

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E MATERIAIS - PPGEM**

**POLUIÇÃO AMBIENTAL POR METAIS EM UMA ANTIGA ÁREA DE DISPOSIÇÃO
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

MARIA ELISABETE MACHADO

Mestrado Acadêmico em Engenharia
Área de Concentração: Tecnologia Mineral / Metalurgia Extrativa

Porto Alegre, RS.

2006

Esta dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração Tecnologia Mineral / Metalurgia Extrativa e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e pela Banca Examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider

Co-Orientador: Prof. Dr. João Felipe Coimbra Leite Costa

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Francisco Ricardo Andrade Bidone

Prof. Dr. Jair Carlos Koppe

Prof. Dr. Pedro Alexandre Varella Escosteguy

Prof. Dr. Antônio Cezar Farias Vilela
Coordenador do PPGEM

Aos meus queridos pais, Alberi e Oneide Machado;

Ao Fabricio;

Com todo amor e carinho,

DEDICO!

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço ao Professor **Ivo André H. Schneider**, por ter acreditado na minha capacidade desde a primeira conversa, ainda na Universidade de Passo Fundo. Que teve a sensibilidade de me ajudar num momento decisivo de minha vida, me estimulando para realizar o mestrado. Por sua paciência e sábia orientação, que me fez crescer e admirar sua competência e sabedoria. Sinceramente, obrigada por tudo.

Ao professor **João Felipe Coimbra Leite Costa**, por ter aceitado ser meu co-orientador e pela disponibilidade sempre presente. Também por sua maneira de ensinar geoestatística, que me fez aprender o que considerei muito importante no mestrado: a própria capacidade de aprendizagem, de buscar o conhecimento, e ao final acreditar que valeu a pena.

Um agradecimento especial a professora **Evanisa F. R. Q. de Mello** da UPF, considerada “extra oficialmente” co-orientadora, pela valiosa contribuição em grande parte do desenvolvimento deste trabalho. Também pelo empréstimo de materiais, pela amizade, apoio e pronta disposição demonstrada sempre que precisei de seu auxílio.

Ao professor **Pedro A. V. Escosteguy** da UPF, por ter gentilmente emprestado o Laboratório de Química do Solo e Resíduos Sólidos para digestão de amostras, pela inteira disponibilidade no esclarecimento de dúvidas e empréstimo de materiais durante o desenvolvimento desta dissertação. Também pela aprendizagem proporcionada, sendo um exemplo de professor e pesquisador.

Aos colegas de mestrado. À **Claudia** pelo apoio nas leituras de metais na absorção atômica e pela ótima convivência e amizade durante estes dois anos. Ao **Jean** e **Rodrigo**, companheiros de Passo Fundo. Agradeço a vocês por todos os favores prestados nas idas e vindas de Passo Fundo, sempre com muito boa vontade. Ao **Elói**, pelas várias explicações de geoestatística. A **Andréa**, pela amizade e coleguismo. A **Carmen** e a **Carime**, queridas amigas, pela importante e indispensável colaboração nas correrias de última hora.

A Engenheira Agrônoma **Beatriz Firpo**, que tive a oportunidade de conhecer durante o mestrado e que se revelou uma excelente amiga e também companheira de geoestatística, pela pronta disponibilidade e ajuda na coleta de amostras em Passo Fundo, mas principalmente na construção dos mapas topográficos desta dissertação, também pelas brilhantes sugestões oferecidas e empréstimo de materiais.

A **UFRGS**, em especial ao LEAMET e LASID, por proporcionar condições adequadas para o desenvolvimento dos trabalhos de pesquisa. Assim como todos os bolsistas que já passaram ou ainda estão no laboratório, em especial a **Mirne, Douglas, Gabriel e o Jorge**, pela satisfação de tê-los conhecido.

Também a secretaria do **PPGEM/UFRGS**, pelo bom atendimento prestado a todos irrestritamente.

A **UPF**, pelo uso de suas instalações. Em especial ao Laboratório de Saneamento Ambiental, pelo uso de seus equipamentos na realização de parte deste trabalho.

Ao **CNPq** (processo 477182/01-1), pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do presente trabalho. Assim como a **CAPES** pela bolsa concedida, que me manteve financeiramente em Porto Alegre.

Aos meus pais **Alberi e Oneide Machado**. A minha mãe que sempre teve uma palavra de consolo e um conselho amigo nas horas difíceis, ao meu pai pelo exemplo de trabalho e honestidade princípios que certamente levarei por toda a minha vida. Agradeço muito a vocês que dentro do possível, me ajudaram, sempre em boa hora.

Aos meus queridos irmãos. A minha irmã **Luciana** que esteve sempre presente, me deu apoio e incentivo durante o mestrado, inclusive, me ajudando a virar a noite realizando a dissertação; também pela colaboração na coleta de amostras, e em todas as situações de minha vida. Ao meu irmão **Luciano** e meu adorável sobrinho **Alan**, pelas alegrias e descontrações nos finais de semana.

Com amor ao meu namorado, **Fabício**, por seu apoio, carinho, companheirismo e paciência principalmente durante esses dois anos. Pela incansável e sempre prestativa ajuda e companhia em praticamente todas as coletas de campo, que foram parte importante deste trabalho.

A **Deus**, fonte inspiradora da Fé, com a qual, nos dá força e coragem para seguir sempre a frente na busca de um futuro melhor, sendo o porto seguro na caminhada pela vida.

Enfim, a todas as pessoas que estiveram e de alguma forma colaboraram comigo durante esta etapa da vida que Deus me permitiu viver... Agradeço do fundo do meu coração!

RESUMO

O impacto ambiental da disposição dos resíduos sólidos urbanos é um grave problema enfrentado atualmente. Os resíduos podem conter substâncias químicas com características nocivas, dentre elas os metais tóxicos. A correta caracterização do impacto ambiental é uma etapa importante antes de se propor medidas mitigadoras. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a poluição ambiental por metais em uma área degradada por resíduos sólidos urbanos no Município de Passo Fundo: o “Aterro Invernadinha”. A metodologia do trabalho consistiu na avaliação da quantidade de resíduos depositados, na caracterização geotécnica e química do solo, no estudo da distribuição de metais tóxicos utilizando a geoestatística como ferramenta, no monitoramento das águas superficiais e do lençol freático, no levantamento da flora e fauna existente no local, em análises químicas de macro e micronutrientes nas espécies *Baccharis sp* e *Xanthium cavanillesii*, e num teste experimental de plantio de soja. Visando a obtenção de parâmetros de referência locais foram também coletados dados de solo e vegetação na Reserva Ecológica Arlindo Haas e em uma área de plantio de soja da Universidade de Passo Fundo. Os resultados demonstram que foram depositados na área cerca de 84.945 m³ de resíduos, sendo que destes, 3.652, 3 t correspondem a ligas ferrosas e não ferrosas. Os níveis de metais presentes no solo superficial estão significativamente superiores aos detectadas nas amostras coletadas na área de controle. Destaca-se neste estudo os valores de cobre, zinco e cromo em amostras de solo, que superam os teores máximos estabelecidos para solos pela CETESB. A água superficial da área estudada apresenta boa qualidade, compatível com Águas Classe II segundo a resolução nº 357/05 do CONAMA. As águas do lençol freático apresentam-se contaminadas, o que é indicado principalmente pelo teor de matéria orgânica, condutividade e nitratos. Há uma grande variedade de espécies herbáceas e florestais em crescimento na área. Quanto à absorção de metais nas espécies, observou-se a acumulação de cobre, zinco, cromo e chumbo nas raízes. O metal que apresenta maior translocação para a parte aérea é o zinco. O plantio experimental de soja teve um rendimento satisfatório. As propriedades bioquímicas dos grãos são semelhantes às da lavoura de controle. Porém, as sementes apresentaram uma maior concentração de zinco e qualidade inferior em testes de germinação. Assim, com base nos dados do presente trabalho, não se recomenda o uso de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos na produção agrícola, sem um estudo mais aprofundado.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos, lixo, recuperação de áreas degradadas, solo, vegetação, água, metais tóxicos.

ABSTRACT

Municipal solid waste landfills have a high contamination potential in terms of heavy metals and other detrimental substances. The characterization study of the environmental impact is an important step to recovery a degraded area. The aim of this work was to investigate the contamination of heavy metals in an old municipal waste landfill located in Passo Fundo, RS, Brazil, named "Aterro Invernadinha". The methodology included the evaluation of the amount of solid wastes disposed in the area, characterization of physical and chemical properties of the soil, studies of heavy metals contamination using geostatistics, control of surface and groundwater, description of the vegetation naturally growing in the landfill and evaluation of the chemical absorption of heavy metals by the species *Baccharis sp* and *Xanthium cavanillesii*. It was also carried out an experiment of soybean cultivation as an alternative for the future use of the site. The results demonstrated that landfill received about 84.945 m³ of wastes, including 3.652, 3 t of ferrous and non-ferrous metal alloys. The concentration of toxic metals in the soil is superior of to the control area ("Reserva Arlindo Haas"). The levels of copper, zinc and chromium are considered high by the brazilian standards, recommending alert or even the intervention. The surface waters near the landfill can be considered of good quality, classified as Waters Class II accordingly to the Resolution number 357/05 of CONAMA. However, the ground water is contaminated, indicated by the high levels of organic matter, conductivity and nitrates. There is a great number of vegetation species growing in the site. It was observed zinc, copper, chromium and lead accumulation in the roots of the species *Bachharis sp* and *Xanthium cavanillessi*. The main metal translocated to the aerial part in these species was the zinc. The experiment of soybean cultivation on the landfill showed satisfactory crop productivity. The seeds presented similar biochemical properties of the control area. However it was observed a higher accumulation of zinc and lower levels of germination. Thus, on the basis of this work, the use of degraded areas by domestic solid waste for crop production is not recommended.

Key-words: municipal solid waste, landfill, recovery of degraded areas, vegetation, toxic metals.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama da classificação de resíduos sólidos.....	23
Figura 2: Leiras de compostagem.	27
Figura 3: Destinação final de Resíduos no Rio Grande do Sul e no Brasil.....	31
Figura 4: Lixão a céu aberto.....	33
Figura 5: Aterro controlado.....	34
Figura 6: Aterro sanitário.....	36
Figura 7: Propagação dos efeitos da poluição no meio físico e na biota.....	38
Figura 8: Representação esquemática das reações que controlam o teor de metais na solução do solo.....	41
Figura 9: Etapas no diagnóstico de áreas degradadas.....	49
Figura 10: Localização da cidade de Passo Fundo.....	61
Figura 11: Mapa da cidade de Passo Fundo.....	62
Figura 12: Mapa do Aterro Invernadinha.....	63
Figura 13: Vista geral da área do Aterro Invernadinha	64
Figura 14: Vista da Reserva Ecológica Arlindo Haas.....	65
Figura 15: Barranco Lateral do Aterro Invernadinha.....	66
Figura 16: Lavoura da Universidade de Passo Fundo.....	66

Figura 17: Execução de sondagem com coleta de amostra.....	67
Figura 18: Demarcação dos pontos de amostragem para o estudo geoestatístico.....	70
Figura 19: Pontos de coleta das águas superficiais e subterrâneas.....	72
Figura 20: Levantamento topográfico do Aterro Invernadinha.....	80
Figura 21: Perfil do terreno passando pelo corte A - B da Figura 20.....	81
Figura 22: Resíduos presentes em um ponto de escavação no Aterro Invernadinha.....	82
Figura 23: Teor dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos no Aterro Invernadinha.....	83
Figura 24: Metais, aparas de couro e resíduos industriais encontrados em pontos isolados no Aterro Invernadinha.....	84
Figura 25: Mapa com indicação dos pontos de amostragem de solo.....	89
Figura 26: Distribuição de cobre, zinco e cromo ao longo de perfil do terreno.....	90
Figura 27: Histogramas da concentração dos metais zinco, cobre e cromo no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas.....	92
Figura 28: Correlação entre a distribuição dos metais cobre x cromo, cobre x zinco e zinco x cromo nos pontos de amostragem no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas.....	94
Figura 29: Variograma omnidirecional para as variáveis zinco, cobre e cromo no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas.....	96
Figura 30: Distribuição da concentração de cobre na Reserva Arlindo Haas.....	97

Figura 31: Distribuição da concentração de cobre no Aterro Invernadinha.....	97
Figura 32: Distribuição da concentração de zinco na Reserva Arlindo Haas.....	98
Figura 33: Distribuição da concentração de zinco no Aterro Invernadinha.....	98
Figura 34: Distribuição da concentração de cromo na Reserva Arlindo Haas.....	99
Figura 35: Distribuição da concentração de cromo no Aterro Invernadinha.....	99
Figura 36: Espécies florestais presentes no Aterro Invernadinha.....	107
Figura 37: Mapa indicando as espécies dominantes.....	108
Figura 38: Vegetação presente no antigo Aterro Invernadinha.....	108
Figura 39: Desenvolvimento da soja na área do antigo Aterro Invernadinha.....	114
Figura 40: Teste de vigor para sementes cultivadas na lavoura e no Aterro Invernadinha....	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de resíduo no Brasil.....	24
Tabela 2: Algumas contribuições publicadas relativas a estudo de metais em locais de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos.....	44
Tabela 3: Ações recomendadas para proceder na recuperação ambiental de aterros sanitários.....	50
Tabela 4: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração de metais no solo.....	71
Tabela 5: Métodos analíticos utilizados para avaliar a qualidade da água superficial e do lençol freático.....	74
Tabela 6: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração de macro e micronutrientes no solo.	75
Tabela 7: Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração de macro e micronutrientes nas plantas.....	77
Tabela 8: Métodos analíticos utilizados para avaliar a composição dos grãos de soja.....	79
Tabela 9: Dados geotécnicos do solo nas proximidades do Aterro Invernadinha.....	82
Tabela 10: Composição dos RSU presentes no antigo Aterro Invernadinha, comparado com o atual aterro São João e a média brasileira.....	84
Tabela 11: Concentração de metais em amostras coletadas no barranco (jazida de empréstimo de solo para cobertura do lixo).....	85
Tabela 12: Concentração de metais em diferentes profundidades em amostras coletadas no furo de sondagem PS F4A	86
Tabela 13: Concentração de metais em diferentes profundidades em amostras coletadas no	

furo de sondagem PS F5A.....	86
Tabela 14: Concentração de metais em amostras coletadas no banhado (área à jusante do Aterro Invernadinha).....	86
Tabela 15: Valores médios e desvio padrão de metais no solo (Horizonte superficial) no Aterro Invernadinha e Reserva Arlindo Haas.....	88
Tabela 16: Aplicação do Teste "t" de student para um nível de significância de 0,05 para os metais no solo (horizonte superficial).....	88
Tabela 17: Dados estatísticos da concentração metais no solo (Horizonte A) no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas na terceira campanha de amostragem..	92
Tabela 18: Características das águas superficiais na área de influência do Aterro	101
Tabela 19: Características das águas do lençol freático na área de influência do Aterro Invernadinha, Passo Fundo.....	102
Tabela 20: Valores médios de macro e micronutrientes do solo no Aterro Invernadinha e Reserva Arlindo Haas.....	104
Tabela 21: Relação das espécies florestais encontradas no Aterro Invernadinha	105
Tabela 22: Relação das espécies herbáceas encontradas no Aterro Invernadinha.....	105
Tabela 23: Relação de algumas espécies animais presentes no Aterro Invernadinha.....	109
Tabela 24: Concentração de metais no tecido vegetal da <i>Bachcharis sp.</i> na Reserva Arlindo Haas e no Aterro Invernadinha– raízes e parte aérea.....	110
Tabela 25: Concentração de Metais na espécie <i>Xanthium cavanillesii</i> na Reserva Arlindo Haas e no aterro Invernadinha – raízes e parte aérea.....	110

Tabela 26: Análise de micro e macronutrientes no solo de recobrimento.....	113
Tabela 27: Teores de alguns metais no solo de recobrimento pelo método 3050B.....	114
Tabela 28: Rendimento total dos grãos de soja na área plantada sobre o aterro de resíduos sólidos e na área de controle.....	115
Tabela 29: Composição elementar do tecido vegetal e dos grãos de soja na área de controle e Aterro Invernadinha.....	115
Tabela 30: Análise bioquímica dos grãos de soja na área de controle e Aterro Invernadinha..	116
Tabela 31: Análise biológica das sementes de soja na área de controle e Aterro Invernadinha.....	116
Tabela 32: Teste t de Student para parâmetros bioquímicos e concentração de metais nas sementes produzidas no aterro comparada com as da área de controle.....	117

LISTA DE ABREVIATURAS

1-D: Em direção única

ABC: São Bernardo do Campo, Santo André, São Caetano

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

Al: Alumínio

APHA: American Public Health Association

Ar: Argônio

As: Arsênio

B: Boro

Ca: Cálcio

CaCO₃: Carbonato de cálcio

Cd: Cádmio

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CNEN: Conselho Nacional de Energia Nuclear

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr: Cromo

CTC: Capacidade de troca de cátions

Cu: Cobre

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DNT: Dinitrotolueno

DQO: Demanda Química de Oxigênio

EAA: Espectroscopia de Absorção Atômica

EPA: Environmental Protection Agency

EUA: Estados Unidos da América

Fe: Ferro

g: gramas

ha: hectare

Hg: Mercúrio

IBAM: Instituto Brasileiro de Administração Municipal

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

K: Potássio

Kg: quilograma
L: litros
m: metros
Mg: Magnésio
mm: milímetros
Mn:- Manganês
Mo: Molibdênio
M.O.: Matéria Orgânica
ND: Não detectado
NH⁴⁺: Íon amônio
Ni: Níquel
NMP/100mL: número mais provável por 100 mililitros
NO₃⁻: nitrato livre
NTU: Unidade nefelométrica de turbidez
OD: Oxigênio Dissolvido
°C: graus Celsius
P: Fósforo
PAH: Hidrocarboneto aromático policíclico
Pb: Chumbo
PCE: Percloroetano
PCPs: Pentaclorofenóis
pH: Potencial hidrogeniônico
PNDU Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PO₄³⁻: Íon fosfato
PVC: Cloreto de polivinila
RJ: Rio de Janeiro
RS: Rio Grande do Sul
RSU: Resíduos Sólidos Urbanos
S: Enxofre
Se: Selênio

SPT: Standard Penetration Tests

TCE: Tricloroetano

TNT: Trinitrotolueno

UFC: Unidades formadoras de colônias

UFRGS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul

UNICAMP: Universidade Estadual de Campinas

UPF: Universidade de Passo Fundo

Zn: Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1 Definição e classificação dos resíduos sólidos urbanos	21
2.2 Destinação final de resíduos sólidos urbanos	24
2.2.1 Reciclagem.....	24
2.2.2 Compostagem.....	26
2.2.3 Incineração.....	29
2.2.4 Disposição no solo.....	30
2.2.4.1 Lixão.....	32
2.2.4.2 Aterro controlado.....	33
2.2.4.3 Aterro sanitário.....	35
2.3 Impactos dos resíduos sólidos urbanos sobre o meio ambiente	37
2.4 Metais em aterros de resíduos sólidos urbanos	39
2.5 Possibilidade de mobilização e transporte de metais por plantas	44
2.6 Métodos de recuperação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos	47
2.6.1 Fitorremediação.....	51
2.6.2 Biorremediação.....	53
2.7 Restauração natural de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos	54
2.8 Exemplos de recuperação e ocupação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos	58
3 MATERIAL E MÉTODOS	61
3.1 Localização e histórico sobre o Aterro Invernadinha	61
3.2 Áreas de referência	65
3.3 Caracterização quantitativa e qualitativa do aterro.....	67
3.3.1 Levantamento topográfico.....	67
3.3.2 Furos de sondagem.....	67
3.3.3 Granulometria, limite de liquidez e plasticidade do solo.....	68
3.3.4 Ensaio de permeabilidade do solo “in situ”	68
3.3.5 Caracterização dos resíduos depositados.....	68
3.4 Análises de metais no solo	69

3.4.1 Coleta de amostras - estudo preliminar.....	69
3.4.2 Coleta de amostras – estudo geoestatístico.....	69
3.4.3 Análises de metais no solo.....	70
3.4.4 Análise estatística.....	71
3.4.5 Análise geostatística.....	71
3.5 Análises das águas superficiais e do lençol freático.....	72
3.5.1 Coleta das amostras de água.	72
3.5.2 Análises químicas e microbiológicas da água.....	73
3.6 Vegetação.....	74
3.6.1 Coleta de amostras de solo.....	75
3.6.2 Análises de solo.....	75
3.6.3 Identificação da vegetação em crescimento.....	76
3.6.4 Coleta de amostras da vegetação.....	76
3.6.5 Análise química do tecido Vegetal.....	76
3.7 Experimento de plantio de soja.....	77
3.7.1 Preparação do terreno e plantio.....	77
3.7.2 Coleta das amostras de solo.....	78
3.7.3 Análises das amostras de solo.....	78
3.7.4 Coleta das amostras de soja.....	78
3.7.5 Análises químicas, bioquímicas e biológicas da soja.....	78
3.7.6 Tratamento estatístico dos dados da soja produzida.....	79
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	80
4.1 Avaliação quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos depositados.....	80
4.2 Análises de metais no solo - estudo preliminar.....	85
4.3 Análise de metais no solo - estudo estatístico e geoestatístico.....	88
4.4 Análises químicas das águas superficiais e do lençol freático.....	101
4.5 Vegetação em crescimento.....	103
4.5.1 Concentração de metais na vegetação.....	109
4.6 Concentração de metais no experimento agrícola de soja.....	112
4.7 Considerações sobre o futuro uso e ocupação da área.....	117

5	CONCLUSÕES	119
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	122
7	REFERÊNCIAS.....	123
8	ANEXOS.....	139

1 INTRODUÇÃO

A transformação da matéria e a produção de resíduos fazem parte integrante da vida e da atividade humana. Inicialmente, os materiais produzidos e utilizados eram em grande parte de origem natural, e sua disposição inadvertida no solo não causava grande impacto ao meio ambiente. A produção de resíduos, por sua vez, era de apenas algumas dezenas de quilo por habitante/ano. Nas últimas décadas, o crescimento populacional, aliado ao acelerado processo de industrialização, colaborou significativamente para o aumento da produção de resíduos das mais diversas naturezas, biodegradáveis e não biodegradáveis. Isso determinou um processo contínuo de degradação ambiental com sérias implicações na qualidade de vida do homem.

No Brasil, estima-se que são geradas cerca de 125 mil toneladas de lixo domiciliar e comercial por dia. Dados da PNSB (FIBGE, 2002) indicam que apenas 47,1% são destinados a unidades de disposição final de resíduos sob condições sanitárias adequadas. Grande parte é disposta em aterros controlados, ou ainda a céu aberto, em locais conhecidos como **lixões**, que não possuem critérios de implantação, operação e monitoramento. Esses depósitos geram um número cada vez maior de áreas degradadas, com conflitos de ordem ambiental, econômica e social.

Atualmente, os critérios de projeto e fiscalização estão mais exigentes, o que melhorou substancialmente a qualidade dos aterros em operação. Entretanto, isso não resolve o passivo nas áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos que operaram no passado sem critérios de controle ambiental. Hoje, muitas dessas áreas encontram-se interditadas, a espera de uma posição dos órgãos governamentais. Faltam estudos técnicos para uma adequada caracterização da contaminação ambiental e avaliação da periculosidade da área visando um futuro uso humano ou agrônômico, o que requer a implementação de medidas de remediação ou recuperação, práticas ainda pouco exploradas no Brasil.

Sumariamente, pode-se dizer que a questão dos resíduos sólidos abrange aspectos como a poluição do solo, do ar e da água (superficial e subterrânea). Entre os principais problemas, pode-se citar a descaracterização da paisagem, desvalorização da área, odores desagradáveis, crescimento de vetores e a contaminação do solo e recursos hídricos (BIDONE; POVINELLI, 1999; IPT/CEMPRE, 2000).

Entre os vários aspectos ambientais envolvidos na disposição de resíduos sólidos urbanos, a contaminação a longo prazo do ambiente por metais tóxicos tem sido alvo de estudos (BOZKURT et al., 1999; 2000; PRADEEP et al., 2005). Metais presentes nestes

resíduos, podem se disseminar no solo, água e atmosfera. Quando em altas concentrações no solo, podem ser absorvidos pelas plantas e entrar na cadeia alimentar (HELLWEG et al., 2005). Também podem estar presentes no lixiviado e, de acordo com as condições geomorfológicas do terreno, vir a contaminar as águas superficiais e do lençol freático. A contaminação destes recursos têm conseqüências que perduram por tempo indefinido e são de difícil controle (MAGOSSI; BONACELLA, 1991; SERRA et. al., 2005).

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, sanitárias e de controle ambiental. A inexistência de um monitoramento sistemático dos aterros de resíduos sólidos 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).

Assim, o presente trabalho apresenta os resultados de caracterização do solo, água e vegetação em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos, denominado Aterro Invernadinha, localizado na cidade de Passo Fundo, Rio Grande do Sul, que serviu como local para disposição de resíduos sólidos durante as décadas de 70 e 80, na forma de aterro controlado. Esta área encontra-se a mais de 15 anos abandonada, já com expressivo crescimento de vegetação.

As áreas circunvizinhas ainda são empregadas no cultivo agrícola e criação agropecuária. Porém, o aterro encontra-se bastante próximo do perímetro urbano edificado, em zona com grande pressão para a expansão do setor residencial e industrial da cidade. Deve-se enfatizar que, em períodos recentes, famílias residiam no local, mas foram afastadas por determinação judicial. Todos estes fatores justificam a necessidade de uma avaliação da contaminação ambiental, principalmente para o futuro uso e ocupação da área.

Deve-se ressaltar que os resultados obtidos neste trabalho referem-se exclusivamente ao Aterro Invernadinha. Porém, esta área se assemelha muito a outros depósitos de resíduos sólidos urbanos presentes na metade norte do Rio Grande do Sul, em especial do Planalto Médio, onde as condições de solo, relevo e sócio-econômicas são bastante parecidas. As informações coletadas podem servir como uma referência para uma avaliação preliminar de outras situações similares.

Como a diversidade de poluentes existentes em resíduos sólidos urbanos é muito grande, a ênfase do presente trabalho foi para a poluição do solo, água e vegetação por alguns

metais, entre os quais o níquel, cobre, zinco, cádmio e chumbo. Realizou-se um levantamento da vegetação em crescimento no local bem como a acumulação de metais nas espécies predominantes. Por fim, efetuou-se um experimento de plantio de soja sobre a área degradada, a fim de investigar as possibilidades e limitações de produção agrícola em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos.

Portanto, o objetivo geral do presente trabalho foi caracterizar a contaminação ambiental em uma antiga área degradada por resíduos sólidos urbanos no Município de Passo Fundo – o Aterro Invernadinha.

Os objetivos específicos foram:

- a) caracterizar a contaminação do solo pelos elementos níquel, cobre, zinco, cromo, cádmio e chumbo ;
- b) realizar um estudo geoestatístico da distribuição dos elementos cobre, zinco e cromo no solo de recobrimento;
- c) avaliar as condições da água superficial e do lençol freático na área de influência do Aterro Invernadinha;
- d) fazer um levantamento da vegetação pioneira e avaliar a concentração de metais nas espécies mais abundantes na área;
- e) realizar um estudo experimental de uso e ocupação da área por meio do plantio de soja.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Definição e classificação dos resíduos sólidos urbanos

Para definir resíduos sólidos urbanos (RSU), existem diversas formas. A definição oficial de resíduos sólidos no Brasil adotada pela norma NBR 10004 é:

Aqueles resíduos em estados sólidos e semi-sólidos que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face a melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

De acordo com a referida norma, os resíduos sólidos são classificados em três categorias:

- a) resíduos classe I - Perigosos: resíduos sólidos ou mistura de resíduos que, em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças e/ou apresentar efeitos adversos ao meio ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada;
- b) resíduos classe II - Não Perigosos: estes resíduos podem ter propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água;
- c) resíduos classe II A – Não Inertes: aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduo classe I – Perigosos ou de resíduos de classe II B, inertes. Podem ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água;
- d) resíduos classe II B – Inertes: quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a norma NBR 10007 (ABNT, 2004), e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, conforme NBR 10006 (ABNT, 2004) não tiverem nenhum dos seus constituintes

solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, executando aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

De acordo com Bidone e Povinelli (1999), os resíduos sólidos podem ser classificados em:

- a) urbanos: os residenciais, comerciais, de varrição, de feiras livres, de capinação e poda;
- b) industriais: em que se inclui um grande percentual de lodos provenientes do processo de tratamento de efluentes líquidos industriais, muitas vezes tóxicos e perigosos;
- c) de serviços de saúde: que abrangem os resíduos sólidos de hospitais, de clínicas médicas e veterinárias, de centros de saúde, de consultórios odontológicos e de farmácias;
- d) radioativos: em que se incluem os resíduos de origem atômica, cujo controle e gerenciamento está, de acordo com a Legislação Brasileira, sob a tutela do Conselho Nacional de Energia Nuclear (CNEN);
- e) agrícolas: em que se agrupam aqueles resultantes dos processos de produção de defensivos agrícolas e suas embalagens.

Também a classificação dos RSU, é em função de sua origem (IPT/CEMPRE, 2000), como:

- a) residencial ou doméstico: constituído de restos de alimentação, invólucros diversos, varreduras, folhagens, ciscos e outros materiais descartados pela população diariamente;
- b) comercial: proveniente de diversos estabelecimentos comerciais, como escritórios, lojas, hotéis, restaurantes, supermercados, quitandas e outros, apresentando mais ou menos os mesmos componentes que os resíduos sólidos domésticos.
- c) industrial: proveniente de diferentes áreas do setor industrial, de constituição muito variada, conforme as matérias-primas empregadas e o processo industrial utilizado;
- d) resíduos de serviços de saúde ou hospitalar: constituído de resíduos das mais diferentes áreas hospitalares: refeitório, cozinha, patogênicos, administração, limpeza; resíduos de farmácias, laboratórios, de postos de saúde, de consultórios dentários e clínicas veterinárias;

- e) especiais: constituído por resíduos e materiais produzidos esporadicamente como: folhagens de limpeza de jardins, restos de poda, animais mortos, mobiliários e entulhos;
- f) feiras, varrição e outros: proveniente de varrição regular de ruas, conservação da limpeza de núcleos comerciais, limpeza de feiras, constituindo-se principalmente de papéis, tocos de cigarros, invólucros, restos de capinas, areia, cisco e folhas;
- g) de aeroportos, portos, terminais rodoviários e ferroviários: constituem os resíduos sépticos, ou seja, aqueles que contêm ou podem conter germes patogênicos, basicamente, originam-se de materiais de higiene, restos de alimentação, que podem veicular doenças. Porém, os resíduos assépticos, nestes locais, são considerados como domiciliares.

A classificação dos resíduos sólidos, segundo sua origem, para Oliveira (1998), está representada na Figura 1.

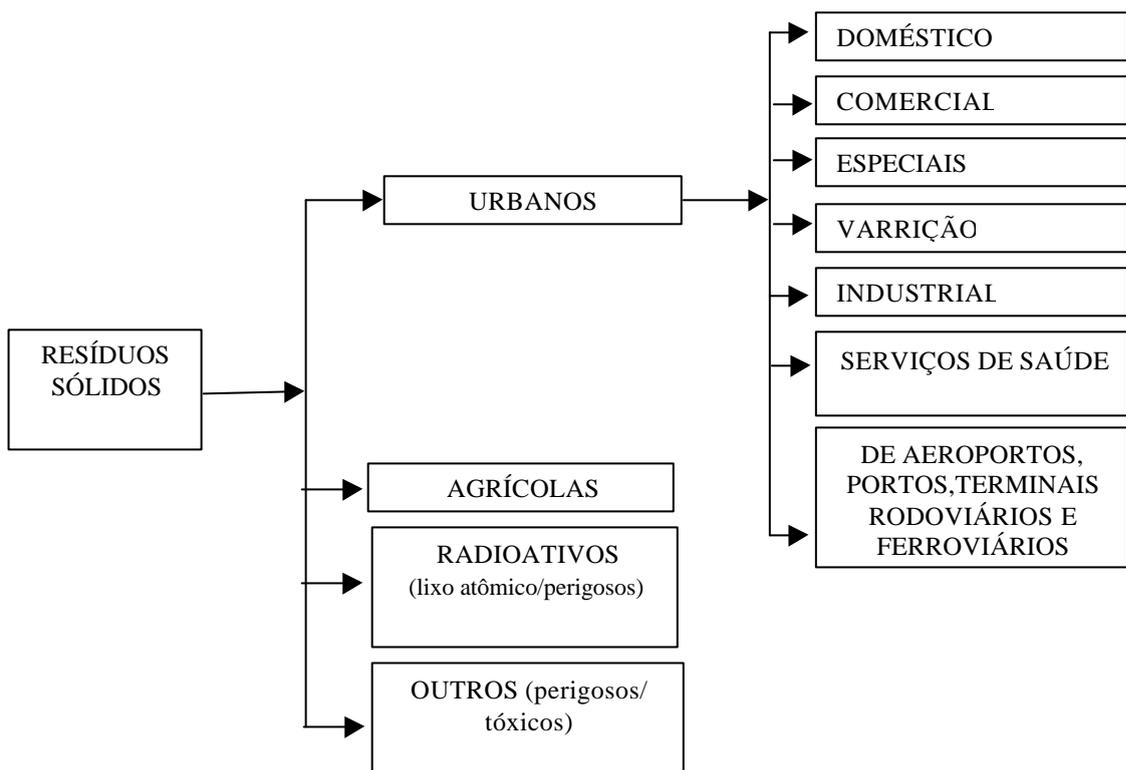


Figura 1: Diagrama da classificação de resíduos sólidos.

Fonte: Oliveira, 1998.

A definição oficial de RSU é bastante ampla. Para Oliveira (1998), RSU é todo e qualquer tipo de lixo produzido nas cidades, proveniente de atividades humanas, que são lançados no ambiente. Segundo Bidone e Povinelli (1999) os RSU podem ter em cada município, em função do serviço de coleta realizado, uma definição diferente.

Segundo o Manual de Gerenciamento Integrado (IPT/CEMPRE, 2000), os RSU são, também, classificados de acordo com seus diferentes graus de biodegradabilidade em:

- a) facilmente degradáveis: materiais de origem biogênica;
- b) moderadamente degradáveis: papel, papelão e outros produtos celulósicos;
- c) dificilmente degradáveis: trapos, couro (tratado), borracha e madeira;
- d) não - degradáveis: vidros, metal, plástico.

A responsabilidade da correta separação e destinação dos RSU é do gerador, prevista em legislação - CONAMA N ° 9.921/93 - que trata da questão do lixo no Brasil. Na prática, porém, por falta de estrutura para controlar e fiscalizar a aplicação das normas, as prefeituras assumiram uma parte do trabalho (Tabela 1), e raramente um gerador é implicado quando surge algum problema.

Tabela 1 - Responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de resíduo no Brasil

Tipos de resíduo	Responsável
Domiciliar	Prefeitura
Comercial	Prefeitura
Público	Prefeitura
Serviços de Saúde	Gerador (hospitais, etc.)
Industrial	Gerador (indústrias)
Portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários	Gerador (portos, etc.)
Agrícola	Gerador
Entulho	Gerador*

(*) a prefeitura é co-responsável por pequenas quantidades (geralmente menores que 60 kg).

Fonte: IPT/CEMPRE (2000).

2.2 Destinação final de resíduos sólidos urbanos

A destinação final dos RSU consiste em um dos problemas ambientais das áreas urbanas no Brasil, devido ao grande volume produzido. Mesmo quando há a reciclagem com o aproveitamento de parte dos resíduos, ainda há materiais que não são aproveitados e que

deverão ser descartados. A seguir serão descritos alguns processos em uso para destinação final de RSU.

2.2.1 Reciclagem

A reciclagem é definida como o processo de reaproveitamento dos resíduos sólidos, em que os seus componentes são separados, transformados e recuperados, envolvendo economia de matérias-primas e energia, combate ao desperdício, redução da poluição ambiental e valorização dos resíduos, com mudança nas características em relação aos mesmos (PNUD, 1998; IPT/CEMPRE, 2000).

Gonçalves (2003) classifica em três etapas os processos da cadeia produtiva da reciclagem: **recuperação**, que engloba os processos de separação do resíduo na fonte, coleta seletiva, prensagem; **revalorização**, que compreende o beneficiamento dos materiais, como moagem e extrusão e, por fim, a **transformação**; que é a reciclagem propriamente dita, transformando os materiais recuperados e revalorizados em um novo produto.

Segundo Roth et al. (1999), dentre alguns benefícios da reciclagem pode-se citar a preservação dos recursos naturais, a redução da poluição do ar e das águas, a diminuição da quantidade de resíduos a ser aterrada e a geração de emprego com a criação de usinas de reciclagem. Por outro lado, a reciclagem apresenta como ponto negativo a diminuição da qualidade técnica do material e a contaminação dos resíduos.

De acordo com Biddle (1993), o sucesso da reciclagem, na verdade, não depende de quanto espaço de aterro é economizado, importando sim, se ela é economicamente viável. A reciclagem não é somente uma questão de recuperar material reciclável; ela é um sistema econômico, pois gera renda principalmente para as classes mais carentes. Para garantir a sustentação econômica da reciclagem, devem ser levados em consideração os seguintes fatores: existência de demanda de mercado para o resíduo; proximidade da fonte geradora com o local onde será reciclado o material; quantidade de material disponível e condições de limpeza; custo de separação, coleta, transporte, armazenamento e preparação do resíduo antes do processamento; custo de processamento e transformação do resíduo em novo produto; existência de demanda de mercado para o produto resultante da reciclagem e existência de tecnologia (processo) para efetuar a transformação do resíduo.

