA	
	Jun	ND	12,8	--	88	122		NA	NA	
	Set	8,8	--	181	192	154		NA	NA	

ND: não detectado. -- sem amostra de água (poço seco). - não consta parâmetro. NA: não analisado.

4.4 Caracterização das plantas

As amostras de carqueja, camomila, funcho, hortelã, maria-mole, chá-de-frade, vassourinha, cujo Quadro 4.1 expressa a composição botânica destas plantas, encontradas sobre os resíduos sólidos e no entorno do lixão Linha Rincão do Engenho, está apresentado abaixo.

PLANTA	ESPÉCIE	FAMÍLIA
Carqueja	*Baccharis trimera*	Compositae
Camomila	*Matricaria chamomilla*	Compositae
Funcho	*Foeniculum vulgare*	Apiaceae
Hortelã	*Mentha piperita*	Labiatae
Maria-mole, Vassoura mole	*Euphorbia brasiliensis*	Compositae
Chá-de-frade / Rubim / Erva-macaé / Erva-dos-zangões	*Leonurus sibiricus L*	Labiatae
Vassourinha	*Baccharis dracunculifolia*	Compositae

Quadro 4.1: Composição botânica das plantas encontradas sobre os resíduos sólidos urbanos e no entorno do lixão Linha Rincão do Engenho.

4.4.1 Análise de macronutrientes

Os teores de N, P, K, Ca, Mg e S no tecido vegetal variaram, principalmente, com a espécie vegetal e a parte da planta, enquanto que a influência do local de coleta foi menos expressiva (Tabela 4.17).

Os resultados apresentados na Tabela 4.17 mostram que os teores dos macronutrientes das plantas analisadas coincidem com os da maioria das espécies vegetais, concordando com Malavolta (2006). Os macronutrientes que mais concentraram, em ambas as partes das plantas analisadas, foram o N, o K e o Ca, sendo que a ordem de absorção desses nutrientes decresceu na seqüência: N > K > Ca > P > Mg > S (Tabela 1). Essa seqüência também coincide com o relatado para a maioria das espécies vegetais (MALAVOLTA, 2006). Maiores teores de N, K e Ca na parte aérea devem-se ao importante papel fisiológico que esses nutrientes desempenham nas plantas. O N é um elemento básico para a composição de aminoácidos e proteínas, o K na translocação de fotossintatos para os pontos de crescimento, além de atuar no crescimento e na extensão celular; e o cálcio é imprescindível para a síntese da parede celular e para a divisão e elongação celular (TAIZ e ZEIGER, 2004).

Os teores de macronutrientes observados em certas plantas avaliadas e que, geralmente, são utilizadas em chás, medicamentos domésticos, ou outros usos alimentares, como a camomila, o

funcho ou a hortelã (Tabela 1), atendem aos valores diários exigidos para esses nutrientes na dieta humana (WHO, 1996; RDA, 1989), sendo, ainda, semelhantes aos teores relatados por outros autores (MARCHNER, 1995; MORAIS et al., 1995; VASCONCELOS et al., 2000; ALMEIDA et al., 2002; MACHADO, 2006; MALAVOLTA, 2006). Assim, tudo indica que não houve restrição severa à absorção dos macronutrientes nas plantas coletadas dentro e fora do lixão.

Comparando-se os teores de macronutrientes obtidos nas amostras coletadas dentro e fora do lixão, observa-se que, na maria-mole a maioria dos nutrientes, os teores foram expressivamente maiores nas plantas coletadas dentro dessa área (Tabela 4.17). Por outro lado, a quantidade extraída de macronutrientes por essa espécie, em geral, foi maior nas amostras coletadas fora do lixão (Tabela 4.18). Esse resultado indica que, possivelmente, a quantidade extraída de macronutrientes foi mais influenciada pela quantidade de MS produzida pela maria-mole, que pelo teor de nutrientes (Tabelas 4.17 e 4.18). Na hortelã, por sua vez, a maior quantidade extraída de N e Ca, observada nas amostras de dentro do lixão (Tabela 4.18), foi influenciada pelo maior teor desses elementos na parte aérea (Tabela 4.17), uma vez que a produção de matéria seca (MS) pouco diferiu entre as amostras de dentro (15,0 g planta^{-1}) e fora (12,4 g planta^{-1}) do lixão (Tabela 4.18). Embora o teor de nutrientes de espécies utilizadas em fitoremediação seja uma característica importante, que contribui para o uso das plantas na descontaminação de solos contaminados com íons inorgânicos, a pouca quantidade de MS produzida pela hortelã (15 g planta^{-1}) acarretou em pouca quantidade extraída de nutrientes na parte aérea das amostras dessa planta, coletada no lixão (Tabela 4.18). Isso indica que essa planta não apresenta capacidade para a descontaminação do lixão em estudo.

Nas demais espécies, a capacidade das plantas em extraírem os macronutrientes do lixão variou com o elemento analisado. Assim, os teores de N e de K foram maiores nas plantas de camomila, carqueja, funcho, vassourinha e hortelã, coletadas no lixão (Tabela 4.17). O teor de P diferiu de todos os outros nutrientes analisados, pois não variou muito entre as amostras coletadas dentro e fora do lixão (Tabela 4.17). Isso pode estar relacionado com os baixos teores de P nas plantas e, principalmente, a baixa disponibilidade desse nutriente no solo da área (Tabela 4.8). O teor de K foi, em geral, maior em todas as plantas coletadas dentro do lixão. Os teores de Ca e de Mg foram maiores na carqueja e na vassourinha, respectivamente, coletadas dentro do lixão; enquanto que o de S foi maior nas plantas de camomila, carqueja chá-de-frade e hortelã, coletadas nessa área (Tabela 4.17).

Embora os teores de macronutrientes, exceto o P, foram maiores em várias amostras coletadas dentro do lixão, as quantidades extraídas por essas amostras foram maiores que as amostras de fora dessa área, somente em poucas espécies (Tabela 4.18). Assim, na camomila e na

vassourinha, coletadas no lixão, os maiores teores de N (Tabela 4.17) influenciaram a quantidade extraída desses elementos. Como o teor de MS nessas plantas foi um pouco maior nas amostras coletadas dentro do lixão, isso resultou em maiores quantidades extraídas de N nessas amostras (Tabela 4.18). Isso sugere que a camomila e a vassourinha adaptaram-se aos resíduos sólidos do lixão, apresentando maior teor de N, maior produção de MS e, conseqüentemente, maior capacidade de extração de nutrientes, quando cresceram nessas condições.