Assim, tem sido verificada a tendência de vários países do mundo de utilização de resíduos. Exemplos específicos são: o uso da lama de esgoto para construção de diques, lama

gerada na indústria de celulose para produção de papel como cobertura de aterros sanitários e barreiras de contenção, tiras de pneu como material para construção de asfalto, cinzas produzidas na indústria de calcinação como estabilizantes de solo e rejeitos de mineração em obras de pavimentação. Um setor muito importante, em destaque no Brasil, é o de latas de alumínio. No ano de 2004, 95,7% da produção nacional foi reciclada, o que representa 121 mil toneladas. Em 2003, o índice foi de 89%. Os números brasileiros superam os de países industrializados como Japão e EUA (VERRAN et. al., 2005).

2.2.2 Compostagem

Os resíduos sólidos domiciliares coletados nos municípios do Brasil contam em sua composição com grande quantidade de matéria orgânica (também chamada de húmus), próximo a 50% em peso (IPT/CEMPRE, 2000). Esta matéria orgânica quando não tratada ou disposta no solo corretamente torna-se fonte de poluição, pois gera efluentes líquidos (chorume) e gasosos (biogás) que poluem corpos hídricos e a atmosfera.

A matéria orgânica é composta por um conjunto de substâncias altamente heterogêneas que incluem numerosos compostos de carbono e ácidos orgânicos, de fácil mineralização. O conjunto complexo de produtos resultantes de transformações químicas e microbianas da matéria orgânica são os ácidos húmicos (MANGRICH et al., 2004).

A matéria orgânica, devido ao seu papel vital na manutenção da qualidade do solo, é fator chave nas modernas práticas de manejo da terra. A conservação e o aumento do húmus no solo exercem efeitos benéficos no suprimento dos nutrientes para as plantas, na estrutura e compactabilidade do solo, e na capacidade de retenção de água (JAHNEL et al., 1999).

Uma das formas mais conhecidas de tratamento de resíduos sólidos orgânicos é a técnica conhecida como compostagem. Trata-se de um método para decomposição do material orgânico existente no lixo, sob condições adequadas, de forma a se obter um composto orgânico para utilização na agricultura (BIDONE; POVINELLI, 1999).

O processo de compostagem pode ocorrer de duas maneiras (IPT/CEMPRE, 2000):

- a) método natural: a fração orgânica do lixo é levada para um pátio e disposta em leiras. A aeração é feita por revolvimentos periódicos para que ocorra o processo de decomposição biológica, tendo um tempo estimado de três a quatro meses (Figura 2);

- b) método acelerado: a aeração é forçada por tubulações perfuradas e sobre elas se colocam as leiras, ou em reatores dentro dos quais são colocados os resíduos, avançando no sentido contrário ao da corrente de ar. O ar é injetado sobre pressão. Este processo pode variar de dois a três meses. O grau de decomposição ou de degradação do material submetido ao processo de compostagem é acompanhado levando-se em consideração os fatores: relação carbono/nitrogênio, temperatura, cor, umidade e odor.

Existe ainda, o método da vermicompostagem, na qual se utilizam minhocas para digerir a matéria orgânica. A atividade das minhocas melhora a degradação pelo arejamento e a drenagem do material em fase de maturação (BIDONE; POVINELLI, 1999).



Figura 2: Leiras de compostagem.

Fonte: Nascimento (2003).

Dentre os processos descritos acima, alguns fatores devem ser observados durante a compostagem da fração orgânica:

- a) aeração: é necessária para que a atividade biológica entre em ação, possibilitando a decomposição da matéria orgânica de forma mais rápida;
- b) temperatura: o processo se inicia à temperatura ambiente, mas com passar do tempo e à medida que a ação microbiana se intensifica a temperatura se eleva, podendo atingir valores acima de 60°C. Essa fase do processo é chamada de termófila e é importante para a eliminação dos micróbios patogênicos. Depois que a temperatura atinge este pico inicializa-se um processo de redução da temperatura, chegando próximo de 30°C. É nesta fase em que ocorre a bioestabilização da matéria orgânica;

- c) **umidade:** o teor de umidade dos resíduos depende da granulometria da fração orgânica, bem como da porosidade e grau de compactação da mesma. Para que haja uma compostagem satisfatória, a umidade não deve exceder o máximo de 50% em peso, durante o processo. Se houver um aumento da umidade a atividade biológica será reduzida. Sob estas condições forma-se o chorume, que é um líquido negro, de odor característico. Caso o local onde está sendo feita a compostagem for descoberto, o material estará sujeito às ações da chuva, o que permitirá uma maior produção de chorume;
- d) **granulometria:** é um fator que deve ser levado em consideração para que se inicie o processo de compostagem da fração orgânica. Para se obter homogeneidade no composto devem ser utilizadas peneiras;
- e) **relação carbono carbono/nitrogênio:** os microorganismos responsáveis pela compostagem necessitam de carbono para seu desenvolvimento e de nitrogênio para a síntese de proteínas. No processo de compostagem há uma queda acentuada do teor de carbono, enquanto ocorre uma menor diminuição do teor de nitrogênio. Em geral, a relação C/N ideal no início da compostagem deverá estar entre 30:1 e 35:1. Um composto curado, isto é, em condições de ser empregado na agricultura deverá ter uma relação C/N menor ou igual a 18:1.

Um dos principais problemas no composto produzido a partir do lixo é a concentração de metais tóxicos. Nesse sentido, a regulamentação da aplicação no solo, por meio do estabelecimento de padrões de qualidade do composto é fundamental para evitar danos ao ambiente. Diversos países, como Alemanha, França, Austrália, Holanda, Canadá, entre outros, possuem normas técnicas específicas regulamentando a qualidade do produto, bem como a aplicação do resíduo de maneira adequada (PIRES, 2005). No Brasil, com abrangência nacional, pode-se destacar a Instrução Normativa nº 15, de 24 dezembro de 2004 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento que indica normas para o registro de fertilizantes orgânicos, inclusive composto de lixo.

2.2.3 Incineração

A incineração é um processo que consiste na utilização da decomposição térmica via oxidação com o objetivo de tornar o resíduo menos volumoso, menos tóxico ou atóxico, ou ainda eliminá-lo, em alguns casos.

Para Rocca et al. (1993), a incineração é provavelmente a melhor solução para os problemas ambientais ocasionados pela disposição inadequada no solo de materiais tóxicos, altamente persistentes.

De acordo com Davis e Cornwell (1991), a incineração é um método utilizado quando não existem grandes quantidades de terras disponíveis e as considerações ambientais limitam o uso de aterros sanitários.

Conforme Benn (1981), os resíduos apropriadamente queimados se transformam em cinzas, com conteúdo mínimo de carbono, podendo assim serem dispostos em aterro de modo seguro.

A incineração é uma das técnicas mais empregadas no tratamento dos RSU na Europa, (ROGAUME, 2006) porque permite uma redução de 70% da massa e de 90% do volume do resíduo.

Entretanto, o maior desafio para a incineração é a transferência da poluição do resíduo para o ar, através das emissões gasosas. Entre os principais poluentes ambientais relacionados à incineração estão as emissões dos óxidos do nitrogênio (NO_x) e óxidos de enxofre (SO_x) que são comprovadamente contribuintes à formação da chuva ácida (ABBAS; COSTEN, 1997).

Segundo Allsopp et al. (2001), as emissões tóxicas, liberadas mesmo pelos incineradores mais modernos, são formadas por três tipos de poluentes perigosos para o ambiente e para a saúde humana: os metais tóxicos, os produtos de combustão incompleta e as substâncias químicas novas formadas durante o processo de incineração.

Os metais tóxicos, como Cr, As, Cd, Hg e Pb, geralmente não são destruídos durante a incineração, e são frequentemente liberados para o ambiente. Equipamentos de controle de poluição podem remover alguns desses metais das emissões, mas mesmo os mais modernos não eliminam com segurança todos eles. Os metais não desaparecem, são transferidos para as cinzas ou para os filtros, que acabam posteriormente sendo aterrados.

Outro aspecto negativo da incineração ocorre pela formação de produtos durante o processo de combustão, as dioxinas e furanos, altamente tóxicos. Estes produtos são formados pela recombinação de fragmentos químicos de parcialmente queimados nos fornos dos incineradores, e depositados nas chaminés ou nos dispositivos controladores de poluentes. As

dioxinas são formadas quando materiais contendo Cl, como o PVC, são queimados (ASSUNÇÃO; PESQUERO, 1999).

Com relação a incineração no Brasil, somente 0,2% do lixo coletado é incinerado (IBAM, 2005). O resíduo final é enquadrado como Classe II, do tipo não perigoso. Já a incineração em países da Europa assume uma cota importante na gestão de resíduos domésticos. A diretiva européia, que impede progressivamente a disposição em aterro de matéria orgânica, reflete uma opção integrada na gestão da poluição. Os materiais devem ser reciclados, sofrer compostagem ou serem valorizados por queima. Dependendo do processo, há valorização quando o conteúdo energético alcança valores mínimos entre 5-10 MJ/kg (FORMOSINHO, 2000).

A incineração, no entanto, é um tema bastante controverso, tendo em vista os potenciais impactos no meio ambiente e na saúde humana e as considerações econômicas que não favorecem essa tecnologia. Sabe-se que ela emite inúmeros compostos tóxicos na atmosfera e produz cinzas e outros resíduos, porém apresenta como ponto positivo, a diminuição do volume de resíduo.

2.2.4 Disposição no solo

Historicamente, existem três formas básicas adotadas pela sociedade urbana para a disposição de RSU: lixão, aterro controlado e aterro sanitário (CHARNOCK; WELLS, 1985).

A disposição de resíduos sólidos no solo, foi usada por muitos anos como o método mais comum para a eliminação de resíduos gerados por diferentes comunidades (KOMILIS et al., 1999). Apesar dos esforços que são dirigidos à reciclagem, e outras tecnologias, ainda persiste no meio mais utilizado para a destinação de RSU.

Atualmente, há uma tendência no Brasil, para a disposição dos resíduos de forma adequada em aterros sanitários. Em consequência, encontrar lugares apropriados tem se tornado tarefa difícil enfrentada por diferentes comunidades envolvidas na gerência dos RSU (TCHOBANOGLOUS et al., 1994). A escolha de uma área requer um processo extensivo de avaliação a fim de identificar a melhor condição disponível, como profundidade do lençol freático, camada de solo, distância do núcleo gerador, custos sociais e aceitação pública (GUPTA et al., 2003).

No Brasil, a PNSB (FIBGE, 2002), revela uma tendência de melhora da situação de destinação final dos RSU coletados no país nos últimos anos. O lixo produzido diariamente

chega a 125.281 toneladas, sendo que 47,1% são destinadas a aterros sanitários, 22,3 % a aterros controlados e 30,5 % a lixões.

Todavia, em número de municípios, o resultado não é tão favorável: 13,8 % utilizam os aterros sanitários, 18,4 % aterros controlados, 63,6 % utilizavam lixões, sendo que 5% não informaram o destino de seus resíduos. Em 1989, a PNSB mostrava que o percentual de municípios que empregavam aterros sanitários era de apenas 10,7 %.

Um fato importante, porém, é que 73,1% dos municípios brasileiros têm população até 20.000 habitantes, e nestes, 68,5% dos resíduos gerados são destinados a vazadouros em lixões e em alagados. Entretanto, considerando como referência a quantidade de lixo por eles gerada, em relação ao total da produção brasileira, a situação é menos grave, pois no conjunto coletam somente 12,8 % do total brasileiro (20.658 t/dia). Isto é menos do que o gerado pelas 13 maiores cidades brasileiras, com população acima de 1 milhão de habitantes. Só estas, coletam 31,9 % de todo o lixo urbano brasileiro, e têm seus locais de disposição final em melhor situação: apenas 1,8 % é destinado a lixões, o restante sendo depositado em aterros controlados ou sanitários.

No RS são coletados 3,27% de resíduos sólidos do total coletado no Brasil. Desse, 11,03% são conduzidos às estações de triagem e compostagem, 38,35% vão para aterros sanitários, 27,43% são conduzidos para os aterros controlados, 15,62% para os lixões ou áreas alagadas e 7,56% são incinerados ou conduzidos a local não fixo (BERTÊ, 2005). A Figura 3 demonstra que o Rio Grande do Sul supera a média brasileira na utilização de aterros sanitários, incineração e compostagem.

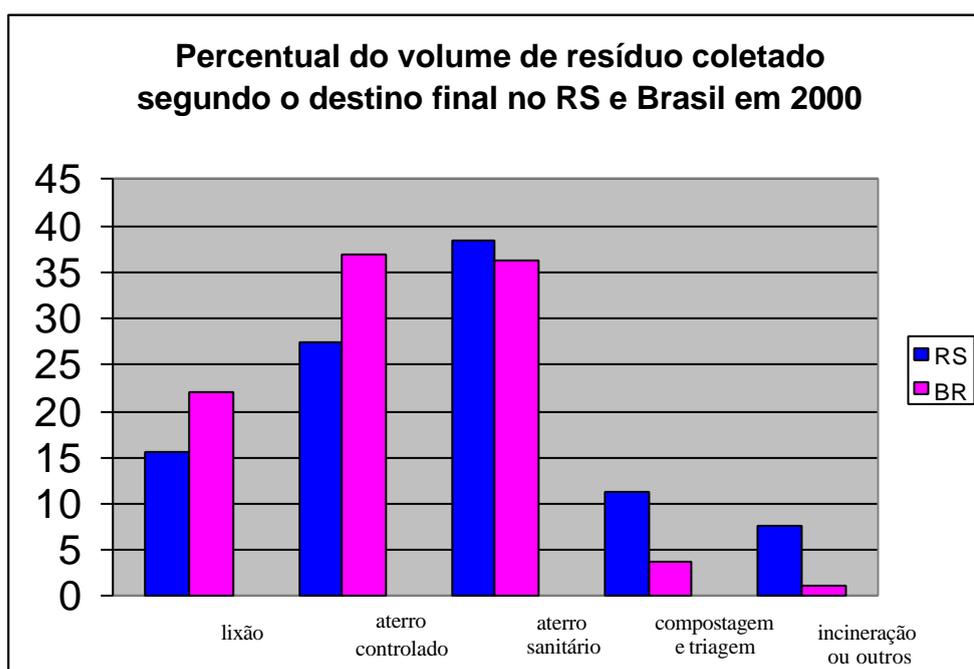


Figura 3: Destinação final de resíduos no Rio Grande do Sul e no Brasil.

Sendo assim, apesar da posição relativamente privilegiada do Estado em relação ao país no que diz respeito a melhor destinação dos resíduos coletados, deve-se considerar que no RS, 50,61% dos resíduos coletados têm destinação final considerada inadequada. Essa constatação leva à consideração da importância do número de áreas degradadas como locais de destino final.

Numa perspectiva de médio e longo prazo estes índices são um problema grave, já que cada vez mais um número maior de locais sofre os impactos da má gestão dos recursos naturais provocados pela sociedade, com resultado na degradação ambiental. Em sequência estão relacionados os tipos de disposição de RSU mais utilizados e uma breve discussão sobre os mesmos.

2.2.4.1 Lixão

Os lixões são caracterizados pela simples descarga de lixo no solo sem qualquer tratamento. Este método de disposição é o mais prejudicial ao homem e ao meio ambiente. Todavia ainda é bastante utilizado no Brasil e nos países em desenvolvimento (LIMA,1999; FIBGE, 2002), pois apresenta menor custo de disposição quando comparado com outros processos, exigindo poucos equipamentos e mão-de-obra não especializada.

Em termos ambientais, os resíduos lançados a céu aberto acarretam problemas à saúde pública. Exposto ao ar, o lixo atrai animais, bactérias e fungos. A decomposição libera um odor que é transportado pelo vento, atraindo baratas e vários insetos, ratos, urubus que, ao se nutrirem da matéria orgânica presente no lixo, encontram nele também condições propícias para viver, se abrigar e se proliferar. Estes animais são vetores de doenças como a cólera, a febre tifóide, peste bubônica, disenteria, tracoma, além de diversas diarreias (CARVALHO; TELLA, 1997).

A poluição do solo através do chorume (líquido de cor preta, mal cheiroso e com potencial poluidor produzido pela decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos), que dá origem ao lixiviado, compromete os recursos hídricos podendo alcançar o lençol freático e contaminar a água subterrânea ou atingir as plantas, os animais e o homem (MAGOSSO; BONACELLA, 1991; SERRA et al., 1998).

Além disso, os metais presentes nos RSU podem ser percolados pelo lixiviado, infiltrando e poluindo o solo. Estes metais em concentrações superiores as recomendadas pela legislação podem causar agravos a saúde, além de uma série de doenças carcinogênicas (DENILTON; SILBERGELDM, 1988; MAGOSSI; BONACELLA, 1991; SERRA et al., 1998).

Em locais de disposição a céu aberto, frequentemente ocorrem focos de incêndio, na maioria das vezes proposital, na tentativa de reduzir o volume e destruir a comida ali depositada, evitando assim a presença de roedores e insetos. A queima em lixões traz inconvenientes, como densas nuvens de material particulado e odor desagradável (EUA, EPA, 2002).



Figura 4: Lixão a céu aberto

Fonte: CEMPRE (2005)

Em termos sociais, os lixões a céu aberto influem, ainda, na estrutura local (Figura 4). A área passa a exercer atração nas populações de baixa renda do em torno, que buscam na separação e comercialização de materiais recicláveis, uma alternativa de trabalho, apesar das condições insalubres e sub-humanas da atividade (ALBERTE et al., 2005). Acrescenta-se a esta situação, o total descontrole quanto aos tipos de resíduos recebidos, verificando-se a disposição de dejetos originados dos serviços de saúde e das indústrias.

Do ponto de vista econômico, ocorre a depreciação do local e dos seus arredores. O próprio caráter dessas externalidades promove, como consequência, dificuldades técnicas e

institucionais de definição de direitos de propriedade, fazendo com que os custos envolvidos não abranjam o seu real valor econômico e social (MOTTA; SAYAGO, 1998).

Estudos de poluição de solo mostram que todo lixão provoca algum tipo de degradação ambiental. Assim, há a preocupação da sociedade com a contaminação do solo, recursos hídricos, plantas e dos animais. Mesmo que os lixões estejam sendo substituídos por aterros sanitários, o passivo ambiental deixado é grande e deve ser solucionado.

2.2.4.2 Aterro controlado

Jucá et al. (1999) define aterro controlado como uma técnica de disposição no solo, onde os RSU são cobertos com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho, diminuindo os impactos ambientais.

A disposição faz-se por células que uma vez preenchidas são devidamente seladas e tapadas. A cobertura dos resíduos faz-se de forma aleatória, sem nenhum procedimento técnico não evitando os problemas de poluição gerados pelos resíduos sólidos, pois não são levados em conta os mecanismos de formação de gases, líquidos e outros. Uma vez esgotado o tempo de vida útil do aterro, efetua-se o recobrimento da massa de resíduos com uma camada de terra com 1,0 a 1,5 m de espessura (Figura 5).

Bidone e Povinelli (1999) relatam que aterro controlado é uma solução compatível (não completamente adequada) para municípios pequenos, que não dispõe de equipamentos compactadores (sua maior dificuldade).



Figura 5: Aterro controlado

Fonte: CEMPRE (2005)

Esta forma de disposição produz, em geral, poluição localizada. Segundo Rocca et al. (1993), é menos prejudicial que os lixões pelo fato dos resíduos dispostos no solo serem posteriormente recobertos com terra, o que acaba por reduzir a poluição local. Porém, trata-se de solução com eficácia bem inferior à possibilitada pelos aterros sanitários, pois, ao contrário destes, não ocorre a confinação completa da massa de resíduos em processo de decomposição, geralmente não dispõe de impermeabilização de base, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas, nem sistemas de tratamento do lixiviado ou de dispersão dos gases gerados. É um método preferível ao lixão, mas a qualidade é inferior ao aterro sanitário.

Pelas características apresentadas, há de se presumir que este tipo de disposição altera as condições naturais do local de disposição dos RSU, em qualquer ambiente no qual ele seja destinado.

2.2.4.3 Aterro sanitário

De acordo com a NBR 8419 (ABNT, 1984), aterro sanitário é a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área e volume possíveis, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Segundo Lima (2000), o aterro sanitário é o método de disposição mais difundido em todo o mundo. Conforme a técnica de operação utilizada, existem três formas gerais de preparar os aterros (IPT/CEMPRE, 2000):

a) método da trincheira: é utilizado quando o local possui uma profundidade adequada de material disponível para cobertura. Os resíduos são aterrados em trincheiras adequadamente escavadas.

b) método da encosta: utiliza áreas que possuem depressões naturais onde se faz escavações para servir como material de cobertura, e as técnicas de colocação e compactação dos resíduos estão relacionadas com a geometria do local e a facilidade de acesso ao mesmo.

c) método de área: utilizado quando se dispõe de área que não é própria para escavações; nesse caso, o resíduo é descarregado e espalhado ao longo da área.

Assim, a escolha ou definição de um método ou outro, depende das características físicas e geográficas da área e deve ser fundamentada no estudo das condições iniciais.

Sant'ana Filho (1992) cita as várias vantagens da utilização do processo de disposição final de resíduos sólidos em aterro: disposição dos resíduos de forma adequada; capacidade de absorver grande quantidade de resíduos; limitação da procriação de vetores; limitação da ação dos catadores; possibilidade de recuperação de áreas degradadas; condições especiais para decomposição biológica da matéria orgânica; aceitação de qualquer tipo de resíduo sólido.

Porém, existem fatores limitantes para o método. Na escolha do terreno para implantação de um aterro sanitário são necessários vários levantamentos, tais como: geológicos, hidrogeológicos, geomorfológico, topográficos, climáticos, ecológicos, aspectos culturais e econômicos (NBR 13896, 1997; NBR 10157, 1987). O terreno deve estar suficientemente afastado de mananciais destinados ao abastecimento público de água, e sempre que possível o solo deverá ser impermeável, ou seja, conter alto teor de argila. Também devem ser observadas distâncias de 10 km entre o terreno e a área urbana, e distâncias maiores que 200 m de corpos d'água superficiais.

As partes componentes de um aterro sanitário (SANT'ANA FILHO, 1992), são: sistema de impermeabilização, sistema de drenagem de águas pluviais, gases e chorume; cercas; portaria; balança; pátio; iluminação; entre outros.

A drenagem das águas pluviais é feita por valetas ao redor do aterro. A drenagem dos gases é por tubos perfurados, colocados verticalmente em lugares estratégicos acompanhando a evolução das células. A drenagem de percolados (chorume mais águas de chuva) é através de drenos (canaletas) sob a célula de resíduos sólidos e preenchidos com pedras britadas ou material similar. Normalmente utiliza-se lagoas de estabilização para o tratamento dos líquidos gerados.



Figura 6: Aterro sanitário.

Fonte: CEMPRE (2005)

Na operação, os resíduos são colocados em camadas (células) compactadas por trator de esteira, onde a altura total das células pode variar de 2 a 5 m, e a espessura da camada de terra de cobertura varia de 15 a 30 cm. A compactação dos resíduos sólidos é realizada para reduzir seu volume e é feita diariamente, geralmente no final de cada jornada de trabalho (Fuzaro, 1990). A Figura 6 apresenta um aterro sanitário em operação.

Um fator importante e citado por Weber (2000) é o de que o sistema de aterro sanitário precisa ser associado à coleta seletiva e à reciclagem, o que torna sua vida útil bastante prolongada. Outro aspecto altamente produtivo é a implantação de programas de educação ambiental, desenvolvendo coletivamente uma consciência ecológica com resposta na redução e também na reutilização dos resíduos sólidos produzidos, diminuindo o impacto ambiental.

Vários estudos (EPA, 2001; WEBER, 2000) apontam como adequada solução a chamada prática dos três r's: **reduzir, reutilizar e reciclar**. **Reduzir** o uso de tudo que não é realmente necessário. **Reutilizar** um produto de diversas maneiras. **Reciclar**, reduzindo o consumo de matérias primas. Estas práticas visam diminuir a disposição de RSU no solo, o que contribui para minimizar a poluição e a contaminação, bem como utilizar um espaço menor de disposição nos aterros.

Algumas soluções visando a diminuição de locais de disposição final de resíduos para cidades que produzem pouco lixo são sugeridas por Fiúsa e Barros (1998). Segundo eles, o problema pode ser superado com consórcios intermunicipais pois além do número de áreas de destinação ser menor, os gastos com implantação e operação diminuem e o número de municípios a disporem os RSU corretamente, aumenta. No Brasil, em algumas cidades, os consórcios já funcionam (Porto Alegre, ABC e Grande Campinas).

A degradação do meio ambiente por RSU não é um problema exclusivamente brasileiro. Vários países buscam soluções para garantir a qualidade de vida dos cidadãos sem prejudicar o desenvolvimento econômico. O Brasil começa a despertar para a necessidade de disposição adequada dos resíduos. Entretanto, a falta de recursos e o custo dispendioso para implantação de aterros sanitários indicam que a poluição só será controlada adequadamente e eficientemente se reconsiderar a estrutura conceitual que sustenta as políticas públicas (SEMARNAT, 2000).

2.3 Impactos dos resíduos sólidos urbanos sobre o meio ambiente

Existe, na natureza, um equilíbrio biológico entre todos os seres vivos. 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 de industrialização e a conseqüente urbanização da humanidade. Esses são os dois fatores contemporâneos que podem explicar claramente os atuais índices de impacto ambiental.

O aumento da população mundial estimado por Benitez e Lozano (2003) é de que no ano de 2010 a população mundial alcançará quase 6 bilhões. O número de habitantes em centros urbanos representa hoje 75% da população total. Esse processo de urbanização ocorreu de maneira desorganizada e uma série de regras de proteção ao meio ambiente foi desrespeitada, como a formação de cidades sem infra-estrutura e sem serviços urbanos capazes de comportar a população e o montante de resíduos produzidos.

Como resultado, um grande número de estudos que envolvem a degradação de locais por disposição de RSU, relatam a formação de lixiviado e biogás. Estas emissões são geradas durante longo período de tempo, depois que a eliminação do resíduo cessa (CHRISTENSEN et al., 1996; BRAMRYD, 1997; MEADOWS et al., 1997). Outros impactos negativos, também incluem: alta quantidade de resíduo disposta em aterro (SIEGE, 1990; SING; MURPHY, 1999; TIEMAN, 1990), odores, bem como emissões de gases tóxicos, dioxinas, furanos e outros (DEIPSER; STEGMANN, 1997), risco de explosão e de fogo (ESPINACE, 1992), e riscos a saúde pública (TIEMAN, 1990; RITZKOWSKI, 2006).

Os impactos ambientais são bastante complexos e difusos. Suas conseqüências, além de disseminadas, podem tornar mais difícil a ação de despoluir. Uma fonte poluidora exerce efeitos de diferentes dimensões sobre a biosfera e biota, atingindo, conseqüentemente, o solo, o ar e as águas (Figura 7).

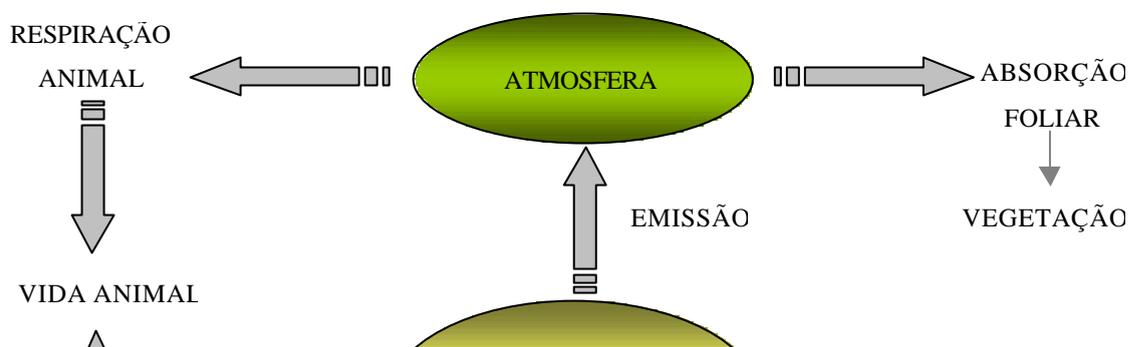




Figura 7: Propagação dos efeitos da poluição no meio físico e na biota (Adaptada de Valle, 1995).

A crescente degradação ambiental, marcada neste último século, tem originado muitos questionamentos a cerca dos problemas que a contaminação urbana poderia desencadear sobre os locais afetados e sua disseminação pelo ambiente. Neste contexto, o aumento na quantidade e variedade dos resíduos gerados pelas atividades domésticas, sociais e industriais emerge como um dos problemas prioritários da sociedade atual (CETESB, 1990; BROWN, 1994; IPT/CEMPRE, 2000; WAKEFIELDS; ELLIOT, 2000). Devem ser promovidos estudos de caracterização da poluição, que incluam métodos qualitativos e quantitativos que determinem estágios de contaminação do solo e qualidade das águas, prática pouco utilizada na maioria dos locais de disposição de resíduos sólidos em centros urbanos.

A forma convencional de se obterem estimativas de contaminação de materiais no solo/subsolo, ou as características como espessura, textura, e nível d'água é por meio de sondagens (KOPPE et. al., 2001). Porém, os altos custos associados acabam limitando a sua utilização. Assim, a caracterização do nível real de contaminação do solo/subsolo e águas subterrâneas de locais de disposição de RSU é pouco utilizada.

2.4 Metais em aterros de resíduos sólidos urbanos

O termo metal pesado está associado ao conjunto de elementos químicos pertencentes aos grupos de transição da tabela periódica, cuja densidade é superior a 5 g/cm^3 , categoria que inclui, até a presente data, sessenta e um elementos químicos (TITO; CANTO, 2003).

A expressão **metal pesado** é utilizada por muitos autores para designar metais classificados como poluentes, englobando um grupo muito heterogêneo de metais, semi-metais e mesmo não metais. Portanto, esta expressão pode ser considerada errônea, uma vez que não leva em consideração as propriedades e configuração destes elementos. Os metais que são perigosos nas suas formas catiônicas e também quando ligados a cadeias curtas de átomos de carbono, como o Hg, o Pb e o Cd, são denominados metais tóxicos. Essa definição e este termo evitam confusões, uma vez que apresentam em comum, não as propriedades químicas, mas mecanismos de ação toxicológicas (ESCOSTEGUY, 2004).

Os elementos chamados de micronutrientes são requeridos em pequenas concentrações, mas podem causar toxicidade, dependendo da dose em que se encontram. Em teores adequados, os metais B, Mn, Fe, Cu, Zn e Mo são essenciais às plantas. Cr, Co, Se e I, essenciais aos animais. Apesar disto, o excesso de qualquer destes elementos pode torná-los tóxicos aos seres vivos. Os metais Cd, Pb e Hg, diferentemente dos anteriores, não possuem nenhuma função fisiológica conhecida, sendo considerados tóxicos (KIEHL, 1998; ALLOWAY e AYRES, 1997; BERTON, 2000).

Neste contexto, alguns metais como Cr, Cu, Zn, Ni, Cr, Cd, Hg e Pb têm sido incluídos entre os principais poluentes presentes em diversos tipos de resíduos levados para aterros. As principais fontes são: lâmpadas, pilhas galvânicas, baterias, restos de tintas, restos de produtos de limpeza, óleos lubrificantes usados, solventes, embalagens de aerossóis, restos de amálgama utilizado em consultório odontológico, materiais fotográficos e radiográficos, embalagens de produtos químicos, pesticidas, fungicidas e inseticidas, componentes eletrônicos descartados, resíduos de produtos farmacêuticos e hospitalares, latas de alimentos, aditivos alimentares e plásticos (EYER, 1995; MUNÓS, 2002).

A concentração de metais tóxicos no meio ambiente, com sua disseminação no solo, água e atmosfera tem sido motivo crescente de preocupação no mundo. Neste sentido, alguns estudos têm visado conhecer os teores considerados típicos de alerta e intervenção, entre eles, está o publicado pela CETESB (2001) e órgãos internacionais, conforme o Anexo A.

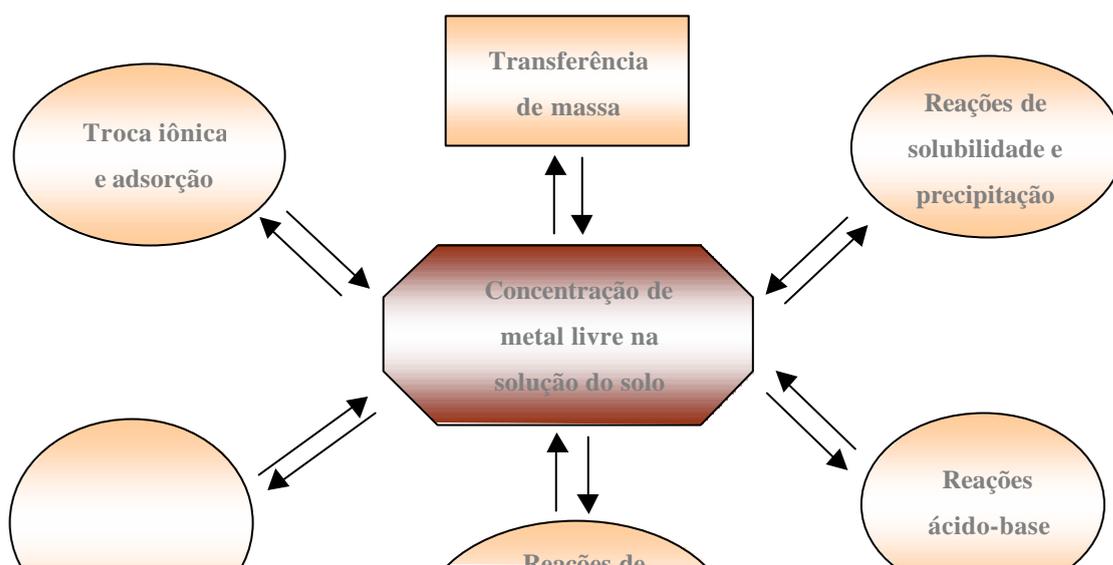
Os metais tóxicos podem ser carregados por escoamento superficial e contaminar as águas superficiais ou então infiltrar-se no solo e alcançar o lençol freático, contaminando a água subterrânea. A contaminação destas águas tem conseqüências que perduram por tempo

indefinido e são de difícil controle. Além da água, essa disposição inadequada polui também o solo, podendo ser assimilado pelos vegetais e introduzidos na cadeia alimentar, e assim ter um efeito fitotóxico para o homem (MAGOSSI, 1991; SERRA et al., 2005).

Apesar da existência de locais onde os teores de metais são naturalmente elevados, as concentrações dependem, na maioria dos casos, dos teores do elemento na rocha de origem (KELLER, 1997). A influência antropogênica é a principal responsável pela maior parte dos danos ambientais correlacionados à presença destas substâncias.

O grau de toxicidade dos metais depende da espécie química em que ele se encontra no solo, que determina também a sua biodisponibilidade e, conseqüentemente, o grau de transferência na cadeia trófica. Segundo Escosteguy (2004), a predominância de uma espécie química de um metal em relação à outra depende das propriedades do solo, como teor e tipo de carbono orgânico, óxidos dissolvidos, pH, potencial redox, atividade de íons e influência da rizosfera. Logo, múltiplos são os fatores existentes no meio e que afetam a distribuição dos metais. A Figura 8, adaptada de Mattigod et al. (1981), resume as várias reações que ocorrem e que regulam a quantidade do metal presente na forma livre, que seria a forma do metal de maior mobilidade e disponibilidade às plantas e outros organismos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992).

As inúmeras possibilidades de equilíbrios existentes fazem com que os metais possam ocorrer no solo sob diversas formas: na forma solúvel, na forma trocável, adsorvidos especificamente, retidos em material orgânico insolúvel, ou ocultos em óxidos de ferro (ADRIANO, 1986; KABATA- PENDIAS; PENDIAS, 1992). Esses processos, por sua vez, são dependentes, em maior ou menor escala, de características da carga superficial desenvolvida pelos colóides do solo, expressa pelo valor de pH (SPOSITO, 2001). Este aspecto será melhor descrito no ítem 3.5.



Reações de oxi-redução

Figura 8: Representação esquemática das reações que controlam o teor de metais na solução solo. Adaptada de Mattigod et al. (1981)

Os mecanismos de adsorção são reconhecidamente os determinantes no controle da disponibilidade e solubilidade dos metais no solo (FORD et al., 2001; CHANG et al. 2002). Neste contexto, destacam-se a adsorção não-específica, adsorção específica e complexação com material orgânico do solo.

A adsorção pode ser definida como o acúmulo de um determinado elemento ou substância na interface entre a superfície sólida e a solução adjacente (SPOSITO, 1989).

A força de retenção dos íons na interface solo-solução é determinada pelo tipo de interação entre os íons e a superfície das partículas. Em geral íons adsorvidos por meio de ligações covalentes ou iônicas são mais fortemente retidos, e o fenômeno é chamado de adsorção específica. Quando a interação entre os íons e a superfície das partículas do solo é de natureza eletrostática, os íons são retidos por forças físicas (Van der Waals) sendo portanto, caracterizada como adsorção não específica.

Das diferentes formas possíveis de estarem presentes em solos, as formas adsorvidas são provavelmente as mais importantes na química dos metais tóxicos no solo. A quantidade de cátions que pode ser adsorvida por troca de íons da solução pela fase sólida (ou CTC) é dependente das espécies envolvidas, sendo que, quanto maior a CTC do solo, maior a sorção e imobilização dos metais (SPOSITO, 1989; LASAT, 2000).

Com relação ao comportamento de metais tóxicos em solos brasileiros, é importante observar que, em virtude da grande intemperização sofrida, 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; PEREIRA NETO, 1995).

Este é o motivo pelo qual, em solos tropicais, o teor de matéria orgânica exerce grande influência no comportamento de metais, pois dela depende a formação de complexos solúveis ou não, de acordo com a natureza dos ligantes orgânicos. A fração solúvel da matéria orgânica pode se tornar insolúvel ao formar complexos organo-minerais com a argila. Neste tipo de reação os íons metálicos funcionam como ponte entre a fração orgânica e a mineral, sendo então imobilizados (EGREJA FILHO; PEREIRA NETO, 1995).

Estudos têm demonstrado que as espécies Pb, Cr³⁺ (em velocidade muito dependente da forma) e Cu apresentam baixa mobilidade, acumulando-se superficialmente nos solos contaminados. O Zn, Mn, Ni e Cd (principalmente), são relativamente mais móveis; representando maior risco em relação à possibilidade de contaminação da água subterrânea (SOBRINHO, 1996).