Por outro lado, a produção de MS da carqueja e do chá-de-frade foi, expressivamente, menor nas amostras coletadas dentro do lixão (16 e 43 g planta^{-1}, respectivamente), que fora dessa área (98 e 88 g planta^{-1}, respectivamente) (Tabela 4.18). Isso indica que essas espécies não apresentaram a mesma capacidade de adaptação às condições do lixão, como observado, principalmente, com a maria-mole e a vassourinha, e, de forma menos expressiva, na hortelã, camomila e funcho. Assim, a menor produção de MS da carqueja, coletada dentro do lixão, influenciou as quantidades extraídas de K, Ca e S por essa espécie (Tabela 4.18). Embora os teores desses elementos foram maiores nas amostras coletadas dentro do lixão (Tabela 4.18), isso não se refletiu em maiores quantidades extraídas (Tabela 4.18).

4.4.2 Análise de micronutrientes

Os teores de micronutrientes analisados (Fe, Mn, Zn e Cu) variaram com a espécie vegetal, o local de coleta e a parte da planta (Tabela 4.17). Os resultados apresentados nessa tabela mostram que os maiores teores obtidos na MS das plantas foram observados com o Fe e o Mn, sendo a concentração de Zn intermediária e a de Cu baixa, em relação aos micronutrientes analisados. Assim, a ordem de absorção desses metais decresceu na seqüência: Fe > Mn > Zn > Cu (Tabela 4.17). Essa seqüência coincide com o relatado para a maioria das espécies vegetais (MARSCHNER, 1995; MALAVOLTA, 2006). A absorção de Fe é facilitada pelas elevadas quantidades desse elemento nos solos e, em geral, pela alta proporção com que ele aparece em formas disponíveis às plantas, principalmente, em complexos solúveis de Fe divalente com compostos orgânicos, provenientes de exsudados das raízes, decomposição da matéria orgânica e síntese microbiana (BORKERT et al., 2001). Por outro lado, a absorção de Cu é dificultada pela formação no solo de compostos de baixa solubilidade, principalmente, os complexos formados entre esse metal e a matéria orgânica do solo, resultando em uma baixa fração de Cu total solúvel na forma prontamente disponível às plantas (YINGMING e COREY, 1993).

Embora o Fe, o Mn e o Zn sejam considerados micronutrientes, isto é, são encontrados em quantidades relativamente baixas nos tecidos vegetais, eles desempenham papel importante na fisiologia das plantas. O Fe é componente da hemoglobina, citocromo e de alguns sistemas enzimáticos, sendo essencial para o transporte de oxigênio e da respiração celular. O Mn e o Zn são ativadores essenciais de várias reações metabólicas catalizadas por enzimas, sendo importantes, portanto, para o crescimento e reprodução das plantas (TAIZ e ZEIGER, 2004).

Os maiores teores de Fe foram observados nas plantas de camomila, sendo semelhantes entre as amostras de dentro (3,39 g kg^{-1}) e de fora (3,32 g kg^{-1}) do lixão. Por outro lado, os menores teores deste metal foram observados nas plantas de vassourinha, sendo cerca de 1,36 g kg^{-1}, nas amostras coletadas dentro do lixão (Tabela 4.17). Os teores de Fe obtidos nas amostras das plantas avaliadas podem ser considerados elevados, pois, em amostras obtidas em solos não contaminados, há relatos que o teor desse metal varia entre 20 a 50 mg kg^{-1}, em ervas medicinais (ANDRADE, et al., 2005), agrião couve, nozes (FRANCO, 1999), ou entre 53 a 85 mg kg^{-1}, em plantas de leguminosas, consideradas acumuladoras de Fe (MARTINEZ et al., 1999). Os teores de Fe obtidos também podem ser considerados altos, quando comparados aos relatados por MACHADO (2006), que obteve valores médios de 957 mg kg^{-1}, em plantas de vassourinha, do antigo lixão Invernadinha de Passo Fundo.

A alta concentração de Fe na camomila (Tabela 4.17) contribuiu para compensar a menor produção de MS dessa planta em relação a outras analisadas e, assim, influenciou, expressivamente, a quantidade extraída de Fe (48,17 a 55,24 g $planta^{-1}$) (Tabela 4.18). Essas quantidades foram semelhantes às obtidas em plantas com alta produção de MS, como por exemplo, a maria-mole e a vassourinha (Tabela 4.18). Os resultados das quantidades extraídas de Fe mostram ainda que as amostras de outras plantas, como a vassourinha, o chá-de-frade, a maria-mole e a carqueja foram os que extraíram quantidades elevadas de Fe, sendo esse efeito resultante do maior teor de MS dessas amostras (Tabela 4.18).

O acúmulo de Mn nas plantas seguiu o observado com o Fe, ou seja, houve maiores teores na camomila (653,09 e 807,99 mg kg^{-1}, amostras de dentro e fora do lixão, respectivamente) e menor no funcho (185,39 mg kg^{-1}) (Tabela 4.17). Como mencionado para o Fe, o maior acúmulo de Mn na camomila não foi acompanhado da maior extração desse metal, por essa planta, pois ela não produziu as maiores quantidades de MS (Tabela 4.18).

Por outro lado, a maior extração de Mn foi observada na maria-mole, principalmente, nas amostras coletadas dentro do lixão (20,58 mg $planta^{-1}$) (Tabela 4.18), sendo essa extração associada ao maior teor desse elemento (Tabela 1) e não a maior produção de MS dessa planta (111,0 a 122,0 g $planta^{-1}$) (Tabela 4.18). Assim, essa planta apresentou maior capacidade de

extração de Mn do lixão, sendo mais apropriada que as demais para uso em fitorremediação, ou em recuperação de solos contaminados com esse metal. Por outro lado, ocorreu o oposto com a carqueja e o chá-de-frade. Embora essas plantas tenham concentrado teores expressivamente maiores nas amostras coletadas dentro do lixão (Tabela 4.17), elas produziram menores teores de MS, nas amostras dessa área (2,89 mg planta^{-1} de carqueja e 12,76 mg planta^{-1} de chá-de-frade) (Tabela 4.18), o que indica que elas tiveram dificuldade em crescerem junto aos RSU.

Considerando o uso da carqueja em chás ou no chimarrão, o maior teor de Mn obtido na parte aérea das amostras coletadas dentro do lixão (342,54 mg kg^{-1}), em relação às coletadas fora dessa área (196,37 mg kg^{-1}) (Tabela 4.17), é preocupante. Como não existem limites estabelecidos para o máximo de Mn em alimentos ou ervas-medicinais (ABIA, 1996), não é possível afirmar que as amostras de carqueja estejam comprometidas. Entretanto, o maior teor de Mn nas amostras dessas plantas coletadas no lixão indica que o uso em chás e no chimarrão não é recomendado. Assim, embora os moradores dessa área relatam que utilizam a carqueja do lixão com esse propósito, os resultados obtidos indicam cautela.

O Cu foi o metal que menos concentrou nas plantas analisadas, sendo isso, principalmente, verificado nas amostras de funcho, cujo teor na parte aérea foi de 8,5 mg kg^{-1}, não diferindo entre os locais de coleta (Tabela 4.17). Como a parte aérea dessa espécie também produziu baixo teor de MS (14,0 g planta^{-1}; Tabela 4.18), essas características que ela não apresenta boa capacidade para uso em fitoremediação de solos com excesso de Cu. Por outro lado, o funcho pode ser utilizado em chás ou outros usos na alimentação humana, pois o teor de Cu em amostras de funcho não contaminado, utilizadas para esse propósito, situa-se na faixa de 10 a 15 mg Cu kg^{-1} (ANDRADE et al., 2005). Da mesma forma, o valor obtido encontra-se menor que o observado em outros alimentos, ricos em Cu (FRANCO, 1999).

Os maiores teores de Cu foram observados nas amostras de camomila (62,03 mg kg^{-1}), chá-de-frade (41,44 mg kg^{-1}) e carqueja (38,16 mg kg^{-1}), enquanto que teores intermediários foram observados na Maria-mole, vassourinha e hortelã. Os teores de Cu obtidos na hortelã, maria-mole e vassourinha podem ser considerados elevados, se comparados com os relatados para outras plantas utilizadas em chás e cultivadas em solo não contaminado (ANDRADE et al., 2005); ou alimentos ricos em Cu (FRANCO, 1999). Da mesma forma, esses teores também são considerados altos, quando comparados aos relatados por MACHADO (2006), que obteve valores médios de 20 mg kg^{-1}, em plantas de vassourinha não contaminada pela disposição de resíduos sólidos; e de 37 mg kg^{-1}, em plantas de lixão desativado.

Como pode ser observado, os teores de Fe, Mn, Zn e Cu das plantas avaliadas neste trabalho foram maiores que os relatados com plantas de solos não contaminados (FRANCO, 1999;

ANDRADE et al., 2005) e com plantas de solo contaminado com RSU (MACHADO, 2006). Em geral, isso pode ser considerado como um indício de contaminação das plantas avaliadas.

Como ocorreu com os macronutrientes, as quantidades extraídas de Fe, Mn e Zn pelas plantas avaliadas variaram, principalmente, em função da quantidade de MS produzida pela parte aérea, enquanto que com o Cu essa variação foi inexpressiva (Tabela 4.18). Na vassourinha isso ocorreu de forma evidente, sendo que as amostras do lixão produziram maiores teores de MS e também extraíram, em geral, maiores quantidades desses metais (Tabela 4.18). Já a maria-mole teve maior concentração de micronutrientes nas amostras coletadas no lixão (Tabela 4.17), mas a quantidade extraída, em geral, foi maior nas amostras coletadas fora dessa área (Tabela 4.18), o que demonstra que a quantidade extraída de micronutrientes foi mais influenciada pelo teor de MS que pelo teor de nutrientes na MS. Por outro lado, na hortelã, a maior quantidade extraída de Fe, Mn e Zn das amostras de dentro do lixão (Tabela 4.18), foi influenciada pelo maior teor desses elementos na parte aérea (Tabela 4.17), uma vez que a produção de matéria seca (MS) pouco diferiu entre as amostras de dentro (15,0 g planta^{-1}) e fora (12,4 g planta^{-1}) do lixão (Tabela 4.18). Como discutido nos macronutrientes, no entanto, o uso dessa espécie na descontaminação de solos contaminados com íons inorgânicos é limitado, devido a pouca quantidade de MS produzida pela hortelã, o que resulta em pouca quantidade extraída de nutrientes na parte aérea.

Tabela 4.17: Teor de macro e micronutrientes das plantas coletadas dentro e fora do lixão Linha Rincão do Engenho.

	Camomila						Carqueja				Chá-de-frade			
	Dentro			Fora			Dentro		Fora		Dentro		Fora	
	Raiz	F[1]	Total[2]	Raiz	F[1]	Total[2]	Raiz	Total[2]	Raiz	Total[2]	Raiz	Total[2]	Raiz	Total[2]
	g/kg													
N	15.65	25.26	66.03	11.90	16.95	49.19	9.62	32.32	9.81	31.05	9.81	47.28	14.93	51.60
P	2,18	3,96	8,85	1,27	4,16	8,31	1,80	3,73	1,48	3,86	1,18	4,38	1,50	4,75
K	19,33	19,84	62,22	10,96	17,97	48,44	19,91	43,60	9,90	33,88	7,36	40,32	1,50	36,55
Ca	6,60	10,21	29,69	8,56	12,41	36,63	10,95	19,28	5,40	14,92	4,17	15,10	3,61	13,33
Mg	1,38	2,59	6,63	1,16	2,89	7,20	0,54	2,54	0,65	2,54	1,82	5,96	1,67	5,08
S	1,20	1,79	5,46	1,18	1,54	5,03	1,83	4,50	1,00	2,43	0,79	3,25	1,27	3,14
Fe	0,79	1,15	3,03	1,29	0,85	3,32	1,13	1,72	1,10	1,53	1,10	2,37	1,01	1,76
	mg/kg													
Mn	130,19	140,75	653,09	277,64	157,20	807,99	162,04	342,54	95,13	196,37	157,42	454,07	129,01	268,89
Zn	37,65	59,83	146,83	44,46	64,08	165,85	30,47	71,60	27,93	78,15	41,85	91,33	45,51	80,44
Cu	16,13	25,51	62,03	17,18	17,89	59,69	23,86	38,16	36,87	56,30	19,93	41,44	23,81	33,87

[1]: Inflorescência. [2]: soma parte aérea + raiz.

Tabela 4.17: Teor de macro e micronutrientes das plantas coletadas dentro e fora do lixão Linha Rincão do Engenho (continuação).

	Maria-mole				Vassourinha				Funcho				Hortelã			
	Dentro		Fora		Dentro		Fora		Dentro		Fora		Dentro		Fora	
	Raiz	Total[2]	Raiz	Total[2]	Raiz	Total[2]	Raiz	Total[2]	Raiz	Total	Raiz	Total	Raiz	Total[2]	Raiz	Total
	g kg^{-1}															
N	12.75	46.56	13.71	53.46	18.27	54.29	13.19	35.13	ND	36.93	ND	32.35	13.39	53.50	ND	24.49
P	2,90	7,74	2,49	9,42	3,59	8,81	2,10	7,90	ND	2,46	ND	2,05	1,60	4,83	ND	3,09
K	11,75	39,98	9,11	47,33	20,47	49,10	10,57	44,61	ND	34,64	ND	17,07	12,73	40,77	ND	29,35
Ca	7.53	45.96	5.54	37.39	9.06	30.03	15.21	29.21	ND	29.83	ND	46.71	6.69	22.07	ND	10.51
Mg	0,69	3,85	0,53	3,16	1,25	3,01	0,87	2,07	ND	4,03	ND	7,08	1,41	4,63	ND	3,49
S	0,21	0,93	0,12	1,68	0,19	0,80	0,24	1,25	ND	1,81	ND	1,82	0,15	2,00	ND	0,46
Fe	0,96	1,39	0,42	0,84	0,42	1,36	0,94	1,37	ND	0,56	ND	1,04	0,42	1,48	1,36	2,30
	mg kg^{-1}															
Mn	211,39	396,83	185,81	274,05	89,20	296,89	208,31	394,39	ND	135,03	ND	227,39	185,89	387,76	236,93	444,61
Zn	40,71	76,34	35,71	52,34	16,81	56,79	40,11	75,87	ND	114,52	ND	40,95	35,72	103,32	45,31	85,30
Cu	15,79	26,27	10,49	14,87	4,40	20,10	15,75	26,26	ND	8,54	ND	8,53	10,50	25,97	13,30	29,00

[1]: Inflorescência. [2]: soma parte aérea + raiz. ND: não determinado.