O pH baixo dos solos brasileiros pode favorecer a disponibilidade destes metais às plantas. Por outro lado, o maior teor de argila e óxidos pode decrescer esse efeito (ESCOSTEGUY, 2004). Em solos alcalinos os metais tóxicos geralmente formam compostos muito pouco solúveis com uma série de ânions facilmente encontrados. Desta forma, a disponibilidade de metais nos solos, incluindo Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, decresce rapidamente quando o pH aumenta de quatro para seis, assim como também decresce com o aumento da capacidade de troca catiônica dos solos (FERGUNSSON, 1991). Mas a redução de mobilidade com o aumento do pH não ocorre para todos os elementos, pois a solubilidade de alguns metais e semimetais, como As, Mo e Se, aumenta com a alcalinidade.

Navarro e Carvalho (2003) e Collier, et al. (2004) verificam que os metais pesados 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, 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.

O estudo de metais em aterros de disposição de RSU tem sido desenvolvido por pesquisadores em todo o mundo, com diferentes enfoques. A Tabela 2 apresenta alguns estudos que vem sendo realizados no sentido de verificar o grau de contaminação de metais em locais que receberam RSU.

Tabela 2: Algumas publicações relativas a estudos de metais em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos.

Autor	Contribuição
Belevi e Baccini (1989)	Estudaram a degradação de RSU nos primeiros anos após a disposição (estágio inicial de degradação) até a fase de produção de metano. Concluíram que a taxa de lixiviação dos metais diminui exponencialmente com o tempo.
Finnveden (1995)	Indicou que a migração de metais pesados é muito baixa durante as primeiras décadas após a disposição dos resíduos ter sido finalizada.
Bozkurt et al. (1999)	Avaliaram a evolução química da liberação de metais ligada a degradação da matéria húmica ao longo tempo em um depósito de resíduos através da utilização de modelos matemáticos.
Monteiro et al. (2001)	Avaliaram a contaminação por metais tóxicos em uma área de disposição de RSU em operação por 10 anos, no Município de Campos dos Goytacazes, RJ e a migração de poluentes no solo através de furos de sondagem realizados dentro e fora da área de disposição. Os resultados obtidos apresentaram teores de metais com valores baixos quando comparados a outros locais de disposição de RSU.
Kjeldsen et al. (2002)	Investigaram o índice de metais tóxicos no lixiviado e verificaram uma redução dos mesmos da fase ácida para a fase metanogênica. Concluíram que isso se deve, em parte, ao aumentado da adsorção do carbono orgânico dissolvido e à precipitação dos metais com sulfatos e carbonatos.
Eriksson et al. (2002)	Desenvolveram um modelo computacional, ORWARE (estudo de resíduo orgânico), para calcular fluxos de metais, impactos ambientais e o custo da gerência dos resíduos.
Dermata e Meng (2003)	Utilização da cinza volante para estabilização/solidificação de metais pesados para remediação de solos contaminados com o objetivo de imobilizar metais. A cinza foi utilizada junto com óxido de cálcio (CaO ₂) pretendendo imobilizar o cromo. O grau de imobilização dos metais foi avaliado. Resultados de testes de lixiviação e de difração de raio x sugerem que a adição de cal reduz eficazmente a lixiviação dos metais para valores abaixo dos padrões.

Autor	Contribuição
Oliveira e Jucá (2004)	Avaliaram o teor de metais no solo e percolado imediatamente abaixo de uma célula do aterro de RSU de Muribeca, PE. Os perfis de concentração dos metais no solo mostram uma frente de contaminação em direção ao fundo, evidenciando-se também que ocorre ampla faixa de concentração dos metais analisados, relacionada à concentração de cada espécie no percolado. O chumbo, o cobre e o manganês foram os metais preferencialmente sorvidos tanto no percolado, quanto no solo imediatamente abaixo dos resíduos.
Calvo, et. al. (2005)	Estudaram uma nova metodologia para executar diagnósticos ambientais em aterros. A metodologia envolve a formulação de uma série de índices ambientais, incluindo a questão dos metais, fornecendo informações relacionadas aos potenciais problemas ambientais de aterros e o impacto particular em diferentes elementos, bem como relato de informações sobre localização, projeto e operação. Na base destes resultados, é possível formar planos de ações para remediação ou fechamento de locais de aterros.
Hellweg (2005)	Avaliou o ciclo de vida de metais em três estudos de caso reais de aterros na Suíça. O estudo serviu para estimar o tempo necessário para um metal pesado alcançar o lençol freático em função de parâmetros espaciais, tais como: taxa de infiltração, fluxo do macroporo, valor de pH, índice de material orgânico e distância do lençol freático. Os resultados indicam que a velocidade de deslocamento dos metais varia extremamente dependendo das propriedades locais do solo considerado. O artigo propõe ainda uma metodologia para estimar como os metais pesados são transportados no solo.
Pradeep et al. (2005)	Caracterizaram as concentrações de metais pesados em um aterro municipal em recuperação. As frações do resíduo analisadas incluíram uma fração fina (< 0,425 milímetros), uma fração intermediária (> 0,425 e < 6,3 milímetros) e os produtos consistindo de uma fração mais grossa. A fração intermediária tem origem mais orgânica, a fração fina, mais como solo. No geral, as concentrações do metal eram maiores na fração intermediária e mais baixas na fração fina. O efeito da idade da amostra no índice elementar também foi investigado. As concentrações de diversos elementos foram maiores nas amostras mais antigas quando comparadas a amostras mais recentes.

2.5. Possibilidade de mobilização e transporte de metais por plantas

De acordo com Mahler e Andrade (2000), a maioria das espécies vegetais não têm capacidade para transportar metais de forma contínua e em teores capazes de ocasionar risco ambiental. Isto ocorre porque, como os demais seres vivos, as plantas também sofrem com os efeitos tóxicos destes elementos, fornecendo ou apresentando redução em seu desenvolvimento quando na presença de elevados teores. Por este motivo, muitas plantas consideradas como tolerantes conseguem sobreviver graças à restrição da absorção ou da mobilidade destes elementos para a parte aérea, ou seja, os metais tóxicos não chegam a participar do metabolismo vegetal (LARCHER, 2000).

Uma avaliação mais aprofundada sobre o assunto leva à observação de que, desde os tempos medievais, são conhecidas espécies e variedades de plantas que se desenvolvem sobre solos ricos em metais, ocupando locais que outras plantas têm dificuldade em colonizar. Inclusive, durante centenas de anos, algumas destas plantas foram utilizadas como indicadoras da presença destes elementos no substrato, facilitando a busca por áreas mineradas, já que muitas apresentavam facilidade de se fixar em solos ricos em um metal específico (PORTO, 1991). Neste sentido, verifica-se que a presença endêmica de vários destes vegetais indica que a existência dos metais age como fator seletivo sobre a estrutura ecológica e genética de uma população.

A sobrevivência de plantas em locais contendo elevados teores de metais tóxicos ocorre por impedimento ou por tolerância. A tolerância é caracterizada pela capacidade relativa de absorver, translocar e concentrar metais, de acordo com as concentrações relativas dos metais presentes na raiz e na parte aérea. As espécies que impedem a translocação, geralmente acumulam maiores concentrações de metais pesados na raiz em relação à parte aérea. Isso indica que as plantas, que crescem em áreas poluídas por metais não conseguem evitar a absorção destes elementos, mas limitam sua translocação (MARQUES et al., 2000). Segundo CHANEY et al. (1980), os metais podem ser organizados em quatro grupos de acordo com o comportamento e a possibilidade de absorção por plantas:

- a) **grupo 1:** neste grupo encontram-se os metais insolúveis no solo ou nas raízes fibrosas das plantas, de forma que a parte aérea dos vegetais não se constitui em uma fonte de transferência destes elementos, mesmo quando em solo altamente contaminado. Estão incluídos neste grupo elementos como: Ti, Y, Zr, Ag, Sn, Ag e Sn;
- b) **grupo 2:** estão neste grupo aqueles elementos que podem ser absorvidos pelas raízes, mas não para a parte aérea em quantidades suficientes para causar risco de transferência na cadeia trófica. São estes: As, Hg e Pb;
- c) **grupo 3:** compreende os metais Zn, Cu, Ni, Mn e aqueles para os quais a planta não consegue fazer uma proteção contra a entrada na cadeia alimentar e que, portanto, podem representar risco ambiental;
- d) **grupo 4:** inclui elementos que, além de serem absorvidos, são constantemente responsáveis por toxicidade alimentar. Este é o caso do Se e do Cd, conhecidos por causarem toxicidade alimentar.

Na verdade a tolerância vegetal ainda não é completamente entendida, sendo, entretanto, reconhecida a participação de mecanismos como: acúmulo nas raízes; translocação para folhas mais velhas; restrição de transporte pela raiz para a parte aérea; alteração do metabolismo celular; complexação de metais com ácidos orgânicos e inorgânicos (MARQUES et al., 2000).

A absorção destes elementos também está diretamente relacionada ao ambiente de inserção vegetal e, neste caso, especialmente ao solo, pois a disponibilidade e, conseqüentemente, periculosidade do metal tóxico depende da distribuição das formas com que é encontrado. Isto ocorre porque o teor total distribui-se em frações, cujo comportamento se diferencia de acordo com a forma de ocorrência e a mobilidade dos íons. Algumas destas frações e formas de ocorrência apresentam-se, sucintamente, descritas a seguir (ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992):

- a) **solúveis**: íons livres ou como complexos solúveis, com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos;
- b) **trocáveis**: retidos predominantemente por forças eletrostáticas nos sítios carregados negativamente das argilas, da matéria orgânica, de outros minerais, ou ainda, sobre material amorfo com reduzido ponto de carga zero;
- c) **adsorvidos especificamente**: retidos em sítios nos quais elementos de transição prendem-se fortemente por forças, predominantemente, covalentes ou coordenadas. Os íons adsorvidos dessa forma são retidos e liberados mais lentamente do que íons trocáveis e são mais facilmente deslocados por outros metais traços ou por H^+ ;
- d) **retidos em material orgânico insolúvel**: imobilizados pela associação com resíduos resilientes, provenientes do metabolismo microbiano, ou associados e imobilizados na estrutura de células vivas ou recentemente mortas. Neste grupo inclui-se a matéria orgânica insolúvel, estando esta floculada ou complexada com cátions, principalmente ferro e alumínio, metais traços (como o cobre) e também por cátions básicos (como o cálcio);
- e) **occlusos em óxidos de ferro, alumínio ou manganês**: geralmente a superfície dos óxidos e hidróxidos de ferro e manganês apresenta-se como forte seqüestradora de metais pesados. Esta capacidade de adsorção é controlada pelo pH e pela cristalinidade destes compostos, sendo a capacidade de liberação do metal dependente da solubilidade do óxido que o contenha.

A entrada destes metais em cadeias biológicas apenas acontece quando em forma solúvel, dissolvido na solução do solo ou na forma trocável, adsorvido às cargas do solo. Metais precipitados, oclusos ou formando quelatos pouco solúveis com a matéria orgânica, não estão disponíveis e, por este motivo, representam menor risco ambiental. Mas, apesar de menor, o risco existe, pois o metal nestas formas de ocorrência também pode passar para a solução do solo, o que ocorre principalmente em virtude de modificações no equilíbrio ambiental. A mobilização pode ocorrer a partir da mineralização dos ligantes orgânicos, assim como por mudanças drásticas de pH (EGREJA FILHO; PEREIRA NETO, 1995; PEREIRA NETO, 1995; BERTON, 2000).

Dentro desta dinâmica há grande relevância das frações de argilominerais presentes no solo, pois estes adsorvem (retêm eletrostaticamente) consideráveis frações de metais solúveis.

A imobilização ocorre devido à capacidade de troca de íons, seja na superfície ou entre camadas da estrutura cristalina da argila, acontecendo através de reações químicas que não modificam a estrutura mineral (SANTOS, 1989). Dentro das interações iônicas que ali ocorrem, a capacidade de troca catiônica (CTC) é diretamente relacionada às cargas permanentes dos minerais de argila, mas a atuação de cargas variáveis (dependentes do pH) e possibilita tanto a retenção de cátions como ânions (KIEHL, 1998).

Outro tipo de atenuação de metais tóxicos no solo ocorre devido à adsorção específica, atribuída a causas não puramente eletrostáticas. Este tipo de fenômeno caracteriza-se pela forte retenção de metais em argilas silicatadas e apresenta seletividade para determinados metais. O conceito baseia-se na idéia de sítios específicos de adsorção, uma vez que se observa que alguns metais tóxicos, mesmo em baixíssimas concentrações, são absorvidos de forma preferencial a outros eletrólitos, que apresentam-se em quantidade muito maior (EGREJA FILHO; PEREIRA NETO, 1995).

Segundo Marschner (1995), a absorção de elementos químicos pelas raízes é influenciada por vários fatores, como o valor do pH, concentração e competição entre íons com propriedades físico-químicas semelhantes.

Entretanto, a interação entre metais e vegetais é ainda bem mais complexa, pois o efeito na rizosfera é co-dependente da ação de microrganismos presentes no solo, que podem influenciar várias interações ambientais. Existe, assim, imensa necessidade do desenvolvimento de conhecimento a respeito destas interações.

2.6 Métodos de recuperação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos

Teoricamente, a recuperação de uma área degradada por disposição inadequada de RSU envolve a remoção dos resíduos depositados, transportando-os para um aterro sanitário, seguida da colocação de solo natural da região na área escavada. Contudo, ações deste porte compreendem elevados custos, inviabilizando economicamente este processo e forçando a adoção de soluções mais simples e econômicas a minimizar o problema (IBAM, 2004).

Para Alberte et al. (2005), essas soluções envolvem um conjunto de providências, através das quais se espera minimizar os efeitos impactantes gerados ao meio ambiente e correspondem a:

- a) intervir em um aterro com o intuito de encerrar a sua operação, requalificando-o ambientalmente ao espaço onde está inserido, reduzindo os impactos ambientais negativos sofridos pela área e dando-lhe outra finalidade;
- b) transformar um lixão em aterro controlado/sanitário. Esta prática promove a recuperação gradual da área degradada mantendo sua operação. Objetiva prolongar a vida útil do aterro e minimizar os seus impactos sócio-ambientais.

O fluxo dos contaminantes deve ser conhecido no meio analisado e todos os parâmetros geológicos e hidrogeológicos devem ser considerados, de modo que se possa definir o projeto de descontaminação, implementar as medidas mitigadoras e prosseguir com o monitoramento. As simulações de alternativas de descontaminações devem ser definidas no projeto e analisado o custo-benefício dessas opções (TRESSOLDI; CONSONI, 1998).

Segundo Tressoldi e Consoni (1998), a recuperação de áreas contaminadas por RSU, pode ser feita através de vários métodos. Inicialmente deve passar por uma etapa inicial de diagnóstico, quando são coletadas informações sobre o meio ambiente atingido e as características da contaminação local. Efetua-se então a avaliação dos impactos obtidos através de investigações e planos de monitoramento. Esses dados permitem caracterizar e quantificar impactos, de forma a fornecer subsídios para a remediação (Figura 9).

Por fim, deverá ser realizado o monitoramento da qualidade ambiental, com o intuito de manter ou ainda melhorar as condições do ambiente afetado. O objetivo geral deve ser o de estabelecer um sistema multidimensional, integrado e dinâmico, de coleta, tratamento, arquivo, manutenção e operação de um conjunto de indicadores ambientais, devidamente parametrizados, que permitam avaliar, sistematicamente, a qualidade de vida que o local oferece a seus moradores (HARDT, 1994).

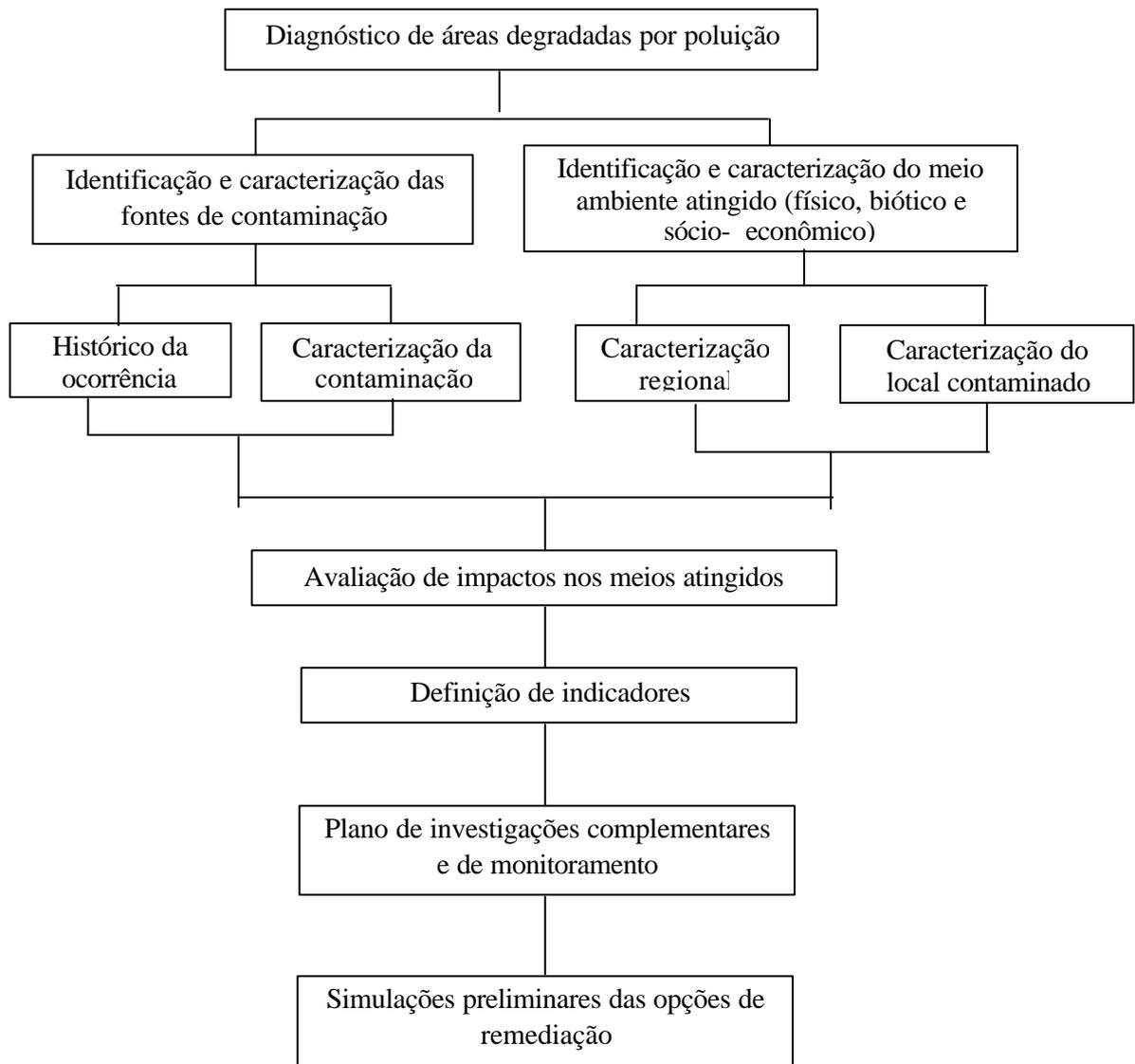


Figura 9: Etapas no diagnóstico de áreas degradadas.
 Fonte: Tressoldi e Consoni (1998).

Segundo Bisordi (1999), a recuperação ambiental passa por três fases distintas, que são, em ordem: o diagnóstico, o planejamento e, quando necessário, a intervenção do local. Na Tabela 3 encontram-se resumidas algumas das ações recomendadas na recuperação de aterros sanitários.

Tabela 3. Ações recomendadas para proceder na recuperação ambiental de aterros de RSU.

Meio	Descrição do Impacto	Recuperação Ambiental		
		Diagnóstico	Planejamento	Intervenção
F	Geração de gases	- Percepção de odores na atmosfera	- Execução de projetos de drenagem e tratamento de gases	- Implantação de sistema de drenagem e tratamento de gases
		- Medição da concentração de gases no campo		- Cobertura da superfície do aterro.
Í	Produção de Líquidos Percolados	- Identificação visual de afloramento de chorume	- Execução de projeto de drenagem e tratamento de líquidos percolados	- Cobertura da superfície do aterro
		- Análise das águas subterrâneas e superficiais	- Delimitação do fluxo da pluma de contaminação	- Implantação de sistema de drenagem e tratamento de líquidos percolados
S	Assoreamento e obstrução de cursos d'água superficiais	- Delimitação da pluma de contaminação	- Execução de projeto de interceptação e tratamento da pluma de poluentes	- Implantação de sistema de interceptação e tratamento da plumas de poluentes
		- Verificação visual da presença de erosões e áreas assoreadas	- Execução de projeto de drenagem de águas pluviais	- Implantação de sistema de drenagem de águas pluviais
I	Assoreamento e obstrução de cursos d'água superficiais	- Análise da presença de partículas sólidas nas águas superficiais		- Plantio de gramíneas para contenção de áreas terraplenadas
		- Avaliação das características topográficas originais do terreno.		
C	Deslizamento do maciço de resíduos	- Verificação visual da área de intervenção e das áreas do entorno do aterro	- Execução de projeto geométrico respeitando os parâmetros de estabilidade	- Readequação geométrica dos taludes
		- Avaliação de fotos da área anteriores à implantação do aterro		- Cobertura e compactação da superfície do maciço e dos taludes
O	Deslizamento do maciço de resíduos			- Plantio de gramíneas nos taludes
B	Remoção da cobertura vegetal	- Avaliação visual da área de intervenção e das áreas do entorno do aterro	- Execução de projeto de revegetação da área	- Implantação de projeto de revegetação da área
		- Avaliação de fotos da área anteriores à implantação do aterro		
I	Afastamento da fauna silvestre	- Observação visual de animais e de seus rastros	- Execução de projeto de revegetação e isolamento da área	- Implantação de projeto de revegetação, principalmente após o encerramento da atividade
Ó	Desenvolvimento de vetores	- Observação visual	- Determinação do método e dos produtos recomendados para eliminação dos vetores	- Execução do planejamento efetuado (dedetização, desratização,...)
		- Levantamento de campo		- Cobertura da superfície de lixo
C	Desenvolvimento de vetores			- Eliminação de poças d'água.
A	Desvalorização imobiliária	- Verificação junto às imobiliárias da região	- Planejamento de leis que incentivem a ocupação da região com atividades que não interfiram na operação do aterro	- Execução de medidas planejadas
				- Melhoria nos acessos à região
N	Queda na qualidade de vida da população	- Observação visual da ocupação dos imóveis do entorno	- Planejamento de melhorias de serviços públicos tais como transporte, abastecimento de água, segurança.	- Plantio de barreira vegetal no entorno da área do aterro, impedindo a visualização em seu interior,
				- Construção de escolas, hospitais e creches para a população,
R	Queda na qualidade de vida da população			- Promover a assistência social, médica e educacional,
				- Implantar usinas de reciclagem de lixo empregando preferencialmente os catadores
Ó	Desenvolvimento de atividades de garimpo ou catação de lixo	- Verificação visual	- Criação de programas de reintegração social dos catadores	
		- Cadastramento dos catadores	- Criação de empregos em outros setores da economia	
P	Desenvolvimento de atividades de garimpo ou catação de lixo		- Criação de cooperativa de recicladores	

Fonte: Bisordi (1999).

Quanto aos métodos de remediação mais apropriados de locais contaminados por disposição de RSU, dependem das características do local, da concentração, dos tipos de

poluentes a serem removidos e do uso final do meio contaminado. Esses, têm como objetivo imobilizar contaminantes e retirá-los do solo. Algumas técnicas são a fitorremediação, a biorremediação e o tratamento químico (processos oxidativos ou redutores).

Cabe ressaltar que muitos métodos ainda estão em desenvolvimento, sendo que a fitorremediação e a biorremediação têm sido testados com sucesso na descontaminação de solos contendo metais tóxicos. Além disso, a fitorremediação ainda tem o atrativo de apresentar um custo baixo e de ser mais bem aceita pela população, pois utiliza plantas em um processo reconhecido como mais natural, conforme descritos a seguir.

2.6.1 Fitorremediação

A fitorremediação utiliza sistemas vegetais para recuperar águas e solos contaminados por poluentes orgânicos ou inorgânicos. Esta área de estudo, embora não seja nova, tomou impulso nos últimos dez anos, quando se verificou que a zona radicular das plantas apresenta a capacidade de biotransformar moléculas orgânicas. A rizosfera, como é denominada esta zona, tem sido desde então estudada por sua importante função de utilizar moléculas poluentes como fonte de nutrientes para os diversos microrganismos que co-habitam nesta região.

Dentro deste contexto, a fitorremediação é uma alternativa capaz de empregar sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota com o fim de desintoxicar ambientes degradados ou poluídos (CUNNINGHAM, 1996).

As substâncias alvos da fitorremediação incluem compostos inorgânicos (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}), elementos químicos radioativos (U, Cs, Sr), hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX), pesticidas e herbicidas (atrazine, bentazona, compostos clorados e nitro-aromáticos), explosivos (TNT, DNT), solventes clorados (TCE, PCE), resíduos orgânicos industriais (PCPs, PAHs) e metais (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se) (Cunningham, 1996).

Nos últimos anos, países da Europa e EUA têm explorado a fitorremediação. Principalmente indústrias têm empregado em seus próprios sítios contaminados (Glass, 1998). Várias Universidades desenvolvem projetos ligados a esta área, como a Universidade da Califórnia e a Universidade de Glasgow. No Brasil, algumas empresas estatais e privadas, bem como instituições acadêmicas (Unicamp) pesquisam e exploram métodos de remediação através da fitorremediação.

A fitorremediação é classificada, conforme apresentado a seguir:

- a) **fitoextração:** envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes, os quais são transportados e acumulados nas partes aéreas. É aplicada, principalmente, para os metais Ni, Cu, Zn, Pb podendo ser usada também para outros compostos inorgânicos e compostos orgânicos (McGRATH, 1998). Esta técnica utiliza plantas chamadas hiperacumuladoras, que tem a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos (0,1% a 1% do peso seco, dependendo do metal). As espécies de *Brassica juncea*, *Aeolanthus biformifolius*, *Alyssum bertolonii* e *Thlaspi caerulescens* são exemplos de plantas acumuladoras de Pb, Cu/Co, Ni e Zn respectivamente (McGRATH, 1998);
- b) **fitoestabilização:** os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são incorporados à lignina da parede vegetal ou ao húmus do solo, precipitando os metais sob formas insolúveis, sendo posteriormente aprisionados na matriz. Objetiva evitar a mobilização do contaminante e limitar sua difusão no solo, através de uma cobertura vegetal (CUNNINGHAM, 1996);
- c) **fitoestimulação:** as raízes em crescimento (extremidades e ramificações laterais) promovem a proliferação de microrganismos degradativos na rizosfera, que usam os metabólitos exudados da planta como fonte de carbono e energia. Além disso, as plantas podem secretar enzimas biodegradativas (POMPÊO, 1996). A aplicação da fitoestimulação limita-se aos contaminantes orgânicos. A comunidade microbiana na rizosfera é heterogênea devido à distribuição espacial variável dos nutrientes nesta zona, porém os *pseudomonas* são os organismos predominantes associados às raízes (BROOKS, 1998);
- d) **fitovolatilização:** alguns íons de elementos dos subgrupos II, V e VI da Tabela periódica, mais especificamente, Hg, Se e Ar, são absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não tóxicas e depois liberados na atmosfera (BROOKS, 1998). Este mecanismo é empregado também para compostos orgânicos;
- e) **fitodegradação:** os contaminantes orgânicos são degradados ou mineralizados dentro das células vegetais por enzimas específicas. Entre essas enzimas destacam-se as nitroredutases (degradação de nitroaromáticos), desalogenases (degradação de solventes clorados e pesticidas) e lacases (degradação de anilinas) (CUNNINGHAM, 1996).

- f) **capas vegetativas**: são coberturas vegetais, constituídas de capins ou árvores, feitas sobre aterros (industriais e municipais), usadas para minimizar a infiltração de água da chuva e conter a disseminação dos resíduos poluentes. Evita também que os resíduos fiquem a céu aberto. As raízes incrementam a aeração do solo, promovendo a biodegradação, evaporação e transpiração (GLASS, 1998).

A ampla aplicabilidade da fitorremediação mostra-se como um avanço para tratamento de solo contaminado. Oferece entre outras vantagens a de que grandes áreas podem ser tratadas, a baixo custo, com possibilidades de conter a contaminação das águas e remediar o solo e subsolo. Entretanto, o tempo para se obter resultados satisfatórios pode ser longo. A concentração do poluente e a presença de toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância da planta usada para não comprometer o tratamento. Riscos, como a possibilidade dos metais entrarem na cadeia alimentar, devem ser considerados quando empregada esta tecnologia (CUNNINGHAM, 1996).

2.6.2 Biorremediação

A biorremediação tem sido definida de muitas formas. Para a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), a biorremediação é o processo de tratamento que utiliza a ocorrência natural de microrganismos para degradar substâncias toxicamente perigosas, transformando-as em substâncias menos, ou não tóxicas. Por sua vez, American Heritage Dictionary of the American Language define biorremediação como o uso de agentes biológicos tais como bactérias e plantas, para remover ou neutralizar contaminantes, como poluentes do solo e da água.

O processo de biorremediação que se dá no local contaminado é denominado biorremediação *in situ* (no local). Este processo, por ocorrer de forma intrínseca, depende de microrganismos existentes no local para a biorremediação. Há casos em que são aplicadas verdadeiras técnicas de engenharia, que vão desde a modificação topográfica do local, implantação de novos microrganismos, implantação de bioreatores e aplicação de nutrientes. As técnicas que alocam grande quantidade de recursos tecnológicos aliados a um planejamento meticuloso e extenso, é chamada biorremediação engenhada (MARTINS et al., 2003). Dependendo das circunstâncias, pode ser realizada “in situ”, o que inicialmente é sempre recomendável por questões econômicas e de menor agressão ao meio ambiente. O processo exige ainda um monitoramento para evitar efeitos ao meio ambiente.

No geral, a biodegradação se dá através do aproveitamento dos contaminantes pelos microrganismos como fonte de carbono que os permitem produzir novas células e, também, suprir-se de elétrons que possibilitem a obtenção de energia (ROMANTSCHUK, 2000). A energia é obtida mediante a catálise de reações químicas que, dentre outras formas, podem ser por oxidação ou redução. Em todo este processo o oxigênio molecular, é reduzido produzindo água que, juntamente com o CO₂, são os produtos secundários resultantes da respiração aeróbia.

Segundo Romantschuk (2000), têm-se as seguintes técnicas de biorremediação:

- a) **sistema alternado anóxico e aeróbio para remoção de nutrientes:** remoção de nutrientes, particularmente de fosfatos;
- b) **biodigestão anaeróbia:** degradação microbiana de compostos orgânicos a ácidos orgânicos, álcoois, hidrogênio, dióxido de carbono e metano;
- c) **fazendas de lodo:** também chamado de landfarming, é o tratamento do solo contaminado através de atividade aeróbia e/ou de aplicação de nutrientes. É uma técnica em que o resíduo é incorporado ao solo, sob condições controladas, para promover a degradação e imobilização dos contaminantes perigosos presentes. Tipicamente o resíduo é aplicado à superfície de uma área e misturado com o solo por meio de equipamentos convencionais, como tratores equipados com arados e/ou grades. Para o projeto e operação desta forma de tratamento deve-se observar o estabelecido na norma NBR 13.894/94 (ABNT, 1994)- Tratamento no Solo (landfarming).

Conforme observado, há formas diferenciadas possíveis de se utilizar a biorremediação. No entanto, o seu tempo de resposta não é imediato. O processo só é eficiente quando ele é capaz de mudar a concentração dos poluentes, reduzindo e alterando as características físico-químicas dos resíduos sólidos ou líquidos.

2.7 Restauração de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos

Na maioria das vezes, áreas utilizadas para disposição de RSU, depois de terem esgotado sua capacidade, permanecem desativados, sem uma preocupação com o passivo ambiental. Quando há algum interesse, este se resume a monitoramento, vigilância ou manutenção. Há poucos estudos de ocupação ou uso destas, gerando com isso um número cada vez maior de áreas contaminadas e sem ocupação.

O reuso de locais contendo aterros de RSU depende de fatores peculiares a cada situação, mas é definido, principalmente, pelo valor social, econômico ou ecológico associado ao ambiente de inserção. Assim, de acordo com a demanda, estas áreas podem ser transformadas em parques, estacionamentos, locais de cultivo agrícola, quadras, campos, complexos esportivos ou, ainda, serem ocupadas por vegetação, etc (BIDONE; POVINELLI, 1999; O'LEARY, 1992; EPA, 2001).

A necessidade do reaproveitamento destes locais, associado à redução de riscos a saúde humana e ambiental, muitas vezes viabiliza empreendimentos que têm elevado custo. Por isso, na maioria das vezes são preferidos usos que exigem intervenções técnicas mais simples e de menor custo, como a transformação destas áreas em locais vegetados. Atende-se assim a demanda que é muito freqüente nas comunidades, ao mesmo tempo em que se estabelecem ganhos do ponto de vista ambiental (DECISIÓN, 1982; TCHOBANOGLIOUS et al., 1994; FEAM, 1995; CALIFORNIA, 1999).

O que se verifica, na maioria dos locais, é o processo de regeneração espontânea, que se resume em deixar a natureza agir sozinha, ou seja, após o cancelamento da disposição de RSU, deixa-se a área se regenerar espontânea e naturalmente. Neste caso, depois de algum tempo surge uma capoeira, que com os anos irá se expandindo. A regeneração espontânea apresenta algumas limitações, cabendo citar que em lixões, devido a não cobertura dos resíduos, não há um expressivo desenvolvimento de plantas.

A vegetação de aterros de RSU pode ter como objetivo a restauração do ambiente, com a recuperação da forma original do ecossistema, em termos de sua estrutura original, dinâmica e interações biológicas. Envolve assim a naturalização do local, que deve reproduzir a paisagem de contorno e características do solo e das comunidades vegetais. Com isto a área se integra à circunvizinhança, passando a interagir com as comunidades da flora e fauna locais. Entretanto, existe grande discordância de autores quanto ao uso da palavra **restauração**, visto que sugere, conceitualmente, que uma área restaurada deveria passar a ter as mesmas características que antecederam a degradação. Seguindo este raciocínio, não seria possível restaurar uma área aterrada com RSU, pois a própria presença dos resíduos impediria o retorno à condição original. Apesar disto, vários autores e agências ambientais adotam o uso do termo. Este é o caso do governo da Califórnia (CALIFORNIA, 1999), segundo o qual a restauração ambiental é caracterizada pela detalhada reconstrução dos seguintes elementos: topografia, geomorfologia local, solo, superfície hidrológica, espécies - diversidade e distribuição de plantas nativas.

Outro possível objetivo seria a reabilitação ambiental, com a busca da formação de um ecossistema com objetivos econômicos ou ambientais, a qual pode ser dividida em (MAJER, 1989):

- a) **condicional:** onde o homem interfere para aumentar ou agir contra fenômenos naturais (manejos de florestamentos comerciais e pastagens);
- b) **auto-sustentável:** manejo de uma área até atingir um ponto em que a ação do homem não seja mais necessária. Neste caso, os ciclos de nutrientes são fechados e os componentes da biota apresentam-se em razoável equilíbrio (exemplo disto é uma floresta com vegetação nativa, dedicada à manutenção da vida selvagem).

Em projetos de vegetação de aterros de RSU, é muito comum o uso de gramíneas de pequeno porte, pois sua aplicação resulta em bom efeito visual e auxilia na redução da erosão superficial, motivo pelo qual, costuma ser exigida por órgãos ambientais. Além disto, são importantes em projetos que buscam a formação de áreas destinadas à prática de esportes (por exemplo, futebol) e têm custo de implantação relativamente baixo em relação a outras opções de vegetação. Contribui para isto o sistema radicular fasciculado que, por seu crescimento geralmente pouco profundo, permite cultivo em camada de solo agrícola com espessura inferior àquela exigida por outros tipos de plantas. Assim, basta o acréscimo de uma pequena camada de solo agrícola sobre a barreira final de cobertura para evitar o contato das raízes com gases, resíduos e, se for o caso, com geossintéticos utilizados em coberturas compostas.

O uso de plantas de porte arbóreo e arbustivo é bem menos comum e traz a necessidade de maiores cuidados e preocupação ambiental. Apesar disto, vem sendo gradativamente ampliado, pois se integra a várias práticas de recuperação ambiental, onde oferece vários tipos de vantagens, entre elas a melhoria da qualidade do ar e a redução da erosão.

Árvores e arbustos podem reter particulados presentes no ar e, principalmente durante seu crescimento, imobilizar nos tecidos gás carbônico presente na atmosfera, auxiliando na redução do chamado “efeito estufa”. Além disto, são capazes de promover a biorremediação de vários compostos tóxicos presentes no solo (WOLVERTON et al., 1994), o que inclui algumas substâncias que podem ser formadas durante a degradação dos resíduos. Segundo Guidicini e Nieble (1983), existem diversos componentes da cobertura florestal cuja atuação específica traz vantagens no aumento da estabilidade e controle da erosão, sendo estes benefícios assim explicados:

- a) interceptando e defendendo a ação dos raios solares, dos ventos e da chuva.

- b) retendo substancial volume de água da chuva, através do molhamento da ampla superfície de folhagem, galhos, troncos e epífitas associadas.
- c) eliminando, na forma de vapor, grande volume da água excedente do metabolismo vegetal por meio da evapotranspiração.

Mas, apesar de todos os benefícios anteriormente descritos, a implantação de espécies de porte arbóreo e arbustivo em aterros de RSU não é tão simples como muitas vezes parece. Para este tipo de cultivo existem características que devem ser tratadas de forma semelhante à agricultura tradicional, considerando fatores físicos como: inclinação do terreno, exposição (quantidade de luz e calor recebidos) e escoamento de água e fertilidade do solo (KONOLD; ZELTNER, 1983).