Tabela 4.18: Quantidade extraída de macro e micronutrientes obtidos na parte aérea das plantas coletadas dentro e fora da área do lixão Linha Rincão do Engenho.

	Camomila		Carqueja		Chá-de-frade		Maria-mole		Vassourinha		Funcho		Hortelã	
	Dentro	Fora	Dentro	Fora	Dentro	Fora	Dentro	Fora	Dentro	Fora	Dentro	Fora	Dentro	Fora
	..... g planta^{-1}													
MS[3]	24,60	23,80	16,00	98,00	43,00	88,00	111,00	122,00	86,00	78,00	ND	14,00	15,00	12,40
	..... g planta^{-1}													
N	0.62	0.44	0.18	1.04	0.81	1.61	1.88	2.42	1.55	0.86	ND	0.23	0.28	0.15
P	0.16	0.17	0.03	0.23	0.14	0.29	0.54	0.51	0.45	0.45	ND	0.03	0.05	0.04
K	1.06	0.89	0.38	2.35	1.29	2.57	3.13	4.66	2.46	2.65	ND	0.49	0.42	0.36
Ca	0.57	0.67	0.13	0.93	0.47	0.86	4.27	3.89	1.80	1.09	ND	0.65	0.23	0.13
Mg	0.13	0.14	0.03	0.19	0.18	0.30	0.35	0.32	0.15	0.09	ND	0.10	0.05	0.04
	..... mg planta^{-1}													
S	104.78	91.64	42.71	140,64	105.53	165.39	79.84	190.48	52.41	78.93	ND	25.43	27.68	5.70
Fe	55.24	48.17	9.49	42.54	54.71	65.95	46.68	51.11	80.98	32.91	ND	14.53	15.94	11.68
Mn	12.86	12.62	2.89	9.92	12.76	12.31	20.58	10.77	17.86	14.51	ND	3.18	3.03	2.58
Zn	2.14	2.42	0.66	4.92	2.13	3.07	3.96	2.03	3.44	2.79	ND	0.57	1.01	0.50
Cu	1.13	1.01	0.23	1.90	0.93	0.89	1.16	0.53	1.35	0.82	ND	0.12	0.23	0.19

ND : não determinado. [3]: matéria seca.

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos com a caracterização dos resíduos sólidos, do solo, das plantas e das águas do lixão Linha Rincão do Engenho em Lagoa Vermelha, RS, possibilitam concluir que:

- mediante a composição gravimétrica dos resíduos sólidos aterrados, a maioria dos resíduos aterrados podem ser considerados inertes, pois 80 % das amostras analisadas foram consideradas estáveis no teste de respirometria;
- o ensaio de lixiviação indicou que os RSU amostrados são classificados como Classes II – Não Perigosos; o ensaio de solubilização indicou que os RSU são classificados como não inerte. Isso ocorreu em função da solubilização do Al, Fe, Na e Mn, mas não ocorreram nos resultados obtidos com a solubilização do Cl^-, Zn^{2+}, Cu^{2+} e SO^-_4. Como o teste de respirometria não indicou a presença predominante de material instável, ou reativo, isso indica que os RSU do lixão analisado apresentam baixa atividade, sendo moderadamente estáveis, na sua maior parte;
- as águas subterrâneas e superficiais apresentam teores de N, predominantemente na forma de NO_3^-, sendo esses maiores que o valor máximo permitido (10 mg L^{-1}). Esses teores de NO_3^- indicam que essas águas estão contaminadas com N e que essa contaminação deve-se ao lixão Linha Rincão do Engenho. Esse alto teor de N na forma de NO_3^- indica que o os RSU orgânicos estão maturados, ou seja, já houve a mineralização dessa fração e liberação dessa forma de N para o solo e águas do lixão. Assim, esse aspecto também reforça a concepção que o material aterrado é moderadamente estável e, portanto, não há necessidade de recuperar a área do lixão;
- o Fe e o Mn foram os dois metais mais abundantes nas amostras de águas dos poços de monitoramento, sendo, em geral, não detectados no córrego. Enquanto o teor de Fe foi maior que o estabelecido na portaria 518/04 MS, o teor de Mn foi maior que o padrão no mês de março. Por outro lado, foram obtidos baixos teores de Al, Cu, Zn e de Mn nas amostras dos PM e do córrego. A baixa contaminação com metais observadas nas águas deve-se, em parte, aos valores de CTC do solo do lixão, que indica que esse apresenta naturalmente boa capacidade de adsorção de cátions metálicos, como o Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd, Ni, etc;

- o estudo de atenuação indicou que o solo da área tem alta capacidade de retenção de cádmio, além de Zn e Cu e capacidade intermediária de retenção de Pb e Mn;
- de modo geral, as análises da maioria dos resultados das águas subterrâneas mostraram que há indícios suficientes para considerar essas águas como contaminadas, principalmente, por excesso de íons inorgânicos (NO_3^-, P, Fe e Mn) e coliformes. Já para as águas superficiais do córrego monitorado a contaminação desses íons não foi confirmada enquanto que a de coliformes fecais foi comprovada. No entanto, a contaminação desses organismos não pode ser atribuída exclusivamente ao lixão, já que as águas a montante também estão contaminadas;
- as espécies vegetais que predominam no lixão e fora dele, são a carqueja, camomila, funcho, hortelã, maria-mole, chá-de-frade, vassourinha. A hortelã não apresenta capacidade para a descontaminação do lixão em estudo, devido a pouca quantidade extraída de nutrientes na parte aérea. Nas demais espécies, a capacidade das plantas em extraírem os macronutrientes do lixão variou com o elemento analisado. Assim, os teores de N e de K foram maiores nas plantas de camomila, carqueja, funcho, vassourinha e hortelã, coletadas no lixão. O teor de P diferiu de todos os outros nutrientes analisados, pois não variou muito entre as amostras coletadas dentro e fora do lixão. A camomila e a vassourinha adaptaram-se aos resíduos sólidos do lixão, apresentando maior teor de N, maior produção de MS e, conseqüentemente, maior capacidade de extração de nutrientes, quando cresceram nessas condições. Por outro lado, a carqueja e o chá-de-frade não apresentaram a mesma capacidade de adaptação às condições do lixão, como observado, principalmente, com a maria-mole e a vassourinha, e, de forma menos expressiva, na hortelã, camomila e funcho;
- os teores de micronutrientes analisados (Fe, Mn, Zn e Cu) variaram com a espécie vegetal, o local de coleta e a parte da planta. Os maiores teores obtidos na MS das plantas foram observados com o Fe e o Mn, sendo a concentração de Zn intermediária e a de Cu baixa, em relação aos micronutrientes analisados. Os maiores teores de Fe e de Mn foram observados nas plantas de camomila, sendo semelhantes entre as amostras de dentro e de fora do lixão. Por outro lado, os menores teores deste metal foram observados nas plantas de vassourinha, nas amostras coletadas dentro do lixão. Os teores de Fe obtidos nas amostras das plantas avaliadas podem ser considerados elevados. A capacidade de extração de Mn do lixão observada na camomila indica que essa planta é apropriada para uso em fitorremediação de solos contaminados com esse metal;
- o Cu foi o metal que menos concentrou nas plantas analisadas. Os teores de Fe, Mn, Zn e Cu das plantas avaliadas neste trabalho indicam a contaminação das plantas avaliadas;
- em geral, constatou-se que houve impacto com a contaminação da área, mas está estagnada. Há contaminação das águas subterrâneas, principalmente, além do solo e plantas.