Alguns dos fatores e condições capazes de dificultar o estabelecimento e desenvolvimento de plantas são (TCHOBANOGLIOUS et al., 1994):

- a) toxicidade pelos gases gerados no interior do aterro;
- b) solos pobres em nutrientes e com limitada capacidade de troca catiônica (CTC);
- c) compactação do solo de cobertura;
- d) altas temperaturas no solo;
- e) ocorrência de recalques diferenciais;
- f) toxicidade pela presença de metais;
- g) saturação do solo de cobertura (drenagem deficiente);
- h) pequena espessura do solo de cobertura;
- i) salinidade do solo de cobertura.

Além disto, existem riscos e problemas frequentemente associados ao cultivo de plantas detentoras de raízes profundas, sendo encontradas na literatura inferências como:

- a) a presença das raízes superficiais diminui a velocidade da drenagem superficial da barreira, podendo aumentar a infiltração de água;
- b) raízes podem transpassar a capa de solo, danificando a integridade da barreira de cobertura;
- c) a decomposição de raízes mortas pode formar canais que servem de conduto para a entrada de água e saída de gás, prejudicando a selagem do aterro;
- d) a atuação das raízes na retirada de água pode ocasionar secagem diferencial da barreira, contribuindo para formar rachaduras (quanto mais argiloso o solo, maior a probabilidade de ocorrência deste efeito);
- e) árvores arrancadas com a raiz, como é o caso de árvores tombadas, podem deixar depressões onde há acúmulo de água, facilitando sua percolação;

- f) raízes podem absorver substâncias químicas existentes nos resíduos, sendo estas transportadas para a parte aérea e posteriormente depositadas sobre a superfície do solo com a queda de folhas, ramos, frutos, etc;
- g) raízes podem aumentar taxas de decomposição e ser capazes de mobilizar metais tóxicos, aumentando o risco ambiental;
- h) a presença vegetal propicia aumento da microvida do solo, cuja atuação pode, com o tempo, modificar características do solo utilizado como capa de cobertura, aumentando sua permeabilidade e reduzindo a eficácia como barreira;
- i) a vegetação pode criar condições para a formação de habitat propício a animais que escavam o solo e que podem causar danos a capa de cobertura.

2.8. Exemplos de recuperação e ocupação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos

A implantação de programas de recuperação de uma área tem como objetivo minimizar ou eliminar os efeitos adversos decorrentes das intervenções e alterações ambientais inerentes ao processo construtivo e à operação do empreendimento, as quais são potencialmente geradoras de fenômenos indutores de impactos ambientais que manifestar-se-ão nas áreas de influência do empreendimento. Vários são os exemplos de ocupação de áreas degradadas por RSU, alguns estão descritos a seguir.

O primeiro projeto de recuperação de área ocupada com resíduos sólidos urbanos no estado do RS, foi realizado no município de Porto Alegre, no ano de 1990, no **lixão da zona norte de Porto Alegre**, executado pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana. Baseou-se na biorremediação da área e na co-disposição dos resíduos coletados com aqueles já aterredos. Inicialmente foi feita a caracterização do local: levantamento topográfico, caracterização geotécnica e climatológica, análise das águas superficiais e do lençol freático. O projeto de recuperação consistiu em: sistema viário, triagem dos resíduos, isolamento da área, drenagem das águas pluviais, drenagem dos líquidos percolados, drenagem dos gases, tratamento e circulação do chorume, galpão reciclador, co-disposição dos resíduos, cobertura e finalmente, o monitoramento (ESCOSTEGUY, et al., 1991).

O segundo projeto desenvolvido no estado do RS, foi o Projeto de biorremediação do **Vasadouro de São Giacom** no município de Caxias do Sul. Em 1990 foi assinado um convênio de Cooperação Técnica entre a Fundação Universidade de Caxias do Sul e a

Prefeitura Municipal de Caxias do Sul para o desenvolvimento de projetos de intervenção e pesquisa na área de gerenciamento de resíduos sólidos. Através deste Convênio foi elaborado um programa de pesquisas e estudos para a remediação da área que consistiu na remoção dos resíduos dispostos a céu aberto para células com impermeabilização de base através de solo argiloso, compactado e de baixa permeabilidade. A remoção reduziu em aproximadamente 50% da área ocupada anteriormente. As atividades foram desenvolvidas no período de 1990 a 1997.

Em um convênio realizado entre a CETESB e a Prefeitura de Carapicuíba, SP, foi assinado um Termo de Ajustamento e Conduta em 1998, elaborando um projeto de recuperação ambiental do lixão e a execução de um projeto de ampliação do mesmo sob forma de um aterro sanitário (ORTH E MOTA, 1999).

O monitoramento ambiental do Aterro da Muribeca, situado na região metropolitana de Recife, PE, está sendo realizado pela Universidade Federal de Pernambuco. Jucá et al. (1996, 1998, 1999) desenvolveram e aplicaram novas metodologias e técnicas de campo para aterro de resíduos sólidos, bem como formaram recursos humanos especializados para atuar no setor. Uma das ênfases do trabalho foi a recirculação do chorume, com o objetivo de acelerar o processo de decomposição dos resíduos.

Áreas recuperadas podem, ainda, receber tratamento diferenciado para serem utilizadas como áreas de lazer, como é o caso do Zoológico Municipal de Foz do Iguaçu, PR, construído em uma área de 40.000 m², em local degradado por disposição de lixo clandestino (GLUFKE, 1999).

Estudo realizado por Matta e Andrade (2005) em um antigo aterro sanitário de Santo Amaro, RJ, fechado em 1995, viabilizou a recuperação da fauna e da flora. Foram plantadas espécies vegetais, parte delas nativas da mata atlântica originária da região. Para aumentar as chances de sobrevivência dos vegetais, microorganismos (bactérias e fungos) foram inoculados nas mudas. Com o crescimento da vegetação experimental Matta e Andrade (2005) verificaram o desenvolvimento e migração de fauna.

Em São Paulo, uma alternativa está sendo implantada, para os aterros que já ultraparam os limites técnicos impostos (SOARES; ESSENFELDER, 2002). Uma lei determina que todos os aterros sejam transformados em parques a partir de 5 a 10 anos após a desativação do local. Depois disso, a responsabilidade passa à Secretaria Municipal do Meio Ambiente. O período entre o fim do aterro e o surgimento de espaços verdes é chamado de

tempo de manutenção. Nele, o Departamento de Limpeza Urbana drena as substâncias tóxicas provenientes dos detritos.

Em Gravataí, RS, na localidade de Santa Tecla, um aterro sanitário substituiu o antigo lixão: o **Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla** é fruto do projeto de remediação do antigo “lixão” de 3 ha, abrangendo a obra uma área total de 12 ha. O aterro é resultado de um convênio firmado entre as prefeituras de Gravataí, Porto Alegre (operador do aterro), Esteio e Cachoeirinha. O lixo sofreu processo de recompactação para reduzir o volume e criar um ambiente anaeróbico que acelera a decomposição da matéria orgânica. Posteriormente foi feita uma cobertura primária com fina camada de solo (REICHERT; CAMPANI, 1999).

Em Brasília, Distrito Federal, está sendo implantado um projeto para recuperação do Aterro do Jôquei Clube através de biorremediação e recuperação ecopaisagística. Um dos instrumentos utilizados para tal é a utilização de modelos espaciais (SIG) para avaliar o nível de contaminação do local. O objetivo é a recuperação da área degradada, onde a disposição inadequada de resíduos contribuiu para o aparecimento de problemas ambientais e possibilitou a atividade de catação de lixo (SANTANA; IMAÑA-ENCINAS, 2004).

O antigo Aterro Mantovani situado em Santo Antônio da Posse, interior de São Paulo está desativado desde 1987. Neste período, recebeu 320 mil toneladas. Atualmente tem um plano de remediação que deve levar dez anos para ser concluído. Através de acordo entre empresas com o Ministério Público e a CETESB, foram realizadas obras para a contenção da pluma de poluição, através de barreira hidráulica. Além disso, implantou-se o monitoramento ambiental, a segregação das águas pluviais, a estabilização dos taludes. Foi instalada, também uma estação para tratamento de águas contaminadas. As medidas de remediação propostas incluem a complementação da barreira hidráulica de contenção e o remanejamento dos vários depósitos para a área central do aterro, onde ficariam confinados. Sua viabilização, no entanto, depende ainda de um acordo entre as empresas usuárias do aterro (FURTADO, 2005).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e histórico do Aterro Invernadinha

A área analisada no presente estudo se localiza na Região Sul do Brasil, ao Norte do Estado do Rio Grande do Sul, no Município de Passo Fundo, Planalto Médio do Rio Grande do Sul. Está compreendida entre os paralelos 6878000UTM e 6870000UTM de latitude Sul e os meridianos 356000UTM e 366000UTM de longitude Leste, conforme mostrado na Figura 10. O clima local é descrito como subtropical úmido, com chuva bem distribuída durante o ano e temperatura média anual de 17,5⁰C. A cidade possui 168.458 habitantes, conforme censo 2000 (FIBGE, 2002).

Predominam no município de Passo Fundo litologias da Formação Serra Geral, na parte centro-sul do município, e litologias da Formação Tupanciretã, na parte norte (CARRARO et al., 1974).

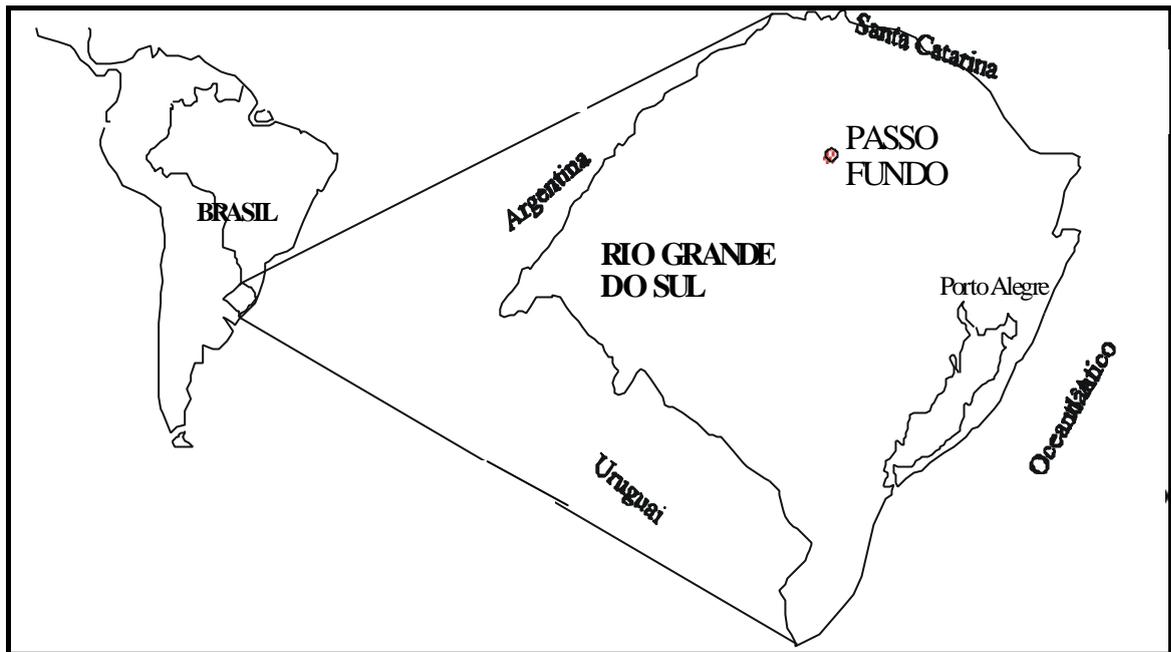
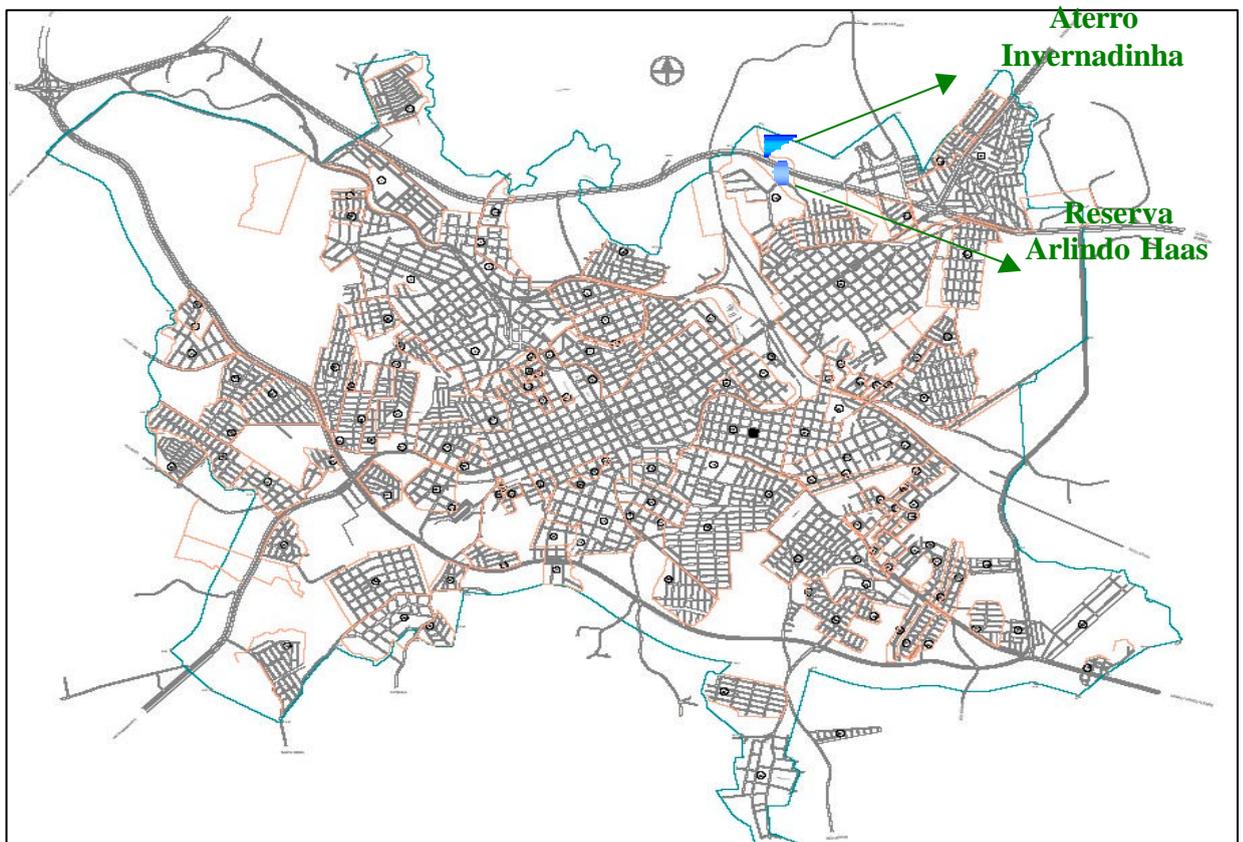


Figura 10: Localização da cidade de Passo Fundo





1 km

Figura 11: Mapa da cidade de Passo Fundo.

Fonte: PMPF (2005)

O solo de Passo Fundo é classificado, segundo Brasil (1973), como um Latossolo Vermelho Distrófico, comum de todo o planalto médio do Rio Grande do Sul. Estes solos são profundos, bem drenados, possuindo horizonte A de coloração vermelha escura e textura média, argilosos.

O Aterro Invernadinha situa-se junto a BR-285, entre o Campus I da Universidade de Passo Fundo e a EMBRAPA-Trigo (Figura 11). A área possui um formato triangular. Ao leste, faz divisa com o terreno empregado para cultivo agrícola pela Universidade de Passo Fundo (parte mais alta). Nesta divisa há uma estrada para acesso interno e um talude de grande inclinação que serviu de jazida de empréstimo para o recobrimento dos resíduos. Ao norte e noroeste (parte mais baixa), há uma nascente com estreita mata ciliar que forma um pequeno córrego e uma área de banhado. Ao sul e sudoeste, a área é delimitada pela BR-285 (Figura 12).

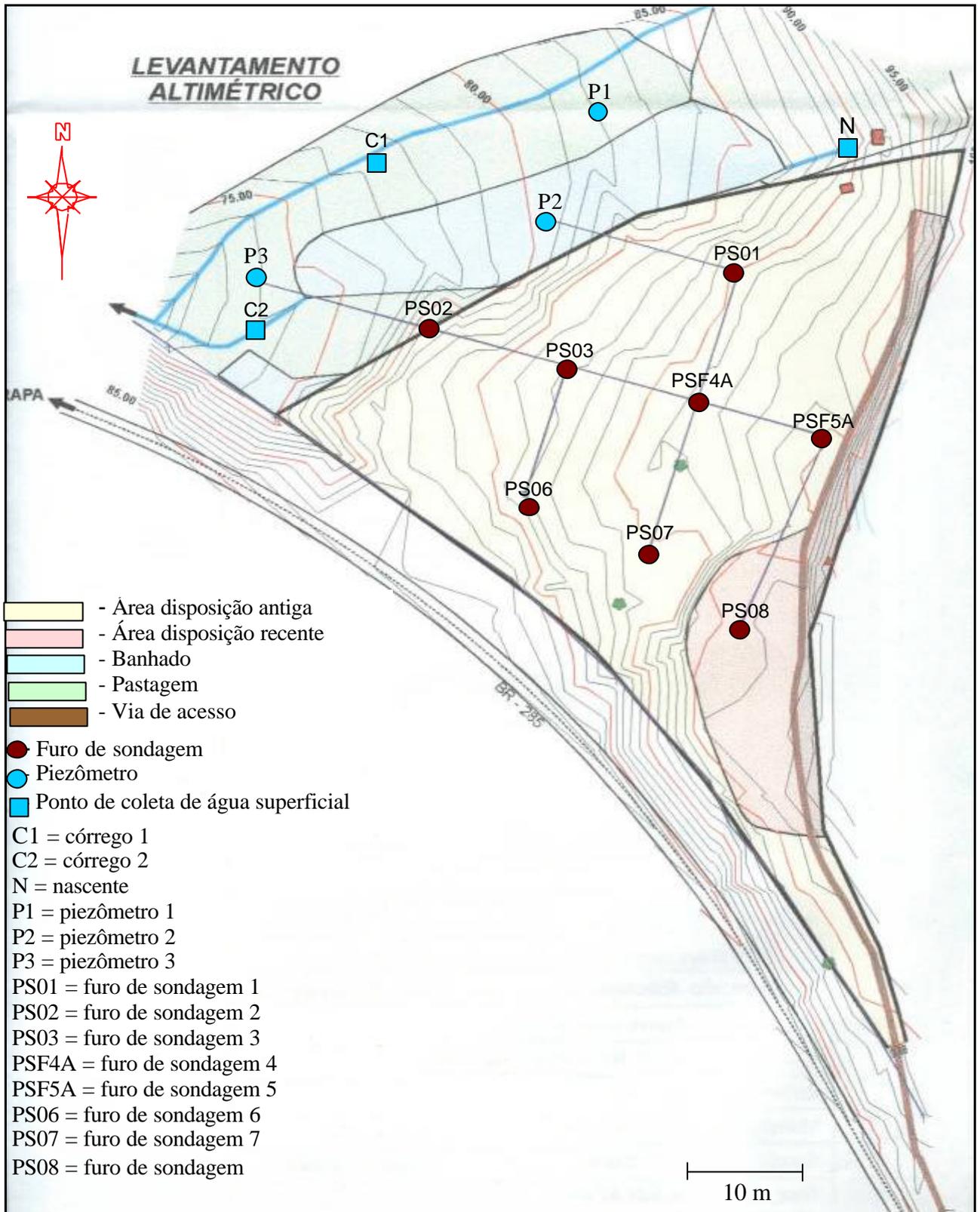


Figura 12: Mapa do Aterro Invernadinha

O Aterro Invernadinha originou-se da abertura de uma cava de grandes proporções para a retirada de solo com vistas à construção da BR-285. A área degradada foi a seguir empregada pelo Município, como local para disposição de resíduos sólidos urbanos, nas

décadas de 70 e 80 **disposição antiga**. O local operou na forma de aterro controlado, recebendo os resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo. Sabe-se, porém, extra-oficialmente, mesmo que em menor proporção, que o local recebeu resíduos hospitalares e industriais (setor metalúrgico e coureiro calçadista). Em 1991, a Prefeitura encerrou oficialmente a disposição de resíduos, cobrindo-os com uma camada variável de solo, retirado do talude lateral contíguo ao aterro (área de empréstimo). A cobertura superficial foi assim, constituída pela mistura dos horizontes A e B do solo da área de empréstimo.

Desde 1991, o local encontra-se desativado, o que não impediu o eventual recebimento de resíduo doméstico, resíduos industriais e, muito freqüentemente, restos de podas e jardins, depositados clandestinamente **disposição recente**. No ano de 2000, a pedido do Ministério Público, a Prefeitura de Passo Fundo cercou o local e transformou-o em área de estudos de recuperação ambiental. Atualmente, cresce sobre a cobertura superficial do aterro vegetação pioneira. Uma vista geral da área pode ser observada na Figura 13.



Figura 13 - Vista geral da área do Aterro Invernadinha

3.2 Áreas de referência

A fim de se estabelecer variáveis comparativas para os dados obtidos no Aterro Invernadinha, foram selecionadas algumas áreas de referência próximas ao local de disposição. Estas foram:

- a) Reserva Ecológica Arlindo Haas: localizada na área industrial do município de Passo Fundo, no Bairro Petrópolis. Possui área de 22 hectares. Encontra-se bem próxima ao Aterro Invernadinha, localizada ao sul, do outro lado da BR-285 (vide Figura 11). Esta área é um local de preservação permanente da vegetação nativa de Passo Fundo, que inclui Mata de Araucárias. Uma vista da Reserva Ecológica Arlindo Haas pode ser observada na Figura 14. Esta área foi empregada como referência nos estudos de solo e vegetação.



Figura 14: Vista da Reserva Ecológica Arlindo Haas

- b) Jazida de empréstimo: constitui o barranco lateral do Aterro Invernadinha, uma vez que é o local no qual foi utilizado o solo para recobrimento dos resíduos dispostos. Este lugar foi utilizado como referência para estudo do solo (Figura 15).



Figura 15: Barranco lateral do Aterro Invernadinha

c) Lavoura de Plantio da Universidade de Passo Fundo: está localizada a leste do Aterro Invernadinha, com área de aproximadamente 30 ha. O barranco, que serviu de empréstimo de solo para cobertura de resíduos, divide as duas áreas. Este local foi empregado como referência no estudo experimental de plantio agrícola. Uma visão da área pode ser observada na Figura 16.



Figura 16: Lavoura da Universidade de Passo Fundo

3.3 Caracterização quantitativa e qualitativa do aterro

Esta etapa do trabalho visou a quantificação do volume de resíduos sólidos depositados, bem como a caracterização da composição deste material. Com esta finalidade, realizou-se um levantamento topográfico do terreno, furos de sondagens, determinação de algumas variáveis geotécnicas do solo e uma avaliação dos tipos de resíduos depositados.

3.3.1 Levantamento topográfico

Um levantamento topográfico planialtimétrico, conforme a NBR 13.133 (ABNT, 1994), foi realizado no Aterro Invernadinha. Este, também serviu para a localização dos furos de sondagem, pontos de amostragem de solo, água e de vegetação. Foi realizado pela equipe do escritório “Nativo,” com sede no município de Marau, RS (Figura 12).

3.3.2 Furos de sondagem

A sondagem foi realizada por SPT **Standard Penetration Test** (Figura 17). Realizaram-se oito perfurações em distintos locais do aterro, visando distribuí-los, uniformemente, na área e no entorno. O detalhamento do método encontra-se no Anexo B. As sondagens tiveram como objetivo a obtenção do perfil do aterro e a coleta de amostras do solo e resíduo em diversas profundidades. O material coletado no barrilete foi armazenado em sacos plásticos e identificado em relação ao local e profundidade NBR 6457 (ABNT, 1986). Os pontos onde foram realizados os furos de sondagem estão demarcados na Figura 12.

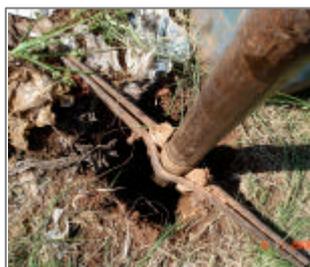




Figura 17: Execução de sondagem com coleta de amostras

3.3.3 Granulometria, limite de liquidez e plasticidade do solo

A análise granulométrica foi realizada por peneiramento e velocidade de sedimentação das partículas, conforme a NBR 7181 (ABNT, 1980). O limite de liquidez do solo foi determinado pelo número de golpes requeridos para fechar uma ranhura de largura e comprimento específicos em um equipamento padronizado (Aparelho de Casagrande), conforme NBR 6459 (ABNT, 1984). O limite de plasticidade foi obtido pela medida do conteúdo de água do solo quando, ao moldar um cilindro de 3 mm de diâmetro, o mesmo começa a fissurar, NBR 7180 (ABNT, 1980).

3.3.4 Ensaio de permeabilidade do solo *in situ*

Efetua-se também nesta etapa ensaios de condutividade hidráulica “*in situ*”. Os testes foram realizados a carga constante em furos de 50 cm de profundidade. Os furos foram preenchidos com um tubo de PVC de 1,5 m de comprimento e 50 mm de diâmetro, ficando 1 m acima da superfície.

O cálculo do coeficiente de permeabilidade média (K_m) do solo foi realizado pela seguinte equação (LAMBE; WHITMAN, 1979):

$$K_m = \frac{q}{2,75x(D \cdot Hc)} \quad \dots (1)$$

Onde:

q = fluxo de água (cm³/s);

D = diâmetro do furo em contato com o solo (cm);

H_c = carga piezométrica (cm).

3.3.5 Caracterização dos resíduos depositados

A caracterização de uma amostra do resíduo foi realizado com auxílio de uma retroescavadeira, que escavou, a partir da superfície, cerca de 1 metro cúbico do material depositado, próximo a área central do aterro. Os resíduos coletados foram secos ao ar livre por um período de 48 horas. Após foi feita a classificação manual do percentual de matéria orgânica, plástico, vidro, metal, tecido, couro e borracha dos componentes contidos na amostra e posterior pesagem destes com a finalidade de determinar a porcentagem de cada componente.

3.4 Análises de metais no solo

A análise de metais foi realizada no solo do Aterro Invernadinha e no solo da Reserva Ecológica Arlindo Haas. Foram realizadas, inicialmente, campanhas de amostragens exploratórias e, posteriormente, de forma mais sistemática, a fim de avaliar a distribuição dos metais ao longo da área de estudo.

3.4.1 Coleta de amostras - estudo preliminar

Para se obter um diagnóstico dos teores de metais no local, foram realizadas várias campanhas de amostragem, conforme descrito a seguir, no sentido de se obter informações sobre o comportamento e teor de metais na área.

A primeira campanha de amostragem teve como objetivo obter uma avaliação preliminar da concentração dos metais Ni, Cu, Zn, Cr, Cd e Pb. Com auxílio das sondagens por SPT, foram obtidas amostras do solo na superfície (0-10 cm) e amostras no solo, imediatamente, abaixo dos RSU. Adicionalmente, coletou-se amostras no solo usado como cobertura (talude lateral) e amostras no solo do banhado (área mais baixa).

A segunda campanha de amostragem consistiu na coleta com pá de corte de seis amostras simples, aleatórias do solo superficial, no Aterro Invernadinha e seis amostras no

horizonte A, da área de controle (Reserva Arlindo Haas) ambas a uma profundidade de 0 a 10 cm. Os metais analisados foram: Ni, Cu, Zn, Cr, Cd e Pb.

3.4.2 Coleta de amostras – estudo geoestatístico

Uma terceira campanha de amostragem procurou levar em consideração a influência da topografia na variabilidade horizontal dos metais no solo de recobrimento. Porém, analisou-se somente os metais cuja concentração na área do aterro se apresentaram bastante acima da correspondente concentração na área controle ou dos padrões estabelecidos como referência (CETESB, 2001). Para tanto, a coleta de amostras foi feita em uma única direção, perpendicular às curvas de nível (transecto), próximo à sua porção mediana. Foram demarcados e geoposicionados trinta pontos dentro da área do aterro, dez pontos à jusante e dois à montante, distanciados em espaços de 5 metros. Na área do aterro propriamente dita totalizou-se uma seção de 150 metros (Figura 18). Em cada ponto de amostragem foram tomadas amostras do solo na mesma profundidade de 0 a 10 cm, uma vez que cada nível edafológico tem uma capacidade diferente de adsorção dos elementos. Os metais avaliados foram Cu, Zn e Cr.



Figura 18: Demarcação dos pontos de amostragem para o estudo geoestatístico

Em paralelo, realizou-se uma campanha amostral na Reserva Arlindo Haas, seguindo-se os mesmos critérios aplicados na campanha de amostragem no aterro. Ou seja, a demarcação de um transecto com 30 pontos amostrais distanciados 5 m entre si, perpendicular às curvas de nível, ao qual se seguiu a mesma metodologia de coleta e análise adotados no Aterro Invernadinha.

3.4.3 Análises de metais no solo

As amostras de solo, coletadas em todas as campanhas de amostragem descritas acima, passaram por uma etapa prévia antes da análise propriamente dita. A etapa de preparação consistiu na secagem das amostras, em estufa, a uma temperatura de 65⁰C, por 24 horas. A seguir foi feito um peneiramento em malha com abertura de 1 mm, para eliminar possíveis resíduos presentes no solo. Dividiu-se as amostras por quarteamento. Uma parte seguiu para a análise química e o restante ficou como contra-prova.

As análises realizadas foram de concentração de metais pelo método EPA 3050B, (EUA, EPA, 1996). Essas análises foram feitas no LEAMET da UFRGS, no Laboratório de Solos da UFRGS e no Laboratório de Química do Solo e Resíduos Sólidos da UPF. Os métodos empregados estão listados na Tabela 4.

Tabela 4 - Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração de metais no solo

Atributo	Método Utilizado
Cobre	EPA 3050B/EAA - chama
Zinco	EPA 3050B/EAA - chama
Cádmio	EPA 3050B/EAA - chama
Chumbo	EPA 3050B/EAA - chama
Níquel	EPA 3050B/EAA - chama
Cromo	EPA 3050B/EAA - chama
Mercurio	EPA 7471 digestão úmida /determinação em vapor frio

3.4.4 Análise estatística

Com os dados obtidos na segunda campanha de amostragem, realizou-se o cálculo da média e desvio padrão das concentrações de metais na área do Aterro Invernadinha e da

Reserva Arlindo Haas. A comparação entre as médias foi realizada pelo teste “t” de Student, para um nível de significância de 0,05 (ROTHENBERG, 1991).

3.4.5 Análise geostatística

Com os resultados das análises químicas, provenientes da terceira campanha de amostragem, foram construídos dois bancos de dados, um referente ao aterro; e o outro à reserva, tendo como objetivo avaliar a distribuição dos metais nas áreas em investigação.

Inicialmente, foi realizado tratamento estatístico dos dados com o objetivo de verificar o seu comportamento. Com a utilização do software GSLIB (DEUTHSCH; JOURNAL, 1998), aplicativo *histplt*, obteve-se os cálculos de estatística univariada: da média, mediana, moda, desvio padrão, variância, coeficiente de variação, assimetria e curtose. Por meio do aplicativo *scatterplot*, obteve-se os diagramas de dispersão, cujo objetivo é apresentar as correlações entre variáveis coletadas nas mesmas posições de espaço.

Após a análise estatística, partiu-se para a análise geoestatística, tendo como objetivo avaliar a distribuição dos metais nas áreas em investigação. Além do *software* GSLIB, aplicativo *pixelplt*, também foi usado o *software* *VarioWin* (PANNATIER, 1996).

3.5 Análises das águas superficiais e do lençol freático

As análises de água tiveram como objetivo verificar o grau de contaminação no Aterro Invernadinha e área de influência por metais tóxicos e outros atributos indicativos da poluição por resíduos sólidos urbanos. Foram realizadas coletas em águas na nascente próxima, nos córregos e da água do lençol freático. A localização dos pontos está demarcada na Figura 12.

3.5.1 Coleta das amostras de água

O monitoramento das águas superficiais foi realizado em uma nascente (N) e em dois córregos próximos (C1 e C2). As amostras de água do lençol freático foram coletadas em três piezômetros (P1, P2 e P3), construídos conforme NBR 13.895 (ABNT, 1997). As coletas foram feitas nos meses de junho, agosto e setembro de 2002 e março de 2003, procurando seguir as estações do ano. A Figura 19 apresenta os pontos de coleta.



(a) Nascente

(b) Riacho

(c) Piezômetro

Figura 19: Pontos de coleta das águas superficiais e subterrâneas

A medição da vazão nas águas superficiais dos dois córregos foi realizada pela multiplicação da seção de escoamento com a velocidade de deslocamento da água, medida com o uso de flutuadores específicos, em vários pontos e após calculada a média entre os valores encontrados .

O cálculo da vazão foi calculado pela seguinte fórmula:

$$Q = A \times V \quad \dots (2)$$

Onde:

Q = vazão (m^3/s); A = área (m^2); V = velocidade (m/s)

Na coleta de amostras para realização das análises físico-químicas, foram utilizados recipientes plásticos, os quais foram lavados duas vezes, com o próprio líquido a ser coletado, para então ser realizada a amostragem.

Para a análise bacteriológica, a coleta foi em sacos plásticos com vedação, próprio para este tipo de ensaio.

Para a coleta da água nos piezômetros, esvaziou-se, primeiramente, o poço e a coleta foi realizada após um período de 24 horas.

3.5.2 Análises químicas e microbiológicas da água

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para os laboratórios. As variáveis analisadas foram: sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, turbidez, cor, pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), fósforo total, nitrogênio total, condutividade, cloretos, nitrito, nitrato, dureza total, sódio, potássio, oxigênio dissolvido, ferro, manganês, cobre, zinco, coliformes fecais, coliformes totais e contagem bacteriana total.

Todas as análises seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1999), cujos métodos utilizados estão listados na Tabela 5.

Tabela 5: Métodos analíticos utilizados para avaliar a qualidade da água superficial e do lençol freático

Atributo	Método
pH	Standart Methods 4500 – B
Turbidez	Standart Methods 2130 – B
Cor	Standart Methods 2120 – B
Condutividade	Standart Methods 2510 – B
Cloretos	Standart Methods 5220 – B
Nitrito	Standart Methods 4500 – B
Nitrato	Standart Methods 4500 – D
Dureza total	Método Interno do Laboratório
Sódio	Standart Methods 3500- B
Potássio	Standart Methods 3500- B
Oxigênio dissolvido	Standart Methods 4500 – D
Ferro	Standart Methods 3500 – D
Manganês	Standart Methods 3500 – D
Cobre	Standart Methods 3500 – D
Zinco	Standart Methods 3500 – D

Cromo	Standart Methods 3500 – D
Cádmio	Standart Methods 3500 – D
Chumbo	Standart Methods 3500 – D
Níquel	Standart Methods 3500 – D
Demanda Química de Oxigênio	Standart Methods 5220 – B
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Standart Methods 5210 – B
Fósforo Total	Standart Methods 4500 –D
Nitrogênio Total	Standart Methods 4500 – D
Óleos e Graxas Totais	Standart Methods 5520 – D
Surfactantes	Standart Methods 5540 – C
Sólidos Sedimentáveis	Standart Methods 2440 – F
Sólidos Suspensos	Standart Methods 2540 – D
Coliformes fecais	Standart Methods 9221 – E
Coliformes totais	Standart Methods 9221 – B
Contagem bacteriana total	Standart Methods 9221 – B

3.6 Vegetação

Os estudos referentes à vegetação levaram em conta a qualidade do solo para o crescimento vegetal, identificação das espécies existentes na área e o teor de metais tóxicos nas raízes e na parte aérea de algumas espécies de plantas que se destacaram em maior quantidade no local.

3.6.1 Coleta de amostras de solo

Com o objetivo de conhecer os teores de metais no solo e sua relação com o desenvolvimento e a absorção pelas plantas, foi realizada coleta de amostras de solo (0-10 cm), em dois locais distintos do aterro, nas áreas de disposição recente e área de disposição antiga, já que o desenvolvimento de espécies pioneiras é diferenciado para os dois locais. Promoveu-se uma campanha de amostragem em triplicata.

Também, foi realizada amostragem de solo (0-10 cm) em três pontos aleatórios na Reserva Ecológica Arlindo Haas.

3.6.2 Análises de solo

As amostras de solo coletadas foram avaliadas quanto a composição básica do solo. As análises foram em termos de macronutrientes (fósforo, potássio, matéria orgânica, enxofre, cálcio, magnésio), micronutrientes (zinco, cobre, manganês, boro), alumínio, pH e teor de argila. A metodologia de análise está descrita em Tedesco et al. (1995), conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração de macro e micronutrientes no solo.

Atributo	Método
Argila	Densímetro
pH (H ₂ O)	Proporção solo:água 1:1
Índice SMP	Solução tampão SMP
Fósforo	Mehlich I
Potássio	Mehlich I
Matéria Orgânica	Digestão Úmica com solução sulfocrômica
Alumínio	KCl 1 mol/L
Cálcio	KCl 1 mol/L
Magnésio	KCl 1 mol/L
Enxofre	CaHPO ₄ 500 mg/L
Zinco	HCl 0,1 mol/L
Cobre	HCl 0,1 mol/L
Boro	Água quente
Manganês	KCl 1 mol/L

3.6.3 Identificação da vegetação em crescimento

O levantamento botânico no Aterro Invernadinha foi realizado no período de 2002 a 2005, catalogando-se as espécies herbáceas e as espécies florestais que aparecem no local. As informações foram obtidas nas literaturas de Reitz et al. (1988), Lorenzi (1992), Longhi, (1995), Lorenzi (2000), Backes e Irgang (2002). Os estudos de campo foram feitos abrangendo toda a área. Um procedimento semelhante foi empregado para catalogar as espécies animais, porém, não foi empregado um grau de detalhamento de forma a assinalar todas as espécies existentes.