Recomenda-se a remoção dos RSU que estão localizados em área de preservação permanente (nos 30 metros de margem do córrego) para um aterro sanitário, e a cobertura dos demais RSU com solo (argila), para impermeabilizar o contato das águas das chuvas com os resíduos aterrados, evitando-se, assim, a geração de lixiviado.

5.1 Sugestões para trabalhos futuros

Sugere-se a continuidade de estudos científicos futuros, realizando-se análises de metais no lodo depositado no córrego, bem como alguns indicadores da qualidade ambiental como os zoobentos e fitobentos deste recurso hídrico, além da saúde ambiental dos seres vivos do entorno desta área do lixão desativado.

Ainda, sugere-se como metodologia para outros estudos e em outras áreas a serem investigadas, a execução de menor número de piezômetros para serem amostrados, bem como realizar duplicatas nas análises das águas subterrâneas e superficiais.

6 REFERÊNCIAS

1. ABIA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO. Compêndio da Legislação de Alimentos. **Consolidação das normas e padrões de alimentos**. Órgão Técnico e Consultivo do Poder Público. Atos do Ministério da Saúde. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965. Última revisão em 1996.

2. ACCIOLY, A.M.A; SIQUEIRA, J.O. **Contaminação Química e Biorremediação do Solo**. Tópicos em Ciência do Solo, Viçosa, p. 300-3007, 2000.

3. ALBERTE, E. **Análise de técnicas de recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos**: lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Bahia, Faculdade de Tecnologia e Ciências, Salvador, 2005.

4. ALMEIDA, M.M.B.; et al. **Determinação de nutrientes minerais em plantas medicinais**. Ciênc. Tecnol. Aliment., v. 22, n. 1, p. 94-97, 2002.

5. ALVEZ, Gislaine P. M. **Capacidade de atenuação de solos de fundo da lagoa anaeróbia da ETE araucárias**. 2005. 89p. Dissertação (Mestrado em infra-estrutura e meio-ambiente) - Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

6. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standart methods for the examination of water and wastewater**. Washington, 1998.

7. ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Cadernos de Recursos Hídricos – Panorama do Enquadramento dos Corpos d´Água**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2005. Disponível em: http://www.ana.gov.br/pnrh_novo/documentos/03%20Enquadramento/VF%20Enquadramento.pdf. Acesso em: 03 mai 2007.

8. ANDRADE, E.C.B.; ALVES, P.S.; TAKASE, I. **Avaliação do uso de ervas medicinais como suplemento nutricional de ferro, cobre e zinco**. Ciênc. Tecnol. Aliment., Campinas, v. 25, n. 3, p. 591-596, 2005.

9. ART, H. W. **Dicionário de ecologia e ciências ambientais**. São Paulo: Editora UNESP: Companhia de Melhoramentos, 2001.

10. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181: Solo:** análise granulométrica conjunta. Rio de Janeiro, 1984.

11. _____. **NBR 6459: Solo:** determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984.

12. _____. **NBR 7180: Solo:** determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.

13. _____. **NBR 6508: Solo:** determinação da massa específica aparente. Rio de Janeiro, 1984.

14. _____. **NBR 7183: Solo:** determinação do limite de concentração. Rio de Janeiro, 1984.

15. _____. **NBR 10.004: Resíduos sólidos**: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

16. _____. **NBR 10.005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

17. _____. **NBR 10.006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

18. _____. **NBR 10.007: Amostragem de resíduos**. Rio de Janeiro, 2004.

19. _____. **NBR 13.895: Construção de poços de monitoramento e amostragem**: procedimento. Rio de Janeiro, 1997.

20. _____. **NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos** – critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

21. _____. **NBR 6023(NB 66**): **Informação e documentação**: referências - elaboração. Rio de Janeiro, 2002.

22. BAKER, A.J.M.; et al. **The possibility of *in situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants.** Resources, Conservation and Recycling, Amsterdam, v.11, p.41-49, 1994.

23. BARBOSA, R. M., BACAICOA, L. C., OTERO, O. M. F; ALMEIDA NETO, T. C., SANTOS, C. C., CRUZ, C. S. **Características do lixão de Canabrava em Salvador – Bahia, e seus impactos ambientais**. XVIII Simpósio de Geologia do Nordeste, p.12, 2000.

24. BARBOSA, R. M.; OTERO, O. M. F; ARGÔLO, J.L.; QUEIROZ, A. F.S.; SANTOS, V. C.S. e OLIVEIRA, O. M. C. **O chorume dos depósitos de lixo: composição, evolução, diluição, extensão, processos, poluição e atenuação**. Salvador: Tecbahia, 14 n.1, 1999.

25. BECK, M.H. **Investigação de área degradada pela disposição de resíduos sólidos urbanos no município de Passo Fundo**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

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

27. BORKERT et al. **Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: ferro e manganês**. In: FERREIRA, E.M. et al. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPQ/FAPESP/POTAFOS, p.151-185, 2001.

28. BOZKURT, L.; MORENO, I.; NERETNIEKS, L. **Long-term process in waste deposits.** The science of the total environment, v. 250, p. 101-121, 2000.

29. _____. **Long-term fate organics in waste deposits and its effect on metal release**. The science of the total environment, v. 228, n.7, p. 135-152, 1999.

30. BRASIL. **Levantamento de reconhecimento de solos do estado do Rio Grande do Sul**. Boletim 30. Brasília: Ministério da Agricultura, 1973.