3.6.4 Coleta de amostras da vegetação

A partir do conhecimento da vegetação pioneira no Aterro Invernadina, verificou-se que algumas espécies ocorrem em locais distintos na área do aterro, sendo a *Baccharis sp.*, conhecida popularmente por “Vassourinha,” predominante na área de disposição recente e *Xanthium cavanillesii*, conhecida popularmente por “Carrapicho”, dominante na área de disposição antiga. Estas espécies foram selecionadas para análise na parte aérea e raiz.

Foram coletadas três plantas de cada espécie, na área de disposição antiga, na área de disposição recente e na área controle (Reserva). Após a coleta, foram separadas a parte aérea e a raiz. Seguiu-se a lavagem em água e, posteriormente, as plantas foram secas em estufa a 65⁰C por 24 horas. Após este período, o material seco foi encaminhado para análise.

3.6.5 Análise química do tecido vegetal

Para a realização das análises de macro e micronutrientes no tecido vegetal das espécies *Baccharis sp* (Vassourinha) e *Xanthium cavanillesii* (Carrapicho), utilizou-se o procedimento de Tedesco et al. (1995), cujos métodos estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Métodos analíticos utilizados para avaliar a concentração de macro e micronutrientes nas plantas

Determinações	Método
Nitrogênio (TKN)	Kjeldahl - 0,01 %
Fósforo total	digestão úmida nítrica perclórica/colorimetria - 0,01%
Potássio total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 0,01 %
Cálcio total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 0,02 %
Magnésio total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 0,01 %
Enxofre total	digestão úmida nítrica perclórica/turbidimetria / 0,01 %
Cobre total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 2 mg/kg
Zinco total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 1 mg/kg
Ferro total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 5 mg/kg
Manganês total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 1 mg/kg
Sódio total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 0,01 %
Boro total	digestão via seca/colorimetria / 1 mg/kg
Chumbo total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 10 mg/kg
Níquel total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 5 mg/kg
Cádmio total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 1 mg/kg
Cromo total	digestão úmida nítrica perclórica/EAA - 5 mg/kg

3.7 Experimento de plantio de soja

Na tentativa de testar o desenvolvimento e a qualidade com cultivares, foi realizado um estudo em caráter experimental com soja, já que ela é bastante cultivada na região de Passo Fundo.

3.7.1 Preparação do terreno e plantio

Selecionou-se uma área de aproximadamente 400 m² para realizar o experimento. O local foi preparado com uma roçada seguido de colocação de 25 cm de solo não contaminado, trazido da jazida de empréstimo (barranco). Em 18 de dezembro de 2002, foi semeada a cultivar CD 205 (modalidade de semente não transgênica) com uma população de 30 plantas/m², na área preparada sobre o Aterro Invernadinha, e em uma área de controle, situada no Campus I da Universidade de Passo Fundo. A adubação obedeceu às recomendações técnicas para a cultura e o experimento foi mantido livre de plantas daninhas. No ano agrícola em questão, as condições atmosféricas, especialmente a precipitação pluviométrica,

apresentaram distribuição regular durante o ciclo da cultura, favorecendo o desenvolvimento da soja.

3.7.2 Coleta das amostras de solo

Foram coletadas, com auxílio de pá de corte, quatro amostras de solo no horizonte superficial (0-10 cm) visando abranger toda área na qual foi realizado o experimento. Também coletou-se quatro amostras na área utilizada como controle (lavouras de plantio da Universidade de Passo Fundo). O objetivo foi verificar a composição química do solo em questão. Após a coleta e armazenagem, as amostras foram encaminhadas para análise.

3.7.3 Análise das amostras de solo

As análises químicas dos solos do Aterro Invernadinha e da lavoura da UPF foram realizadas em termos de macronutrientes e micronutrientes, teor de argila, pH, alumínio e metais tóxicos (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr e Hg), conforme os métodos descritos por Tedesco et al. (1995) e EPA 3050 (EUA, EPA, 1996). As metodologias utilizadas estão descritas nas Tabelas 6 e 4, respectivamente.

3.7.4 Coleta das amostras de soja

Na época de maturação das plantas, foram coletados 2 m² na área experimental e na área de controle para avaliar o rendimento de grãos. Coletou-se dez plantas para avaliar os componentes do rendimento. Após a colheita, as amostras foram levadas para o laboratório e separadas em semente, parte aérea e raiz.

3.7.5 Análises químicas, bioquímicas e biológicas da soja

Amostras da parte aérea (caule e folhas) e de sementes foram encaminhadas para análise de macronutrientes, micronutrientes, metais tóxicos, composição dos grãos (cinzas,

proteínas, óleos e graxas), germinação e vigor. As metodologias para análise de macro e micronutrientes estão descritas na Tabela 4 e as de composição de grãos na Tabela 8.

Tabela 8 - Métodos analíticos utilizados para avaliar a composição dos grãos de soja

Determinações	Méto Utilizado
Cinzas	A.O.A.C. Procedimento 942.05
Proteínas	A.O.A.C. Procedimento 991.20
Óleos e graxas	A.O.A.C. Procedimento 920.39
Germinação	Conforme RAS (Brasil, 1992).
Vigor	Conforme RAS (Brasil, 1992).

A análise de germinação foi realizada em quadruplicata pela contagem de 100 sementes, plantadas em rolo de papel e postas em estufa, a 25⁰C. Após um período de 7 dias, contou-se o número de plantas normais, anormais, mortas e duras.

A análise de vigor também foi realizada em quadruplicata e com 100 sementes, porém por um período de 32 horas a 42⁰C em câmara que promove o envelhecimento das sementes. Após este período, as amostras foram para um germinador, a 25⁰C, por 7 dias, e então contou-se as plântulas viáveis e não viáveis.

3.7.6 Tratamento estatístico dos dados da soja produzida

Para os resultados obtidos no plano experimental de plantio de soja, realizou-se o cálculo da média e desvio padrão no Aterro Invernadinha e na área de controle. A comparação entre as médias foi realizado pelo Teste “t” de *Student*, com nível de significância de 0,05.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos urbanos depositados

A primeira atividade para a caracterização da área foi o levantamento topográfico (Figura 20). A área de recuperação ambiental consta de 50.986 m², sendo que destes, aproximadamente, 43.340 m² foram ocupados na disposição dos resíduos sólidos, o que equivale a uma utilização de 85 % da área. As partes do terreno não empregadas (15%) na disposição de resíduos foram utilizadas como via de acesso, para o afastamento da BR-285 (ao sul) e para o distanciamento da nascente (ao norte).

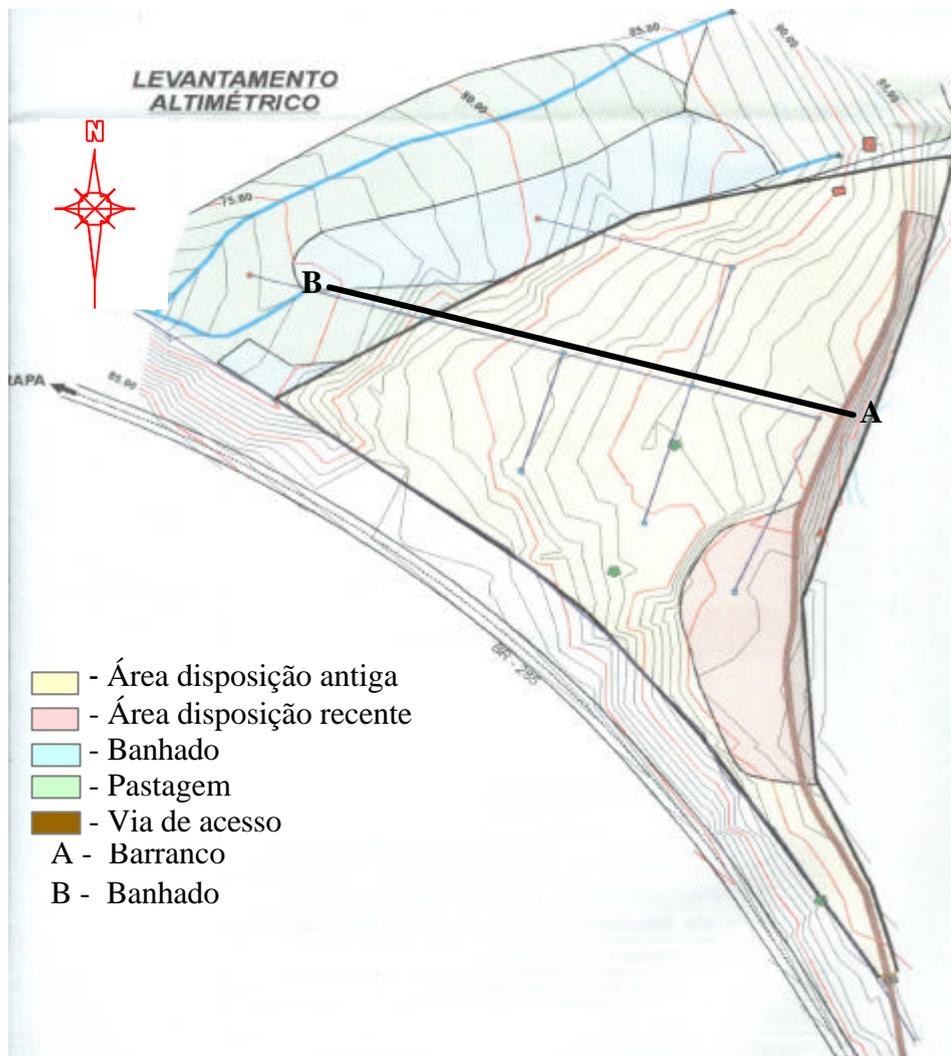


Figura 20: Levantamento topográfico do Aterro Invernadinha

Um perfil do aterro obtido através dos furos de sondagem está representado na Figura 21. É possível verificar que a superfície do terreno é levemente convexa, com uma inclinação média de aproximadamente $4,7^\circ$ (ou 8,7 %), com leves variações em torno deste valor. Isso leva a concluir que o terreno não apresenta zonas de acumulação de água que poderiam armazenar poluentes.

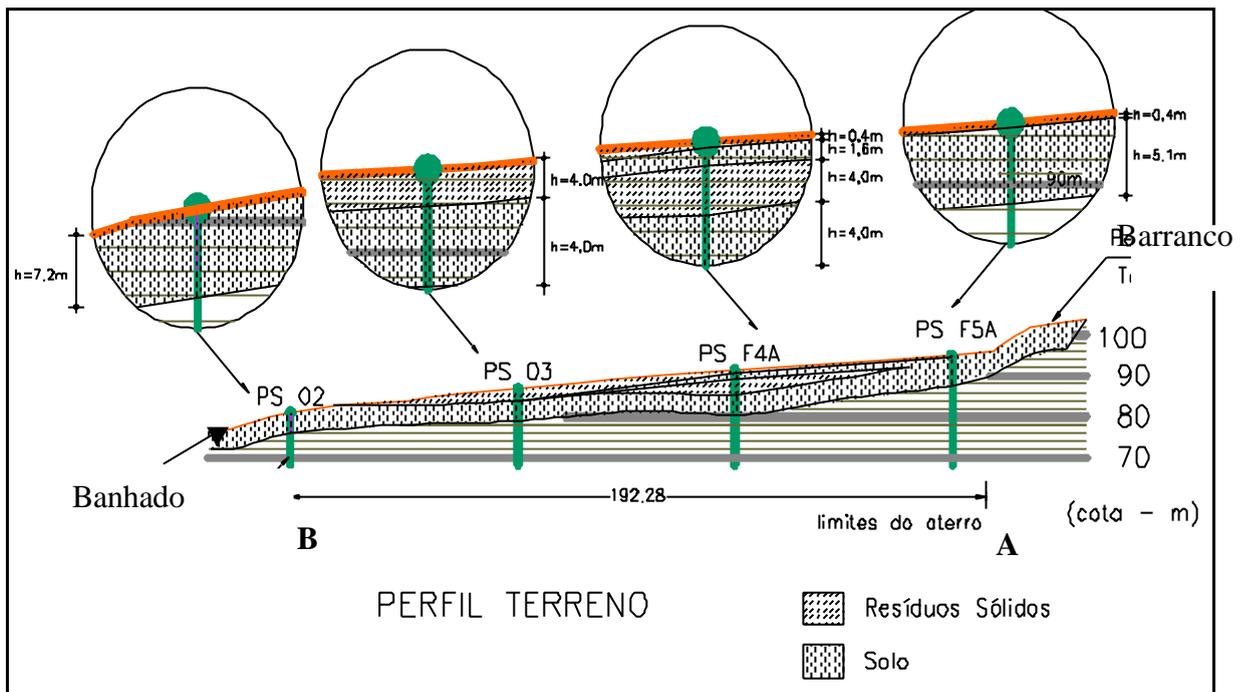


Figura 21: Perfil do terreno passando pelo corte A - B da Figura 20

A camada de resíduo sólido média encontrada foi de 2,8 m (Vide Furos de Sondagem no Anexo B). Em alguns furos de sondagens, observou-se que existe uma camada de solo ou uma mistura solo/resíduo mais espessa sobre o lixo, chegando a 2,0 m no furo de sondagem PS F4A. Esse fato é importante, pois permitiu o desenvolvimento de algumas espécies vegetais e arbóreas, como será apresentado mais adiante. Pelo corte do terreno, pode-se verificar que a operação do aterro ocorreu pelo método da encosta, conforme classificação do IPT/CEMPRE (2000).

A cubagem do volume dos RSU aterrados indica que foram dispostos na área cerca de 121.351 m^3 de lixo compactado. Considerando que a massa específica do lixo compactado é de $0,70 \text{ t/m}^3$ (BIDONE; POVINELLI, 1999), calcula-se que foram depositados 84.946 t de resíduos sólidos, o que pode ser considerado um volume baixo quando comparado ao número de habitantes do município, uma possível explicação pode estar relacionada a mineralização, ao recalque e decomposição dos resíduos sólidos ao longo dos anos.

Os resultados das análises do tamanho de grãos e dos limites de Atterberg, em diferentes pontos do aterro, são apresentados na Tabela 9. Pode-se verificar que no solo original, exemplificado pelos dados obtidos na amostra coletada no barranco e abaixo dos resíduos, predominam partículas finas, na faixa de granulometria de argilas e silte. Na região do banhado, onde o solo encontra-se saturado com água na maior parte do ano, já há uma concentração de partículas mais grossas.

Tabela 9: Dados geotécnicos do solo nas proximidades do Aterro Invernadinha

Parâmetro	Banhado	Acima do lixo PS F4A	Abaixo do lixo PS F4A	Barranco
Limite de liquidez (%)	23,7	44,6	-	63,2
Limite de plasticidade (%)	12,1	28,7	-	34,1
Índice de plasticidade (%)	11,5	15,8	-	29,1
Permeabilidade (cm/s)	Saturado	-	-	$6,5 \times 10^{-5}$
Granulometria				
Argila (%)	29,8	21,0	64,3	63,8
Silte (%)	9,9	21,5	23,3	11,6
Areia (%)	60,3	57,5	12,4	24,6

Faixas de granulometria NBR 7181 (ABNT, 1984): Pedregulho- 76 mm >? > 4,8 mm; Areia grossa- 4,8 mm >? > 2,0 mm; Areia média-2,0 mm >? ? 0,42 mm; Areia fina-0,42 mm >? >0,05 mm; Silte- 0,05 mm>? 0,005 mm; Argila - ? < 0,005 m.

De acordo com o gráfico de plasticidade de Casagrande (VARGAS, 1977), o solo do barranco é classificado como argilas de mediana plasticidade. Já o solo acima dos resíduos e no banhado são classificados como areno-argilosos de baixa plasticidade.

A Figura 22 mostra os materiais obtidos em uma amostra dos resíduos escavados na área do aterro.

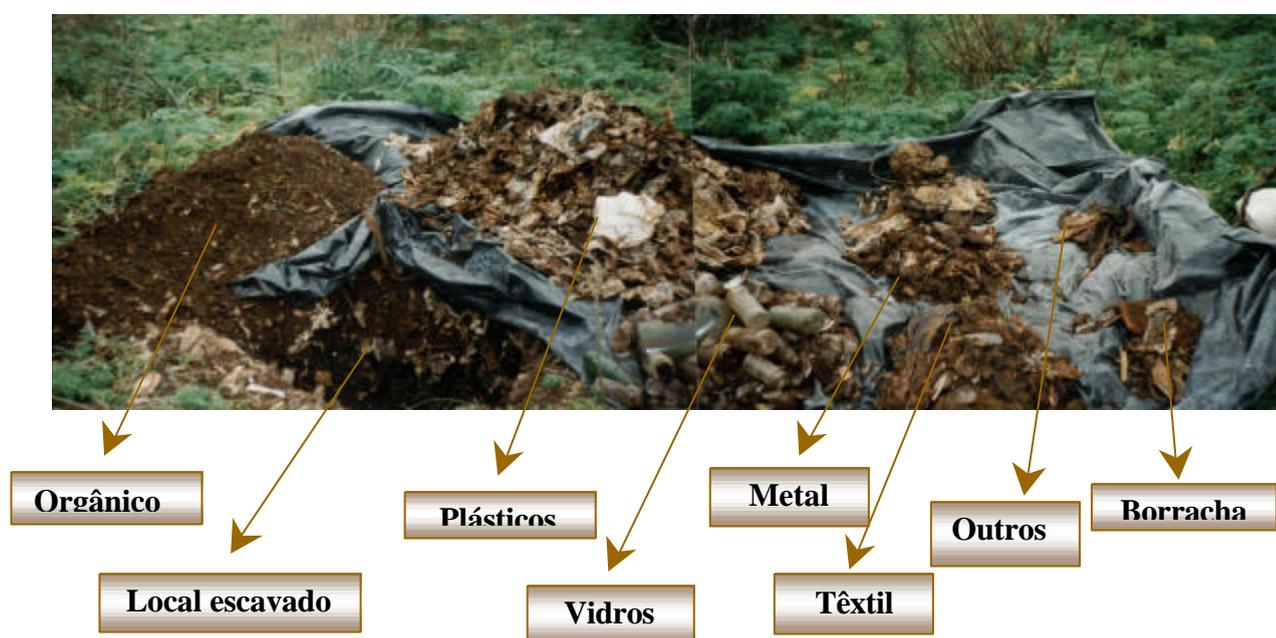


Figura 22: Resíduos presentes em um ponto de escavação no Aterro Invernadinha

Pode-se observar a predominância de plásticos e matéria orgânica. Ainda, as presenças de metais, vidros, couro, borrachas e tecido são significantes. Por ser um aterro antigo, observa-se que na sua composição não apresenta papel e papelão, pois são materiais biodegradáveis. A Figura 23 esquematiza a composição dos resíduos encontrados na área.

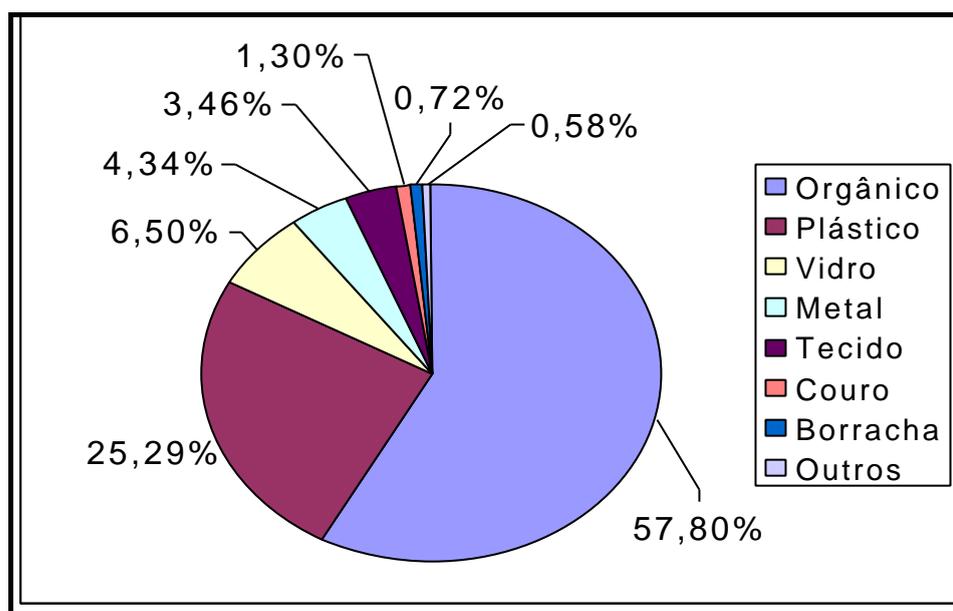


Figura 23: Teor dos materiais que compoem os resíduos sólidos urbanos no Aterro Invernadinha

Com relação aos resultados da composição física dos RSU observados na Figura 23, as porcentagens em peso (base seca) foram comparadas com dados obtidos no atual aterro em Passo Fundo, o Aterro São João (Mattei e Escosteguy, 2005), e a média brasileira (IPT/CEMPRE, 2000) (Tabela 10).

Avaliando a composição no município, percebe-se que há mais vidro e metal no Aterro Invernadinha do que no Aterro São João. Isso pode ser explicado por dois fatores: o uso destes materiais foi maior nas décadas de 70 e 80 e no atual local de disposição, o Aterro São João, há o processo de reciclagem. Atualmente, existe uma tendência maior no uso de embalagens plásticas, substituindo o vidro e o metal. Um fator importante é que a presença de plásticos em aterros dificulta a compactação e prejudica a decomposição dos materiais biologicamente degradáveis, pois cria camadas impermeáveis que afetam as trocas

de líquidos e gases gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica (ROSA; CARVALHO, 2005).

Tabela 10 - Composição dos RSU presentes no antigo Aterro Invernadinha, comparado com o atual aterro São João e a média brasileira

Composição	Aterro Invernadinha	Aterro São João (Mattei e Escosteguy, 2005)	Brasil (IPT/CEMPRE, 2000)
Orgânico (%)	57,8	41,2	52,5
Papel/papelão (%)	0,0	7,8	24,5
Plástico (filme+rígido)	25,3	32,2	2,9
Vidro (%)	6,5	1,2	1,6
Metal (%)	4,3	3,0	2,3
Outros (%)	6,1	14,6	16,2

Em relação a média brasileira, observa-se que a quantidade de matéria orgânica (57,8%) é bem parecida com a média brasileira (52,5%). A porcentagem de plástico encontrada foi de 25,3%, enquanto que a média brasileira é de 2,9%. Esta diferença pode ser justificada pelo tipo de consumo, que envolve mais alimentos processados. A porcentagem de vidro encontrada foi de 6,5%, sendo superior a média brasileira de 1,6%.

A porcentagem de metal encontrada foi de 4,3%, sendo também superior a média brasileira, que é de 2,3%. A maioria dos metais é de latas, algumas em alto grau de corrosão. Pode-se estimar que foram depositados 3.652 t de ligas ferrosas e não ferrosas. As latas possuem na sua composição elementos como alumínio, ferro e estanho (de bebidas e conservas alimentícias), cromo (revestimentos de latas), cobre e zinco (liga latão). Em menor quantidade, encontram-se metais provenientes de utensílios domésticos, equipamentos e pilhas. Também houve no local a disposição clandestina de resíduos industriais provenientes do setor coureiro e de uma indústria metalúrgica próxima. Esses resíduos encontram-se presentes, às vezes aflorando na superfície do terreno (Figura 24).



Figura 24: Metais, aparas de couro e resíduos industriais encontrados em pontos isolados no Aterro Invernadinha

A porcentagem de tecido, couro e borracha foi considerada separadamente neste trabalho (Figura 23), porém agrupados na Tabela 10 como outros. Principalmente em relação a tecidos e couros, considera-se significativa a contribuição. A porcentagem de outros é um valor bastante relativo, dependendo do enfoque dado por cada autor.

4.2 Análises de metais no solo - estudo preliminar

A primeira abordagem de análise de metais procurou avaliar a concentração de metais no solo empregado como cobertura, no material obtido nos furos de sondagem (acima e abaixo de lixo) e na região do banhado.

A Tabela 11 mostra os resultados obtidos em três amostras de solo coletadas no barranco. Percebe-se que a contaminação existente no local não é advinda do material de empréstimo (talude lateral), uma vez que os valores estão bastante abaixo dos níveis de alerta estabelecidos pela CETESB (2001).

Tabela 11 - Concentração de metais em amostras coletadas no barranco (jazida de empréstimo de solo para cobertura do lixo).

Atributo	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Nível de Alerta CETESB	Nível de Intervenção CETESB
Ni (mg/kg)	< 3,0	< 3,0	< 3,0	30	50
Cu (mg/kg)	15	16	18	60	100
Zn (mg/kg)	100	180	188	300	500
Cr (mg/kg)	< 2,0	< 2,0	< 2,0	75	300
Cd (mg/kg)	< 1,0	< 1,0	< 1,0	3	10
Pb (mg/kg)	< 5,0	< 5,0	< 5,0	100	200

Nas Tabelas 12 e 13 estão as concentrações de metais no solo em duas sondagens realizadas na área de disposição de resíduos sólidos. No furo de sondagem de PS F4A, observou-se uma grande concentração de metais na região superior, até 2 m de profundidade, uma região caracterizada pela mistura de solo e resíduo. As concentrações de todos os metais estão acima do nível de alerta, sendo que alguns, tais como o Cu, Zn e Pb, ultrapassam em algumas amostras até mesmo o nível indicado para intervenção (fins agrícolas). Na região compreendida entre 2 e 7 metros, a camada de resíduo é composta basicamente por plástico e há muita água retida, o que impede a obtenção de testemunhos para análise. Abaixo dos resíduos, há uma tendência de diminuição dos teores de metais no solo à medida que aumenta a profundidade. Porém, no caso do Zn e Cu, parece haver uma concentração desses elementos

na camada mais profunda, quando a sondagem fica impenetrável à percussão (próximo à rocha mãe).

Tabela 12 - Concentração de metais em diferentes profundidades em amostras coletadas no furo de sondagem PS F4A

Atributo	0,4 m	1,0 m	2,0 m	7,0 m	8,0 m	9,5 m	10,5 m	Nível de Alerta CETESB	Nível de Intervenção CETESB
Ni (mg/kg)	39	31	27	5	5	4	6	30	50
Cu (mg/kg)	108	362	219	60	55	42	65	60	100
Zn (mg/kg)	291	515	310	118	131	112	224	300	500
Cr (mg/kg)	60	105	92	20	17	15	5	75	300
Cd (mg/kg)	1,5	5,9	4,2	< 1,0	<1,0	<1,0	<1,0	3	10
Pb (mg/kg)	64	277	172	41	42	38	17	100	200

Uma comparação entre os valores encontrados no barranco (Tabela 11) e os teores encontrados nas diferentes profundidades (Tabela 12), com exceção do Cd, todos os demais elementos estão bem superiores nas amostragens no solo abaixo dos RSU, que por sua vez, representam camadas maiores que 2 m, neste caso deve ser levado em consideração a possível influência das condições do solo, que a maiores profundidades, tem na sua composição minerais primários ricos em Zn e Cu, comuns no basalto; valores de pH mais baixos; Fe e Mn na forma de óxidos; ou, ainda, a possibilidade menos provável, de metal transportado.

Tabela 13 - Concentração de metais em diferentes profundidades em amostras coletadas no furo de sondagem PS F5A.

Parâmetro	0,4 m	1,0 m	2,0 m	3,0 m	4,5 m	Nível de Alerta CETESB	Nível de Intervenção CETESB
Ni (mg/kg)	39	16	14	9	4	30	50
Cu (mg/kg)	134	81	64	89	48	60	100
Zn (mg/kg)	450	270	136	190	120	300	500
Cr (mg/kg)	49	51	44	16	24	75	300
Cd (mg/kg)	2,0	1,4	1,1	< 1,0	< 1,0	3	10
Pb (mg/kg)	106	86	47	33	34	100	200

Tabela 14 - Concentração de metais em amostras coletadas no banhado (área à jusante do Aterro Invernadinha).

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Nível de Alerta CETESB	Nível de Intervenção CETESB
Ni (mg/kg)	40	53	30	50
Cu (mg/kg)	28	22	60	100
Zn (mg/kg)	65	46	300	500
Cr (mg/kg)	21	20	75	300
Cd (mg/kg)	< 0,1	< 0,1	3	10
Pb (mg/kg)	53	30	100	200

No furo de sondagem PS F5A, observa-se também uma grande concentração dos metais Ni, Cu, Zn, Cr, Cd e Pb na região superior, até 1 m de profundidade. As concentrações de metais também excederam ou se assemelharam ao nível de alerta (CETESB, 2001) estabelecido como referência no presente trabalho. Da mesma forma que o ponto no PS F4A, houve uma tendência de redução da concentração de metais com o aumento da profundidade.

A Tabela 14 apresenta os dados obtidos em duas amostras de solo coletadas na região do banhado. Pode-se observar que, com exceção do Ni, cujos níveis estão acima do valor de alerta da CETESB, todos os demais elementos estão abaixo. Isso indica que no atual estágio não há a contaminação por Cu, Zn, Cr, Cd e Pb na área a jusante do Aterro Invernadinha, mesmo que as condições topográficas sejam favoráveis para o acúmulo de materiais advindos da região do aterro, principalmente pelo escoamento superficial.

Os dados demonstram que o Zn teve maior mobilidade em relação aos demais metais. Este fato está de acordo com o trabalho de Hayes e Traina (1998), que verificaram que o Zn e o Cr^{6+} apresentam alta mobilidade no solo. Já o Cu, Cd, Pb e Cr^{3+} apresentam baixa mobilidade.

Um estudo semelhante também foi realizado por Oliveira e Jucá (2004), no Aterro Muribeca, em Pernambuco, em amostras retiradas por SPT, abaixo do depósito de lixo. Estes autores verificaram maior mobilidade do Cr e uma menor mobilidade dos elementos Cu e Pb. O elemento Zn não foi analisado pelos autores.

Os resultados desta primeira amostragem, incentivaram a realização de uma outra campanha de amostragem, composta por 6 amostras aleatórias de solo coletado no horizonte superficial. O banco de dados desta campanha de amostragem encontra-se no Apêndice 1. A média e o desvios padrões estão resumidos na Tabela 15. A Tabela 16 apresenta a comparação das médias pelo teste “t” de *Student*, para avaliar possíveis diferenças significativas entre as médias no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas.

Os resultados demonstram que há uma maior concentração de metais e um maior desvio padrão no solo superficial (0-10 cm) do Aterro Invernadinha em relação à Reserva Arlindo Haas. Há uma diferença significativa, para um nível de significância de 0,05 para os metais Ni, Cu, Zn e Pb. Em relação ao Cr, apesar das médias serem bastante diferentes, os resultados apresentaram uma diferença não significativa, o que se deve a um ponto de amostragem ter apresentado valor extremamente alto.

Tabela 15 - Valores médios e desvio padrão de metais no solo (horizonte superficial) no Aterro Invernadinha e Reserva Arlindo Haas.

Atributo	Reserva Arlindo Haas		Aterro Invernadinha		Nível de Alerta CETESB	Nível de Intervenção CETESB
	Nº de repetições		6			
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão		
Ni (mg/kg)	9,00	0,8	10,5	1,0	30	50
Cu (mg/kg)	21,8	1,6	360,0	147,4	60	100
Zn (mg/kg)	252,2	112,6	3010,0	3434,0	300	500
Cr (mg/kg)	18,3	6,0	914,7	2148,4	75	300
Cd (mg/kg)	< 1	-	< 1	-	3	200
Pb (mg/kg)	0,75	0,4	32,0		2,1	100

A partir dos resultados apresentados (Tabela 15 e 16), foi possível verificar que a maior concentração de metais encontra-se no horizonte superficial. Os elementos que apresentam maior concentração e variabilidade são o Cu, Zn e Cr. Assim, decidiu-se que esses metais seriam o alvo do estudo geoestatístico com vistas a determinação de sua distribuição em transecto demarcado no terreno.

Tabela 16 - Aplicação do Teste “t” de Student para um nível de significância de 0,05 para os metais no solo (horizonte superficial).

Atributo	Média	Resultado teste “t”
----------	-------	---------------------

	Reserva Arlindo Haas	Aterro Invernadinha	t*	t _{crit.}	
Ni (mg/kg)	9,0	10,5	2,7	2,0	aumento significativo
Cu (mg/kg)	21,8	360,0	5,6	2,0	aumento significativo
Zn (mg/kg)	252,2	3010,0	2,0	2,0	aumento significativo
Cr (mg/kg)	18,3	914,7	0,001	2,0	diferença não significativa
Cd (mg/kg)	< 1	< 1	-	-	não foi possível avaliar
Pb (mg/kg)	0,75	32,0	42,4	2,0	aumento significativo

4.3 Análise de metais no solo - estudo estatístico e geoestatístico

Especificamente, na terceira campanha de amostragem, buscou-se conhecer os níveis de contaminação dos metais Cu, Cr e Zn, ou seja, estimar quais as concentrações desses metais no solo de recobrimento, na área em estudo. A partir da análise conjunta dos resultados dessas simulações, com os dados dos ensaios de laboratório, pode-se aferir os modelos utilizados e obter a avaliação dos reais níveis de contaminação do solo da área do Aterro Invernadinha, bem como compará-los com a área de controle, a Reserva Ecológica Arlindo Haas.

A Figura 25 apresenta o mapa topográfico com a indicação dos pontos amostrados na área do Aterro Invernadinha, pontos estes que serviram de base para a análise estatística e posterior análise geoestatística. As demarcações estão no sentido leste-oeste.

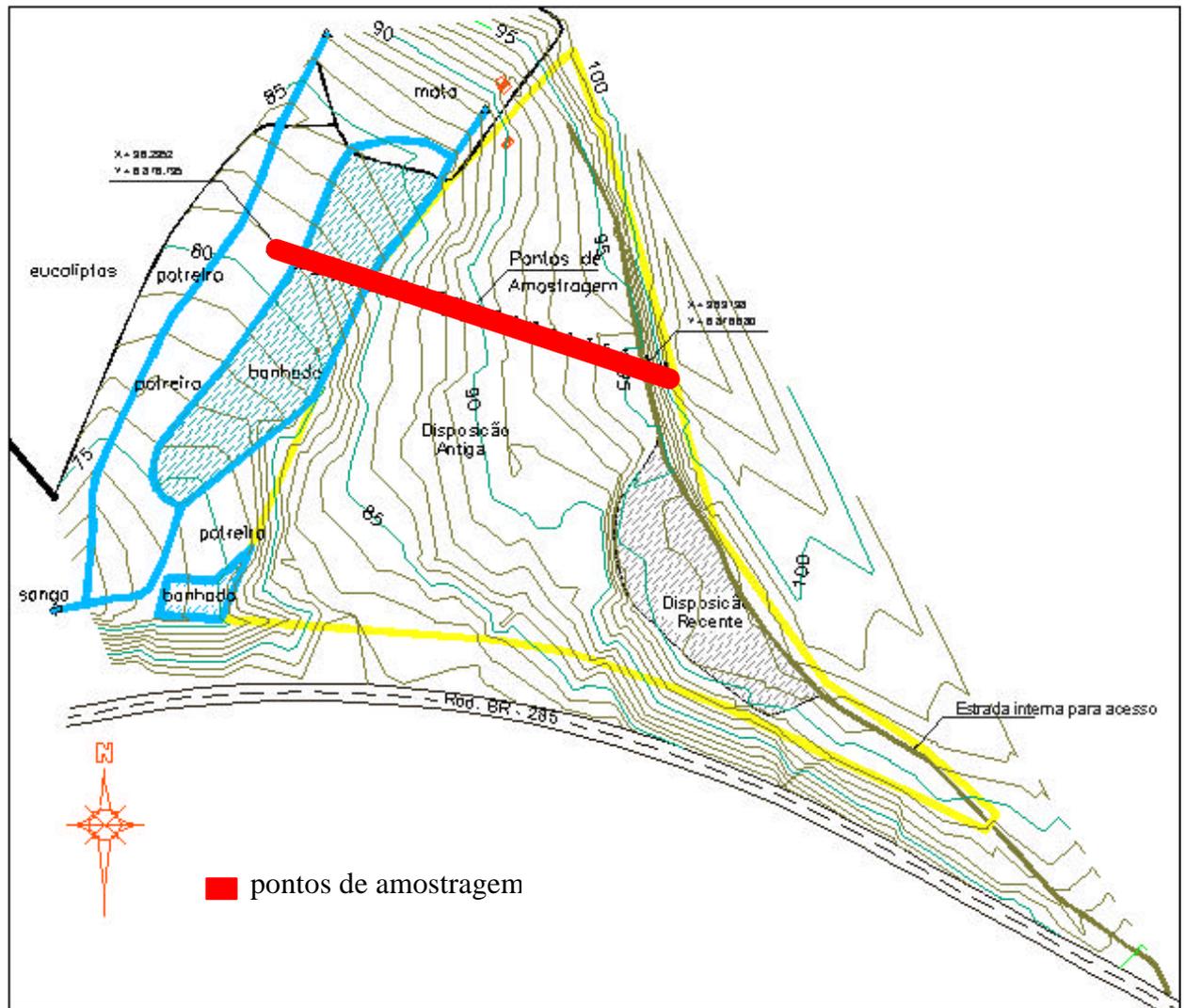


Figura 25: Mapa com indicação dos pontos de amostragem de solo

De posse do banco de dados, para os quais observou-se que os pontos tiveram variações no teor em função dos atributos presentes no solo, passou-se a análise estatística e geoestatística utilizando-se para tal o software Geostatistical Software Library (GSLIB).

- Estudo Estatístico

Antes de se iniciar o estudo geoestatístico, propriamente dito, se fez necessário o conhecimento de parâmetros estatísticos para se ter uma idéia do comportamento e variabilidade dos dados.

A Figura 26 mostra a distribuição dos metais ao longo da linha de amostragem e a sua relação com o perfil do terreno. Pode-se observar que os valores encontrado apresentam alta variabilidade de um ponto a outro (linha azul). Uma observação com relação ao perfil do terreno mostra que a variabilidade e a concentração dos metais parece ser maior na parte mais alta do aterro. O que pode estar relacionado a maior concentração de massa de resíduos

disposta neste local e também demonstra que o perfil do terreno, levemente inclinado, não possibilitou a lixiviação de metais.

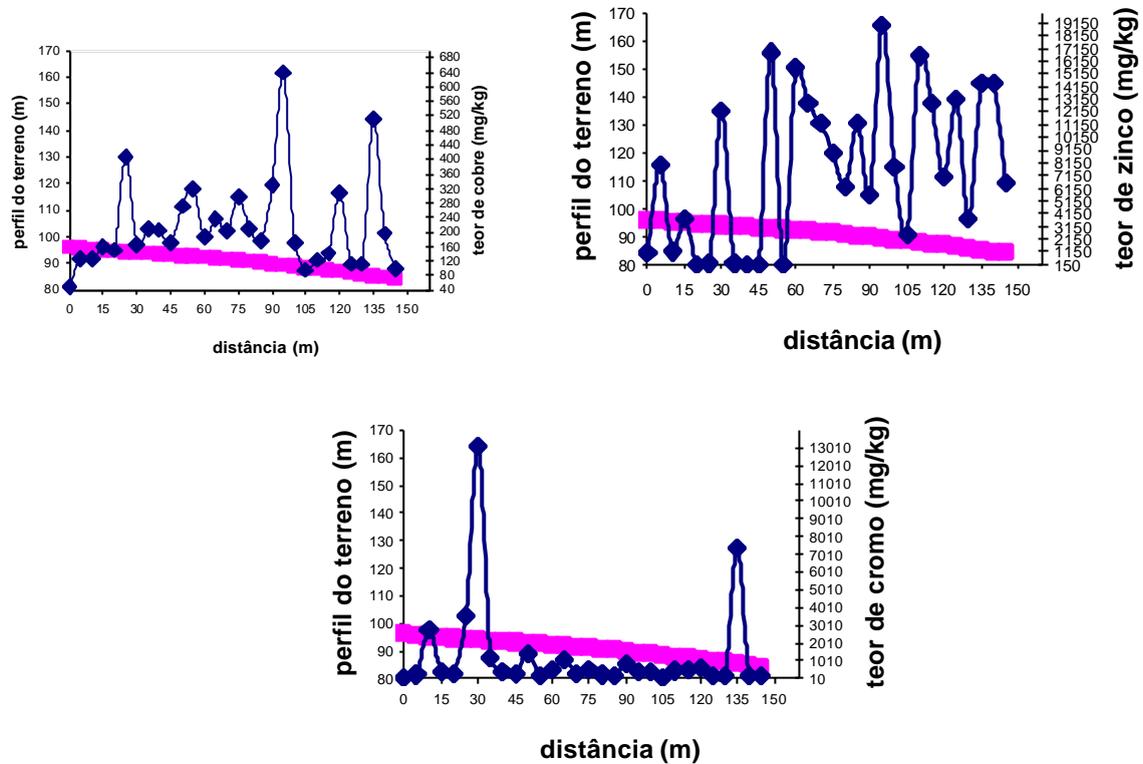
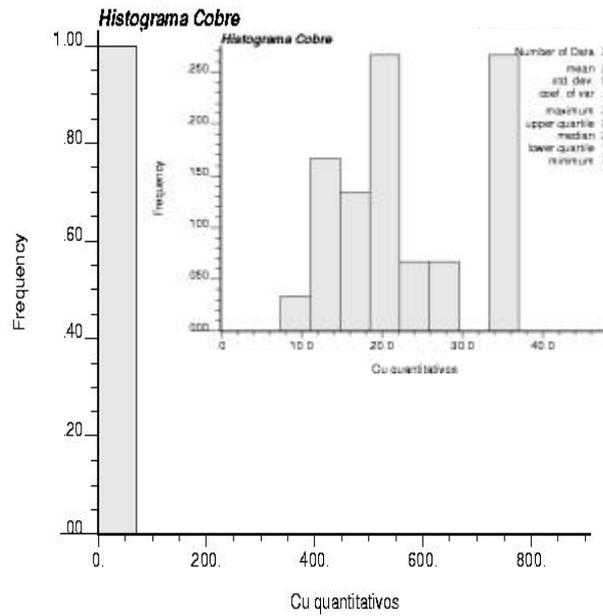


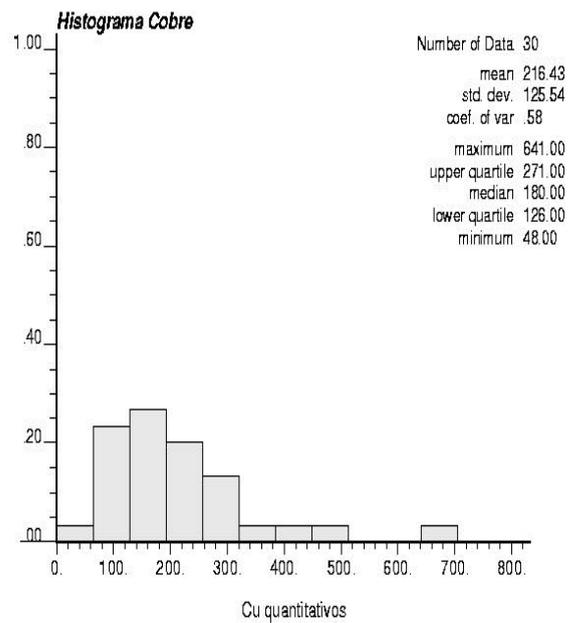
Figura 26: Distribuição de cobre, zinco e cromo ao longo do perfil do terreno

Histogramas

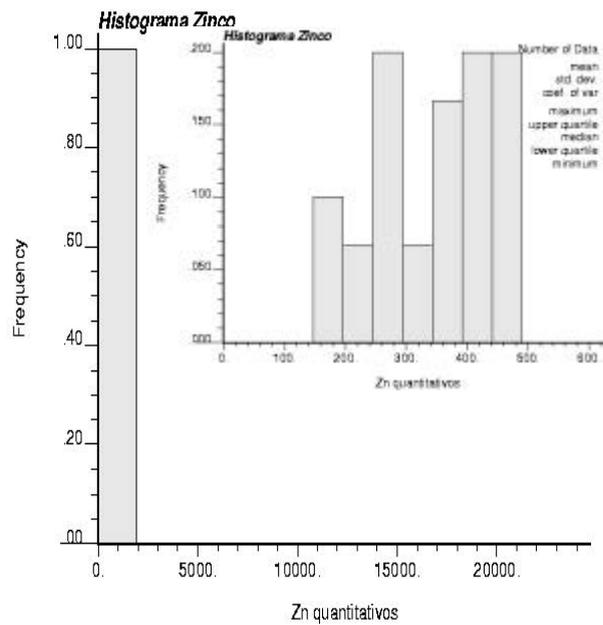
Os histogramas gerados com o banco de dados (Apêndice 2) são apresentados na Figura 27. Os valores estão ordenados em intervalos iguais (Figuras maiores) para efeito de visualização da distribuição entre os diferentes metais; e em classes de 10 mg/kg (Figuras menores), mostrando o intervalo de maior concentração das amostras para o metal em estudo. Verificou-se que os dados distribuem-se assimetricamente em torno da média.



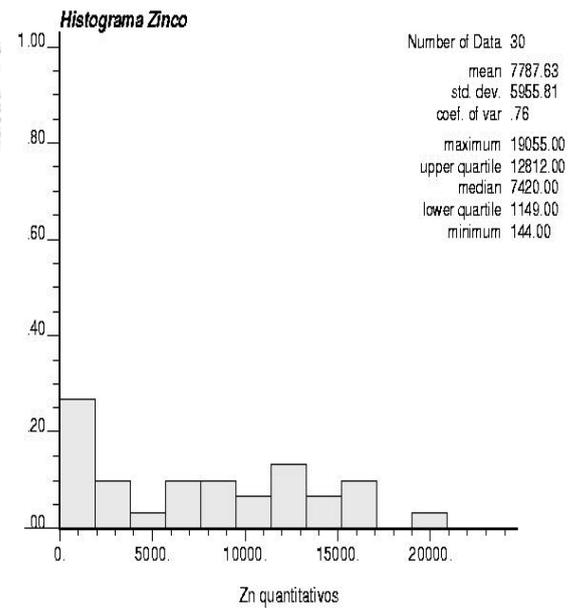
a) Histograma cobre - Reserva Arlindo Haas



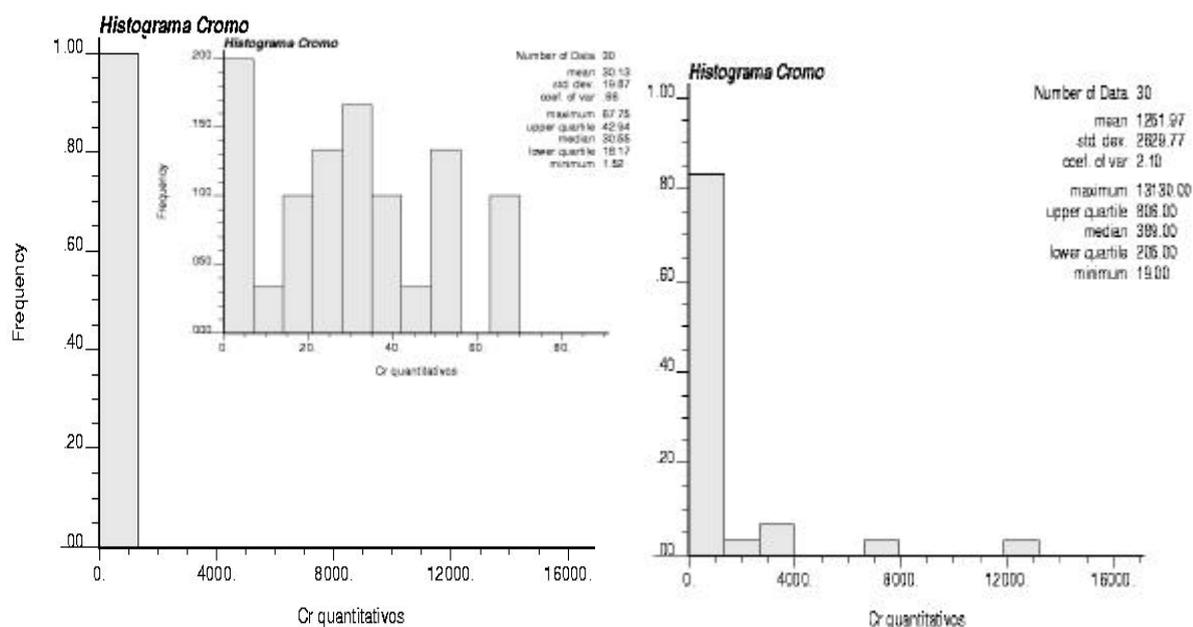
b) Histograma cobre – Aterro Invernadinha



c) Histograma zinco - Reserva Arlindo Haas



d) Histograma zinco –Aterro Invernadinha



e) Histograma cromo - Reserva Arlindo Haas

f) Histograma cromo – Aterro Invernadinha

Figura 27: Histogramas da concentração dos metais cobre, zinco e cromo no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas

A Tabela 17 resume os parâmetros contidos no sumário estatístico da Figura 27 para cada conjunto de amostras.

Tabela 17 - Dados estatísticos da concentração metais no solo (Horizonte A) no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas na terceira campanha de amostragem (número de amostras, n - 30).

Metais (mg/kg)	Reserva Arlindo Haas					Aterro Invernadinha				
	Média	Desv.P.	C.V.	Mín	Máx.	Média	Desv. P.	C. V.	Mín.	Máx.
Cu	23,3	8,7	0,4	7,6	36,7	216,4	125,54	0,6	48,0	641
Zn	441,7	92,7	0,3	177,3	483,4	7787,6	5955,8	0,8	144,0	19055
Cr	30,1	19,9	0,7	1,5	67,7	1251,9	2629,8	2,1	19,0	13130

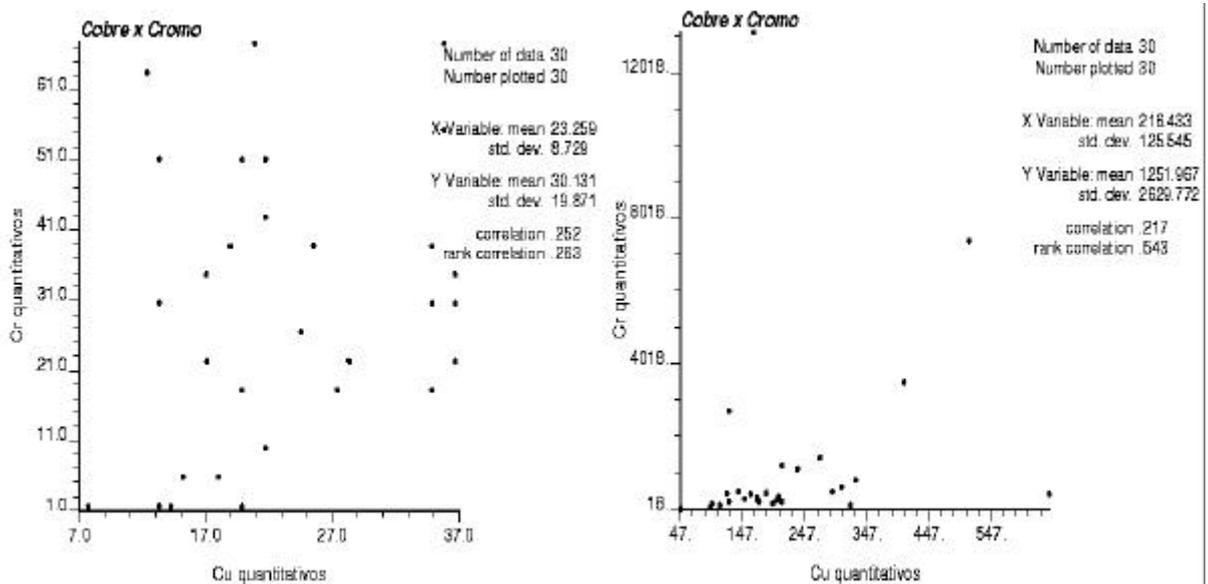
Pelos histogramas apresentados, pode-se observar que o conjunto de dados distribui-se de modo diferente para cada variável em estudo. No Aterro Invernadinha, percebeu-se que o zinco possui uma ampla faixa de distribuição. O mesmo se dá para cobre e cromo, mas nestes há a presença de pontos com alta concentração de forma errática. Já na Reserva Arlindo Haas, os valores são melhor distribuídos em torno da média para os três metais. Através da média é possível observar a evidente maior concentração de metais no Aterro Invernadinha, em relação a Reserva Arlindo Haas. Pelos valores do desvio padrão e de coeficiente de variação,

verifica-se que a variabilidade da concentração dos metais no Aterro Invernadinha também foi maior.

Gráficos de Correlação

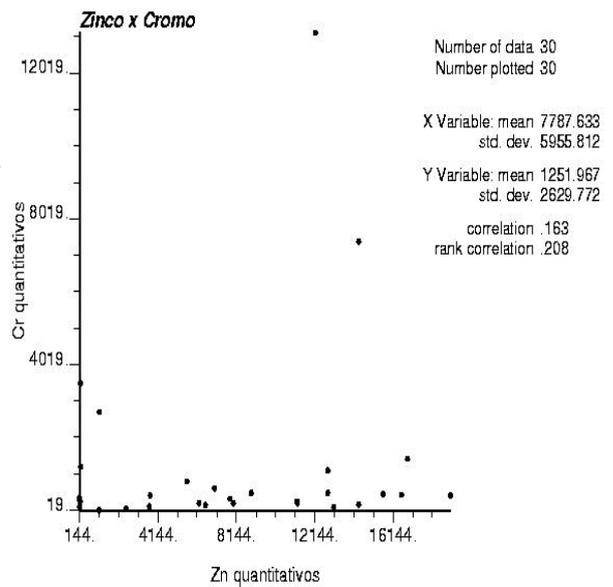
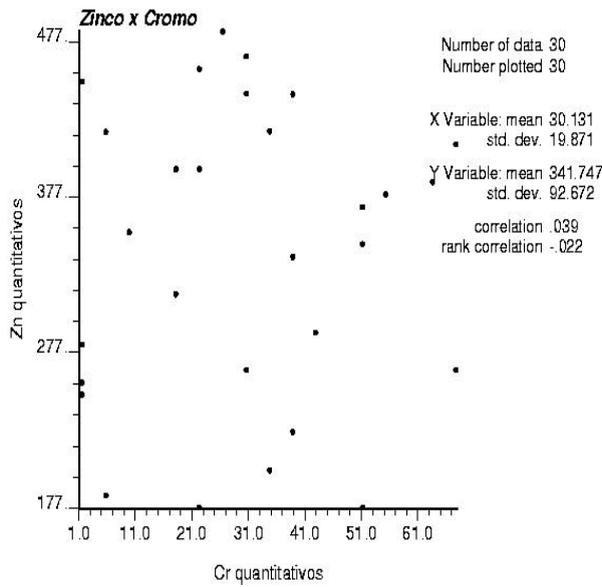
Os gráficos de correlação apresentados na Figura 28 foram gerados com o banco de dados (Apêndice 2) e apresentam os resultados para a área do Aterro Invernadinha, bem como para a Reserva Ecológica Arlindo Haas.

Pode-se observar que nas três situações avaliadas no Aterro Invernadinha a correlação entre os elementos foi baixa: Cu x Cr (correlação 0,217), Cu x Zn (correlação 0,287) e Zn x Cr (0,163). Já os gráficos da área de controle, a Reserva Arlindo Haas, demonstram comportamento um pouco diferente do Aterro Invernadinha: Cu x Cr (correlação 0,252); Cu x Zn (correlação 0,420) e Zn e Cr (correlação 0,039). Os comportamentos na Reserva Arlindo Haas, caracterizam o ambiente natural.



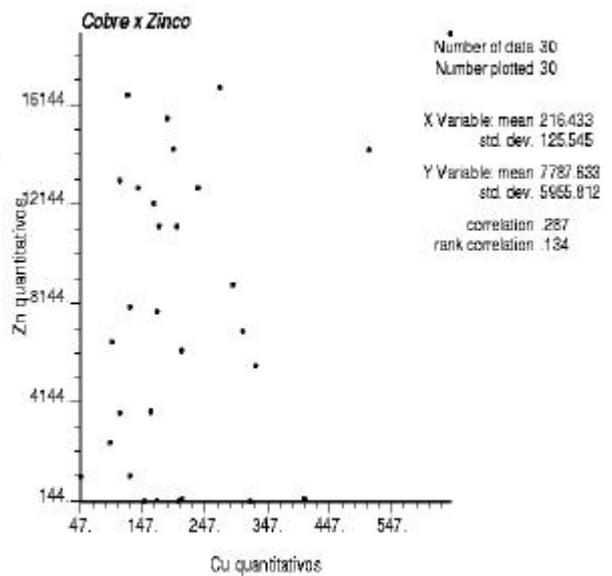
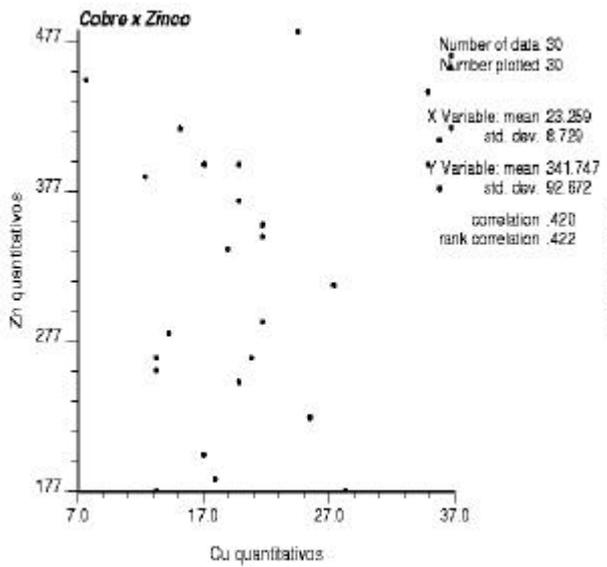
a) correlação cobre e cromo: Reserva Arlindo Haas

b) correlação cobre e cromo: Aterro Invernadinha



c) correlação zinco cromo: Reserva Arlindo Haas

d) correlação zinco cromo: Aterro Invernadinha



e) correlação cobre e zinco: Reserva Arlindo Haas

f) correlação cobre e zinco: Aterro Invernadinha

Figura 28: Correlação entre a distribuição dos metais cobre x cromo, cobre x zinco e zinco x cromo nos pontos de amostragem no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas

Estudo Geoestatístico

Após o conhecimento do comportamento real dos dados pelo estudo estatístico, partiu-se, então, para o estudo geoestatístico.

Variogramas

Conforme Englund e Sparks (1988), o ajuste do variograma é a principal etapa do estudo geoestatístico, pois reflete a interpretação obtida para a correlação espacial dos dados. A análise do variograma comanda o rumo da krigagem e a qualidade dos resultados.

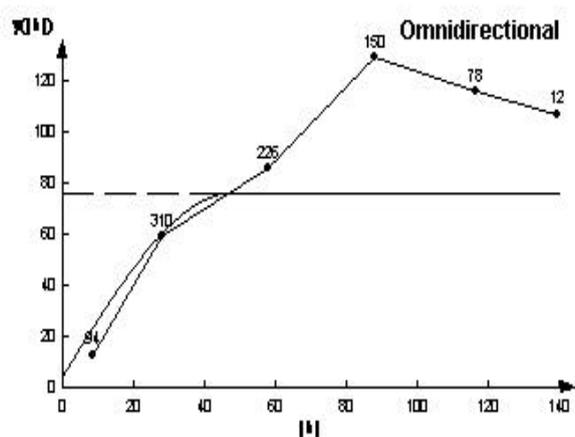
No presente estudo, o objetivo do variograma foi ajustar um modelo que descreva o padrão de variabilidade espacial dos dados do Aterro Invernadinha e da Reserva Arlindo Haas. A variabilidade espacial irá, então, fundamentar a krigagem.

As variáveis regionalizadas apresentam como característica principal a continuidade ou variabilidade espacial do fenômeno natural, sendo representadas por funções numéricas ordinárias que assumem um valor definido a cada ponto do espaço.

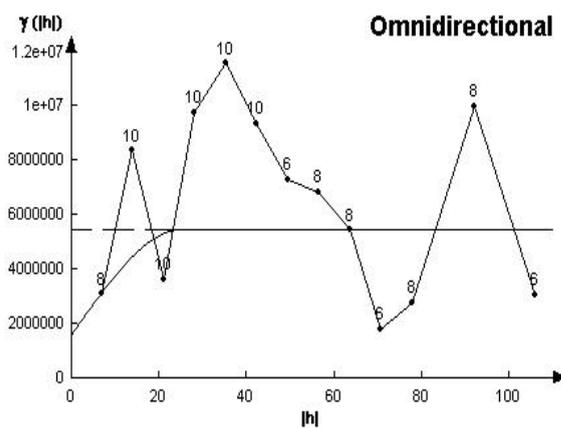
Neste contexto, a continuidade geográfica atribuída se manifesta pela tendência que a variável tem de apresentar valores muito próximos em dois pontos vizinhos e crescentemente diferentes à medida que os pontos vão ficando mais distantes.

Assim, foram construídos os variogramas omnidirecionais (Figura 29) para o Cu, Zn e Cr no Aterro Invernadinha e na área de controle, a Reserva Arlindo Haas.

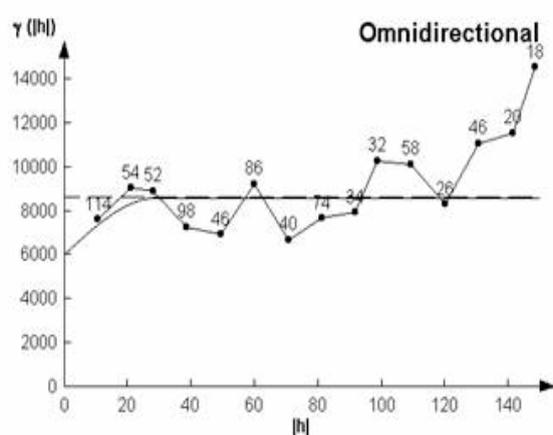
O modelo escolhido para o ajuste do variograma foi o esférico, por ter se adaptado melhor à forma assumida pelo gráfico gerado com os pontos experimentais. Uma vez que a linha de amostragem estava distanciada de 5 m, optou-se por um lag de 5 m, que refletiu bem a estrutura original. Foram testados vários estimadores (semivariogramas, covariância e correlograma), todos analisados com os mesmos parâmetros, e a covariância foi o estimador que melhor captou a continuidade espacial dos dados. O variograma omnidirecional foi então ajustado com os dados originais, obtendo-se os parâmetros: efeito pepita (Co), patamar (C) e alcance (a).



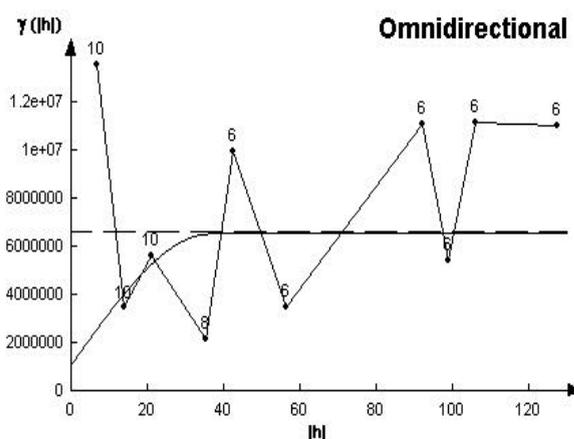
a) Variograma cobre-Reserva Arlindo Haas



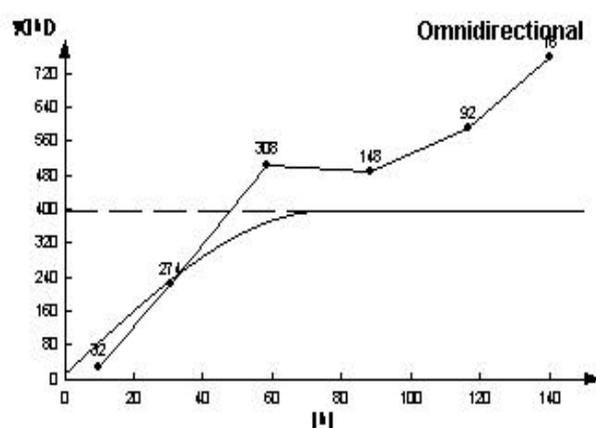
b) Variograma cobre – Aterro Invernadinha



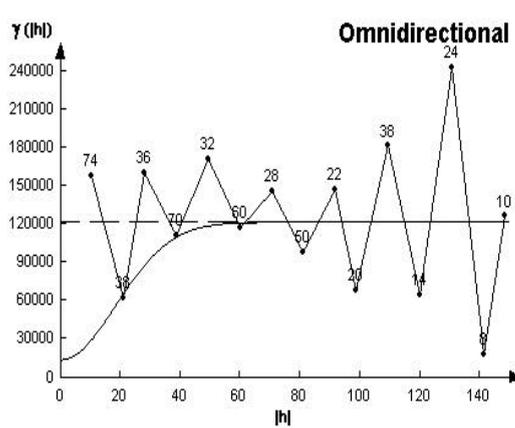
c) Variograma zinco – Reserva Arlindo Haas



d) Variograma zinco- Aterro Invernadinha



e) Variograma cromo – Reserva Arlindo Haas



f) Variograma cromo – Aterro Invernadinha

Figura 29: Variograma omnidirecional para as variáveis zinco, cobre e cromo no Aterro Invernadinha e na Reserva Arlindo Haas

Krigagem

Após obtidos os variogramas omnidirecionais, partiu-se para a krigagem dos dados, obtida através do *GSLIB-k3td*. O programa trabalha em 1-D e é eficiente, principalmente, se houver muitos dados. O método consiste, essencialmente, em usar um estimador, que combina linearmente todas as informações disponíveis, cujos valores atribuídos obedecem a duas condições: não enviezamento e minimização dos erros de estimativa.

O resultado da krigagem sobre os pontos amostrados na área do Aterro Invernadinha e da Reserva Arlindo Haas, no sentido leste-oeste, podem ser observadas nas Figuras 30, 31, 32, 33, 34 e 35.

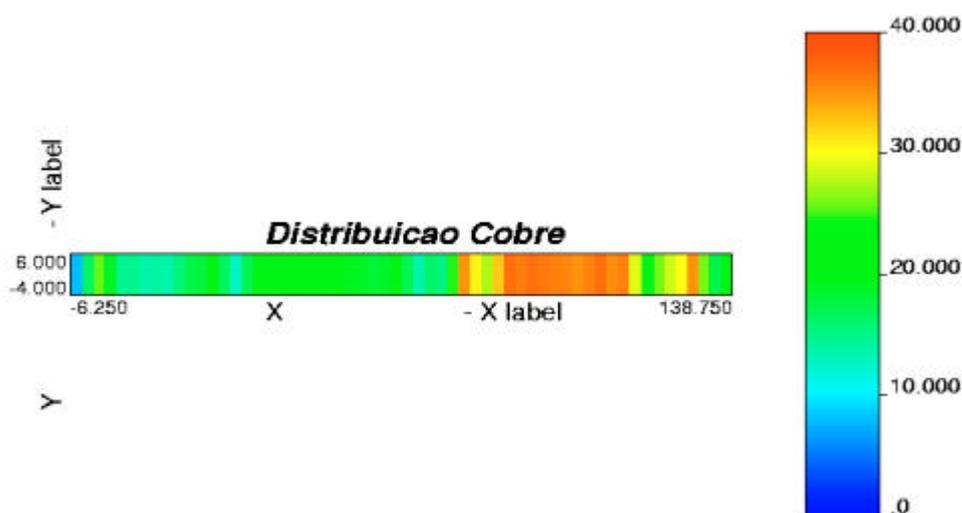


Figura 30: Distribuição da concentração de cobre na Reserva Arlindo Haas

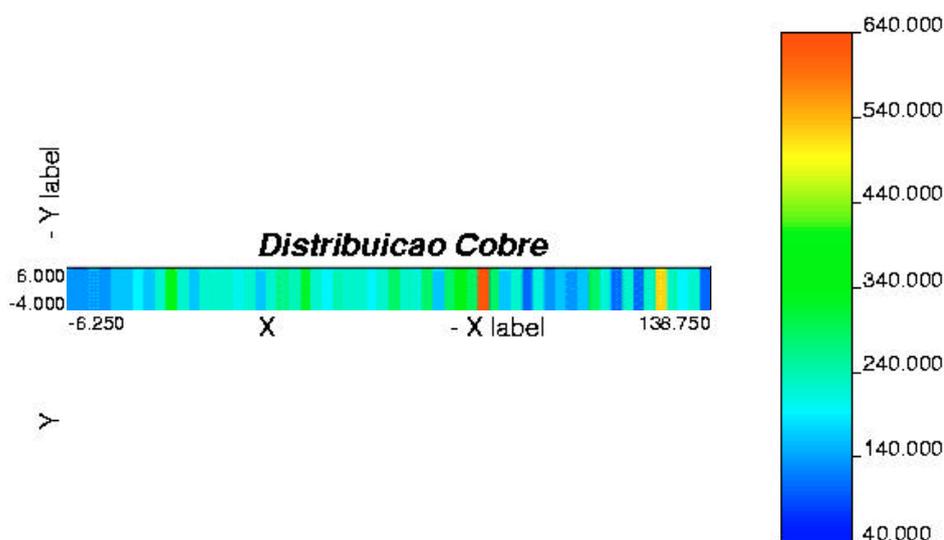


Figura 31: Distribuição da concentração de cobre no Aterro Invernadinha

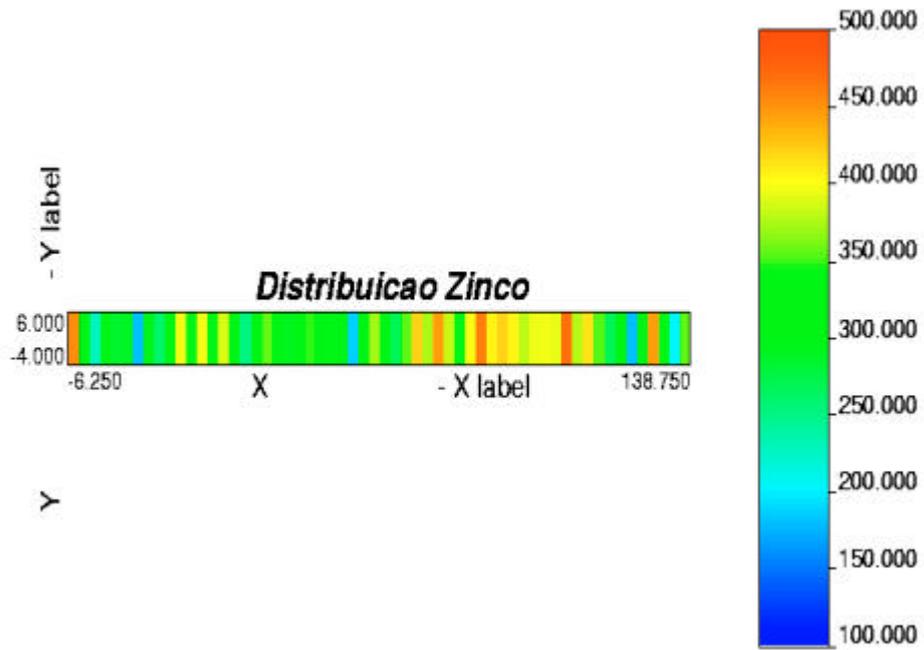


Figura 32: Distribuição da concentração de zinco na Reserva Arlindo Haas

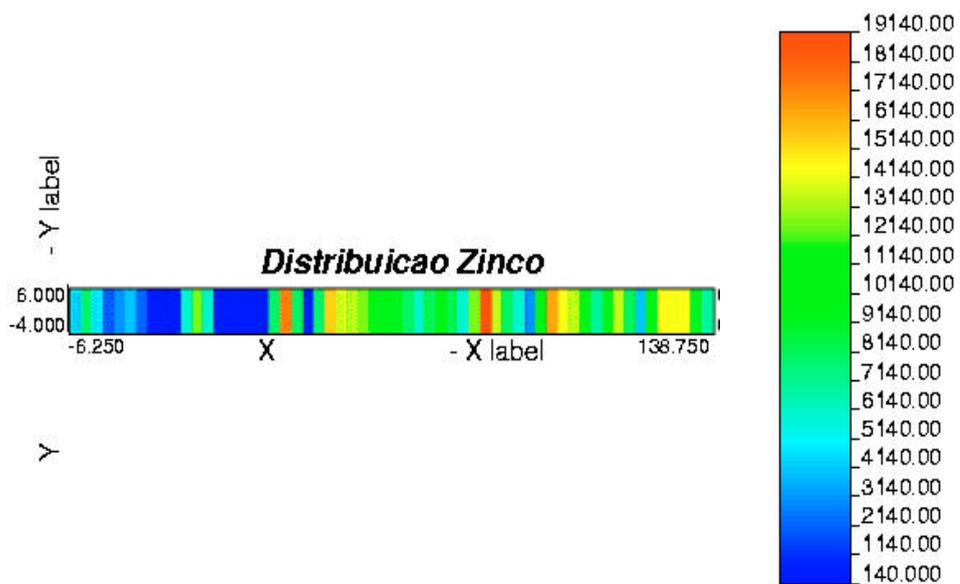
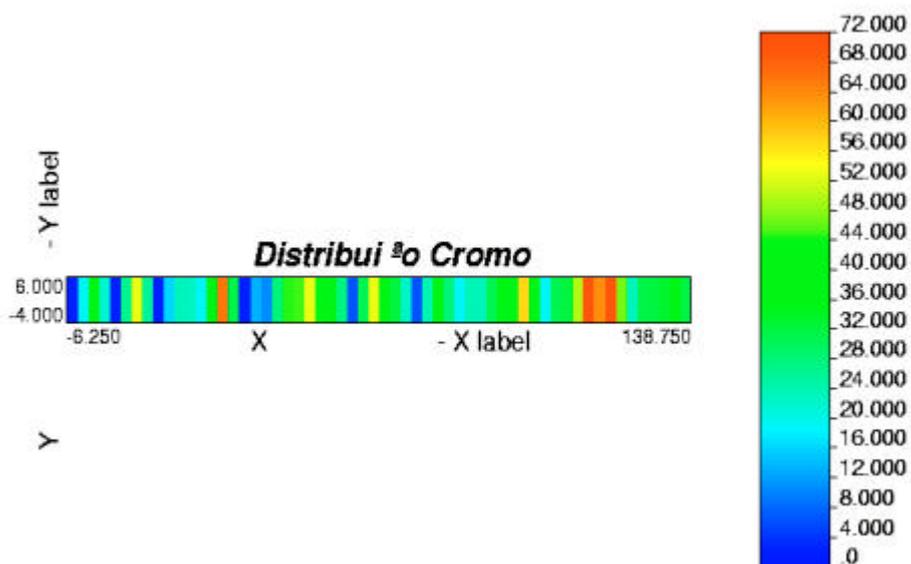
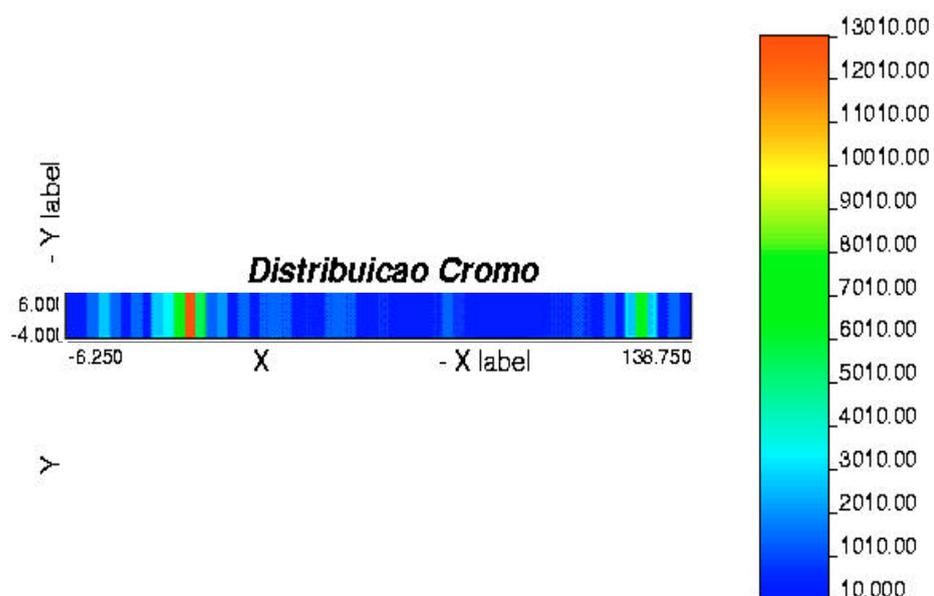


Figura 33: Distribuição da concentração de zinco no Aterro Invernadinha**Figura 34: Distribuição da concentração de cromo na Reserva Arlindo Haas****Figura 35: Distribuição da concentração de cromo no Aterro Invernadinha**

A partir dos resultados obtidos nas Figuras 31 a 35, foi possível ter um melhor entendimento no que diz respeito a contaminação e a distribuição dos metais escolhidos anteriormente.

De acordo com a CETESB (2001), o valor de referência para a concentração de Cu é de 35 mg/kg. A partir de 60 mg/kg, os teores representam nível de alerta e maiores de 100 mg/kg sugere-se a intervenção para uso agrícola. Na área de controle a maioria dos pontos analisados encontram-se entre 8 e 37 mg/kg. A distribuição dentro do percurso analisado no Aterro Invernadinha mostrou valores altos com teores variando de 48 a 641 mg/kg, podendo caracterizar a área como contaminada por este metal. Os valores mais altos de Cu encontrados não exibem uma correlação com cota ou alguma região específica do Aterro.

O valor de referência para o Zn é de 60 mg/kg, acima de 300, os teores representam nível de alerta, e, quando maiores que 500 mg/kg sugere-se a intervenção para uso agrícola (CETESB, 2001). Os índices encontrados na Reserva Arlindo Haas variaram de 177 a 483 mg/kg, mostrando ser essa a típica concentração de zinco neste ambiente. Dos pontos amostrados no aterro Invernadinha, poucos pontos de amostragem apresentam teores que estão dentro deste limite. Os valores de Zn variaram de 144 a 19055 mg/kg. Os menores teores encontram-se nos extremos da linha amostral (Figura 33), fora do local de disposição de resíduos. No restante do percurso analisado os valores são bastante altos, com uma tendência de maior concentração na parte mais alta do aterro. A maior preocupação sobre as concentrações excessivas, relaciona-se a absorção do Zn pelas plantas e conseqüentes efeitos adversos a biota.

Para o cromo, o valor de referência, de acordo com a CETESB (2001), é 40 mg/kg, sendo que teores maiores que 75 mg/kg representam nível de alerta e maior que 300 mg/kg sugere-se a intervenção para uso agrícola. A Reserva Ecológica Arlindo Haas apresenta valores variando de 1 a 68 mg/kg. Dos pontos amostrados no Aterro Invernadinha, verificou-se que a maior parte está na faixa acima de 300 mg/kg, porém existem pontos onde o teor é extremamente alto (chegando a 13130 mg/kg), indicando que existe contaminação na área, porém bastante pontual. Isso provavelmente ocorre devido a disposição aleatória de aparas de couro curtidas ao cromo, que ainda hoje podem ser observadas na superfície.

De uma maneira geral, verificou-se que a maioria das amostras do solo do Aterro Invernadinha apresentam níveis bem superiores de metais que as amostras coletadas na Reserva Arlindo Haas. Considerando que os dois tipos de solo apresentam características

semelhantes, os resultados poderiam estar apontando mudanças na composição natural dos metais no solo da área do Aterro Invernadinha.

4.4 Análises químicas das águas superficiais e do lençol freático

Em relação aos líquidos percolados, não se verificou afloramento de lixiviado. A água da vertente brota de forma perene e está parcialmente protegida por mata ciliar. O córrego formado contorna o local a uma distância não superior a 30 m da área que recebeu os resíduos. A vazão dos córregos variou de 2 a 10 L/s, dependendo da época do ano e do regime pluvial.

Na Tabela 18 estão as características físicas, químicas e microbiológicas da água da nascente e dos dois córregos à jusante da área. A Tabela 19 estão os resultados obtidos nas análises das águas coletadas nos poços de monitoramento.

Tabela 18 - Características das águas superficiais na área de influência do Aterro.

Atributo	Águas Superficiais			
	Nº de amostras	4	4	4
	Nascente (N)	Córrego 1 (C1)	Córrego 2 (C2)	
Sólidos suspensos (mg/L)	0,0	9,0	3,0	
Sólidos totais (mg/L)	63,5	114,5	95	
Turbidez (NTU)	0,1	21,1	234,9	
Cor (Hazen)	13	48,5	45,2	
pH	5,6	7,1	6,7	
DQO (mg/L)	3,1	5,1	12,3	
DBO ₅ (mg/L)	2,4	4,2	5,15	
Fósforo total (mg/L)	ND	ND	ND	
Nitrogênio total (mg/L)	ND	0,2	0,3	
Condutividade (?S/cm)	12,3	39,6	7,4	
Cloretos (mg/L)	2,5	3,8	2,3	
Nitrito (mg/L)	< 0,003	< 0,003	< 0,003	
Nitrato (mg/L)	0,8	0,8	0,8	
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	5,1	19,4	6,9	
Sódio (mg/L)	17,3	1,2	1,5	
Potássio (mg/L)	3,0	2,3	1,9	
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,1	7,9	9,9	
Ferro (mg/L)	< 0,01	1,1	0,5	
Manganês (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Cobre (mg/L)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
Zinco (mg/L)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	
Cromo (mg/L)	< 0,004	< 0,004	< 0,004	
Cádmio (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	

Chumbo (mg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Níquel (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Coliformes fecais (NMP/100mL)	< 2,2	110	27,7
Coliformes totais (NMP/100mL)	< 16,0	10552,5	1547,5
Cont. bact. padrão (UFC/L)	4,9x10 ²	8,4x10 ³	5,1x10 ³

Tabela 19 - Características das águas do lençol freático na área de influência do Aterro.

Parâmetro	Águas do Lençol freático		
	Nº de amostras	4	4
	Piezômetro 1 (P1)	Piezômetro 2 (P2)	Piezômetro 3 (P3)
Sólidos suspensos (mg/L)	82,5	24	24,5
Sólidos totais (mg/L)	432,8	706	529
Turbidez (NTU)	88,7	77,5	91,4
pH	7,1	7,3	7,1
DQO (mg/L)	46,4	34,1	39,5
DBO ₅ (mg/L)	21,2	19,1	12,5
Fósforo total (mg/L)	0,2	0,3	0,2
Nitrogênio total (mg/L)	0,8	0,7	0,7
Condutividade (?S/cm)	371,9	1187,2	451,2
Cloretos (mg/L)	70,8	135	408,8
Nitrito (mg/L)	< 0,003	< 0,03	< 0,003
Nitrato (mg/L)	0,9	4,83	0,8
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	147,4	544,4	73,7
Sódio (mg/L)	21,9	46,7	65,0
Potássio (mg/L)	13,7	18,1	7,3
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,5	1,93	2,8
Ferro (mg/L)	22,3	0,2	4,9
Manganês (mg/L)	2,7	2,7	3,8
Cobre (mg/L)	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Zinco (mg/L)	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cromo (mg/L)	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Cádmio (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Chumbo (mg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Níquel (mg/L)	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Coliformes fecais (NMP/100mL)	235	285	105
Coliformes totais (NMP/100mL)	2840	650	226,7
Contagem padrão (UFC/L)	3,7x10 ³	6,9x10 ³	2,4x10 ⁴

Os resultados apresentados (Tabela 18 e 19) representam a média de quatro coletas realizadas nos meses de junho, agosto e setembro de 2002 e abril de 2003. Os valores de cada mês estão no Apêndice 3.

Pode-se observar que a água da vertente é de boa qualidade. Amostragens realizadas por Schneider et al. (2000), no ano de 1999, indicavam que a água da nascente era potável e ausente de contaminação por matéria fecal. Nesse trabalho já é possível observar a presença de bactérias do grupo coliforme, o que pode ser explicado pela presença de animais próximos ao local.

Nos córregos C1 e C2 reparou-se que houve um aumento na carga orgânica, teor de sólidos e microrganismos em relação a água da vertente, provavelmente, devido aos processos normais de interação da água superficial como o solo e biota local. Não há indícios de contaminação com os líquidos percolados pelo aterro. De modo geral, a água do córrego 2, situado um pouco mais distante do aterro, parece apresentar uma melhor qualidade. Os resultados demonstram que as águas superficiais estão com uma qualidade compatível com águas Classe II, segundo a resolução no 357/2005 do CONAMA, classificação onde recaem os corpos d'água não contaminados na região de Passo Fundo. Possivelmente, no atual estágio do aterro, é baixa a geração de chorume. Os contaminantes sujeitos as águas pluviais, provavelmente, já foram lixiviados em anos anteriores.

As águas coletadas nos três piezômetros instalados à jusante do aterro apresentam algumas características com valores mais altos do que os das águas superficiais. Houve alterações significativas em termos de íons dissolvidos (condutividade), teor de nitrato e DBO₅. O piezômetro P2, situado mais próximo a área de disposição dos resíduos, foi o que apresentou maior contaminação. Segundo Jucá et al. (1999), os principais indicativos de contaminação por resíduos sólidos urbanos são carga orgânica (expressos em termos de DQO e DBO), condutividade e nitratos.

Em relação a contaminação por metais tóxicos, não se observou a presença em níveis preocupantes. As altas concentrações desses elementos no solo 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 a longo prazo de metais em aterros de resíduos sólidos urbanos é altamente minimizada pela complexação com a fase húmica presente no local.

4.5 Vegetação em crescimento

O crescimento de vegetação na área do Aterro Invernadinha é marcante. Isso se deve à presença de uma camada de solo ou solo/resíduo que recobre a massa de lixo, que varia em

espessura, de poucos centímetros a até quase 2 m (vide Anexo 2). A análise do solo em termos de macro e micronutrientes está na Tabela 20. Os valores originais, estão no Apêndice 4.

É possível observar que o pH, medida da atividade de íons hidrogênio na solução do solo, é mais ácido na parte de disposição antiga (média pH 4,9) do que na recente (média pH 6,30). Na Reserva Arlindo Haas, o pH médio é de 7,6. Segundo Alvarenga et al. (1986), o solo ácido pode ser um fator contribuinte na absorção de metais pela vegetação através das raízes, considerando que estes elementos estão mais disponíveis para as plantas em condições ácidas do que alcalinas (HESSE, 1971). O pH influencia na solubilidade, na concentração em solução e na forma iônica dos nutrientes no solo e, conseqüentemente, na absorção e utilização de elementos pelas plantas (MCBRIDE; BLASIAK, 1979; FAGERIA et al., 1997). É, portanto, uma das propriedades químicas do solo mais importantes para a produção agrícola.

Tabela 20 - Valores médios de macro e micronutrientes do solo no Aterro Invernadinha e Reserva Arlindo Haas.

Atributo	Reserva Arlindo Haas	Aterro Invernadinha	
		área de disposição antiga	área de disposição recente
Nº de amostras	3	3	3
argila	21	32,0	32,0
pH	7,6	4,9	6,0
Índice SMP	7,3	5,3	6,5
P (mg/dm ³)	25,9	10,7	51,7
K (mg/dm ³)	284,5	203	159,3
M.O. (%)	7,7	4,8	4,2
Al (cmolc/dm ³)	0,0	1,8	0,0
Ca (cmolc/dm ³)	20,8	6,7	10,6
Mg (cmolc/dm ³)	3,0	1,4	0,8
CTC (cmolc/dm ³)	25,6	20,5	13,6
S (mg/dm ³)	8,8	33	7,5
Zn (mg/dm ³)	42,7	67,7	51,3
Cu (mg/dm ³)	3,3	4,3	23,3
B (mg/dm ³)	0,5	0,5	0,5
Mn (mg/dm ³)	37,3	41,7	10,3

A matéria orgânica (M.O.) é considerada fundamental para a manutenção das características físicas, químicas e biológicas do solo. Quando em níveis adequados, aumenta a

aeração do solo e a retenção de umidade. Os dados demonstram que os níveis de matéria orgânica presente na área do aterro são um pouco menores do que no horizonte A da Reserva Arlindo Haas.

Por outro lado, a concentração dos elementos P, K, Zn, S, Cu, Mn disponível para as plantas é maior. Analisando os dados de forma geral, o solo, em termos de micro e macronutrientes, fornece condições para o desenvolvimento de vegetação. Entretanto, os valores de pH e M.O. no solo do Aterro Invernadinha favorecem a disponibilidade de metais tóxicos e preocupa a possível absorção na vegetação com a conseqüente acumulação na cadeia alimentar.

O levantamento botânico das espécies florestais e herbáceas que aparecem na área realizado no período de 2002 a 2005 encontra-se nas Tabelas 21 e 22.

Tabela 21 - Relação das espécies florestais encontradas no Aterro Invernadinha

Família	Nome Científico	Nome Vulgar
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroiera vermelha
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i>	Aroiera mansa, aroeira piriquita
Boraginaceae	<i>Patagonula americana</i>	Guajuvira
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i>	Mamão do mato
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i>	Leiteiro
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i>	Branquilho
Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i>	Cabreúva
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	Chá de bugre
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i>	Canela guaicá
Leguminosae	<i>Cassia sp.</i>	Cássia
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>	Cinamomo
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	Umbú
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i>	Pinheiro bravo
Rosaceae	<i>Prunus persica</i>	Pessegueiro
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i>	Pessegueiro bravo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Mamica de cadela
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Camboatá vermelho
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	Chal-chal
Solanaceae	<i>Solanum erianthum</i>	Fumo bravo
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Açoita cavalo
Tiliaceae	<i>Senna sp</i>	Fedigoso
Tiliaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	Araucária
Tiliaceae	<i>Morus nigra</i>	Amoreira

Tabela 22 - Relação das espécies herbáceas encontradas no Aterro Invernadinha.

Família	Nome científico	Nome Vulgar
Bromeliaceae	<i>Bromelia anthiakantha</i>	Gravatá, caraguatá
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Erva de Santa Maria
Commelinaceae	<i>Commelina virginica</i>	Trapoeraba, rabo de cachorro
Compositae	<i>Acanthospermum austale</i>	Carrapichinho, carrapicho rasteiro
Compositae	<i>Artemisia verlotorum</i>	Losna, artemija
Compositae	<i>Baccharis trimera.</i>	Carqueja
Compositae	<i>Baccharis sp.</i>	Vassourinha
Compositae	<i>Bidens pilosa</i>	Picão preto, picão
Compositae	<i>Chaptalia nutans</i>	Língua de vaca
Compositae	<i>Ecipta Alba</i>	Agrião do brejo
Compositae	<i>Emilia sonchifolia</i>	Falsa serralha, serralhinha
Compositae	<i>Erechtites hieracifolia</i>	Caruru amargoso, erva gorda
Compositae	<i>Erigeron bonariensis</i>	voadeira, margaridinha do campo
Compositae	<i>Gomochaeta spicata</i>	Macela, meloso
Compositae	<i>Senecio brasiliensis</i>	Maria mole, vassoura mole
Compositae	<i>Sonchus oleraceus</i>	Serralha
Compositae	<i>Taraxacum officinale</i>	Dente de leão, amargosa
Compositae	<i>Veronia sp.</i>	Cambará branco
Compositae	<i>Wedelia paludosa</i>	Margaridinha, mal-me-quer
Compositae	<i>Xanthium cavanillesii</i>	Carrapicho bravo, carrapichão
Convolvulaceae	<i>Ipomea sp.</i>	Campainha, corda de viola
Cruciferae	<i>Raphanus raphanistrum</i>	Nabo, nabiça
Cyperaceae	<i>Cyperus ferax</i>	Junquinho
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Mamona
Gramineae	<i>Brachiaria plantaginea</i>	Papuã, capim marmelada
Gramineae	<i>Cenchrus echinatus</i>	Capim carrapicho, capim amoroso
Gramineae	<i>Cynodon dactylon</i>	Gramma seda, capim de burro
Gramineae	<i>Eleusine indica</i>	Capim pé de galinha
Graminae	<i>Eragrostis pilosa</i>	Capim mimoso, capim orvalho
Gramineae	<i>Eragrostis plana</i>	Capim anonne
Gramineae	<i>Lolium multiflorum</i>	Azevém
Gramineae	<i>Paspalum sp.</i>	Gramma forquilha
Gramineae	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Capim quicúio, kikuyo
Labiatae	<i>Leonurus sibiricus</i>	Rubim, erva macaé, chá de frade
Leguminosae	<i>Vicia sativa</i>	Ervilhaca, vica
Liliaceae	<i>Yucca elephantipes</i>	Iuca elefante

Fabaceae	<i>Aeschynomene sensitivas</i>	Angiquinho, dorme-dorme
Fabaceae	<i>Aeschynomene sp.</i>	Angiquinho, maricazinho, pinherinho
Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i>	Guanxuma branca
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	Guanxuma
Plantaginaceae	<i>Plantago sp.</i>	Tansagem
Polygonaceae	<i>Rumex obtusifolius</i>	Língua de vaca
Ranunculaceae	<i>Ranunculus apiifolius</i>	Aipo do campo
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>	Maria pretinha, erva moura
Solanaceae	<i>Solanum sisymbriifolium</i>	Joá bravo, joá
Solanaceae	<i>Solanum auritanium</i>	Fumo bravo

A vegetação aparece em toda a área com bom desenvolvimento. A geração de gases está estabilizada, pois não são percebidos odores na atmosfera. Moraes (1993) relata que a cobertura vegetal reduz as perdas de água por evaporação, melhora o impacto visual, aumenta o teor de matéria orgânica e melhora a resistência do solo à erosão pela maior estabilidade de agregados.

Como pode ser observado na Tabela 21, a área apresenta um considerável desenvolvimento florestal, com 23 espécies diferentes. Algumas podem ser vistas na Figura 36.



(a) *Schinus molle*



(b) *Solanum erianthum*

Figura 36: Espécies florestais presentes no Aterro Invernadinha.

A Tabela 22 mostra o levantamento de espécies herbáceas. Foram identificadas 46 tipos de plantas, sendo as famílias Compositae e Gramineae as de maior ocorrência. Estudos realizados por Andrade (2000) demonstram que as espécies da família Gramineae são

adaptadas mais facilmente as condições de aterros. De uma maneira geral, apresentam desenvolvimento em um período de tempo considerado menor em relação a outras plantas e raízes fibrosas e pouco profundas.

Verificou-se que algumas espécies de plantas foram predominantes em determinados locais do aterro. A *Xanthium cavanillesii* (Carrapicho) predomina na área de disposição antiga e a *Baccharis sp.* (Vassourinha) predomina na área de disposição recente (Figura 37 e Figura 38).

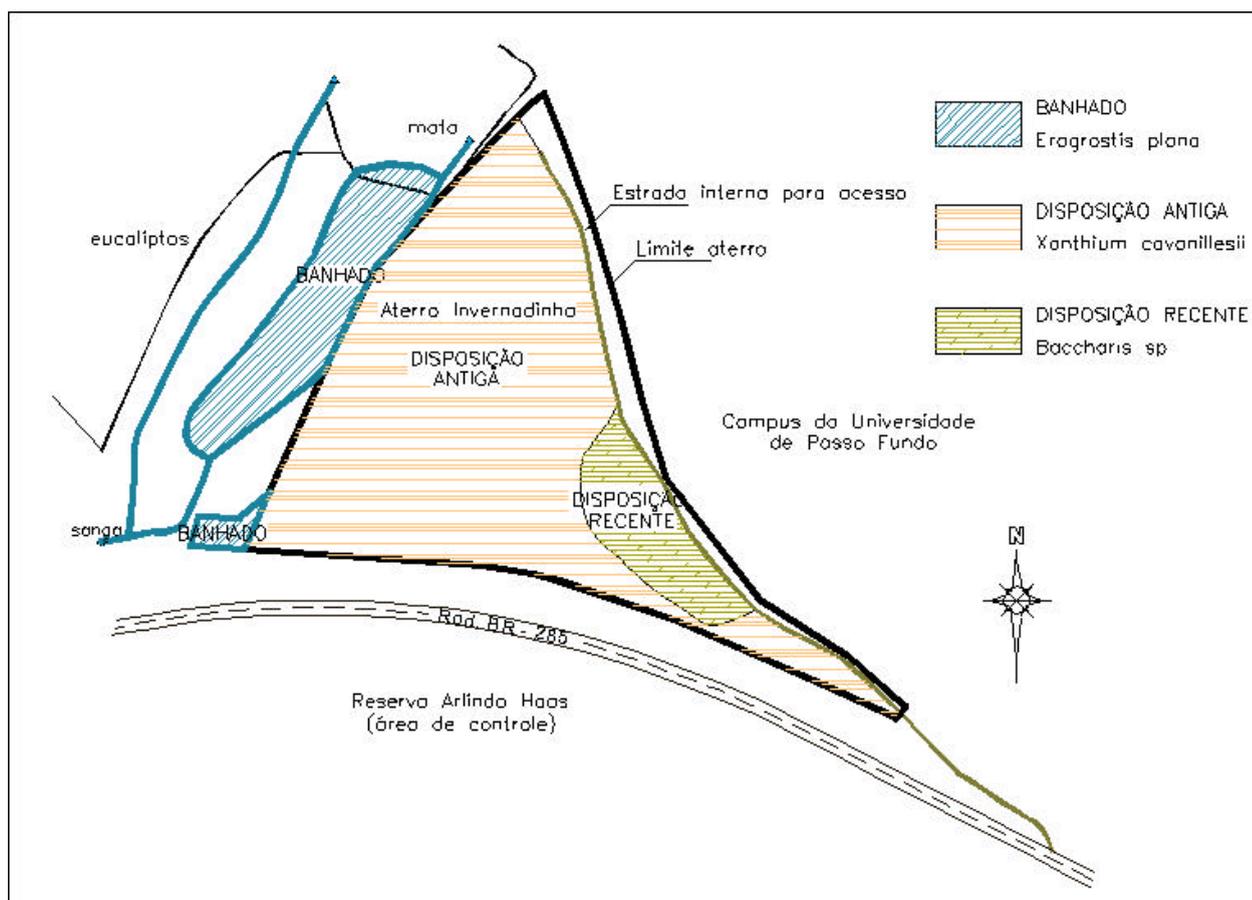


Figura 37: Mapa indicando as espécies dominantes



(a) área disposição recente

(b) área disposição antiga

Figura 38: Vegetação presente no antigo Aterro Invernadinha

O crescimento da vegetação propicia também a presença de animais, como, por exemplo, pássaros, formigas, gafanhotos, besouros, abelhas, aranhas, lagartos, entre outros. A listagem de alguns animais identificados na área encontra-se na Tabela 23.

Tabela 23 - Relação de algumas espécies animais presentes no Aterro Invernadinha.

Classe	Nome Científico	Nome vulgar
Mamíferos	<i>Cavia aperea</i>	Preá
	<i>Oryzomys sp.</i>	Rato
Aves	<i>Turdus sp.</i>	Sabiá
	<i>Sicalis flaveola</i>	Canarinho da Terra
	<i>Furnaris rufus</i>	João de Barro
	<i>Zonothrichia sp</i>	Tico-tico
	<i>Posser domesticus</i>	Pardal
	<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero
Insetos	<i>Columbina picui</i>	Pomba-rola
	<i>Acromyrmex ambiguus</i>	Formiga cortadeira
	<i>Acromyrmex ambiguus</i>	Formiga pretinha
	<i>Apis mellifera</i>	Abelhas
	<i>Polistes sp</i>	Vespas
	<i>Synallaxis hypospodia</i>	Grilo
	<i>Locusta migratoria</i>	Gafanhoto
	<i>Locusta mypera</i>	Bicho-Esperança
	<i>Opsiphanes bassus</i>	Borboleta

Cd (mg/kg)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cr (mg/kg)	8	< 5	< 5	41	8	49

Tabela 25 - Concentração de Metais na espécie *Xanthium cavanillesii* na Reserva Arlindo Haas e no aterro Invernadinha – raízes e parte aérea.

Atributo	Reserva Arlindo Haas			Aterro Invernadinha		
	Raiz	Caule e folhas	Total	Raiz	Caule e folhas	Total
Fe (mg/kg)	0,13	967	967,13	988	193	1181
Mn (mg/kg)	50	98	148	50	120	170
Cu (mg/kg)	9	18	27	18	12	30
Zn (mg/kg)	34	30	64	192	185	377
Pb (mg/kg)	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Ni (mg/kg)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cd (mg/kg)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cr (mg/kg)	< 5	< 5	< 5	14	< 5	< 5

Pelos resultados obtidos, pode-se verificar que, com ambas espécies, houve uma tendência de acumulação maior de metais nas plantas que se desenvolveram no Aterro Invernadinha, cujo solo apresenta um pH mais baixo e maior concentração de metais. Esta acumulação ocorreu, principalmente, nas raízes e com os elementos Cu, Zn e Cr. Na parte aérea, observou-se um evidente aumento na concentração de Zn principalmente para a *Bachcharis sp.* Em relação aos demais metais, verificou-se também um aumento na parte aérea de Cu e Cr na *Bachcharis sp.*

Os metais Cu, e Cr, em ambas as espécies, apresentaram proporcionalmente baixos teores na parte aérea, indicando algum mecanismo regulador da translocação da raiz para a parte aérea, o que pode ser uma estratégia de tolerância ao excesso destes metais no solo (ANTOSIEWICZ, 1992). Baker (1987) também relata que o acúmulo diferencial de metal na raiz é indicativo de tolerância.

Em relação ao Zn, houve uma alta translocação do metal para a parte aérea, com uma concentração média de 192 mg/kg na raiz e 182 mg/kg na parte aérea da *Xanthium cavanillesii* e 105 mg/kg na raiz e 135 mg/kg na parte aérea da *Bachcharis sp.* Considerando a faixa de Kabata-Pendias e Pendias (1992), de 70 a 400 mg/kg, (faixa de concentração de metais no tecido sem especificar o tipo planta), pode-se dizer que ambas as espécies apresentam teores ainda dentro do limite. Deve-se enfatizar que os micronutrientes como Cu e Zn, estão entre os elementos de maior absorção pelos vegetais. O fato de não se ter conhecimento de estudos de absorção de metais para as duas espécies analisadas, torna difícil afirmar o real nível de contaminação presente nestas espécies.

Houve uma maior tendência de acumulação de Mn na parte aérea da planta, concordando com estudo realizado por Foy (1978). A concentração média foi de 50 mg/kg na raiz e de 120 mg/kg na parte aérea do *Xanthium cavanillesii*, e de 43 mg/kg na raiz e 90 mg/kg na parte aérea da *Bachcharis sp.* A disponibilidade do Mn, avaliada pela concentração na parte aérea, é dependente do pH (SALVADOR et al., 2003). Ressalta-se que nos solos muito ácidos o Mn está, freqüentemente, presente em concentrações tóxicas (FOY, 1973). De acordo com esses autores, quando se eleva o pH em uma unidade, a concentração de manganês diminui cerca de cem vezes. As altas concentrações de Mn encontradas nas espécies estudadas, não se reparou deficiências no desenvolvimento das plantas.

Em relação ao Cd, ambas as espécies concentraram valores menores que 1,0 mg/kg, portanto, abaixo do limite de detecção do método de análise. Teores de Cd entre 5 e 30 mg/kg são considerados fitotóxicos para plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Porém, esses níveis críticos devem ser interpretados com cautela, em face das inúmeras interações químicas no solo e fisiológicas na planta, a que esses metais estão sujeitos (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992).

Ambas as espécies concentram valores de Pb menores que 10 mg/kg, também abaixo do limite de detecção da análise. Os níveis fitotóxicos de Pb adotados por Kabata-Pendias e Pendias (1992) estão entre 30- 300 mg/kg.

Os teores de Cu são considerados fitotóxicos de 20-100 mg/kg (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Pelos resultados obtidos, não houve acúmulo deste elemento nas plantas.

Quanto ao Fe, observou-se concentrações bastante altas (exeto na raiz da *Xanthium cavanillesii* na área de controle) na raiz, o que pode estar relacionado com os solos da região de Passo Fundo que são naturalmente ricos neste metal.

A espécie *Xanthium cavanillesii* foi encontrada em grande quantidade na área de disposição antiga e parece absorver mais metais do que a espécie *bachcharis sp.* Uma suposição para esta maior acumulação pode estar ligada ao seu ciclo de desenvolvimento no ambiente, que varia com as estações do ano. Na primavera e verão, acumula metais na parte aérea. No outono e inverno, a planta seca, de forma que os metais se depositam juntamente com a matéria vegetal na superfície. Com o início da primavera, novas plantas brotam e ciclo continua.

4.6 Concentração de metais no experimento agrícola de soja

Um experimento agrícola de plantio de soja sobre a área de resíduos foi realizado considerando uma cobertura de solo de 25 cm. Uma área de controle, situada no terreno da Universidade de Passo Fundo, foi cultivada em condições semelhantes, de forma a se ter dados comparativos. A Tabela 26 apresenta os resultados das análises de macro e micronutrientes do solo preparado sobre o aterro de resíduos sólidos urbanos e na área de controle.

Tabela 26 - Análise de macro e micronutrientes no solo de recobrimento.

Parâmetro	Área de controle		Aterro Invernadinha (25 cm de recobrimento de solo)	
	Número de repetições		Número de repetições	
	4		4	
	Média	Desvio Padrão	Media	Desvio Padrão
argila (%)	> 56,0	-	> 56,0	-
pH	5,80	0,2	4,97	0,39
Índice SMP	6,2	0,2	5,7	0,6
P (mg/dm ³)	14,7	6,2	5,7	3,8
K (mg/dm ³)	153,0	14,8	83,2	4,2
M.O. (%)	3,3	0,3	1,2	0,1
Al _{troc} (cmol/dm ³)	0,0	0,0	0,5	1,7
Ca _{troc} (cmol/dm ³)	6,0	0,4	2,3	1,2
Mg _{troc} (cmol/dm ³)	3,1	0,2	1,5	1,1
S (mg/dm ³)	7,4	0,3	7,2	0,3
Zn (mg/dm ³)	0,7	0,1	2,0	1,7
Cu (mg/dm ³)	1,2	0,1	1,6	0,3
B (mg/dm ³)	0,4	0,2	0,4	0,1
Mn (mg/dm ³)	2,0	1,1	3,5	1,3
Fe (mg/dm ³)	1,4	0,3	1,1	0,2
Na (mg/dm ³)	1,5	0,6	1,0	0,0
CTC (cmol _c /dm ³)	12,6	0,3	9,2	0,7

Observa-se que o pH em água e o teor de matéria orgânica do solo na área do aterro classificam-se como baixo, enquanto que na área de controle a matéria orgânica é alta (SOCIEDADE DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 2004). Os valores encontrados

no Aterro Invernadinha ocorrem em função do solo utilizado para a cobertura ser uma mistura dos horizontes A e B, necessitando a correção da acidez, a qual foi realizada apenas na época de plantio. Os elementos P, Ca, Mg e Fe encontram-se em níveis considerados como médio e baixo no solo sobre o aterro, enquanto que para o solo da lavoura encontram-se como muito alto e alto. Mesmo assim, foi possível observar que os níveis dos metais Zn e Cu disponíveis para absorção pelas plantas são mais altos na área do aterro do que na área de controle. Também, os valores de S e Mn, são considerados baixos para o cultivo de soja. Os valores de origem das tabelas 26 e 27, encontram-se nos Anexos 7 e 8, respectivamente.

A Tabela 27 mostra os níveis de metais tóxicos no solo analisados pelo método EPA 3050B. Os níveis de Zn, Cu, Pb e Hg na área do aterro são superiores aos da lavoura. Isso provavelmente se deve a algum mecanismo de transporte (vento, água, fitoabsorção) dos metais do solo contaminado para o solo de plantio. Porém, os valores encontrados em ambas as áreas são considerados ainda normais no solo pelos critérios estabelecidos pela CETESB (2001).

Tabela 27 - Teores de alguns metais no solo de recobrimento pelo método EPA 3050B.

Parâmetro	Área de controle		Aterro (25 cm de recobrimento de solo)	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Número de repetições	4		4	
Zn (mg/kg)	59,7	2,6	88,0	2,8
Cu (mg /kg)	25,5	1,0	42,0	0,8
Cd (mg /kg)	< 1	-	< 1	-
Pb (mg /kg)	20,7	2,2	33,2	1,0
Ni (mg /kg)	12,2	0,5	10,5	0,6
Cr (mg/kg)	31,2	3,6	30,2	2,1
Hg (mg/kg)	0,035	0,005	0,07	0,041

Os rendimentos total dos grãos de soja na área de resíduos sólidos e na área de controle está apresentada na Tabela 28. Deve-se ressaltar que, em condições ideais, no Rio Grande do Sul a produtividade esperada é de 2.400 a 2.700 kg/ha para soja não transgênica e de 3.600 a 4.200 kg/ha para a soja transgênica (COSTA et al., 2002). Assim, foi observada uma pequena diminuição da produtividade na área de resíduos sólidos, porém ainda próximo da produtividade esperada para plantios de espécies de sojas não transgênicas. Uma visão das plantas em fase de crescimento e os grãos produzidos posteriormente, pode ser observada na Figura 39.



Figura 39: Desenvolvimento da soja na área do antigo Aterro Invernadinha

Tabela 28 - Rendimento total dos grãos de soja na área plantada sobre o aterro de resíduos sólidos e na área de controle.

Área	Produtividade, kg/ha
Área de controle	2450
Área de plantio sobre o aterro de resíduos sólidos	2165

Tabela 29 - Composição elementar do tecido vegetal e dos grãos de soja na área de controle e Aterro Invernadinha.

Elemento Químico	caule e folhas Controle		caule e folhas Aterro		Semente Controle		Semente Aterro	
	Nº de repetições		Nº de repetições		Nº de repetições		Nº de repetições	
	3		3		6		6	
	Média	Desvio P.	Média	Desvio P.	Média	Desvio P.	Média	Desvio P.
N (%)	4,6	0,1	4,0	0,9	6,1	0,2	6,3	0,1
P (%)	0,31	0,02	0,32	0,01	0,61	0,06	0,62	0,04
K (%)	1,6	0,1	1,27	0,11	1,88	0,07	1,87	0,05
Ca (%)	0,88	0,04	1,87	0,11	0,18	0,01	0,18	0,01
Mg (%)	0,33	0,02	0,42	0,08	0,24	0,01	0,24	0,00
S (%)	0,163	0,006	0,20	0,02	0,29	0,04	0,34	0,03
Cu (mg/kg)	11,67	1,15	10,67	1,15	14,00	0,63	17,17	0,75
Zn (mg/kg)	44,33	3,51	136,0	0,00	28,67	0,82	67,50	1,87
Fe (mg/kg)	120,33	10,69	112,7	11,15	97,67	41,70	99,33	44,49
Mn (mg/kg)	180,00	27,62	59,33	16,74	28,67	1,75	23,33	1,63
Na (mg/kg)	6,33	3,51	9,67	3,51	3,83	1,69	3,33	1,21
B (mg/kg)	45,67	2,31	51,67	2,31	32,67	2,58	39,17	2,71
Cd (mg/kg)	< 1,00	0,00	< 1,00	0,00	< 1,00	0,00	< 1,00	0,00
Cr (mg/kg)	< 5,00	0,00	< 5,00	0,00	< 5,00	0,00	< 5,00	0,00
Ni (mg/kg)	< 5,00	0,00	< 5,00	0,00	< 5,00	0,00	< 5,00	0,00
Pb (mg/kg)	< 10,00	0,00	<10,0	0,00	< 10,00	0,00	<10,00	0,00

A Tabela 29 apresenta os resultados da análise de metais no caule e folhas e na semente da soja. Verifica-se que os valores, de modo geral, são bastante próximos da área de controle. Também os elementos estão de acordo com o nível encontrado na área de controle. A exceção é o Zn que apresentou concentrações de 136,0 mg/kg no caule e folhas, superior a concentração encontrada na lavoura, que caracteriza as condições normais.

Na análise da semente comparando com as da lavoura de controle, pode-se observar também, altos teores de Zn (o dobro). O Zn tem papel importante como co-fator em muitas enzimas, sendo fundamental para o desenvolvimento da planta. Entretanto, em excesso, pode ser prejudicial.

A Tabela 30 apresenta os resultados em termos de média e desvio padrão referentes as análises bioquímicas com as sementes de soja. Os valores no aterro são próximos aos encontrados na soja da lavoura, demonstrando, dentro destes parâmetros, a boa qualidade dos grãos.

Tabela 30 - Análise bioquímica dos grãos de soja na área de controle e na área do Aterro Invernadinha.

Atributo	Semente Controle		Semente Aterro	
	Número de repetições		Número de repetições	
	6		6	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Umidade (%)	2,07	0,93	2,11	0,95
Cinzas (%)	4,81	0,30	4,70	0,11
Óleos e graxas (%)	16,95	0,28	15,81	0,92
Proteínas (%)	39,87	1,21	40,95	0,92

Por fim, foi realizado o teste de germinação e vigor nas sementes entre os tratamentos. Os resultados das análises estão na Tabela 31 e apresentam a média de 24 repetições, cujos valores estão no Anexo 9.

Tabela 31 - Análises biológicas das sementes de soja na área de controle e Aterro Invernadinha.

Soja		Médias	Desvio Padrão
Nº de Repetições		24	24
germinação	semente controle	95,25	1,56
	semente aterro	87,75	2,38
vigor	semente controle	91,96	2,07
	semente aterro	84,17	2,94

Na Figura 40, observa-se o desenvolvimento das sementes da lavoura (controle) e do Aterro Invernadinha teste de germinação, após o período de análise. Verifica-se que o desenvolvimento é bastante parecido em ambos os tratamentos.



(a) sementes lavoura



(b) sementes Aterro Invernadinha

Figura 40: Teste de Vigor para sementes cultivadas na lavoura e no Aterro Invernadinha

Tabela 32 - Teste “t” de Student (a - 0,05) para concentração de metais e parâmetros bioquímicos nas sementes produzidas no aterro comparada com as da área de controle.

Atributo	Média dos Tratamentos	Resultado teste “t”
----------	-----------------------	---------------------

	Semente Controle	Semente Aterro	\bar{t}	$t_{crit.}$	
Cu (mg/kg)	14,00	17,17	7,88	2,01	aumento significativo
Zn (mg/kg)	28,67	67,50	46,60	2,01	aumento significativo
Fe (mg/kg)	97,67	99,33	0,07	2,01	diferença não significativa
Mn (mg/kg)	28,67	23,33	-5,45	2,01	diminuição significativa
Na (mg/kg)	3,83	3,33	-0,73	2,01	diminuição significativa
B (mg/kg)	32,67	39,17	4,25	2,01	aumento significativo
Cd (mg/kg)	< 1,00	< 1,00	-	-	não foi possível avaliar
Cr (mg/kg)	< 5,00	< 5,00	-	-	não foi possível avaliar
Ni (mg/kg)	< 5,00	< 5,00	-	-	não foi possível avaliar
Pb (mg/kg)	< 10,00	<10,00	-	-	não foi possível avaliar
Umidade (%)	2,10	2,11	0,07	2,01	diferença não significativa
Óleos/Graxas (%)	16,95	15,81	-2,90	2,01	diminuição significativa
Cinzas (%)	4,79	7,70	0,83	2,01	diferença não significativa
Proteínas (%)	39,87	40,95	1,74	2,01	diferença não significativa
Germinação (%)	95,25	87,75	5,26	1,71	diferença significativa
Vigor (%)	91,96	84,17	4,33	1,71	diferença significativa

Na Tabela 32, verifica-se os resultados do teste “t” de *Student* para um nível de significância de 0,05 para as análises realizadas na semente.

Os resultados da aplicação do teste “t” demonstram que houve um aumento significativo para os elementos Zn, Cu e B, bem como uma diminuição significativa para o Mn e Na. Quanto aos parâmetros bioquímicos, verifica-se que não existe diferença. Em relação aos testes de germinação e vigor, as sementes produzidos no aterros demonstraram inferior qualidade.

4.7 Considerações sobre o futuro uso e ocupação da área

Autores como Bidone e Povinelli (1999); IPT/CEMPRE (2000); Alberte (2003) sugerem que, após a desativação, as áreas empregadas para a disposição de resíduos sólidos urbanos sejam recuperadas. As principais iniciativas são para a implantação de áreas de convívio, como praças esportivas e campos de futebol. No entanto, o Aterro Invernadinha é um local que encontra-se desativado a cerca de 15 anos, ao longo de uma rodovia, com pouca circulação de pedestres. No local verifica-se uma importante e significativa vegetação em crescimento, compostas por espécies florestais e herbáceas que recobrem toda a área de disposição.

A camada de cobertura dos RSU, até 2 m, está contaminado por altos níveis de metais. Porém, não inibe o desenvolvimento das plantas que, de maneira espontânea, ali vem se estabelecendo. A massa vegetal tem ajudado a melhorar o impacto visual, o controle da

erosão e com isso, a dispersão de poluentes. Dentre as espécies, se destacam, em maior ocorrência, a *bacharis sp.* e *Xanthium cavanillesii*. Essas plantas apresentam bom desenvolvimento no solo com altos teores de metais. Porém, a *Xanthium cavanillesii* (Carrapicho), por sua vez, dentro de seu ciclo anual concentra mais metais do que a *bacharis sp.* Outro fator positivo desta planta está relacionado à semente, que por ser espinhenta e pegajosa, impede o acesso de pessoas e animais domésticos, prevenindo eventuais acidentes com vidros, latas e outros materiais deletérios que possam estar aflorando no local.

As plantas do Aterro Invernadinha, através do processo de seleção natural, mostram-se adaptadas ao crescimento em solo com alta concentração de metais tóxicos. Assim, poderiam ser utilizadas na recuperação de outras áreas degradadas, concentrando metais (no caso de espécies acumuladoras) ou revegetando o local com maior rapidez (no caso de espécies tolerantes). Estudos mais aprofundados de fitorremediação poderão ser futuramente realizados com base na biodiversidade existente.

Ações como a de plantio de soja serviram para reconhecer a viabilidade de produção vegetal como uma outra alternativa de uso e ocupação do solo. Porém, observou-se que as sementes acumularam metais (principalmente zinco) e apresentaram resultados de germinação inferiores. Esta alternativa, portanto, não é recomendada com base neste trabalho, pois necessita um rigoroso controle do terreno, de procedimento de plantio e da qualidade das sementes produzidas.

Sendo assim, a melhor solução para a área do Aterro Invernadinha é deixar as espécies se expandirem e usar o local para programas de educação ambiental e desenvolvimento de pesquisas. Porém, em outros locais de disposição mais recentes, recomenda-se estudos que visem a recuperação/remediação dos mesmos.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho focou a questão dos metais tóxicos no aterro Invernadinha, em função de sua presença nos resíduos sólidos urbanos do município de Passo Fundo. Após os estudos realizados no presente trabalho, chegou-se as seguintes conclusões:

- a) análises na área do Aterro Invernadinha indicaram que o solo local encontra-se contaminado com metais, entre os quais os elementos Ni, Zn, Cu, Cr e Pb. Observaram-se concentrações mais elevadas destes metais no solo abaixo do lixo, no solo à jusante e, principalmente, no solo de cobertura superficial. Os elementos em maior quantidade são o Zn, Cu e Cr, que na parte superficial do aterro ultrapassam os níveis de alerta e de intervenção para uso agrícola, conforme valores orientadores estabelecidos pela CETESB;
- b) a análise geoestatística em relação aos elementos Zn, Cu e Cr mostra que há grande variabilidade nos dados levantados na área do Aterro Invernadinha, quando comparado aos dados da Reserva Arlindo Haas. Há contaminação por Zn em praticamente todo o percurso analisado. A contaminação por Cu e Cr também é evidente, porém de forma mais pontual e randômica. Os valores de correlação entre os elementos estudados foram baixos;
- c) as águas superficiais no entorno do Aterro Invernadinha não estão contaminadas. Apresentam boa qualidade, eventualmente prejudicada pela presença de matéria fecal, devido à presença de animais na área. Os resultados demonstram que as águas superficiais estão com uma qualidade compatível com águas Classe II, segundo a resolução nº 357/05 do CONAMA. As águas coletadas nos piezômetros instalados à jusante do aterro está contaminada, com alterações em termos de íons dissolvidos, carga orgânica e bactérias;
- d) o local onde foi o antigo depósito de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo está em processo de recomposição, apresentando vegetação herbácea e florestal (foram identificadas 20 espécies florestais e 45 espécies herbáceas). Na área mais antiga, com maior tempo de crescimento vegetal, predomina a espécie herbácea *Xanthium cavanillesii* (carrapicho); Na área mais recente, predominam espécies herbáceas da família

Compositae e Gramineae, entre as quais a *Bachharis* sp (vassourinha). O crescimento da vegetação propicia também a presença de animais, entre as quais várias espécies de insetos, aracnídeos, anfíbios, répteis, aves e mamíferos;

- e) as altas concentrações de metais no solo não restringiram o desenvolvimento de vegetação. Nas espécies *Xanthium cavanillesii* e *Bachharis* sp observou-se uma acumulação de Cu, Zn, Cr e Pb nas raízes. Na parte aérea, observou-se um aumento na concentração de Zn em ambas espécies, sendo maior na *Xanthium cavanillesii*;
- f) o experimento de plantio de soja no Aterro Invernadinha no ano agrícola de 2002/2003 foi bem sucedido. O rendimento médio de grãos foi de 2165 kg/ha, um pouco abaixo dos encontrados na lavoura de controle e em experimentos de competição de cultivares para a CD 205. As análises elementares e bioquímicas dos grãos da soja do antigo aterro apresentaram valores bem próximos aos da lavoura tradicional. Entretanto, observou-se uma tendência de acumulação de zinco nos grãos de soja. Assim, o uso de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos para cultivo agrícola deve ser cuidadosamente analisado como uma alternativa para o uso e ocupação do solo. São necessárias análises quanto à concentração de metais tóxicos nos grãos e o monitoramento rigoroso dos resultados.- as informações geradas neste trabalho trazem conhecimento sobre a situação ambiental da área estudada, no que se refere a presença de metais, trazendo subsídios para ações de monitoramento e recuperação em aterros de RSU na região de Passo Fundo. Com base nos resultados obtidos, e no atual estágio de desenvolvimento do Aterro Invernadinha, apesar da existência de vários fatores deletérios inerentes ao ambiente, a regeneração espontânea apresentou bom desenvolvimento e, por isso, tornou-se a melhor alternativa para o local.. Espécies vegetais se estabeleceram e se desenvolvem em uma camada de cobertura simples, formada por solo disposto diretamente sobre os resíduos sólidos. Existe um número bastante diferenciado de espécies herbáceas e florestais se desenvolvendo, o que tem ajudado a diminuir os impactos ambientais. Porém, faz-se necessário um monitoramento periódico no local, pois o atual comportamento pode ser modificado com

alterações na composição do solo ou mesmo pela progressão do desenvolvimento natural de espécies.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A estruturação e o desenvolvimento de novas pesquisas podem contemplar áreas bastante diversas. O assunto apresenta interfaces com as mais variadas ciências. Entretanto, seqüenciando a pesquisa desenvolvida no Aterro Invernadinha, Passo Fundo- RS, seria interessante:

- a) dar continuidade ao monitoramento do solo e água, avaliando possíveis modificações que possam vir a ocorrer;
- b) fazer estudo geoestatístico bidimensional do comportamento dos metais ao longo do horizonte A e B;
- c) realizar experimento em vasos com concentrações conhecidas de metais, para verificar o real nível de absorção dos elementos para as espécies *Bachharis* sp e *Xanthium cavanillesii*;
- d) fazer um estudo das espécies herbáceas para verificar a possibilidade de serem fontes potenciais para programas de fitorremediação, uma vez que as mesmas apresentam adaptação a este ambiente;
- e) prosseguir no acompanhamento da evolução das espécies testadas, monitorando os teores de metais e o risco ambiental associado, levando em consideração os teores superficiais de metais, principalmente o zinco.

8 REFERÊNCIAS

ABBAS T.; COSTEN P.F.C. A review of current NOx control methodologies for municipal landfill. **Environmental technology**, v. 6, p. 37-50, 1997.

ADRIANO, D. C. **Trace elements in terrestrial environment**. New York: Spingler Verlag. 1986.

ALBERTE, E. P. V; CARNEIRO, A.P; KAN, L. Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Diálogos & Ciência**: revista eletrônica. São Paulo: Faculdade de Tecnologia e Ciência da feira de Santana. Jun., n. 5, 2005. Disponível em: <<http://www.ftc.br/revistafsa/html>. Acesso em: 05/06/2005.

ALBERTE, E.P.V. **Análise de técnicas de recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos**: lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Salvador: Faculdade de Tecnologia e Ciências. 2003.

ALLSOPP, M; COSTNER, P.; JOHNSTON, P. Incineração e saúde humana: estudo sobre os impactos da incineração na saúde humana. **Greenpeace**, 2001. Disponível em: <http://www.greenpeace.org.br/toxicos/pdf/factsheet_incineracao.pdf>. Acesso em: 22/11/2005.

ALMEIDA, A.C. et. al. Aplicação de técnicas alternativas na recuperação de área degradada, estudo de caso na Aracruz Celulose. In: SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E SIMPÓSIO NACIONAL RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1994. p.473-486.

ALVARENGA, E.C. et. al. **Estudo de impacto ambiental e relatório de impacto ambiental do aterro sanitário e incinerador (EIA_RIMA)**. Ribeirão Preto: DURSARP, 1986.

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical principles of environmental pollution** 2. ed. London: Chapman & Hall, 1997.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standart methods for the examination of water and wastewater**. Washington, 1999.

ANDRADE, J. C. M. **Vegetação em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**: estudo de caso do aterro sanitário Santo Amaro, São Paulo. Dissertação (Mestrado –COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

ANTOSIEWICZ, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. *Acta societatis botanicorum poloniae*, v.61, n.2, p.281-299, 1992.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS - A.O.A.C. **Procedimento nº 945.39 B 942.05**, 17. ed. Gaithersburg, MD AOAC International, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 6457/86**: amostra de solo - preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 6459/84** solo: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 7180/84** solo: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 7181/84** solo: Análise granulométrica conjunta. Rio de Janeiro, 1984a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT **NBR- 8.419**: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos urbanos: procedimento. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS ABNT **NBR 10.004, NBR 10.005, NBR 10.006, NBR 10.007**: resíduos sólidos: coletânea de normas. 2 ed. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT **NBR 10157**: aterro de resíduos Sólidos Perigosos: critérios para projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **NBR 13.133**: execução de levantamento topográfico. Rio de Janeiro, 1994.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT **NBR 13894**: tratamento no solo (landfarming) - Procedimento. Rio de Janeiro, 1997a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **NBR 13.895** - construção de poços de monitoramento e amostragem - Procedimento, Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT **NBR 13896**: aterro de resíduos sólidos não-perigosos: critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSUNÇÃO, J. V.; PESQUERO, C. R. Dioxinas e furanos: origens e riscos. **Revista de Saúde Pública**. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, v. 33, n. 05, p.523-530, 1999.

BACKES, P.; IRGANG, B. **Árvores do sul**: guia de identificação & interesse ecológico. Santa Cruz do Sul: Clube da Árvore, 2002.

BAKER, A.J.M. Metal tolerance. **The new phytologist**, London; v.106, n. 08, p.93-111, 1987.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo y planta**, v.2, n.02, p.345-361, 1992.

BECCINI, P., et. al. Water and element balances of municipal solid waste landfills. **Waste Management**, v. 5, n. 10, p. 483-499. 1992.

BELEVI, H.; BACCINI, P. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. **Waste management e research**, v.7, n. 1, p. 43-56, 1989.

BENN, F. R. **Química e poluição**. São Paulo: Livros Técnicos Científicos, 1981.

BENITEZ, S. O.; LOZANO, J. L.B. The municipal solid waste cycle in Mexico: final disposal. **Resources: conservation and recycling**. v. 39, n. 3. p. 19-24, 2003.

BERTÊ, A. **Questões de saneamento básico no Rio Grande do Sul**. ASTEC/SCP, 2005. Disponível em:<<http://www.scp.rs.gov.br/uploads/SaneamentoFinal.pdf>> Acesso: 15-03-2005.

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados In: BERTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio ambiente, 2000.

BIDDLE, D. Recycling for profit: the new green business frontier. **Harvard business review**. v.5, n.5, p. 145-156, 1993.

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

BISORDI, M. S. Encerramento e projetos de recuperação ambiental de aterros sanitários. In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS.1999, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABGE, 1999.

BOZKURT, S.; MORENO, L.; NERETNIEKS, I. 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.

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

BRAMRYD, T. Landfilling in the perspective of the global CO₂ balance. **Forest ecology and management**, v. 147, n. 2-3, p. 197-216, .1997.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 9921 de 27 de julho de 1993. Define a gestão dos Resíduos Sólidos. Brasília, D.F., 1993.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 375 de 17 de março de 2005. Define a classificação dos corpos de água. Brasília, D.F, 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E DA REFORMA AGRÁRIA. Regras para análise de sementes. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 1992.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa no 15 de 24 de dezembro de 2004. Dispõe sobre o uso de fertilizantes orgânicos. Brasília, D.F., 2004.

BROOKS, R.R Phytoremediation by volatilisation. In: BROOKS, R.R (ed), **Plants that hyperaccumulate heavy metals**. Wallingford: CAB International, p.289, 1998.

BROWN, S. L. et al. Phytoremediatin potential of thalspi caerulescens and bladder campion for zinc and cadmium contaminated soil. **Jornal of environment quality**, v. 23, n. 02, p. 1151-1157, 1994.

CALIFORNIA INTEGRATED WASTE MANEGEMENT BOARD. **Guide to vegetative covers for california landfills**. Califórnia: Bryan A. Stirrat & Associates, 1999.

CALVO, F. et. al. Environment diagnostic methodology for municipal waste landfills. **Waste management**, v. 25, n. 10, p. 768-779, 2005.

CARRARO, C. C. et. al. **Mapa geológico do Estado do Rio Grande do Sul**. (Escala 1:1.000.000). Instituto de Geociências, UFRGS, Porto Alegre: Instituto de geociências: 1974.

CARVALHO, A. P. Plantando as espécies certas nos locais certos: influência do clima e solo. In: GALVÃO A. P. M.; MEDEIROS, A. C.S. (eds.). **A restauração da mata atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. EMBRAPA, Colombo-PR, p. 27-43, 2002.

CARVALHO, V.S.; TELLA, M.A. Sociedade de consumo e sustentabilidade planetária. **Debates sócio ambientais**. São Paulo: Centro de Estudos da Cultura Contemporânea, v. 11, n. 5, p. 2-4, 1997.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Resíduos sólidos**. São Paulo: CETESB, 1990.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas**. São Paulo: CETESB, 2001.

CHANEY, R. L.; WHITE, M. C. The physiology of metal toxicity in plants. **Annual review of plant physiology**, v. 29, p. 511-566, 1980.

CHANG, T. W.; WANG, M. K.; LIN, C. Adsorption of copper in the different sorbent/water ratios of soils systems. **Water, air, and soil pollution**, v. 138, p. 199-209, 2002.

CHARNOCK, D.; WELLS, C. The challenge of waste disposal. **Journal of the royal society of health**, v. 105, n.5, p. 171-178, 1985.

CHRISTENSEN et. al. **Landfilling of waste: biogás**. London: E FN SPON, London, 1996.

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

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO RS. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed., Porto Alegre: SBCS-Núcleo Regional Sul, 2002.

COSTA, J.A. et. al. Rendimento de grãos de cultivares de soja de ciclo tardio e semitardio, semeadas em Eldorado do Sul, RS, na safra 2001/2002. In: REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO SUL, 30. 2002, Cruz Alta. **Anais...** Cruz Alta: CEP/Fundacep, 2002.

CUNNINGHAM, S.D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A.P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in agronomy**. v.56, p.55-58, 1996.

DAVIS, M.L.; CORNWELL, D.A. **Introduction to environmental engineering**. 2. ed. New York: McGraw - Hill, 1991.

DECISIÓN S.R.L. **Características y criterios para el análisis del suelo y la vegetación de cobertura en áreas de rellenos sanitarios**. Buenos Aires: DECISIÓN, 1982.

DEIPSER, A.; STEGMANN, R. Biological degradation of VCCs and CFCs under simulated anaerobic landfill conditions in laboratory test digesters. **Environmental science and pollution research**, v. 4 n. 4, p. 209-216, 1997.

DENILTON, R.; SILBERGELD, E. Risk of municipal solid waste incineration an environmental perspective. **Risk analysis**. v. 8, n. 3, p. 343-355, 1988.

DERMATA, D.; MENG X. Utilization of fly ash for stabilization/solidification of heavy metal contaminated soils. **Engineering geology**, v.70, n. 3-4, p. 377-394, 2003.

DESIDERI, U., et al. Sanitary landfill energetic potential analysis: a real case study. **Energy conversion and management**, v. 44, n. 12, p.1969-1981, 2003.

DEUTSCH, C.V.; JOURNEL, A.G. **Geostatistical software library and user's guide - GSLIB**. New York: Oxford University Press, 1998.

EGREJA FILHO, F.B., PEREIRA NETO, J.T. Metais pesados na compostagem: uma contribuição ao estado da arte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. 18., 1995, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1995.

ENGLUND, E.; SPARKS, A. **Geostatistical environmental assesment software - GEO-EAS. Versão 1.2.1** – user's guide. Lãs Vegas, USA: Environmental Protection Agency, 1998.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Technical approaches to characterizing and redeveloping brownfields sites: municipal landfills and illegal dumps. **EPA/625/R-02/002**. Washington, DC: EPA 2002.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Reusing superfund sites: recreational use of land above hazardous waste containment areas**. Washington, DC: EPA, 2001.

ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (EPA). Acid digestion of sediments, sludges, and soils. **Método 3050B**, Washington, DC: EPA, 1996.

ERSES, A.S. et. al. Determination of solid waste sorption capacity for select heavy metals in landfills. **Journal of hazardous materials**. v. 121, n. 1-3, p. 223-232. 2005.

ERIKSSON, O., et. al. ORWARE: a simulation tool for waste management. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 36, n. 04, p. 287-307, 2002.

ESCOSTEGUY, P. A. V. Contaminação do solo por metais. In: AZEVEDO, A.C. de.; SIMÃO, R.S.; DALMOLIN, D.; PEDRON, F.A. (Org.). **Solos & Ambiente**. Santa Maria: Palotti, 2004. p. 79-98.

ESCOSTEGUY, P. A. V. et al. Projeto de recuperação ambiental do lixão da Zona Norte de Porto Alegre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 16., 1991, Goiânia, Goiás, Brasil. **Anais...** Goiânia: ABES, 1991. v. 2. p. 3-20.

ESPINACE, R. Problemas geotécnicos de los rellenos sanitarios: landfill geotechnical problems. **Revista de ingeniería civil**. v. 77, 77-83.1992.

EYER, C. **Qualidade ambiental: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente**. Brasil: Pioneira. ABIMAQ/SINDIMAC, 1995.

FAGERIA, N.K.; BALIGAR, V.C.; EYER, C. **Qualidade ambiental: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente**. Brasil: Pionera, 1997.

FERGUNSSON, J. E. **The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects**. Nova Zelândia: Pergamon Press, 1991.

FINNVEDEN, G. et. al. Solid waste treatment within the framework of life cycle assesment. **Journal of cleaner production**, v. 3, n. 04, p. 189-199, 1995.

FIÚZA, S.M.; BARROS, R.T.V. Viabilidade de solução intermunicipal para destinação final de resíduos sólidos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26., Lima – Peru, 1998. **Anais...** Lima-Peru, 1998.

FORD, R.G.; SCHEINOST, A.C.; SPARKS, D.L. Frontiers in metal sorption/precipitation mechanisms on soil mineral surfaces. **Advances in agronomy**, v. 74, p. 41-62, 2001.

FORMOSINHO, et. al. **Parecer relativo ao tratamento de resíduos industriais perigosos**. Aveio, 2000.

FOY, C. D. Manganese and plants. In: MANGANESE. Washington: National Academy of Sciences, 1973, p. 51-76.

FOY, C. D.; CHANEY, R. L.; WHITE, M. C. The physiology of metal toxicity in plants. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 29, p. 511-566, 1978.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - FEAM. **Como destinar os resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: FEAM, 1995.

FURTADO, M. Remediação de solos. **Química e derivados**. São Paulo, n. 437, p. 27-45, 2005.

FUZARO, J.A. **Aterro sanitário**: resíduos sólidos domésticos: tratamento e disposição final. São Paulo: CETESB, 1990.

GLASS, D.J. **The united states market for phytoremediation**, D. Needham: Glass Associates, 1998.

GLUFKE, C. **Espécies florestais recomendadas para recuperação de áreas degradadas**. Porto Alegre: FZB. Jardim Botânico, 1999.

GONÇALVES, P.A **Reciclagem integradora dos aspectos ambientais sociais e econômicos**. Rio de Janeiro: DP&A, FASE, 2003.

GUIDICINI, C.; NIEBLE C. M. **Estabilidade de taludes naturais e de escavação**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1983.

GUPTA, R.; KEWALRAMANIZ, M.A.; RALEGAONKAR, R.V. Environmental impact analysis using fuzzy relation for landfill siting. **Journal of urban planning and development**, v. 129, p. 121-139, 2003.

HARDT, L.P.A. Recuperação e aproveitamento de áreas degradadas e/ou marginais para áreas verdes urbanas. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 1., 1992, Vitória. **Anais...** Vitória: Prefeitura Municipal de Vitória, 1994.

HAYES, K.F.; TRAINA, S.J. Metal speciation and its significance in ecosystem health. In: HUANG, P.M. (ed.) **Soil chemistry and ecosystem health**. Madison: Soil Science Society of America, 1998, p. 45-84.

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.

HESSE, P. **A textbook of soil chemical analysis**. London: Murray, 1971.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE - IBAM. **O Cenário dos resíduos sólidos no Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. disponível em:
<<http://www.ibam.org.br/publique/cgi/cgiua.exe/sys/start.htm>>. Acesso em: 28/01/2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br.html>>. Acesso em: 20/10/2004.

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

JAHNEL, M.C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E.J.B.N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia agricola**, v.56, n. 2, p. 301-304, 1999.

JUCÁ, J.F.T.; MARIANO, M.O.H.; CAMPELLO, E.M.B. Ground and Surface Water contamination due to municipal Solid Waste in Recife, Brazil. In: ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 1996, OSAKA. **Anais...** Osaka: Masashi Kamon, Kyoto, Balkema, 1996. p. 91-96.

JUCÁ, J.F.T.; SANTOS, E.G. Site characterization performed to support a municipal solid waste environment recuperation in Recife, Brazil. In: GEOTECHNICAL SITE CHARACTERIZATION, 1., 1998. **Anais...** GEOTECHNICAL SITE CHARACTERIZATION. ATLANTA. v. 1. p. 699-704.

JUCÁ, J.F.T.; OLIVEIRA, F. J. S. 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. **Anais...** São José dos Campos: ABGE, 1999.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 2^a. ed. London: Boca Raton Ann Arbor, CRC Press. 1992.

KELLER, E. A. **Environmental geology**. Ohio: Charles E. Menil, 1997.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: Editor E. J. KHIEL, 1998.

KJELDSEN, P., et. al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**. v.32, n.4, p.297-336, 2002.

KOMILIS, D.P.; HAM, R.K.; STEGMANN, R. The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior: a literature review. **Waste management and research** v. 17 n. 1, 10-19, 1999.

KONOLD, W., ZELTNER, G.H. Vegetation und rekultivierung von abgedeckten Mülldeponien. In: **Beseitigung von Abfällen durch Ablagerung**, 1983, p. 01-10.

KOPPE, J.C., et al. Monitoramento geofísico de desmonte de rocha com utilização de explosivos em condições de risco elevado em zona urbana. **Revista da escola de minas**, Ouro Preto, Minas Gerais, v.54, n.4, p.273-280, 2001.

LARCHER W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. Tradução PRADO, C. H. B. A.

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.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. **Soil mechanics**, New York: John Wiley and Sons, 1979.

LASAT, M. M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of hazardous substance research**, v. 2, p.25, 2000.

LEMOS, R. C. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul. **Boletim Técnico nº 30**. Recife: Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisa Pedológica, 1973.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3ª ed. São Paulo:Hemus, 1999.

LIMA, J.D. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil**, ABES, 2000.

LONGHI, R. A. **Livro das árvores: árvores do Sul do Brasil**. Porto Alegre: L&PM, 1995.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil** : terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2000.

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

MAHLER, C.F.; ANDRADE, J.C.M.E. Vegetação em aterros de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso no Brasil. In: SEMINARIO NACIONAL DE RESIDUOS SOLIDOS, 4., novembro, 2000, Recife. Anais...Recife, 2000.

MAJER J. D. Fauna studies and land reclamation technology: a review of the history and need for such studies. In: MAJER, J. D. (org.). **Animals in primary succession**: the role of fauna in reclaimed lands. Londres, CambridgeUniversity Press, 1989.

MANGRICH,A.; BUDZIAK, C. R.; MAIA, M. B. F., Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira, **Química nova**, v. 27, n. 3, 399-403, 2004.

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

MARQUES, T.C.L.L.S.M.; SOUZA M.F.M.; SIQUEIRA J.O. Crescimento e teor de metais de mudas de espécies arbóreas cultivadas em solo contaminado com metais pesados, **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 35, n.1, p. 121-132, 2000.

MARTINS, A., et al. Biorremediação. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3., 2003, Rio Claro, 2003. **Anais...** Rio Claro, SP: Faculdades Integradas Claretianas, 2003.

MATTA, F. ANDRADE, J.C. **Fitotransporte de metais em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos**. Tese, (doutorado) Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 2005.

MATTEI, Greice.; ESCOSTEGUY, Pedro Alexandre Varella. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos no aterro São João da Bela Vista**. Saneamento Ambiental. Artigo fornecido pelo autor e submetido a editoração em 09/2005.

MATTIGOD, S. V.; SPOSITO, G.; PAGE, A. L. Factors affecting the solubility of trace metals in soils. In: DOWDY, R. H.et. al. **Chemistry in the soil environment**. Madison: ASA, p. 203-221, 1981.

McBRIDE, B.; BLASIAK, J.B. Zinc and koper solubility as a function of pH in an acid soil. **Soil Science Society American Journal**, v. 43, p. 866-870, 1979.

McGRATH, S.P. Phytoextraction for soil remediation. In: BROOKS, R. R (ed), **Plants that hyperaccumulate Heavy Metals**, Wallingford: CAB International, p.261, 1998.

MEADOWS, C.; FRANKLIN, D.; CAMPBELL, P. Global methane emissions from solid waste disposal sites. In: INTERNATIONAL LANDFILLING SYMPOSIUM, 6., 1997, Sardinia, Italy. Proceedings... Sardinia, Italy, 1997.

MONTEIRO, L.A.C. et al. Estudo da contaminação da área de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) da cidade de Campos dos Goytacazes/RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001.

MORAES, A. Pastagens como fator de recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSITEMA DE PASTAGENS, 1993, Jaboticabal, São Paulo. **Anais...**Jaboticabal : FAPESP, 1993.

MOTTA, R.S. da; SAYAGO, D.E. **Propostas de instrumentos econômicos ambientais para redução do lixo urbano e o reaproveitamento de sucatas no Brasil**. Rio de Janeiro: IPEA, 1998.

MUNÓS, S.I.S. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, São Paulo**: avaliação dos níveis de metais pesados, 2002. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

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.

OLIVEIRA, S. Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) na microrregião serra de Botucatu/SP. **Revista limpeza pública da ABLP**. v. 3, n. 47, 1998.

OLIVEIRA, F.J.S.; JUCÁ, J.F.T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, n 3, p. 211-217, 2004.

O'LEARY , W. Landfill closure and long- term care. **Waste age**, p. 87-115, 1992.

ORTH, M.H.A.; MOTA, F.S. A situação dos aterros sanitários na grande São Paulo. In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS.1999, São Paulo. **Anais...**São Paulo: ABGE, 1999.

PANNATIER, Y. **VARIOWIN**: software for spatial data analysis in 2D. Springer-Verlag, 1996.

PEREIRA NETO, J.T. Reciclagem de resíduos orgânicos (compostagem). In: ENCONTRO NACIONAL DE RECICLAGEM, AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE, 1995, Campinas, CATI. Anais... Campinas: CATI, 1995.

PIRES A.M.M. Uso agrícola de composto de lixo urbano: benefício ou prejuízo? **Jornal do meio ambiente**. Online. Disponível em: <http://www.jornaldomeioambiente.com.br/JMA-index_noticias.asp?id=8818>. Acesso: 24/02/05.

POLLARD, A.J.; BAKER, A.J.M. Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* (*Brassicaceae*). **New Phytologist**, London, v. 135, p. 655-658, 1997.

POMPÊO, M.L.M. Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 1996, São Carlos, SP. **Anais...** São Carlos, SP, 1996.

PORTO, M.L. Vegetação metalófila e o desenvolvimento do setor mineral. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE O MEIO AMBIENTE, 3., 1991, Londrina. **Anais...** Londrina: UEL. NEMA, 1991.

PRADEEP J.; KIM, H.; TIMOTHY G. Townsend heavy metals content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. **Waste management**, v. 25, p. 25-35, 2005.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNDU). **Relatório de desenvolvimento humano**. Nova York, Oxford University Press, 1998.

REICHERT, G.A.; CAMPANI, D.B. O modelo de gerenciamento integrado de resíduos sólidos implantado em Porto Alegre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999. **Anais...** Rio de Janeiro, 1999.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Herbário Barbosa Rodrigues e Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, 1988.

RITZKOWSKI, M.; HEYER, K.U.; STEGMANN, R. Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. **Waste management**, v. 26, n. 4, p.356-372, 2006.

ROCCA, A.C.C. et al. **Resíduos sólidos industriais**. 2.ed. São Paulo: CETESB, 1993.

ROGAUME, T. et al. A model of the chemical pathways leading to NO_x formation during combustion of mixtures of cellulosic and plastic materials. **International journal of thermal sciences**, v. 45, n. 4, p. 359-366, 2006.

ROMANTSCHUK, M. et al. Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. **Environmental pollution**, v. 107, p. 179-185, 2000.

ROSA, D.S.; CARVALHO, C.L. Gestão e caracterização dos resíduos plásticos domésticos recicláveis oriundos de postos de entrega voluntária. **Revista brasileira de aplicação de vácuo**, v. 24 n. 1, 43-48, 2005.

ROTH, B, W.; ISAIA, E.M.B.I.; ISAIA, T. Destinação final dos resíduos sólidos urbanos. **Ciência & ambiente: lixo urbano**. Santa Maria: UFSM, v. 1, n.18, 1999.

ROTHENBERG, R.I. **Probability and statistics**. San Diego: HBJ, 1991.

SANT'ANA FILHO, R. Aterro Sanitário. In: CURSO TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE LIXO DOMICILIAR URBANO, 1, 1992, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 1992.

SANTANA O.A.; IMAÑA-ENCINAS, J.M. Modelo espacial de contaminação do solo e do lençol freático do aterro do Jokey Club para o Parque Nacional de Brasília. **Cartografia geotécnica e geoambiental**, Brasília, DF, 2004.

SANTOS, P. S. **Ciência e tecnologia de argilas**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1989.

SALVADOR, A. M. et al. Influência do boro e manganês no crescimento e composição mineral de mudas de goiabeira. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras. v.27, n.2, p.325-331, 2003.

SCHNEIDER, I.A.H.; NAIME, R.; CAUDURO, F. Qualidade das águas em uma antiga área de recebimento de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo, RS. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. CD-ROOM.

SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES – SEMARNAT- . **Hacia el Desarrollo Sustentable Bases de la Transición**. México, 2000 (Séries Agenda 21).

SERRA, V.; GROSSI, M.; PIMENTEL, V. **Lixão, aterro controlado e aterro sanitário**. Botucatu, SP: Dpt. De Química e Bioquímica. UNESP, 1998. Disponível em: <<http://www.laser.com.br/IBB/lixo/aterro/html>>. Acesso em: 22/05/2005.

SHAW, A. J. **Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects**. New York, cRc Press, 1989.

SIEGE, R. A. Slope stability investigation at a landfilling in southern Califórnia. In: Arvid, LANDVA, DAVIL KNOWLES (eds). **Geotechnics of waste fills: theor and Practice**. Philadelphia: ASTM, , p. 259-284, 1990.

SIMÃO, J. B. P.; SIQUEIRA, J. O. Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. **Informe Agropecuário**. v. 22, n. 210, p. 18-26, 2001.

SING, S.; MURPHY, B. Evaluation of the stability of sanitary landfills. In: ARVID LANDVA, DAVIL KNOWLES (eds). **Geotechnics of waste fills. theor and practice**. Philadelphia: ASTM, p. 240-258, 1999.

SOARES, C.R.F.S. et al. Diagnóstico e reabilitação da área degradada pela contaminação por metais pesados. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, 2002.

SOARES, P.; ESSENFELDER, R. Natureza pode retornar a aterros de lixões desativados. **Folha de São Paulo**, 2002.

SOBRINHO, N. M. A. Metais pesados em solos brasileiros. In: ALVAREZ, V. H., FONTES, L. E. F., FONTES M. P. F. (ed.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.837-853, 1996.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989.

SPOSITO, G. Electrochemistry of colloidal particles and its relationship wiht the the mineralogy of highly wathered soils. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 3, p. 627-646, 2001.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H., VIGIL, S. A. **Gestión integral de residuos sólidos**. Madri: McGraw-Hill Inc., v.1-2, 1994.

TEDESCO, J.M. et al. Análises de solo, plantas e outros materiais., **Boletim Técnico n. 5**, Porto Alegre: UFRGS, 1995.

TIEMAN, G.E. Stability consideration of vertical landfill expansions. In: LANDVA, A. KNOWLES, D. (eds). **Geotechnics of waste fills. theor and practice**. Philadelphia: AST, p. 285-302, 1990.

TITO, M.P.; CANTO, E. L. **Química na abordagem do cotidiano**. São Paulo: Moderna, 2003. VOL. Único.

TRESSOLDI, M.; CONSONI, A. J. Disposição de resíduos. **Geologia de engenharia**. São Paulo: ABGE, p. 343-360, 1998.

VALLE, C. E. **Qualidade Ambiental**: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente. São Paulo: Livraria Pioneira Editora, 1995.

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

VERRAN, G.O.; KURZAWA, U.; PESCADOR, W.A. Reciclagem de latas de alumínio visando melhor rendimento e qualidade metalúrgica no alumínio obtido. **Revista matéria**, v. 10, n. 1, p. 72-79, 2005.

WAKEFIELDS, S.; ELLIOT S. J. Environment risk perception and well-being: effects of the landfill siting process in two southern Ontario communities. **Social science and medicine**. v. 50, p. 1139-1154, 2000.

WEBER, E.; HASENACK, H. Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados. In: CONGRESSO E FEIRA PARA USUÁRIOS DE GEOPROCESSAMENTO DA AMÉRICA LATINA, 2000, Salvador. **Anais...** Salvador/BA, 2000.

WOLVERTON, B.C.; MACDONALD R.C.; WATRINS, E.A. Jr. Foliage plants for removing indoor air pollutants from energy-efficient Homes. **Economic botany**. New York Botanical Garden, NY, p. 224-228, 1994.

APÊNDICE

ANEXOS