31. CARDOSO, L.M.V.; CHASIN, A.A.M. **Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001.

32. CARDOSO, P.; LIMA, P.; BAHIA, M.; AMORIM, M.; BURBANO, R.; FARIAS, R. **Efeitos biológicos do mercúrio e seus derivados em seres humanos – uma revisão bibliográfica**. Trabalho realizado no Laboratório de Citogenética Humana do

Departamento de Biologia do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará. Apoio: UFPA, CNPq, 2002.

33. CARNEIRO, M.A.C.; SIQUEIRA, J.O.;MOREIRA, F.M.S. **Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 36, n. 12, p. 1443-1452, 2001.

34. CASARINI, D. C. P. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para os solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001.

35. CASTILHOS Jr., A. B. **Resíduos sólidos urbanos**: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB/ABES, 2003.

36. CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Lixo Municipal**: manual de gerenciamento integrado. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 1995.

37. CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. São Paulo: Projeto Cetesb/GTZ, Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, 1999.

38. _____. **Manual de Emergências Químicas.** Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br . Acesso em: 07 abr 2004 e 27 fev 2005.

39. _____. **Prevenção e controle da poluição do solo e das águas subterrâneas**. São Paulo: CETESB, 2004.

40. _____. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas**. São Paulo: CETESB, 2001.

41. CHAGAS, W. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro.** 2000. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2000. Disponível em: http://portalteses.cict.fiocruz.br/transf.php?script=thes_chapeid=00006504elng=ptenrm=iso. Acesso em 23 nov 2006.

42. CLEMENS, S. **Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants**. Biochimie, v. 88, n. 11, p. 1707-171, 2006.

43. COLLIER, L. S. et al. **Efeito do composto de resíduo sólido urbano no teor de metais pesados em solo de goiabeira**. Bragantia Campinas, v. 63, n.3, p.415-420, 2004.

44. DIAS, G. F. **Elementos de ecologia urbana e sua estrutura ecossistêmica**. Série Meio Ambiente em Debate, Brasília, v.18, p.12-39, 1997.

45. DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. John Wiley and Sons, EUA: 1990

46. DUARTE, R. **Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos e plantas às margens de uma rodovia de tráfego intenso de veículos**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrícolas do Campus de Botucatu/SP, Botucatu, 2003.

47. ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIM, O.; BRINKMANN, K. **Lead tolerance of betula and salix in the mining area of Mechernich/Germany**. Plant and Soil, 131:279-285, 1991.

48. EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUSIA AGROPECUÁRIA. Centro nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

49. EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Test methods for Evaluating Solid Waste – SW 846**. Office of solid waste and emergency response. Washington, USA, 3. ed. 1996.

50. ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA LUIZ DE QUEIROZ. **Normas para elaboração de dissertações e teses**. 2.ed. Revisão e atualização de S.C. da Rocha et al. Piracicaba: Esalq, 1997.

51. ESCOSTEGUY, P.A. V. **Gerenciamento de resíduos sólidos e seus impactos ambientais**: uma visão do contexto atual. Passo Fundo: UPF Editora, 2003.

52. FARIA, C.; PEREIRA, J. **Movimento do fósforo no solo e seu modo de aplicação no tomateiro rasteiro**. Pesq. agrop. brasileira. V. 28, n. 12. p. 1363-1370. 1993.

53. FEPAGRO – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Disponível em: http://www.fepagro.rs.gov.br/index.php?acao=publ_ele&cod_cat_publicacao=11. Acesso em 18 dez 2006.

54. FRANCO, G. **Tabela de composição de alimentos**. 9 ed. São Paulo: Atheneu, p. 239-241, 268-269, 1999.

55. GOOGLE**. Earth Google**. Disponível em: http://www.earth.google.com . Acesso em: 06 nov 2006.

56. GUERRA, A; CUNHA, S. **Impactos Ambientais Urbanos no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.

57. HALL, L.E.; WILLIAMS, L.E. **Transition metal transporters in plants.** Journal Exp. Bot. n. 54, 2003. p. 2601-2613.

58. HASAN, S. E. **Geology and hazardous waste management.** Printice Hall, USA: 1996.

59. HAYACIBARA, M.; QUEIROZ, C.; TABCHOURY, C.; CURY, J. **Fluoride and aluminum in teas and tea-based beverages**. Departamento de Ciências Fisiológicas. Faculdade de Odontologia de Piracicaba, Universidade Estadual de Campinas. Piracicaba, SP, Brasil. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttextepid=S003489102004000100014elng=en enrm=isoetlng=en. Acesso em: 23 nov 2006.

60. HELLWEG, S. et al. **Site–dependent fate assessment in LCA: transport of heavy metals in soil**. Journal of cleaner production. V. 13, p. 341-361, 2005.

61. HELMKE, P.A. **Chemistry of cadmium in soil solution**. In: McLAUGHLIN M.J. and SINGH B.R. (eds.) Cadmium in Soils and Plants. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 39-64, 1999.

62. HIRIDA, R. **Decifrando a Terra.** Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br . Acesso em: 07 abr 2004.

63. HUANG, J.W.; CUNNINGHAM, S.D. **Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation**. New Phytologist, v. 134, p. 75-84, 1996.

64. IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), 2000.

65. _____. **O cenário dos resíduos sólidos no Brasil**. Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM). Disponível em: http://www.ibam.org.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm. Acesso em: 28 jan 2005.

66. IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/ Acesso em: 27 dez 2006.

67. IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Disponível em: http://www.cidades.gov.br/SNSA/Cidades_secretaria_saneamento_diagnostico_apresenta %E7%E3o.htm. Acesso em: 10 dez 2003.

68. IPT/CEMPRE - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS/ COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA O MEIO AMBIENTE –. **Lixo Municipal – Manual de gerenciamento integrado**. 2. ed. São Paulo: Ed. IPT, 2000.

69. JAIN, P.; KIM, H.; TIMOTHY, G.**; Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill**. Waste Management, 25 (2005) 25-35. 2004.

70. JUCÁ, J. F. T., MARIANO, M. O. H. e BARRETO CAMPELLO, E. M. **Ground and surface water contamination due to municipal solid waste in Recife, Brazil**. Second International Congress on Environmental Geotechnics. Osaka, 1996.

71. JUCÁ, J; MELO, V; BELTRÃO, K; PAES, R. **Sistema de tratamento de chorume proposto para o aterro de Muribeca, Pernambuco, Brasil**. 2000. Disponível em: www.grs-ufpe.com.br/v2/asp/grsnews_noticias.asp - 22k. Acesso em: 12 mar 2004.

72. JUCÁ, J; OLIVEIRA, F. **Estudo da contaminação do subsolo da região do aterro de resíduos sólidos da Muribeca-PE.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 4., 1999, São José dos Campos: ABGE, 1999.

73. JURAS, I. A. G. M. **A questão dos resíduos sólidos na Alemanha, na França, na Espanha e no Canadá – Nota Técnica.** Brasília: **C**onsultoria Legislativa da Câmara dos Deputados, Área XI Meio Ambiente e Direito Ambiental, 2001.

74. KIEHL E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: Editora E.J Kiehl, 1998.

75. _____. **Manual de compostagem:** maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E.J.Kiehl, 3.ed, 2002.

76. KÖCHE, J.C. **Fundamento da metodologia científica**: teoria da ciência e prática da pesquisa. 15. ed. Petrópolis: Vozes, 1999.

77. LABAUVE, J. M. KOTUBY-AMACHER, J.;GAMBRELL, R. P. **The effect of soil properties and a synthetic municipal landfill leachate on the retention of Cd, Ni, Pb and Zn in soil and sediment materials.** Journal WPCF, v. 60, n. 3, p. 379-385, 1988.

78. LARA, P. T. **Legislação ambiental federal**. 11. ed. Curitiba: Juruá, 2001.

79. LAWA, J. **Relevância de parâmetros de qualidade de águas**. São Paulo: 2002.

80. LIMA, T; ESCOSTEGUY, P. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de Lagoa Vermelha, RS.** 2003. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Biologia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2003.

81. MACHADO, M. E. **Poluição ambiental por metais em uma antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia / Tecnologia Mineral / Metalurgia Extrativa) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

82. MACHADO, M.E. **Poluição ambiental por metais em uma antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação Mestrado (UFRGS). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

83. MAGOSSI, L; BONACELLA, P. **Poluição das águas**. 2. ed. São Paulo: Editora Moderna, 1991.

84. MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006.

85. MARQUES, T.C.L.L. de S. e M.; MOREIRA, F.M. de S.; SIQUEIRA, J.O. **Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 35:121-132, 2000.

86. MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. San Diego: Academic Press, 1995.

87. MARTINEZ, C.; et al. **Biodisponibilidade del Hierro de los alimentos**. Archivos Latino-Americanos de Nutrição, v. 49, n. 2, p. 106-113, 1999.

88. MATTEI, G. ESCOSTEGUY, P. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do aterro São João da Bela Vista**. 2004. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Biologia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2004.

89. MAVROPOULOS, E. **A hidroxiapatita como absorvedor de metais**. 1999. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1999. Disponível em: http://portalteses.cict.fiocruz.br/transf.php?script=thes_chapeid=00006602elng=ptenrm=iso. Acesso em: 23 nov 2006.

90. MEDEIROS, C. P. S. **Hipóteses sobre os impactos ambientais dos estilos de desenvolvimento na América Latina a partir dos anos 50**. Série Meio Ambiente em Debate, Brasília, v. 29, p.15-19, 1999.

91. MOHRDIECK, F. Serviço de Resíduos Industriais - SRI/DICOPI-FEPAM. E-mail fernandogm@fepam.rs.gov.br remetido em 25/04/05.

92. MORAIS, N.M.T.; et al. **Estudo Inorgânico Analítico de Plantas Medicinais**. Anais Assoc. Bras. de Quím., v. 44, n. 4, p. 14-19, 1995.

93. MORITA, D. M. **Tratabilidade de águas residuárias contendo poluentes perigosos – estudo de caso**. São Paulo, n.1, p.25, 1993.

94. MUNÕZ, S. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados**. Tese (Doutorado em Enfermagem/Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

95. NATIONAL RESEARCH COUNSIL. **Recommended Dietary Allowances (RDA)** 10th edn., National Academy of Science, Washington, D.C., 1989.

96. NAVARRO, S. S.; CARVALHO, W. A. **Remediação de solos contaminados por metais pesados**. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Bacharelado e Química Tecnológica), Pontifícia Universidade Católica de Campinas, São Paulo, 2003.

97. OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. **Avaliação da qualidade da água subterrânea a jusante do depósito de resíduos sólidos municipais de Botucatu/SP**. 2001. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2001.

98. PASTORE, E. FORTES, R. **Caracterização e classificação de solos**. In. OLIVEIRA, A. BRITO, S. Geologia de engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998.

99. PEDROZO, M. LIMA, I. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos**. Salvador: centro de Recursos Ambientais, 2001.

100. PESSIN, N; SILVA, A. R. **Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domésticos na cidade de Caxias do Sul**. Anais do II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, p. 437-442, 1998.

101. PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

102. PORTAL DO MEIO AMBIENTE. REBIA - **Rede brasileira de informação ambiental.** Disponível em: http://www.jornaldomeioambiente.com.br/JMA-txt_importante/importante28.asp. Acesso em: 17/01/2007.

103. RAUBER, J. (Coord.) et al. **Apresentação de trabalhos científicos**: normas e orientações práticas. Passo Fundo: UPF Editora, 2003.

104. ROCHA, A. A., PEREIRA, D., PÁDUA, H. B**. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil).** Revista de Saúde Pública - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttextepid=S0034-01985000500003. Acesso em: 23 nov 2006.

105. RODRIGUES, L. F. **Lixo**: de onde vem? para onde vai? São Paulo: Moderna, 1997.

106. ROHDE, G. M. **Geoquímica ambiental e estudos de impacto**. São Paulo: Signus Editora, 2000.

107. SÁNCHEZ, L. E.. **Desengenharia.** O passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais. São Paulo: Edusp/Fapesp, 2001.

108. SANTOS, R. D. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5ª ed. Revista e ampliada. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2005.

109. SCHIANETZ, B. **Passivos ambientais:** levantamento histórico: avaliação da periculosidade: ações de recuperação. Curitiba: Senai, 1999.

110. SEMA. Secretaria do Meio Ambiente – Brasil. **Glossário de engenharia ambiental**. Brasília: SEMA, 1988.

111. SEMA. Secretaria do Meio Ambiente – Brasil. **Sistema Estadual de Recursos Hídricos**. Disponível em: http://www.sema.rs.gov.br/sema/jsp/rechidro.jsp. Acesso em: 03 mai 2007.

112. SERAFIM, A.C. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de trat**amentos. Faculdades Integradas Claretianas. Rio Claro: CESET – UNICAMP, 2003.

113. SERRA, V.; GROSSI, M.; PIMENTEL, V. **Lixão, aterro controlado e aterro sanitário**. Botucatu, SP: Departamento de Química e Bioquímica. UNESP, 1998. Disponível em: http://www.laser.com.br/IBB/lixo/aterro/html. Acesso em: 22/08/2006.

114. SIMAI. Seminário Internacional de Meio Ambiente Industrial. **Contexto atual de passivos ambientais**. São Paulo: RMAI, 2003.

115. SISINNO, C. **Disposição em aterros controlados de resíduos sólidos industriais não-inertes: avaliação dos componentes tóxicos e implicações para o ambiente e para a saúde humana.** Caderno de Saúde Pública. 19 (2):369-374, 2003.

116. SISINNO, C.; MOREIRA, J. **Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil**. Caderno de Saúde Pública. 12 (4):515-523, 1996.

117. SMANIOTTO, M. J. **Levantamento geológico**. Lagoa Vermelha: 2001.

118. SOARES, C. R. F. S. **Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco**. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal. 13 (3): p.302-315, 2001.

119. SOARES, et al. **Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco**. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal, v. 13, n. 3, p. 302-315, 2001.

120. SOARES, M. **Coeficiente de distribuição (K_D) de metais pesados em solos do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

121. SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 3ª ed., 1996.

122. STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Emater/RS; UFRGS, 2002.

123. STREY. A. N. **Remediação do lixão Parque das Palmeiras**. Secretaria de Planejamento e Urbanismo, 2002. Chapecó: 2002.

124. TAIZ, L.; ZEIGER, E**. Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed S/A. 3ª ed., 2004.

125. TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management**: engineering principles and management issues. Hightstown: Irwin McGraw Hill, 1993.

126. TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**: boletim técnico nº 5. 2 ed. ver. e ampl. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

127. TEIXEIRA. M. CARDOSO, A. **Modificações das características químicas de solos inundados.** Belém: Ministério da educação, 1991.

128. THORNTON, J. **Incineración de residuos peligrosos Impactos en la agricultura. Campaña de Tóxicos de Greenpeace**. Segunda Edición. Febrero 1993. Editado en español por Greenpeace Argentina, Mansilla 3046,(1425) Buenos Aires.

129. TRESSOLDI, M; CONSONI, A. **Disposição de resíduos**. In: OLIVEIRA, A; BRITO, S. Geologia de engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1988. p. 343-360.

130. UNESP – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. **CAEC - Centro Acadêmico da Engenharia Civil da FEG/UNESP**. Disponível em: http://www.feg.unesp.br/~caec/quarto/aula2.doc. Acesso em: 16 jan 2007.

131. UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA / CAIXA ECONOMICA FEDERAL (UFBA/CAIXA). **Relatório Técnico**: 2ª etapa do projeto de pesquisa aproveitamento de

resíduos sólidos para a produção de materiais de construção de baixo custo. Salvador, 1998.

132. VANGRONSVELD, J.; CUNNINGHAM, S.D. **Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytorestoration**. Berlin: Springer, 1998.

133. VARGAS, M. **Introdução a Mecânica dos Solos**. São Paulo: McGRAW-Hill do Brasil, Ed. da Universidade de São Paulo, 1977.

134. VASCONCELOS, N.M.S.; et al. **Plantas Medicinais: Um estudo analítico**. Anais Assoc. Bras. Quím., v. 49, n. 3, p. 115-118, 2000.

135. VELOSO, C.; MALAVOLTA, E.; MURAOKA, T.; CARVALHO, E. **Alumínio e a absorção de cálcio por mudas de pimenta do reino.** 2000. [I]Embrapa/Amazônia Oriental, Belém, PA. [II]USP/CENA, Piracicaba, SP. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-90162000000100023escript=sci_arttext. Acesso em: 23 nov 2006.

136. VIEIRA, L.S. **Manual da ciência do solo**. São Paulo, Ed. Agronômica Ceres, 2000.

137. WORLD HEALT ORGANIZATION (WHO). **Trace Elements in Human Nutrition and Health, Geneva**, 1996.

138. YINGMIN\G, L.; COREY, R. B. **Redistribution of sludge-born cadmium, cooper, and zinc in a cultivated plot**. J. Environ. Qual., v. 22, p. 1-8, 1993.

ANEXO A – Relatório Construtivo dos Poços de Monitoramento

ANEXO B – Tabela 3.1 – Pontos georreferenciados no lixão Linha Rincão do Engenho

Ponto	E	N		Altitude	Data e hora
1	451.374	22J	6.879.834	739	27/9/2006 13:24
2	451.375	22J	6.879.841	739	27/9/2006 13:25
3	451.421	22J	6.879.837	744	27/9/2006 13:26
4	451.423	22J	6.879.841	744	27/9/2006 13:27
5	451.435	22J	6.879.846	748	27/9/2006 13:27
6	451.447	22J	6.879.848	743	27/9/2006 13:28
7	451.459	22J	6.879.820	748	27/9/2006 13:29
8	451.469	22J	6.879.817	749	27/9/2006 13:29
9	451.472	22J	6.879.805	750	27/9/2006 13:30
10	451.483	22J	6.879.776	753	27/9/2006 13:31
11	451.487	22J	6.879.762	752	27/9/2006 13:32
12	451.494	22J	6.879.741	754	27/9/2006 13:33
13	451.494	22J	6.879.736	754	27/9/2006 13:33
14	451.487	22J	6.879.736	754	27/9/2006 13:33
15	451.473	22J	6.879.729	751	27/9/2006 13:34
16	451.464	22J	6.879.725	749	27/9/2006 13:35
17	451.464	22J	6.879.725	749	27/9/2006 13:36
18	451.445	22J	6.879.720	741	27/9/2006 13:37
19	451.428	22J	6.879.715	740	27/9/2006 13:38
20	451.404	22J	6.879.713	740	27/9/2006 13:39
21	451.388	22J	6.879.727	738	27/9/2006 13:40
22	451.379	22J	6.879.730	738	27/9/2006 13:41
23	451.378	22J	6.879.745	735	27/9/2006 13:42
24	451.375	22J	6.879.764	735	27/9/2006 13:42
25	451.372	22J	6.879.776	737	27/9/2006 13:43
26	451.360	22J	6.879.800	735	27/9/2006 13:44
27	451.369	22J	6.879.807	737	27/9/2006 13:44
28	451.369	22J	6.879.807	737	27/9/2006 13:45
29	451.380	22J	6.879.810	741	27/9/2006 13:46
30	451.384	22J	6.879.778	737	27/9/2006 13:48
31	451.390	22J	6.879.780	738	27/9/2006 13:49
32	451.383	22J	6.879.772	737	27/9/2006 13:50
33	451.391	22J	6.879.768	740	27/9/2006 13:50
34	451.384	22J	6.879.752	739	27/9/2006 13:51
35	451.391	22J	6.879.756	739	27/9/2006 13:51
36	451.390	22J	6.879.740	739	27/9/2006 13:52
37	451.398	22J	6.879.743	741	27/9/2006 13:52
38	451.381	22J	6.879.723	740	27/9/2006 13:57
39	451.412	22J	6.879.831	747	27/9/2006 14:04
40	451.452	22J	6.879.840	749	27/9/2006 14:06
41	451.451	22J	6.879.814	751	27/9/2006 14:07
42	451.499	22J	6.879.822	754	27/9/2006 14:09
43	451.460	22J	6.879.800	753	27/9/2006 14:11
44	451.477	22J	6.879.765	755	27/9/2006 14:13
45	451.432	22J	6.879.738	752	27/9/2006 14:15
46	451.431	22J	6.879.764	755	27/9/2006 14:17

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo