



Universidade Estadual Paulista  
"Júlio de Mesquita Filho"  
Programa Interunidades

unesp 

Mestrado

---

Engenharia Civil e Ambiental

**RODRIGO AUGUSTO BELLEZONI**

**CARACTERIZAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL NO SOLO EM UM  
ATERRO DE PEQUENO PORTE**

Bauru  
2012



**RODRIGO AUGUSTO BELLEZONI**

**CARACTERIZAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL NO SOLO EM UM  
ATERRO DE PEQUENO PORTE**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Hamada



Bauru  
2012

Bellezoni, Rodrigo Augusto.

Caracterização de impacto ambiental no solo em um aterro de pequeno porte / Rodrigo Augusto Bellezoni, 2012

81 f.: il.

Orientador: Jorge Hamada


Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2012


1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Limpeza pública. 3. Atenuação natural. 4. NBR 15.849:2010. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado DE RODRIGO AUGUSTO BELLEZONI, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DO(A) FACULDADE DE ENGENHARIA DE BAURU.**

Aos 27 dias do mês de agosto do ano de 2012, às 14:00 horas, no(a) Anfiteatro do S.T.I. da Faculdade de Engenharia de Bauru, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. JORGE HAMADA do(a) Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Bauru, Profa. Dra. ANNA SILVIA PALCHECO PEIXOTO do(a) Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Bauru, Prof. Dr. VAGNER ROBERTO ELIS do(a) Geofísica/USP/São Paulo, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da DISSERTAÇÃO DE Mestrado de RODRIGO AUGUSTO BELLEZONI, intitulado "CARACTERIZAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL NO SOLO PARA ATERROS DE PEQUENO PORTE NO ESTADO DE SÃO PAULO". Após a exposição, o discente foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADO. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

  
Prof. Dr. JORGE HAMADA

  
Profa. Dra. ANNA SILVIA PALCHECO PEIXOTO

  
Prof. Dr. VAGNER ROBERTO ELIS



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
"JULIO DE MESQUITA FILHO"  
Campus de Bauri



### PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

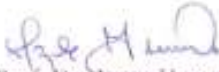
A BANCA EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO ALUNO: **RODRIGO AUGUSTO BELLEZONI**

DE: "CARACTERIZAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL NO SOLO PARA ATERROS DE PEQUENO PORTE NO ESTADO DE SÃO PAULO"

PARA:

CARACTERIZAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL NO SOLO EM UM ATERRO  
DE PEQUENO PORTE

Bauri, 27 de agosto de 2012.

  
Prof. Dr. Jorge Hamada  
Orientador

*"O conhecimento nos faz responsáveis."*

*Ernesto 'Che' Guevara de la Serna*

*Ao meu pai Francisco, minha mãe Márcia e*

*ao meu irmão Gustavo,*

*por todo o apoio, amor e compreensão.*

## **Agradecimentos**

*Ao meu orientador, Prof. Dr. Jorge Hamada, pelos ensinamentos, apoio e dedicação, os quais contribuíram de forma incalculável para meu crescimento profissional e pessoal.*

*Ao amigo, Cristiano Kenji Iwai, Dr. pela Faculdade de Saúde Pública da USP e gerente da Divisão de Apoio ao Controle de Fontes de Poluição da CETESB, pelo envolvimento, dedicação, solicitude e contribuições fundamentais na pesquisa.*

*Ao Prof. Dr. Vagner R. Elis, do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas – USP, pelo apoio na realização da pesquisa, especialmente nos ensaios geofísicos.*

*Ao Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini, da Faculdade de Saúde Pública da USP, por sua qualificação e suporte para que a pesquisa pudesse ser desenvolvida.*

*À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de mestrado concedida, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental e à Pró-reitoria da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, pela estrutura e auxílios financeiros.*

*Ao coordenador do programa Heraldo Luiz Giacheti e à secretaria de pós-graduação da Faculdade de Engenharia de Bauru, FEB – UNESP, por todo o suporte técnico.*

*À Karina P. V. da Cunha, Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, pela oportunidade e vivência inicial com a docência no ensino superior.*

*Ao colega Gustavo Pinheiro, técnico do Laboratório de Mecânica dos Solos da FEB – UNESP, pela contribuição no processamento e análises físicas das amostras de solo.*

*À Márcia S. W., técnica do Laboratório do DAE - Bauru, associado ao Laboratório de Saneamento da FEB - UNESP, pela contribuição com as análises realizadas.*

*Aos técnicos do Setor de Avaliação e Auditoria de Áreas Contaminadas, da CETESB, pela colaboração com as amostragens.*

*Aos colegas do curso de Mestrado em Eng<sup>a</sup> Civil e Ambiental, Ana C. Arroyo, A. César Teixeira, Thiago Molusco, Márcia Yamasaki, Paula Valério, pela interação e contribuições em minha evolução acadêmica e pessoal.*

*Ao meu amigo Ricardo H. Taniwaki, mestre em Eng<sup>a</sup> Civil e Ambiental pela UNESP, pela amizade, prestatividade, espontaneidade e contribuições durante os anos de estudo e etapas desta pesquisa.*

*Aos meus amigos da UNESP – Bauru, Claudemir K. Facioli e Larissa Miranda, pela receptividade e integração social nos momentos em que estive na cidade.*

*Aos meus amigos Leonardo Teixeira, Alexandre Lopes, Brunno Freire, Monalisa Rodrigues, Nicholas Sebastian, Luisa Kosima e Máira Manzan, por toda a amizade, motivação, contribuição, paciência, carinho, conforto e alegria.*

*A todos os docentes e funcionários do Programa de Pós Graduação em Eng<sup>a</sup> Civil e Ambiental da UNESP, por toda experiência e conhecimento adquiridos.*

*À CETESB, pelo auxílio na realização da pesquisa.*

*À Prefeitura de Angatuba pela receptividade e colaboração com a realização dos trabalhos de campo.*

*À FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelos recursos que viabilizaram a pesquisa desenvolvida.*

*Certamente à toda minha família pelo apoio, dedicação, paciência e carinho. Sozinho, nunca serei ninguém.*

*À Deus e aos espíritos de luz, que sempre me guiam por bons caminhos.*

**MUITO OBRIGADO !!**

*Nada renasce antes que se acabe. E o sol que desponta tem de anoitecer ...*



## Resumo

A disposição de resíduos sólidos no solo gera frequentes preocupações ambientais, sociais e de saúde pública. Os aterros sanitários de pequeno porte são uma alternativa sugerida por órgãos ambientais no Estado de SP para que pequenos municípios possam destinar seus resíduos de forma ambientalmente segura, a custos reduzidos. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar, sob a análise de aspectos físicos e geofísicos, se este mecanismo possui capacidade em conter os líquidos percolados das colunas de resíduos, evitando riscos de contaminação no solo e águas subterrâneas. Para tanto, características físicas da área de influência do aterro foram determinadas com auxílio de mapas, assim como as características físicas do solo local foram determinadas através de ensaios padrão. O método da Eletrorresistividade foi empregado para caracterizar o solo em subsuperfície e estimar sua capacidade na atenuação de contaminantes. Os resultados mostraram o potencial de aplicação deste método, através da relação entre elevada carga iônica e baixa resistividade elétrica, definindo com clareza o limite das plumas de contaminantes. O chorume ocorre em grande parte nas valas mais recentes, devido à etapa da decomposição. Valas antigas apresentaram tendência de aumento na resistividade, significando queda na geração de chorume, concomitante ao aumento do tempo de residência dos resíduos. Assim, a zona de influência dos resíduos limitou-se à 20 m da área de disposição no plano horizontal e até 8,5 m em profundidade. As propriedades físico-químicas do solo argiloso local influenciaram o comportamento da pluma de contaminantes, visto a redução destas ao longo do tempo. Destacam-se o mineral de argila e a granulometria como os possíveis principais responsáveis pela atenuação natural dos contaminantes. Em alguns pontos, estima-se que a camada de solo não saturado sob as valas seja inferior a um metro, não atendendo aos critérios para dispensa de impermeabilização complementar, estabelecidos na NBR 15.849:2010 Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Contudo, sob a ótica dos riscos à saúde humana, esta metodologia mostra-se uma alternativa segura na contenção da contaminação por chorume, visto o comportamento atenuador do solo sobre a dispersão da pluma de contaminantes.

**Palavras-chave:** Resíduos Sólidos Urbanos, Limpeza Pública, Atenuação Natural, NBR 15.849:2010.

## Abstract

The disposal of solid waste in the soil often creates environmental, social and public health concerns. Small landfills are an alternative suggestion by environmental agencies in the State of São Paulo so small cities can direct their waste in an environmentally safe manner, at low costs. This research is aimed to evaluate, under the analysis of physical and geophysical concepts, if this mechanism has the capacity to contain leached liquid from the columns of waste, avoiding risks of contamination in soil and groundwater. Thus, physical characteristics of landfill catchment area were determined with the aid of maps, as well as the physical characteristics of the local soil were determined by standard assays. The Electrical Resistivity method was employed to characterize the subsoil and to estimate its ability to attenuate contaminants. The results showed the potential application of this method through the relationship between high ionic charge and low electrical resistivity, defining clearly the limits of contaminant plumes. Leachate occurs largely in the more recent ditches, due to the decomposition phase. Older ditches tended to increase in resistivity; it means decrease of leachate generation, as well the increase of waste time residence. Thus, the waste influence zone was limited to 10 m of the disposal area in the horizontal plane and up to 8.5 m in depth. The physicochemical properties of the clay soil spot have influenced the contaminants plume behavior, to reduce it along the time. Emphasizing this are the clay mineral and grain size held as possible primary accountable for natural attenuation of contaminants. At some points, it is estimated that the layer of unsaturated soil under the ditches be less than one meter, it does not comply the criteria for exemption of additional waterproofing, established in NBR 15.849:2010 Municipal solid waste – Small Landfills - Guidelines for location, design, implementation, operation and closure. However, in light of the risks to human health, this methodology proves to be a safe alternative in the containment of leachate, since the attenuator ground behavior on the dispersion of the contaminant plume.

**Key-words:** Municipal Solid Waste, Public Cleaning, Natural Attenuation, NBR 15.849:2010.

## Índice de Figuras

Figura 1: Situação Geral do Estado de São Paulo, quanto ao número de municípios e seu enquadramento no IQR – Índice de Qualidade dos Resíduos (CETESB, 2010a). .....	8
Figura 2: Disposição no campo para <i>Arranjo Schlumberger</i> – SEV. Fonte: Elis, 2008. ....	15
Figura 3: Disposição no campo do arranjo Dipolo-Dipolo. Técnica do Caminhamento Elétrico. Fonte: Elis, 2008. ....	17
Figura 4: Em destaque, a localização do ASPP do município de Angatuba/SP. Fonte: Google Maps - ©2011 Google, coordenadas geográficas UTM-E 748.165 e UTM-N 7.400.304. ....	26
Figura 5: Segmento do mapa geológico da região de Angatuba, coordenadas 23° a 24° S e 48° a 49° W. Fonte: Perrota <i>et al.</i> /CPRM, 2004, adaptado. ....	26
Figura 6: Mapa de solos para o Estado de São Paulo (IBGE, 2011). ....	28
Figura 7: Relevo do Estado de São Paulo (Libault, 1971), adaptado. ....	28
Figura 8: Localização da UGRHI 14 no Estado de São Paulo. Fonte: SigRH – CBH-ALPA, adaptado. ....	29
Figura 9: Mapa da UGRHI 14 e seus municípios constituintes. Fonte: SigRH - CBH-ALPA. ....	29
Figura 10: Mapa de fluxo da água subterrânea na região de Angatuba. Empreendimento em destaque. Adaptado de Google Earth©. ....	31
Figura 11: Mapa dos aquíferos do Estado de São Paulo. Município de Angatuba identificado através do ponto vermelho no mapa. Fonte: DAEE <i>et al.</i> , 2005, adaptado. ...	31
Figura 12: Fragmento Sul do mapa de uso de águas subterrâneas para abastecimento público. Fonte: CETESB – Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo – 2001/2003, adaptado. ....	32
Figura 13: Fragmento Sul do mapa de áreas com esgotamento sanitário. Município de Angatuba identificado através do ponto vermelho no mapa. Fonte: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp; Fundação Seade. Pesquisa Municipal Unificada – PMU, 2003, adaptado. ....	32
Figura 14: Fragmento Sul do mapa de risco de contaminação de cursos d'água por destinação final de resíduos sólidos. Fonte: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp; Fundação Seade. Pesquisa Municipal Unificada – PMU, 2003, adaptado. ....	33
Figura 15: Instalação e operação de um aterro sanitário de pequeno porte. 1) Abertura das valas com acúmulo de terra apenas em um dos lados; 2) Descarga de resíduos em um único ponto da vala, em colunas; 3) Cobertura diária com solo; 4) Camada de	

cobertura final; 5, 6 e 7) Perfil esquemático da abertura e preenchimento das valas; 8) Encerramento da vala de resíduos e plantio de espécies vegetais. Fonte: CETESB (2010), adaptado. ....	34
Figura 16: 1) Abertura das valas; 2) Descarga de resíduos em um único ponto da vala, em colunas; 3) Compactação com maquinário disponível; 4) Cobertura diária com solo. ....	35
Figura 17: Camada de cobertura final dos resíduos aterrados. ....	36
Figura 18: Localização dos Poços de Monitoramento (sem escala). ....	37
Figura 19: Localização dos ensaios geofísicos (SEV's e CE's). ....	39
Figura 20: Características construtivas dos poços de monitoramento instalados no aterro. Fonte: Norma ABNT NBR 15.495 – 1, 2007b. ....	42
Figura 21: Variações visuais na coloração e composição do solo do aterro. <i>Liners</i> retirados à cada 1,20 m de profundidade. 1) solo superficial; 4) solo próximo ao fundo das valas; 5) solo amarelado, com concreções (após 5m). ....	46
Figura 22: Resultados SEV 1. (Voltar para pág. 43 ou 47). ....	48
Figura 23: Resultados SEV 2. (Voltar para pág. 43) ....	49
Figura 24: 1) Linha CE1, à montante das valas; 2) Linha CE2, sobre a vala 1, após 8 anos do fechamento; 3) Linha CE3, sobre a vala 8, após 4 anos do fechamento; 4) Linha CE4, sobre a vala 15, após 2 anos do fechamento. (Voltar para pág.53 ou 56). ....	50
Figura 25: Linha CE5, perpendicular às valas. 1) Linha CE2, vala mais antiga; 2) Linha CE4, vala mais recente. ....	52
Figura 26: Linha CE6, a jusante das valas. ....	52
Figura 27: Linha CE2, modelo interpretado para realçar as feições superficiais. ....	53

## Índice de Tabelas

Tabela 1: Mudanças típicas nas concentrações de choroume de acordo com a idade do resíduo (Farquhar, 1989; Birks e Eyles, 1997) (valores em mg/l).....	23
Tabela 2: Índice de Qualidade de Resíduos – IQR valas. Fonte: CETESB, 2010a. ....	27
Tabela 3: Dados médios mensais de pluviometria para a estação de Itapetininga. Dados de 01/01/2001 à 31/12/2010. ....	30
Tabela 4: Valores de NA e cotas para os poços de monitoramento do ASPP de Angatuba .....	44
Tabela 5: Resultados dos ensaios de caracterização hidráulica realizados nos poços de monitoramento do ASPP de Angatuba. ....	44
Tabela 6: Composição granulométrica do solo no ASPP de Angatuba. Tabela baseada nas curvas de granulometria geradas na NBR 7.181:1984. ....	46
Tabela 7: Características físicas dos solos e classes de resistência a impactos ambientais. Fonte: Kämpf <i>et al.</i> , (2008), adaptado.....	59

## Lista de Abreviações e Símbolos

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASPP	Aterros Sanitários de Pequeno Porte
CE	Caminhamento Elétrico
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIIAGRO	Centro de Integrado de Informações Agrometeorológicas
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CPLEA	Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio.
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FEB	Faculdade de Engenharia de Bauru
FSP	Faculdade de Saúde Pública
IAG	Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IQC	Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem
IQR	Índices de Qualidade de Aterros de Resíduos e em valas
k	Coeficiente de permeabilidade do solo
K	Fator geométrico que depende do espaçamento entre eletrodos
Km	Kilômetros
L	Comprimento do condutor
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NA	Nível d'água
NE-SW	<i>North East - South West</i>
NBR	Norma Brasileira

NTK	Nitrogênio Kjeldahl Total
PAH	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
PM	Poço de Monitoramento
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PVC	Policloreto de Vinila
R	Resistência
RSU	Resíduo Sólido Urbano
S	Seção transversal do condutor
SEV	Sondagem Elétrica Vertical
SMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
t/dia	Toneladas por dia
UNESP	Universidade Estadual Paulista
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USP	Universidade de São Paulo
UTM	<i>Universal Transverse Mercator</i>
VOC	Compostos Orgânicos Voláteis
$\pi$	<i>Relação entre a longitude de uma circunferência e seu diâmetro</i>
$\rho$	<i>Resistividade</i>
$\sigma$	<i>Condutividade</i>
$\rho_a$	<i>Resistividade Aparente</i>
$\Delta V$	<i>Diferença de Potencial</i>
$\mu\text{g}$	<i>Micrograma</i>
$\mu\text{S}$	<i>Microsegundo</i>
M $\Omega$	<i>Megaohm</i>

## SUMÁRIO

RESUMO.....	VIII
ABSTRACT.....	IX
ÍNDICE DE FIGURAS.....	X
ÍNDICE DE TABELAS.....	XII
LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS.....	XIII
SUMÁRIO.....	XV
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3 JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>4</b>
<b>4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>5</b>
4.1 CONTEXTO GERAL.....	5
4.2 PANORAMA DA DESTINAÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL.....	6
4.3 PANORAMA DA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO ESTADO DE SÃO PAULO.....	7
4.4 ATERROS SANITÁRIOS DE PEQUENO PORTE (ATERROS EM VALAS).....	8
4.5 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL POLUIDOR DE ATERROS SANITÁRIOS DE PEQUENO PORTE.....	10
4.6 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA GERAL DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DE UM ATERRO.....	11
4.7 CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA ESPECÍFICA.....	13
<b>4.7.1 Método da Eletrorresistividade.....</b>	<b>13</b>
<b>4.7.2 Sondagem Elétrica Vertical (SEV).....</b>	<b>15</b>
<b>4.7.3 Técnica de Caminhamento Elétrico - Arranjo Dipolo-Dipolo.....</b>	<b>16</b>
4.8 TROCAS IÔNICAS EM SUBSUPERFÍCIE.....	18
4.9 POTENCIAL DE ATENUAÇÃO NATURAL DO SOLO.....	20
<b>5 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>25</b>
5.1 ÁREA DE ESTUDO.....	25
<b>5.1.1 Caracterização Física Geral da Área de Influência do ASPP de Angatuba</b>	



<b>5.1.2</b>	<b>Instalação e Operação do Aterro Sanitário de Pequeno Porte de Angatuba</b> .....	33
5.2	PROCEDIMENTOS .....	36
<b>5.2.1</b>	<b>Coleta de dados</b> .....	36
5.2.1.1	Trado helicoidal oco ( <i>Hollow Stem Auger</i> ) .....	37
5.2.1.2	Cravação contínua ( <i>Direct-Push</i> ) .....	38
<b>5.2.2</b>	<b>Análises Geofísicas</b> .....	39
5.2.2.1	Sondagem Elétrica Vertical (SEV) .....	39
5.2.2.2	Técnica de Caminhamento Elétrico - Arranjo Dipolo-Dipolo .....	40
<b>5.2.3</b>	<b>Sondagens e Perfuração de Poços de Monitoramento (PM)</b> .....	41
<b>5.2.4</b>	<b>Análises Físicas do Solo</b> .....	42
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>43</b>
6.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DA ÁREA DE INFLUÊNCIA .....	43
6.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO NA ÁREA DO ATERRO .....	45
6.3	CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DO SOLO .....	47
<b>6.3.1</b>	<b>Sondagem Elétrica Vertical (SEV)</b> .....	47
<b>6.3.2</b>	<b>Caminhamento Elétrico (CE)</b> .....	49
6.4	DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DA MASSA DE RESÍDUOS ATERRADA .....	53
6.5	CORRELAÇÃO ENTRE O POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO E A CAPACIDADE DE ATENUAÇÃO NATURAL DO SOLO .....	56
<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>63</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>66</b>

## **1 INTRODUÇÃO**

A gestão dos resíduos sólidos no Brasil tem sido amplamente discutida na sociedade, permeando várias áreas do conhecimento, como saneamento básico, meio ambiente, saúde pública, inserção social e econômica dos processos de triagem e reciclagem dos materiais e dos sistemas de disposição final, e ainda, mais recentemente, o aproveitamento energético dos gases provenientes dos aterros sanitários (JUCÁ, 2002).

A busca de soluções para a destinação final dos resíduos sólidos constitui-se em grande desafio para o setor, principalmente quanto à poluição dos solos, do ar e dos recursos hídricos, assim como compreender os processos envolvidos na biodegradação da massa de resíduos e sua influência no comportamento dos aterros. Esta abordagem favorece o desenvolvimento de técnicas mais eficazes para o tratamento da massa de resíduos aterrados, dos efluentes líquidos e gasosos, bem como promove melhor proveito de áreas disponíveis para destinação final de resíduos sólidos (CASTILHOS JR, 2003).

Em muitos municípios, recursos humanos especializados, critérios técnicos, econômicos e sociais para sanar a problemática dos resíduos sólidos, são escassos. Este fato tem gerado graves problemas ambientais e de saúde pública, bem como ineficácia administrativa. No Brasil, as políticas públicas, o desenvolvimento tecnológico e investimentos para o setor não são compatíveis com a grande quantidade de resíduos sólidos gerados diariamente (CASTILHOS JR, 2003).

Nesse sentido, existe a necessidade de execução de pesquisas, com respostas simples e objetivas referentes aos questionamentos sobre a qualidade ambiental de aterros de resíduos sólidos e, conseqüentemente, à qualidade de vida da população, principalmente em municípios de pequeno porte. Fica evidenciado em levantamentos e inventários que são nestes municípios onde se apresentam as maiores dificuldades na gestão dos resíduos, em face, por exemplo, da inviabilidade econômica da implantação de grandes aterros sanitários nos termos definidos pelas normas técnicas.

Ainda, o uso do solo em empreendimentos potencialmente modificadores do meio ambiente pode conduzir a consequências ambientais negativas. Entre estes empreendimentos destacam-se, por exemplo, o uso e ocupação do solo para descarte de resíduos sólidos, através da instalação de aterros sanitários.

Neste contexto, uma avaliação dos recursos naturais disponíveis e de suas limitações deve ser usada como base para a tomada de decisões quanto ao uso e ocupação do solo e ao gerenciamento das atividades desenvolvidas em cada área. Existem muitas classificações técnicas ou interpretativas usadas para se avaliar áreas quanto à sua aptidão para usos específicos, principalmente quanto ao uso de terras para finalidades agrícolas (KLINGEBIEL e MONTGOMERY, 1961; LEPSCH *et al.*, 1991; RAMALHO FILHO e BEEK, 1994; SCHNEIDER *et al.*, 2007). Por outro lado, são raras as classificações técnicas de solos focadas na avaliação de impactos ambientais potenciais, relacionando o tipo de uso com as qualidades do solo. Estas últimas são instrumentos importantes, tanto na escolha de áreas adequadas, quanto na posterior avaliação destes empreendimentos para seu licenciamento ambiental.

A importância dos aterros para municípios de pequeno porte, ou no caso do Estado de São Paulo, dos aterros em valas, constitui-se em tecnologia aceita pelo órgão ambiental, que associa a simplicidade operacional, baseada em procedimentos técnicos, à flexibilidade necessária para compatibilizar o projeto, a operação, os requisitos ambientais e as potencialidades locais.

Desta forma, é de suma importância conhecer o real potencial de contaminação destes empreendimentos, de forma a se fomentar o desenvolvimento de uma técnica segura e ambientalmente sustentável, para a destinação final adequada dos resíduos sólidos.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

A presente pesquisa tem como objetivo estudar as implicações ambientais para um aterro de pequeno porte, situado no município de Angatuba, relacionadas às características do solo e a carga potencial de contaminantes do chorume advindo da massa de resíduos aterrados.

### **2.2 Objetivos Específicos**

Foram considerados os seguintes objetivos específicos:

- Definição e caracterização física da área de influência do aterro sanitário de pequeno porte implantado no Estado de São Paulo;
- Caracterização geoambiental da área do aterro através do método da Eletroresistividade;
- Caracterização física do solo na área do aterro, considerando:
  - Massa Específica, Granulometria e Condutividade Hidráulica (k);
- Avaliação do potencial de contaminação da massa de resíduos aterrada e sua correlação com a capacidade de atenuação natural do solo.

### **3 JUSTIFICATIVA**

Esta pesquisa contribui com um projeto mais amplo, submetido e aprovado junto à FAPESP (Processo nº 2008/58818-0 Auxílio Pesquisa Regular), em nível de doutorado, que possui como objetivo maior avaliar a qualidade ambiental de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos provenientes de municípios de pequeno porte, no Estado de São Paulo. A presente pesquisa foi desenvolvida através de uma parceria entre a Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo – FSP/USP, o Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia de Bauru – FEB, com participação da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, através da Diretoria de Avaliação de Impacto Ambiental, Departamento de Avaliação de Processos. Deste modo, a presente pesquisa tem como objetivo determinar e caracterizar os processos físicos envolvidos nas interações ocorridas entre a massa de resíduos em decomposição e o solo local, contribuindo para o entendimento destes processos. Além disso, conclusões sobre os processos físicos envolvidos na atenuação natural da carga de contaminantes, bem como a análise do comportamento das plumas de contaminação apresentadas à seguir, terão valor adicional quando relacionadas às análises químicas do solo e água subterrânea destes aterros, contribuindo desta maneira, para uma conclusão mais específica sobre a segurança destes empreendimentos.

## **4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **4.1 Contexto Geral**

O gerenciamento adequado dos resíduos sólidos urbanos, incluindo sua destinação final, seguindo-se normas e legislações pertinentes, são fatores primordiais para garantir a qualidade do meio ambiente, bem como da saúde pública.

Atualmente a utilização dos convencionais aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos tem se apresentado como alternativa viável do ponto vista ambiental e econômico. Em muitos municípios, este é adotado como solução única para destinação após a coleta domiciliar, com relevância àqueles considerados de médio e grande porte, os quais possuem capacidade técnica e econômica para implantar e operar um empreendimento deste porte.

Porém, a destinação final adequada dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte, que produzem até 10 toneladas por dia desses resíduos, ainda é um desafio aos técnicos do setor, bem como ao poder público municipal, o qual é responsável pelo gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. É bem típica a falta de conhecimentos técnicos, bem como a ausência de condições financeiras para a destinação adequada dos resíduos urbanos, implicando na continuidade da existência de inúmeros vazadouros a céu aberto (lixões).

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) nos 5.564 municípios brasileiros existentes em 2008, 89,8% (4.996) possuíam população inferior a 50.000 habitantes. Destes municípios, 53% (2.498) depositam seus resíduos em locais inadequados (IBGE, 2010) e apenas 24,3% (1.214) dispõem seus resíduos em aterros sanitários. Em muitos desses municípios faltam recursos humanos especializados e critérios técnicos, econômicos e sociais para tratar a questão dos resíduos sólidos.

Este fato fica também comprovado avaliando-se o histórico do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São

Paulo – CETESB, desde 1997. Nesse histórico observa-se que os municípios em situação inadequada, na sua grande maioria são de pequeno porte.

Diante dessa questão, o Governo do Estado de São Paulo, por meio do Decreto 44.760 de 13 de março de 2000 e do Decreto 45.001 de 27 de junho de 2000, estabeleceu o Programa de Aterros Sanitários em Valas e autorizou a celebração de convênios entre a Secretaria Estadual de Meio Ambiente – SMA/ SP e os 281 municípios de pequeno porte do Estado, com população até 25.000 habitantes.

Este programa encontra-se sob responsabilidade da Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental – CPLEA, conforme Resolução SMA n° 24 de 23 de maio de 2003, sendo até 2006 celebrados 203 convênios e repassados recursos na ordem de R\$ 2 milhões, para elaboração de projetos e a implantação de aterros em valas (CETESB, 2008).

Ressalta-se, porém que, em face da inobservância dos planos de trabalho por alguns municípios, muitos convênios foram rescindidos e os respectivos repasses foram restituídos à SMA. Considerando estas rescisões, restaram 77 municípios conveniados.

Em função do grande número de aterros em valas existentes no Estado de São Paulo e das simplificações construtivas adotadas e muito questionadas, torna-se fundamental avaliar cientificamente a potencialidade e os impactos causados e suas implicações sobre o meio ambiente e à saúde pública.

Cabe salientar que estes métodos simplificados de disposição de resíduos são adotados apenas no Estado de São Paulo, nos denominados aterros em valas, e no Estado da Bahia, nos denominados aterros simplificados, sendo que nos demais Estados há uma explícita rejeição a estes sistemas. Porém, tais Estados mostram-se em situações muitas vezes mais críticas e ambientalmente piores, prevalecendo a disposição em vazadouros onde não se vislumbra uma solução, mesmo ocorrendo uma situação não considerada ideal, mas temporária, com vistas a uma evolução progressiva na qualidade e preservação ambiental.

## **4.2 Panorama da Destinação Final de Resíduos Sólidos no Brasil**

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a população brasileira é de aproximadamente 190 milhões de habitantes, gerando em média 195 mil t/dia de resíduos sólidos urbanos, das quais foram coletadas aproximadamente 173.500 t/dia, no ano 2010 (IBGE, 2010; ABRELPE, 2011). Ainda neste levantamento, em relação à destinação final de resíduos sólidos, dados referentes às formas de disposição final, distribuídos de acordo com a população dos municípios, indicam que aproximadamente

51% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em “lixões”, somente 27% relatam que utilizam aterros sanitários e 22% dispõem seus resíduos em aterros controlados (IBGE, 2010).

Verifica-se também que a forma de destinação final mais utilizada continua sendo a deposição de resíduos sólidos a céu aberto na maioria dos municípios com população inferior a 10.000 habitantes, considerados de pequeno porte, correspondendo à 48% dos municípios brasileiros. Nesses municípios, 63,6% dos resíduos sólidos coletados são depositados em lixões, enquanto 16,3% são encaminhados para aterros controlados (IBGE, 2010).

O depósito de resíduos sólidos a céu aberto ou lixão é uma forma desordenada de disposição sem cobertura ou compactação dos resíduos, podendo ocasionar poluição do solo, ar e água, além de proliferar vetores de doenças. Por sua vez, o aterro controlado é uma maneira alternativa de se dispor resíduos no solo, que pratica como principal cuidado a cobertura dos resíduos com uma camada de solo ao final do dia trabalhado, objetivando reduzir a proliferação de vetores de doenças (CASTILHOS JR, 2003).

### **4.3 Panorama da Destinação de Resíduos Sólidos no Estado de São Paulo**

No Estado de São Paulo, desde 1997, vêm sendo elaborado anualmente pela CETESB, o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, o qual avalia e apresenta as condições dos sistemas de disposição final e tratamento de resíduos, em operação, para cada um dos 645 municípios do Estado. Neste inventário são consideradas características locais, estruturais e operacionais, por meio da avaliação técnica, com a aplicação de um formulário padronizado, cujos resultados são expressos pelos Índices de Qualidade de Aterros de Resíduos – IQR, Índice de Qualidade de Aterros em Valas – IQR Valas e Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem – IQC, com variação de 0 a 10, classificando em três faixas de enquadramento: *Inadequada, Controlada e Adequada*.

Da análise dos resultados desde 1997 até 2010, conforme mostrado na Figura 1, pode ser verificado um crescimento significativo no número de municípios que dispõem seus resíduos de forma *Adequada*, passando de 27 em 1997, para 432 em 2010, sendo que estes respondem pela geração de 88,7 % dos resíduos no Estado (CETESB, 2010a). Contudo, observa-se que 24 municípios, equivalentes a 3,7 % dos municípios do Estado, ainda dispõem seus resíduos de forma *Inadequada*, porém isto corresponde a apenas 1,2 % do total de resíduos gerados no Estado.



Constata-se também que 70,1 % dos municípios geram menos de 10 t/dia de resíduos (CETESB, 2010a). Neste grupo encontra-se o maior número de aterros de resíduos em condições *Inadequadas*, demonstrando que estes merecem uma atenção maior do poder público.

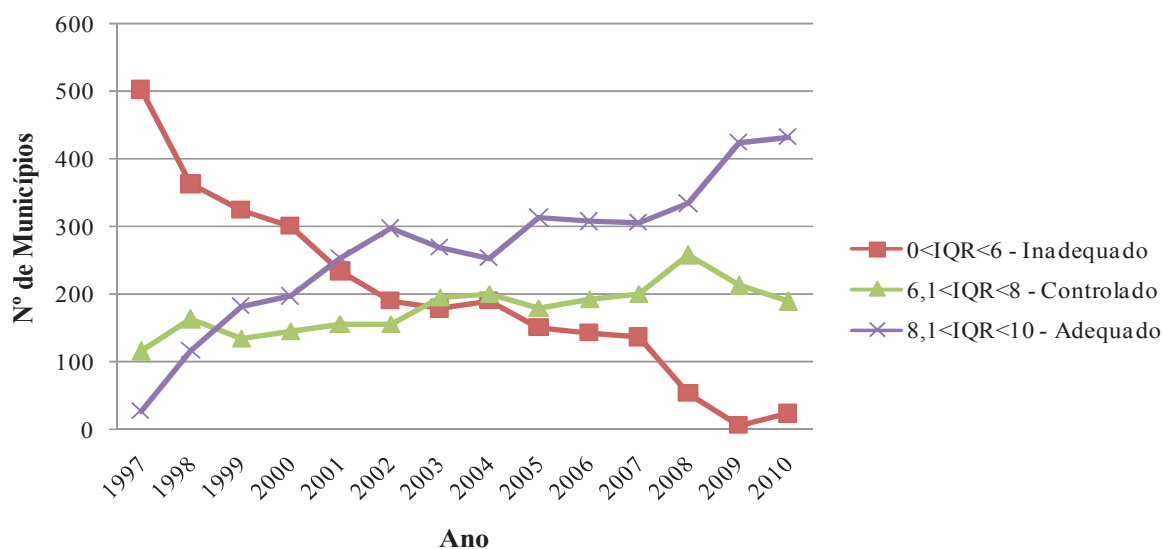


Figura 1: Situação Geral do Estado de São Paulo, quanto ao número de municípios e seu enquadramento no IQR – Índice de Qualidade dos Resíduos (CETESB, 2010a).

#### 4.4 Aterros Sanitários de Pequeno Porte (Aterros em Valas)

Por possuírem escassos recursos financeiros, a aquisição de equipamentos para a operação dos aterros sanitários é a maior adversidade encontrada por municípios de pequeno porte para a construção dos aterros (SMA, 2005). Os tratores de esteiras, utilizados nos aterros, têm custos de aquisição e manutenção elevados. É importante considerar que o menor trator de esteiras disponível no mercado nacional possui capacidade para operar até 150 t/dia de resíduos. Deste modo, para pequenos municípios, que geram resíduos em quantidades muito inferiores a esse limite, podem ocorrer longos períodos de ociosidade do equipamento, o que possivelmente, resultaria na utilização desse equipamento em outras obras no município. Assim, o aterro poderia ser convertido em um depósito a céu aberto, devido ao aterramento dos resíduos invariavelmente se condicionar a um plano secundário. Esse é o grande obstáculo apresentado por vários modelos de aterros, quando aplicados às pequenas comunidades, com exceção daqueles concebidos em valas e operados sem a utilização de equipamentos de grande porte (SMA, 2005; CETESB, 2010b).

O aterro desenvolvido em valas fundamenta-se no preenchimento de valas escavadas com dimensões apropriadas, nas quais os resíduos são confinados sem

compactação e sua cobertura com terra é realizada de forma manual. Os equipamentos são, portanto, indispensáveis somente na fase de abertura das valas (SMA, 2005). A deposição dos resíduos sem compactação impossibilita o aproveitamento integral da área a ser aterrada, inviabilizando este processo na maioria das comunidades com produção acima de 10 t/dia de resíduos.

Devido às dimensões reduzidas e ao método construtivo das valas, torna-se inviável a utilização de solos argilosos compactados como material impermeabilizante. Assim, como requisitos, devem ser selecionadas áreas que naturalmente agreguem condições de permeabilidade favoráveis à implementação do aterro sem a necessidade de sistemas de impermeabilização.

Ainda com relação às áreas escolhidas para implantação destes aterros, é recomendado que, em locais com solos argilosos, a cota máxima do aquífero freático deva estar no mínimo a 3 metros da cota de fundo da vala, e para solos arenosos, à distâncias superiores, devendo-se observar ainda critérios topográficos, dimensões da área, distância de corpos d'água e de residências, condições de acesso, distância do centro gerador, entre outros (NBR 15849:2010).

Ressalta-se que este procedimento não prevê a utilização de dispositivos de controle, como sistema de drenagem de efluentes líquidos percolados, drenagem de gases e ainda de dispositivos de monitoramento das águas subterrâneas.

Desta forma, nesses casos as especificações contidas nas Normas NBR 13.896:1997 – “Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação”, e NBR 8.419:1992 – “Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos”, não são usualmente adotadas na concepção dos aterros sanitários de pequeno porte (ASPP). Deve ser considerado ainda, o elevado potencial poluidor dos efluentes líquidos percolados (chorume). Assim, justifica-se a preocupação em verificar o comportamento da percolação desses líquidos, a capacidade de atenuação natural de contaminantes no solo, e finalmente as implicações sobre a qualidade das águas no local e no entorno destes empreendimentos.

Ao longo do período de operação, efetua-se a execução de sistemas e dispositivos de drenagem superficial, com objetivo de manter a área do aterro sanitário em condições normais de operação, além de se evitar o acúmulo excessivo de águas que contribuem para o aumento da geração de chorume.

Após a finalização da disposição de resíduos no local, deve-se prever uma rotina de manutenção, de modo a corrigir eventuais recalques no solo, além de manter o adequado funcionamento dos sistemas de drenagem de águas pluviais e controle da vegetação.

Conforme descrito nos Procedimentos para Implantação de Aterros em Valas (SMA, 2005), o prejuízo ambiental eventualmente causado por esse tipo de aterro, é frequentemente questionado, devido à simplicidade das técnicas empregadas. Deste modo, tais problemas devem ser solucionados no momento da definição da área que será utilizada. Caso haja equívoco na escolha da área, certamente surgirão problemas que irão requerer soluções gradualmente mais complexas, gerando a necessidade de estruturas onerosas, que podem ser incompatíveis com esse tipo de aterro. A operação criteriosa é a segunda condição para o êxito desse tipo de aterro, nunca devendo ser desprezada.

Deve-se ressaltar que a NBR 15.849 foi regulamentada apenas no ano de 2010. Este atraso na regulamentação de uma Norma Técnica específica para ASPP gerou questionamentos por parte de órgãos ambientais sobre a adoção de tecnologias, como a do aterro em valas para que, apoiados em métodos científicos, apresentassem a simplificação de alguma etapa usual de dimensionamento ou de operação, sem prejuízos à eficiência desta alternativa.

#### **4.5 Avaliação do Potencial Poluidor de Aterros Sanitários de Pequeno Porte**

Conforme estudo efetuado por Teixeira (2002), o potencial poluidor de ASPP foi avaliado através de células experimentais, construídas como padrão, mas adaptadas para permitir a coleta do chorume produzido; e, por meio da avaliação da poluição/contaminação de células existentes (com mais de 7 anos aterradas).

Neste estudo, três células experimentais foram construídas seguindo o mesmo padrão, sobre um falso leito impermeabilizado, além da instalação de drenos de chorume. Estas células, depois de preenchidas com resíduos sólidos urbanos caracterizados, foram cobertas com uma camada de solo e com manta plástica. Para o chorume coletado nas células experimentais, foram monitoradas as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, alcalinidade, DQO, série de sólidos: ST, STV, STF, SS, SST, SSV e metais pesados. Na área com células existentes foram perfurados poços para amostragem de solo e verificação da presença de chorume. A presença e alcance da pluma contaminante também foram determinados através da abertura de poços sobre a célula do aterro existente, além de amostragens de solo. Verificou-se que, sob estas circunstâncias, o aterro em vala possui real potencial de poluição e/ou contaminação e há a necessidade que este seja dotado de um eficiente meio impermeabilizante como forma de proteção ao subsolo e águas subterrâneas (TEIXEIRA, 2002).

Por meio de células experimentais, o estudo demonstrou que há um considerável potencial de geração de chorume com carga poluidora elevada, concluindo-se que o aterro em vala apresentou real capacidade de contaminação/poluição do solo e, eventualmente, de águas subterrâneas. Desta forma, julgou-se necessário um sistema eficiente de impermeabilização de fundo e das laterais, quando inclinadas, prevendo-se, também a coleta e tratamento do chorume.

Quanto a avaliação das valas existentes, foram feitas amostragens a cada meio metro, avaliando-se visualmente a presença de chorume, sendo este encontrado a profundidades de até 2 m em valas com 8 anos de aterramento (TEIXEIRA, 2002).

Averiguando o método e os resultados apresentados neste estudo, verifica-se que não foram consideradas condições reais de campo para a geração do chorume nas células experimentais, as quais foram impermeabilizadas e cobertas com manta de PVC, além de não serem avaliadas eventuais alterações na qualidade do solo e das águas subterrâneas sob as valas, sendo considerada, deste modo, apenas uma análise visual.

Ainda, deve-se considerar que o sistema de aterramento em valas parte do pressuposto da utilização da capacidade de atenuação natural do solo, e que a verificação visual de chorume a 2 m de profundidade não implica concluir que este mecanismo não esteja operando adequadamente, ou ainda, que é inviável a utilização do método, justificando um posterior estudo mais rigoroso para verificação das condições reais de campo nos aterros em operação.

#### **4.6 Caracterização Física Geral da Área de Influência de Um Aterro**

A escolha da área de estudo é determinada considerando-se o potencial de contaminação do solo e das águas subterrâneas na região do aterro sanitário. Esse potencial é definido basicamente pelas condições hidrológicas, geológicas, hidrogeológicas e geomorfológicas, mantendo-se os limites devidos dados pela posição geográfica e dimensões da área. Essa caracterização está baseada nos seguintes elementos:

- Mapas abrangendo os condicionantes citados;
- Topografia da área de influência e;
- Consultas à NBR 15.849:2010 – Resíduos Sólidos Urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento.

Aconselha-se que na escolha da área sejam evitados locais que apresentem solos muito permeáveis ou com nível máximo do aquífero freático muito próximo à superfície.

Quanto à granulometria do solo, é conveniente que este apresente porcentagem de partículas, passando pela peneira nº 200 da ASTM, superior a 30% (Análise Granulométrica por Peneiramento e Sedimentação — MB 32/1968 — ABNT) (SMA, 2005).

Ainda, para a escolha de áreas destinadas à implantação de ASPP, segundo a NBR 15849:2010, devem ser seguir os seguintes requisitos:

- As áreas devem ser predominantemente planas, com declividade entre 1 e 30%. Deve se evitar terrenos em topos de morros;
- Devem ser coerentes com a vida útil calculada em projeto. Como base de cálculo primária, estimar 1 m<sup>2</sup> por tonelada de resíduo a ser aterrada por dia;
- O solo deve ter composição predominantemente homogênea e argilosa. Evitar terrenos com matacões e rochas aflorantes;
- Devem ser evitadas áreas sujeitas a inundações e flutuações excessivas de lençol freático como as várzeas de rios, pântanos e mangues;
- Deve ser respeitado o limite de 200m como distância mínima de corpos de água;
- A cota máxima do aquífero freático deve estar o mais distante possível da cota do fundo da vala. Recomenda-se 3 m para solos argilosos e distâncias superiores para solos arenosos.

Em casos de Licenciamento Ambiental, devem ainda ser consideradas:

- A direção dos ventos predominantes não deve favorecer o transporte de poeira ou mau cheiro para núcleos habitacionais;
- Recomenda-se distância mínima de 500 m de áreas urbanizadas ou núcleos populacionais;
- Legislações de uso do solo e de proteção dos recursos naturais;
- Acessibilidade sem restrições em qualquer época do ano e;
- Menor distância possível entre a área selecionada e o núcleo gerador de resíduos.

No caso dos aterros sanitários em valas, a utilização de solos argilosos compactados como material de impermeabilização é inviável devido ao método construtivo e às dimensões reduzidas das valas, devendo-se, obrigatoriamente, escolher áreas que naturalmente apresentem condições de permeabilidade favoráveis à implementação do aterro sem o uso de componentes impermeabilizantes (SMA, 2005).

É importante ressaltar que nenhuma medida de remediação ambiental foi aplicada no aterro sanitário de pequeno porte em estudo (Angatuba), justificando assim, a confirmação da real situação sobre a qualidade do solo local, após as devidas investigações.

## **4.7 Caracterização Geotécnica Específica**

### **4.7.1 Método da Eletrorresistividade**

Devido à crescente preocupação com a proteção ambiental, tem sido necessário o desenvolvimento de técnicas e procedimentos para investigação, caracterização e monitoramento geoambiental do subsolo. Alguns métodos geofísicos - principalmente os elétricos - vêm sendo utilizados para esse fim e tem levado a resultados promissores (VOGELSANG, 1995).

Mais recentemente, a aplicação desses e de outros métodos elétricos têm fornecido informações importantes em relação à estrutura dos depósitos de resíduos, por exemplo, volume de rejeitos e perfil vertical do aterro, definição do sentido de fluxo subterrâneo, bem como as relações envolvendo a quantidade de resíduos introduzida no meio e as características geológicas, geotécnicas e hidrogeológicas locais (CARPENTER *et al*, 1990; ELIS e ZUQUETTE, 1996; 1997).

Os métodos geofísicos, em particular os geoeletricos, são métodos não invasivos. A possibilidade de aquisição de dados em grande escala a um custo relativamente baixo, por meio do instrumental geofísico, permite sua aplicação em estudos ambientais, preferencialmente integrados a técnicas diretas de investigação. Na ausência de dados diretos, os métodos geofísicos são uma alternativa para avaliação de áreas contaminadas devido às alterações nas propriedades físicas do ambiente impactado (MOREIRA e BRAGA, 2009b).

O método da Eletrorresistividade possibilita a leitura da resistividade elétrica do solo, tanto verticalmente quanto lateralmente, gerando bons resultados na localização de contaminantes. Este método tem sido amplamente utilizado e mostra-se muito eficiente em estudos ambientais (ATEKWANA *et al.*, 2000; SAUCK *et al.*, 1998; SAUCK, 2000; STANTON e SCHRADER, 2001; SOUPIOS, 2007), entre eles na caracterização de contaminações em aterros sanitários (FRID *et al.*, 2008). O método tem sua eficiência explicada devido ao fluido contaminante (chorume no caso dos aterros) possuir elevada carga orgânica, rico em sais dissolvidos e íons, o que aumenta a condutividade elétrica no solo. Tal condutividade varia com o tempo (BERNABINI e CARDARELLI, 1997; ARISTODEMOU e THOMAS-BETTS, 2000; BERNSTONE *et al.*, 2000), tornando a

propriedade física da resistividade propícia ao mapeamento de plumas de contaminação. No entanto, estudos desta natureza são escassos em ASPP.

Um dos principais benefícios da aplicação dos métodos geofísicos, quando comparados aos métodos tradicionais de investigação de subsolo como, por exemplo, as sondagens intrusivas, é a agilidade na avaliação de grandes áreas a custos relativamente menores. Ainda, as investigações geofísicas proporcionam o desenvolvimento de perfis contínuos, permitindo identificar com maior precisão as variações resultantes das mudanças litológicas ou originadas pela ocorrência da contaminação subterrânea (CETESB, 2001a).

Para a caracterização ambiental de áreas contaminadas, a execução de levantamentos geofísicos objetiva identificar a presença da contaminação no subsolo, além de definir formações geológicas e hidrogeológicas nas áreas investigadas (CETESB, 2001a).

O meio geológico e suas características, além da natureza da contaminação, podem definir o comportamento dos contaminantes em subsuperfície. Nesse contexto, a interpretação dos dados geofísicos pode contribuir para a obtenção de informações sobre a litologia, estratigrafia, profundidade do nível d'água, profundidade do embasamento, presença de falhas ou fraturas, existência de aquíferos importantes, caminhos preferenciais de propagação subterrânea e outras feições geológicas de interesse (CETESB, 2001a). O emprego dos métodos geofísicos na avaliação de contaminantes em profundidade está direcionado, especificamente, à identificação de valas contendo resíduos, à investigação da contaminação dispersa no solo e nas águas subterrâneas, à localização de tanques e tambores enterrados e à determinação de vazamentos em tanques ou dutos (CETESB, 2001a).

A execução de duas ou mais técnicas geofísicas diferentes aumentam a precisão das interpretações, sendo a natureza dos contaminantes e a geologia local, elementos determinantes para a escolha dos métodos geofísicos empregados.

As variações significativas do padrão normal das medidas geofísicas, que são as anomalias, do ponto de vista ambiental, podem sugerir a ocorrência de contaminantes em subsuperfície. A compreensão dessas anomalias é crucial, pois pode indicar a intensidade da contaminação presente, gerando assim, importantes dados para o diagnóstico local, o monitoramento da dispersão dos contaminantes e acompanhamento da reabilitação de uma área contaminada (CETESB, 2001a).

Dessa forma, informações advindas de levantamentos geofísicos são convenientes para a localização dos poços de monitoramento, além de fornecerem estimativas de área e volume para os processos de remoção e remediação de solos contaminados (CETESB, 2001b).

A pesquisa de Elis (1999) descreve as possibilidades de aplicação e as limitações dos métodos geofísicos elétricos no estudo de áreas de disposição de resíduos, e da consequente contaminação gerada. Os resultados sugerem o método da Eletrorresistividade como a ferramenta mais indicada aos objetivos propostos, principalmente devido à grande versatilidade, facilidade e rapidez na aquisição de dados em campo.

Lima *et al.* (1995), aplicaram as técnicas de Caminhamento Elétrico e Sondagem Elétrica Vertical na identificação de plumas de contaminação, oriundas de um aterro de resíduos líquidos derivados de petróleo. Poucos poços de monitoramentos, aliados à correlação entre pseudosseções de resistividade aparente permitiram relacionar intervalos de baixa resistividade elétrica com áreas ricas na concentração de contaminantes.

#### 4.7.2 Sondagem Elétrica Vertical (SEV)

A técnica da SEV consiste em uma sucessão de medidas de um parâmetro físico, a resistividade aparente (método da Eletrorresistividade), efetuadas com o mesmo tipo de arranjo e separação crescente entre os eletrodos de emissão e recepção, mantendo-se fixos o centro do arranjo (ponto de atribuição do ensaio) e sua orientação (Figura 2).

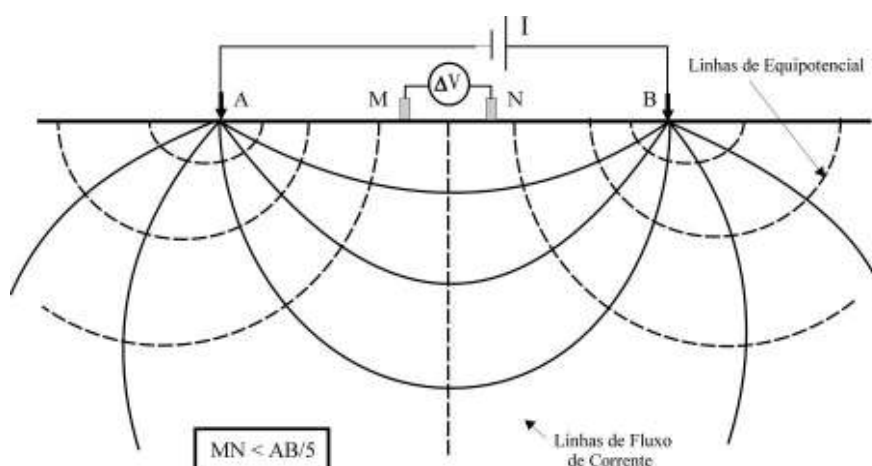


Figura 2: Disposição no campo para Arranjo Schlumberger – SEV. Fonte: Elis, 2008.

Aumentando-se a distância entre os eletrodos de corrente A e B, o volume total da subsuperfície incluída na medida também aumenta, permitindo alcançar camadas cada vez mais profundas. Os resultados sucessivos estarão, portanto, estritamente ligados com as variações da resistividade e com a profundidade.



Os dados de resistividade aparente, assim obtidos em cada SEV, são representados por meio de uma curva bilogarítmica, na qual o eixo das ordenadas apresenta os valores de resistividade aparente (ohm.m) e o eixo das abscissas, as distâncias entre os eletrodos de emissão ( $AB/2$  em metros) correspondentes.

Na execução da técnica da SEV, o arranjo de campo mais utilizado é o *Schlumberger*, devido à qualidade dos dados de campo, facilidade e rapidez na execução e sua menor sensibilidade às variações laterais de resistividades e ruídos naturais e artificiais existentes no subsolo, tais como, correntes naturais do solo, interferências de fios de alta tensão, etc..

O espaçamento entre os eletrodos deverá obedecer à seguinte relação:

$$MN \leq AB / 5$$

Na interpretação dos dados de campo de uma SEV, obtém-se a distribuição das resistividades e espessuras reais das camadas do subsolo, atribuindo-se esta distribuição de maneira vertical a partir do ponto central do arranjo utilizado em superfície.

As curvas de campo são interpretadas pelo método das aproximações sucessivas ou de inversão usando regressão em cadeia. Em função dos parâmetros resistividade e espessura do modelo inicial, é calculada uma curva de resistividade aparente. No ajuste dessa curva a curva de campo, os parâmetros iniciais são modificados automaticamente até o melhor ajuste do modelo inicial.

Estes ensaios apresentam modelos geoeletricos que possibilitam caracterizar horizontes de solo/sedimento, e também a zona saturada.

#### **4.7.3 Técnica de Caminhamento Elétrico - Arranjo Dipolo-Dipolo**

De acordo com Elis (2008), as investigações pelo Caminhamento Elétrico (CE) são realizadas ao longo de perfis e os resultados obtidos se relacionam entre si através, ou de um estudo em mapas a uma ou mais profundidades determinadas ou de seções com vários níveis de investigação.

Devido ao caráter de detalhe e precisão dos resultados a serem obtidos, o arranjo utilizado na presente pesquisa foi o Dipolo-Dipolo.

Na

Figura 3 é ilustrada a disposição no campo, dos eletrodos de emissão de corrente e recepção de potencial, no desenvolvimento da técnica do CE - arranjo de campo dipolo-dipolo.

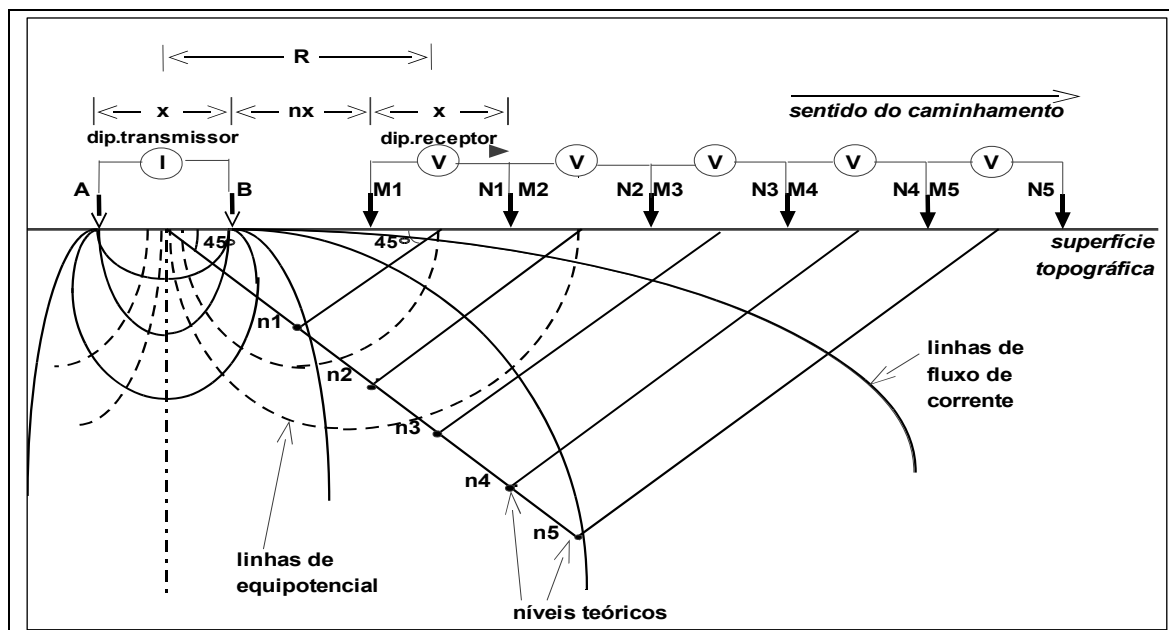


Figura 3: Disposição no campo do arranjo Dipolo-Dipolo. Técnica do Caminhamento Elétrico.

Fonte: Elis, 2008.

No desenvolvimento desse arranjo de campo, pode-se utilizar simultaneamente vários dipolos de recepção dispostos ao longo da linha a ser levantada. Cada dipolo refere-se a um nível de investigação, podendo, dependendo do caráter da pesquisa, estudar as variações horizontais de um parâmetro físico ao longo de um perfil com um ou até dez dipolos, respectivamente, com uma ou dez profundidades de investigação. Nesse tipo de arranjo, a profundidade teórica atingida em cada nível investigado pode ser tomada como sendo  $R/2$  (metros).

O ensaio é desenvolvido ao longo de perfis com espaçamento constante, em função das profundidades de investigações requeridas, pois tanto o espaçamento entre os dipolos como o número de dipolos utilizados regulam as profundidades de investigação atingida.

Após a disposição do arranjo no terreno, fixados os níveis de investigações e se obter as leituras pertinentes, todo o arranjo é deslocado para a estaca seguinte e são efetuadas novas leituras correspondentes, continuando este procedimento sucessivamente até atingir o final do perfil a ser levantado.

O sistema de plotagem dos parâmetros físicos obtidos é efetuado considerando como ponto de atribuição das leituras, uma projeção de  $45^\circ$  a partir dos centros dos dipolos AB e MN, até se atingir o ponto médio entre os centros destes dipolos (

Figura 3). Após a plotagem de todos os parâmetros geoeletricos obtidos em um perfil levantado, tem-se uma seção geoeletrica aparente, que pode ser utilizada

como base para interpretação geológica. Com o desenvolvimento da informática para Geociências foram desenvolvidos *softwares* que, utilizando o processo de inversão por mínimos quadrados, transformam os dados de campo em uma seção modelada de resistividade, na qual os valores observados são de resistividades e profundidades reais. Nas seções interpretadas as isolinhas de resistividade tendem a mostrar a forma dos corpos geológicos existentes.

#### **4.8 Trocas Iônicas em Subsuperfície**

Assim que infiltram na camada de solo abaixo do aterro, principalmente em solos argilosos, os íons metálicos em solução podem ser removidos por sorção, troca iônica ou precipitação direta no substrato. Os compostos orgânicos lixiviados que infiltram no aquífero anaeróbico – base do nível freático, são biodegradados lentamente, formando ácidos que podem reagir com os elementos que compõem o aquífero, com consequentes alterações no fluxo geoquímico local (BENNETT e SIEGEL, 1987). Em ambientes redutores, elementos inorgânicos como ferro e manganês, presentes e dissolvidos no chorume, podem ser solubilizados no aquífero subterrâneo (MOREIRA e BRAGA, 2009a).

Entre outros, a concentração de cátions no solo é direcionada por processos de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução, que podem ser influenciados por inúmeras propriedades dos solos, tais como pH, conteúdo de argila, teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica (CTC) (MARTINEZ e MOTTO, 2000). A elevação do pH aumenta o número total de cargas negativas do solo e, conseqüentemente, sua capacidade de adsorção de cátions; os minerais de argila afetam a adsorção do elemento através do seu efeito sobre a CTC dos solos e a matéria orgânica influencia a adsorção de cátions devido à formação de substâncias complexas, solúveis e insolúveis, entre as substâncias húmicas e o elemento (WANG e HARRELL, 2005). A adsorção é, talvez, o principal processo entre os citados, a ser considerado para o entendimento da presença de cátions visto que as reações de adsorção/dessorção tendem a ser mais rápidas que os processos de precipitação/dissolução (HARTER, 1991).

Os solos possuem cargas elétricas na superfície de suas partículas que reagem com a água e cátions dispersos na solução do solo. A medida da distribuição dessas cargas elétricas disponíveis é determinada pela CTC do solo (COSTA *et al.*, 1999). A classe textural do solo, o tipo de mineral de argila presente e o teor de matéria orgânica irão determinar a CTC de um solo (BRADY, 1989). Pequenas partículas (fração argila,  $f < 2\text{mm}$ ) são características por um grande número e uma grande área superficial por

unidade de massa (SPOSITO, 1989). Assim, solos argilosos exibem maiores valores de CTC quando comparados a solos arenosos (BRADY, 1989). Por outro lado, solos com predominância de argilas silicatadas tendem a apresentar maior CTC do que solos com predominância de óxidos de ferro e alumínio (BOUDOT *et al.*, 1986). Estes minerais apresentam cargas dependentes do pH, e no pH do solo (variando de 5 a 7), os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio apresentam grande parte de suas cargas positivas (SPOSITO, 1989), repelindo eletrostaticamente os cátions dispersos na solução do solo. Ou seja, minerais como hematita, maghemita, goetita e gibsitita, nesta faixa de pH, apresentam um predomínio de sítios de retenção de ânions (CTA) em relação à retenção de cátions (CTC) (COSTA *et al.*, 1999).

Mestdagh *et al.* (1980) observaram que a área superficial aumentava e o grau de cristalinidade de caulinitas diminuía conforme o aumento da substituição isomórfica do alumínio por ferro dentro da grade cristalina. A ocorrência de minerais altamente reativos em solos arenosos, ainda que em baixas concentrações, pode determinar valores de CTC superiores aos de solos argilosos com predominância de óxidos de ferro e alumínio e caulinita (BRADY, 1989; COSTA *et al.*, 1995).

Além dos colóides inorgânicos, a CTC de um solo também é dependente da presença dos colóides orgânicos. Estes são formados a partir da decomposição química e biológica dos componentes orgânicos adicionados ao solo (MCBRIDE, 1994; SPOSITO, 1989). Os produtos finais deste processo apresentam coloração escura e elevada densidade de cargas negativas, através da presença de grande quantidade de grupos carboxílicos, fenólicos, amídicos, imidazólicos e álcoois na superfície das cadeias orgânicas (SPOSITO, 1989). O baixo pH no ponto de carga zero dos colóides orgânicos e a presença de grande quantidade de cargas na superfície fazem com que estes colóides apresentem importância fundamental na CTC dos solos de baixa densidade de cargas na fração mineral (SANCHEZ e LOGAN, 1992). Alterações nos valores de CTC da matéria orgânica derivam do tipo de material orgânico presente, ocorrência de cátions (OADES, 1984; STEVENSON, 1984; TISDALL e OADES, 1982), condições físicas para a decomposição da matéria orgânica adicionada ao solo (SPOSITO, 1989), permeabilidade do solo (NEUE e SCHARPENSEEL, 1987), etc. Ainda, o conteúdo de argila e o acúmulo de matéria orgânica no solo têm apresentado correlações positivas (JONES, 1973).

A determinação da CTC dos solos tem sido um parâmetro utilizado para se avaliar a composição da fração mineral e da matéria orgânica do solo (GREENLAND *et al.*, 1992), como também para analisar efeitos do manejo do solo, condições de oxi-redução, práticas culturais, estabilidade dos agregados em água, alterações na mineralogia dos solos (BRYANT e MACEDO, 1990), na separação das classes de solos no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos e, em estudos de saneamento ambiental, como

ferramenta adicional para o entendimento do potencial de atenuação natural dos solos quando submetidos à cargas contaminantes.

#### **4.9 Potencial de Atenuação Natural do Solo**

A atenuação natural consiste de um trabalho de remediação, incluindo uma gama de processos químicos, físicos e biológicos, os quais sob condições favoráveis, promovem a redução de massa, toxicidade, mobilidade, volume ou concentrações de contaminantes no solo ou água subterrânea, sem qualquer intervenção humana (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US EPA, 1999). Este processo ocorre de forma natural em qualquer área contaminada, com eficiência variável, e dependem dos tipos e concentrações de contaminantes presentes além dos processos físicos, químicos e biológicos característicos do solo e da água subterrânea (US EPA, 2004).

Protocolos existentes relatando sobre a atenuação natural (NRC, 2000), apontam que os locais devem ser monitorados de modo a se verificar a continuidade dos processos de atenuação. Conseqüentemente, esta passa a ser chamada de atenuação natural monitorada. A atenuação natural monitorada possui algumas vantagens em comparação com outras técnicas de remediação que se aplicam a pequenos volumes para remediação, por reduzir a exposição humana, apresentar menores custos (US EPA, 1999; HEATH, 1999), e melhor locação dos recursos para remediação (SWETT e RAPAPORT, 1998). A desvantagem da atenuação natural monitorada são os longos prazos para remediação e as dificuldades de se prever este período (SWETT e RAPAPORT, 1998; US EPA, 1999; HEATH, 1999).

A condição básica para a atenuação natural é que a taxa de transformação deve ser maior que a taxa de migração dos contaminantes porque, normalmente, o processo de atenuação é mais eficiente em locais onde a pluma é mais estável (MARIANO, 2006).

A atenuação natural da pluma de contaminantes advindos do chorume de aterros sanitários foi revisada por Christensen *et al.* (2001). A degradação da pluma de contaminantes orgânicos normalmente resulta na geração de zonas redutoras, da região de origem da pluma até sua periferia, através da disponibilidade de aceptores de elétrons que reagem sob uma certa ordem preferencial (CHRISTENSEN *et al.*, 2000a; CHRISTENSEN *et al.*, 2001). A previsão do desenvolvimento das zonas redutoras é de extrema importância para a avaliação da atenuação natural, visto o potencial e a taxa de degradação de determinados compostos orgânicos dependerem das condições redutoras do subsolo, ou seja, dependem da disponibilidade de oxigênio, nitrato, óxidos de ferro e

sulfatos (KRUMHOLZ *et al.*, 1996; CHRISTENSEN *et al.*, 2000a; NRC, 2000; CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

O solo é um sistema heterogêneo e polidisperso de componentes sólidos, líquidos e gasosos, em diversas proporções, são também muito porosos além de formarem corpos quimicamente solventes através da presença de água em seus interstícios (CALÇAS *et al.*, 2001). São formados por compostos quimicamente inertes, uma grande variedade de compostos orgânicos, substâncias de alta ou baixa solubilidade e organismos vivos, além de constituírem um meio favorável no qual ocorrem atividades biológicas complexas de forma simultânea (MCBEAN *et al.* 1995; QASIN *et al.* 1994). Os constituintes específicos do solo controlam a força de interação das reações e a predominância de uma sobre a outra (CALÇAS *et al.*, 2001).

Ações relacionadas essencialmente ao intemperismo químico em áreas tropicais, ocasionam alterações no estado físico das rochas e podem resultar espessas camadas de solo. A composição química dos solos residuais depende, entre outros fatores, dos constituintes minerais da rocha alterada. Em clima tropical, solos derivados de rochas basálticas são ricos em óxidos de ferro, como hematita, goetita e argilominerais (ABGE, 1998).

Os constituintes e sua importância variam com a matriz (rocha), o tempo, o clima, a topografia e a vegetação. As propriedades do solo em destaque, que influenciam a mobilidade dos constituintes dos resíduos são: (a) textura e distribuição do tamanho de partículas, (b) quantidade de hidróxidos (de ferro, manganês, e alumínio), (c) tipo e quantidade de matéria orgânica, (d) capacidade de troca iônica, e (e) pH do solo (CALÇAS *et al.*, 2001).

Microrganismos transformam compostos orgânicos através de reações que envolvem transferências de elétrons, a fim de extrair energia livre, para a síntese de ATP. Geralmente, os compostos orgânicos atuam como redutores, enquanto os compostos inorgânicos atuam como oxidantes. Por exemplo, a degradação de contaminantes orgânicos determina o desenvolvimento de condições redutoras em plumas de hidrocarbonetos. Em contraste, o carbono orgânico dissolvido (COD) em chorume de aterros sanitários, é constituído principalmente de ácidos húmicos, fúlvicos, e ácidos graxos, enquanto contaminantes orgânicos específicos contribuem normalmente com menos de 0,1 a 1% da carga orgânica. Deste modo, a degradação dos COD's impulsiona o desenvolvimento das condições redutoras em plumas de chorume e, portanto, determina o potencial de degradação espaço-temporal de compostos químicos orgânicos.

Sabe-se que muitos microorganismos incluindo, bactérias, algas e fungos, são capazes de remover metais do meio ambiente. No entanto, a capacidade de remoção, assim como os mecanismos de acumulação, podem variar amplamente de acordo com a

espécie microbiana, ou até mesmo com a estrutura da comunidade microbiológica. Fatores externos como pH, temperatura, ausência ou presença de nutrientes e outros metais também influenciam no mecanismo atuante e, conseqüentemente, na eficiência e seletividade de acumulação (LEMOS e SANTOS, 2007).

Ainda, estudos prévios de Hamada *et al.* (2001) e Iwai *et al.* (2003), também demonstraram que o solo, dependendo de sua composição e características mineralógicas, possui grande capacidade de retenção de contaminantes.

Inúmeros fatores relacionados ao solo proporcionam a capacidade natural de atenuação, contudo esta capacidade em assimilar contaminantes é limitada. Estes processos podem constituir simples diluições através da água não contaminada que infiltra no solo, bem como reações físico-químicas complexas, que aderem ou retardam o movimento dos contaminantes através do meio que compõe o solo. Historicamente, a aplicação da capacidade natural de atenuação do solo, vem sendo muito utilizada, mesmo quando ainda não havia se determinado esta teoria. Ainda assim, nos dias atuais, considera-se que o uso da capacidade de atenuação natural do solo pode se constituir em elevado risco, em que pese duas questões: estimativa da carga de contaminantes e a quantificação dos mecanismos de atenuação dessa carga presente no chorume (CALÇAS *et al.*, 2001).

A atenuação natural dos contaminantes advindos do chorume de “lixões” e aterros de resíduos ocorre em dois estágios primordiais: O escoamento através da zona não saturada e; o escoamento através das águas subterrâneas.

O lixiviado de aterros comumente é composto por substâncias tóxicas e perigosas, sob as formas sólida, líquida ou gasosa e pode apresentar altas concentrações de cloreto, ferro e zinco (MOREIRA e BRAGA, 2009a). Os elementos com elevada mobilidade iônica geralmente apresentam altas concentrações em comparação aos elementos de baixa mobilidade iônica (BAGCHI, 1987). O pH tende a aumentar com o tempo, já que componentes inicialmente ácidos tendem a estados neutralizados, com diminuição da Demanda Química por Oxigênio (DQO) e Demanda Biológica por Oxigênio (DBO) (MOREIRA e BRAGA, 2009a) (Tabela 1).

A composição do material lixiviado depende do tipo e da idade do resíduo aterrado, da taxa de infiltração de água e do pH. Contudo, a quantidade de gás e material lixiviado produzido pode ser alterada pela profundidade de deposição do material, condições climáticas locais, variações do nível freático, espessura do material de cobertura e controle de entrada e saída de líquidos na área de aterro (FARQUHAR, 1989). Presume-se que nas partes mais próximas da superfície ocorra rápida decomposição aeróbica enquanto que na massa de resíduos sob maiores profundidades

ocorra somente a decomposição parcial sob condições anaeróbicas (MOREIRA e BRAGA, 2009b).

Tabela 1: Mudanças típicas nas concentrações de chorume de acordo com a idade do resíduo (Farquhar, 1989; Birks e Eyles, 1997) (valores em mg/l)

Parâmetro	Idade do resíduo			
	0 – 5 anos	5 – 10 anos	10 – 20 anos	> 20 anos
STD	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	> 1.000
pH	5 – 6	6 – 7	7 – 7,5	7,5
DBO	10.000 – 25.000	1.000 – 4.000	50 – 100	< 50
DQO	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
N Amoniacal	500 – 1.500	300 – 500	50 – 200	< 30
P Total	100 – 300	10 – 100		< 10
Cloreto	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 – 500	< 100
Sulfato	500 – 2.000	200 – 1.000	50 – 200	< 50
Cálcio	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 – 500	< 500
Sódio + Potássio	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 – 500	< 100
Magnésio + Ferro	500 – 1.500	500 – 1.000	100 – 500	< 100
Zinco + Alumínio	100 – 200	50 – 100	10 – 50	< 10
Alcalinidade	10.000 – 15.000	1.000 – 6.000	500 – 2.000	< 500

Como descrito por McBean *et al.* (1995) e Qasin e Chiang (1994), atenuação é um processo físico, químico e/ou biológico, que gera uma diminuição temporária ou permanente na concentração de contaminantes da massa de resíduos aterrada, durante um determinado período ou distância percorrida. Ainda, Qasin e Chiang (1994) destacam que nas principais formas de atenuação estão incluídos os mecanismos de filtração, difusão, dispersão, diluição, absorção, precipitação/dissolução, adsorção/desorção, complexação, trocas iônicas, reações de redox e biodegradação aeróbia e anaeróbia.

A degradação de contaminantes através da ação de microorganismos (biodegradação) é um dos principais mecanismos responsáveis pela degradação de contaminantes com longos períodos de residência no ambiente natural. A eficácia deste processo depende de uma união de fatores, como a presença de receptores elétricos ( $O_2$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Mn^{4+}$ ,  $NO_3^-$ ), condições adequadas de pH, Eh, temperatura e baixo teor de contaminação (US EPA, 1998).

Através deste processo, os elementos em solução são mineralizados. Inúmeras pesquisas descrevem mineralizações de hematita ( $Fe_2O_3$ ) e magnetita ( $FeO$ ) em áreas contaminadas (LOVLEY, 1990; ELMORE *et al.*, 1987; MCCABE *et al.*, 1987), tanto em



locais sob restritas condições anaeróbicas como em áreas sob condições anaeróbicas. Deste modo, a ocorrência de neoformações minerais contribui para a redução nos valores de resistividade (MOREIRA e BRAGA, 2009b).

Um sistema de atenuação natural proporciona uma lenta migração dos líquidos, possibilitando o surgimento de processos de atenuação e dispersão, muitas vezes reduzindo a concentração de poluentes aos níveis aceitáveis. Um local ideal para disposição final de resíduos é aquele capaz de conter indefinidamente os resíduos e o chorume resultante, baseado em características geológicas, hidrogeológicas e através de mecanismos de engenharia. Mesmo que os conceitos atuais para sistemas de disposição final não adotem a capacidade de atenuação natural dos solos como um componente do projeto, esta atenuação deve ser considerada como um importante mecanismo de segurança para os sistemas de contenção de lixiviados (CALÇAS *et al.*, 2001).

A avaliação da atenuação natural sobre compostos orgânicos em plumas de lixiviados em aterros sanitários é mais difícil de se executar quando comparadas à locais contaminados com um único tipo de contaminante orgânico, tais como petróleo ou plumas de hidrocarbonetos clorados. As razões são a grande dimensão dos aterros, a heterogeneidade dos resíduos e a grande quantidade de contaminantes potenciais envolvidos (CHRISTENSEN *et al.*, 2000b).

Deve-se considerar ainda, que os sistemas prevalecentes no Brasil para a destinação final de resíduos sólidos urbanos, mesmo dotados de novos conceitos técnicos e atualizações da legislação, são os conhecidos “lixões”, onde se explora ao máximo a capacidade natural do solo em atenuar a carga de contaminantes. É inevitável que nestes sistemas precários ocorram sobrecargas que resultam na disseminação de seus efeitos a longas distâncias, caso não sejam estabelecidos mecanismos de contenção, gerando assim, necessidades de remediação da área.

## **5 MATERIAIS E MÉTODOS**

Tendo em vista os questionamentos técnicos efetuados por especialistas e ambientalistas, entre outros, quanto à possível contaminação do solo e/ou águas subterrâneas que eventualmente os aterros em valas poderiam causar, a presente pesquisa baseou-se na realização das seguintes etapas:

- Definição e caracterização física da área de influência do aterro em valas de Angatuba/SP;
- Caracterização do solo na área do aterro;
- Determinação do potencial de contaminação da massa de resíduos aterrada;
- Estimativa da capacidade de atenuação natural do solo.

### **5.1 Área de Estudo**

#### **5.1.1 Caracterização Física Geral da Área de Influência do ASPP de Angatuba**

O ASPP de Angatuba está localizado no km 222 da Rodovia Raposo Tavares (SP-270), cerca de 20 km a oeste do centro do município e a 50 km a noroeste do município de Itapetininga, coordenadas geográficas UTM-E 748.165 e UTM-N 7.400.304 m (Figura 4). O empreendimento está identificado no mapa geológico da região (Figura 5), marcado por um ponto vermelho na faixa correspondente à Formação Serra Alta (legenda P23sa, cor marrom escuro). O município possui aproximadamente 20.000 habitantes, com produção diária entre 8 e 10 m<sup>3</sup> de resíduos sólidos domiciliares (aprox. 6 t/dia) e economia baseada na fruticultura, produção de cana-de-açúcar, papel e celulose.



Figura 4: Em destaque, a localização do ASPP do município de Angatuba/SP. Fonte: Google Maps - ©2011 Google, coordenadas geográficas UTM-E 748.165 e UTM-N 7.400.304.

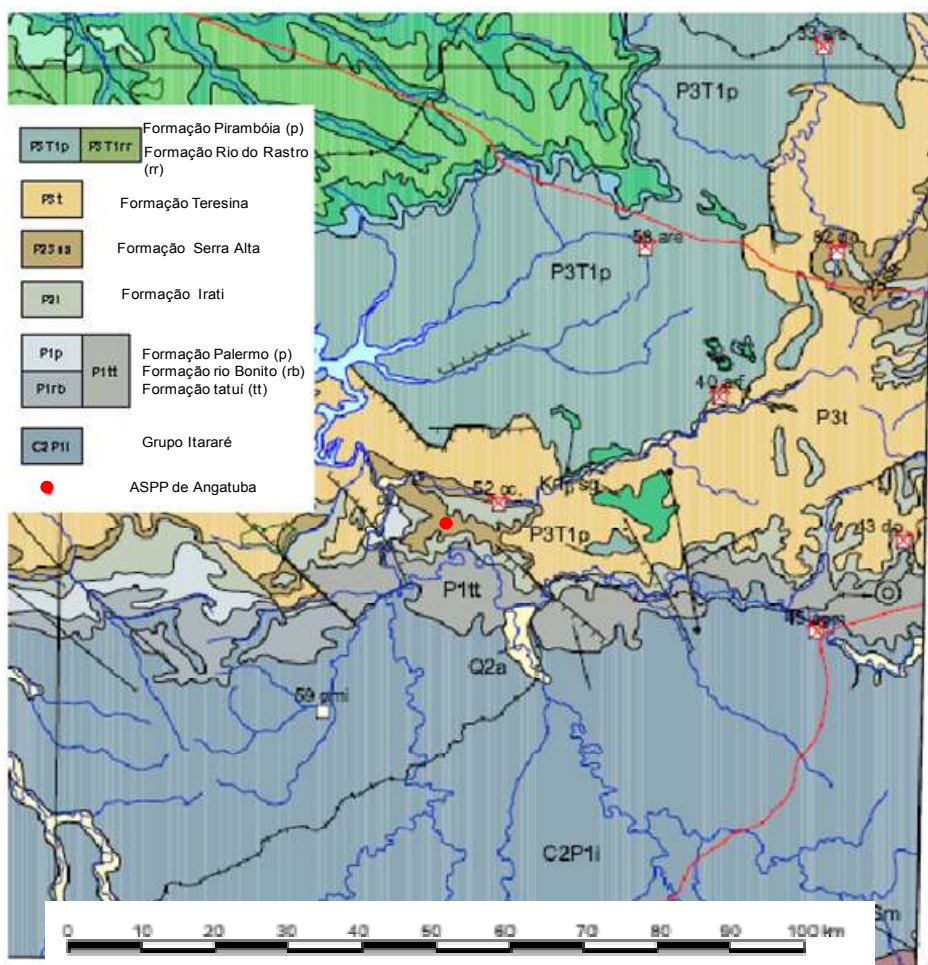


Figura 5: Segmento do mapa geológico da região de Angatuba, coordenadas 23° a 24° S e 48° a 49° W. Fonte: Perrota *et al.*/CPRM, 2004, adaptado.

A área de estudo é um aterro sanitário de pequeno porte, com sistema de operação organizado em valas para recebimento apenas de resíduos sólidos domiciliares.

O aterro do município possui IQR - Valas igual a 10, segundo o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares (CETESB, 2010a) (Tabela 2). Com o início da operação no ano de 2004, suas valas seguem o proposto pela SMA (2005) e possuem 2 x 65 x 3 m, sendo respectivamente, largura, comprimento e profundidade. Apresenta 45.000 m<sup>2</sup> de área disponível e vida útil prevista para 14 anos.

Tabela 2: Índice de Qualidade de Resíduos – IQR valas. Fonte: CETESB, 2010a.

		<b>IQR</b>								
<b>Município</b>	<b>Lixo (t/dia)</b>	<b>1997</b>	<b>1999</b>	<b>2001</b>	<b>2003</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>
Angatuba	6,4	6,8	5,9	2,8	2,6	9,3	10	10	10	10

O empreendimento está localizado na Formação Serra Alta (Figura 5; P23sa), próximo ao topo da Formação Irati (PERROTA *et al.*, 2004). A Formação Serra Alta é composta de siltitos e argilitos não betuminosos, de coloração cinza escuro. Estes estão dispostos em camadas tabulares maciças ou em laminação plano-paralela. A composição da Formação Serra Alta é indicada para este tipo de aterro, devido aos solos argilosos serem recomendados para empreendimentos que empregam metodologias simplificadas na destinação final de resíduos sólidos urbanos.

O solo da região de Angatuba é caracterizado como Latossolo Vermelho – LV, segundo mapa de solos para o Estado de São Paulo, elaborado pelo IBGE (2011) (Figura 6).

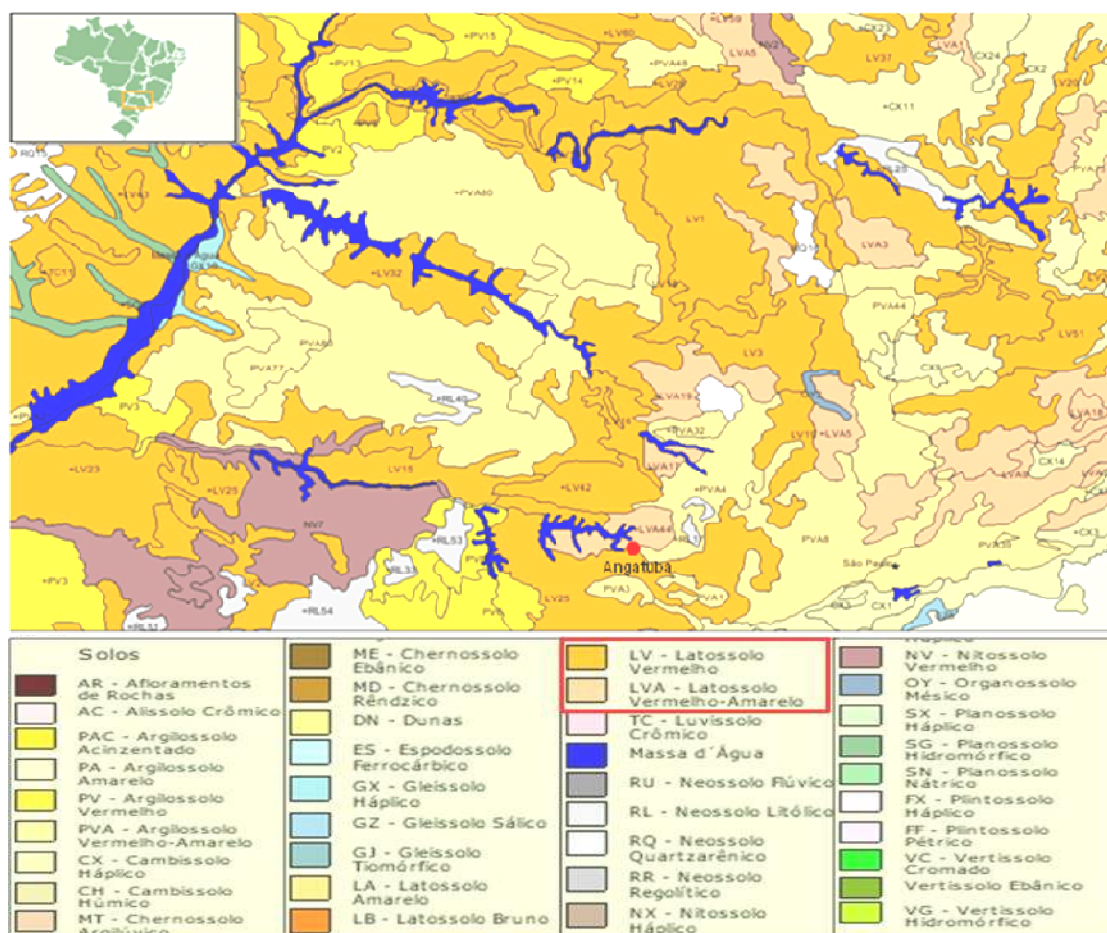


Figura 6: Mapa de solos para o Estado de São Paulo (IBGE, 2011).

A representação hipsométrica do relevo do Estado de São Paulo e do município de Angatuba é apresentada na Figura 7.

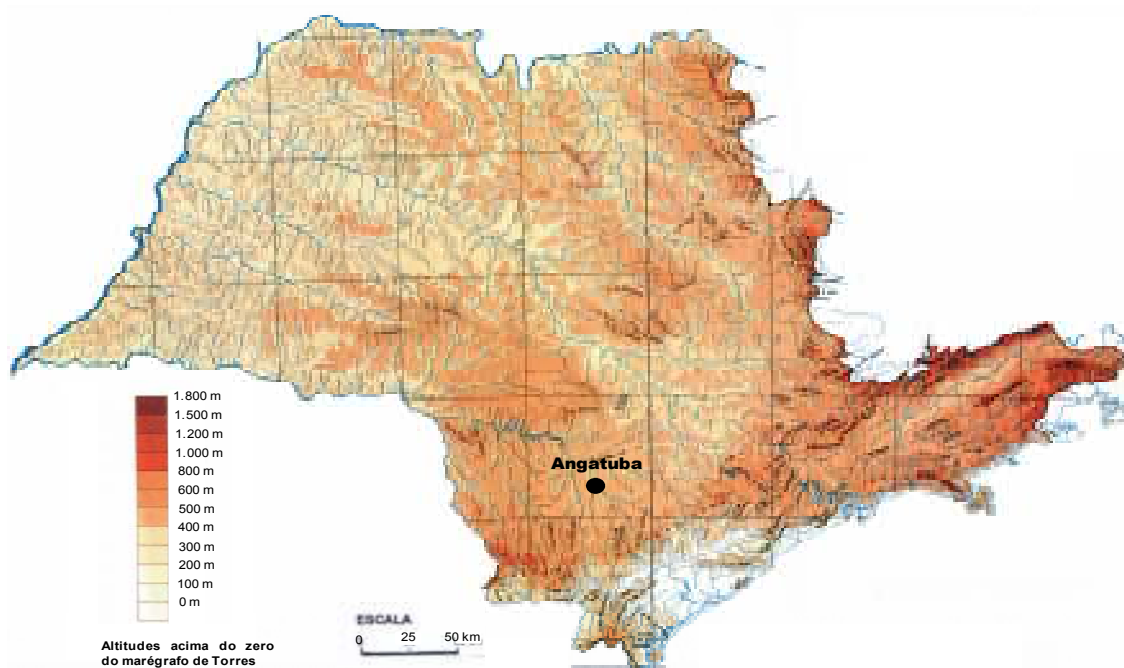


Figura 7: Relevo do Estado de São Paulo (Libault, 1971), adaptado.



O município de Angatuba está situado na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 14 – UGRHI 14 – correspondente à Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema – CBH-ALPA, localizada à Sudoeste do Estado de São Paulo (Figura 8). Angatuba e os demais municípios integrantes da UGRHI 14 são representados na Figura 9 (SIGRH - CBH – ALPA).

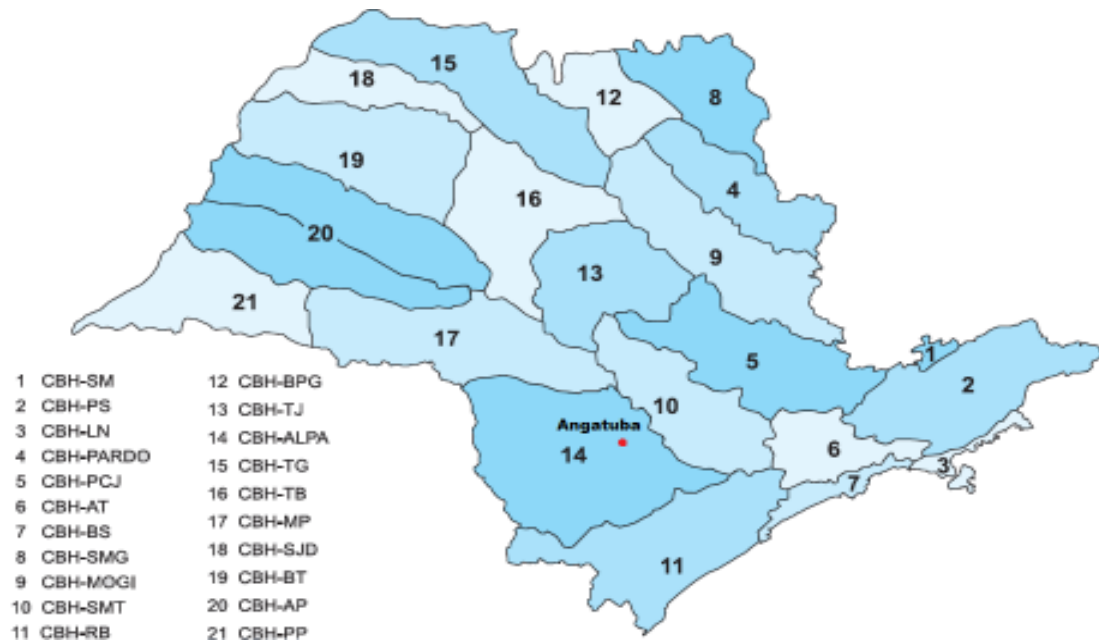


Figura 8: Localização da UGRHI 14 no Estado de São Paulo. Fonte: SigRH – CBH-ALPA, adaptado.



Figura 9: Mapa da UGRHI 14 e seus municípios constituintes. Fonte: SigRH - CBH-ALPA.

Na região, ocorrem chuvas tipicamente tropicais, com pancadas intensas e de curta duração. Essas chuvas ocorrem, geralmente, no final da tarde ou no início da noite, devido ao forte aquecimento diurno, são escassas nas estações de outono e inverno e concentram-se nos períodos de primavera e verão (FIGUEIREDO e SUGAHARA, 1997). Os dados de pluviosidade mensal, excedentes hídricos e médias de temperatura diária foram fornecidos pelo Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) para a região de Itapetininga e são apresentados na Tabela 3. Destaca-se que foram considerados os valores médios mensais, relativos aos últimos 10 anos.

Tabela 3: Dados médios mensais de pluviometria para a estação de Itapetininga. Dados de 01/01/2001 à 31/12/2010.

<b>Mês</b>	<b>Pluviometria Média (mm)</b>	<b>Temperatura Média Diária (°C)</b>	<b>Temperatura Média Diária Máxima (°C)</b>	<b>Temperatura Média Diária Mínima (°C)</b>	<b>Excedente Hídrico (mm)</b>
Janeiro	256,6	24,4	28,5	19,3	116
Fevereiro	132,2	24,9	29,1	20,3	46
Março	146,4	24,5	29,6	17,5	29
Abril	78,8	22,3	27,4	13,8	36
Maio	70,4	18,7	25,5	10,6	10
Junho	43,8	17,6	22,6	9,5	18
Julho	78,9	17,1	22,4	8,9	25
Agosto	33,8	18,6	24,8	7,3	7
Setembro	68	20,0	27,7	11,4	11
Outubro	118,4	21,7	29,0	14,6	19
Novembro	125,9	22,8	32,0	16,9	7
Dezembro	206,2	24,0	30,0	15,6	71
<b>Média Anual</b>	<b>1359,4</b>	<b>21,4</b>	<b>27,4</b>	<b>13,8</b>	<b>394</b>

Fonte: CIIAGRO - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas.

O fluxo de água subterrânea foi estimado conforme a interpolação dos níveis d'água medidos nos poços de monitoramento em conjunto com a interpretação de sondagens elétricas verticais, que permitiu também a estimativa da posição do nível d'água (Figura 10). Perfurações anteriores na região do aterro alcançaram 10 m de profundidade sem atingir a zona saturada.

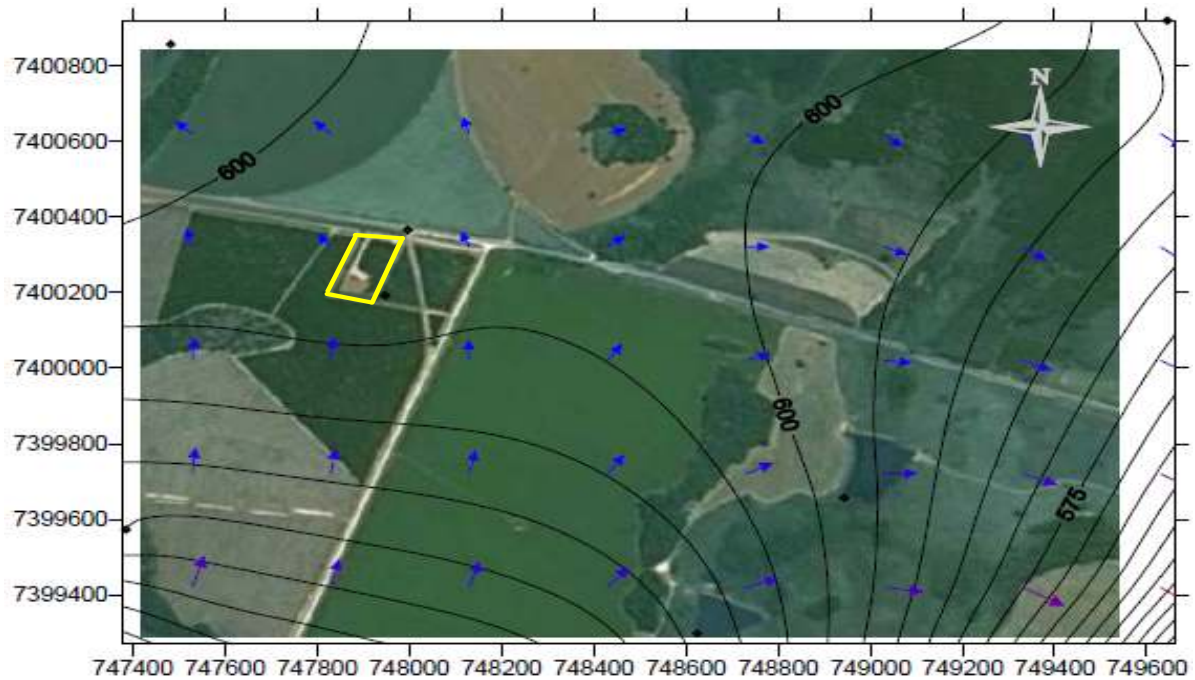


Figura 10: Mapa de fluxo da água subterrânea na região de Angatuba. Empreendimento em destaque. Adaptado de Google Earth©.

Nas Figura 11, Figura 12, Figura 13 e Figura 14, estão representados para o Estado de São Paulo, respectivamente, o mapa dos aquíferos do Estado (DAEE *et al.*, 2005), mapa de águas subterrâneas – uso para abastecimento público (CETESB, 2001; 2003), mapa de esgotamento sanitário (SABESP - PMU, 2003) e mapa de municípios com riscos de contaminação de cursos d'água por destinação final de lixo (SABESP - PMU, 2003).

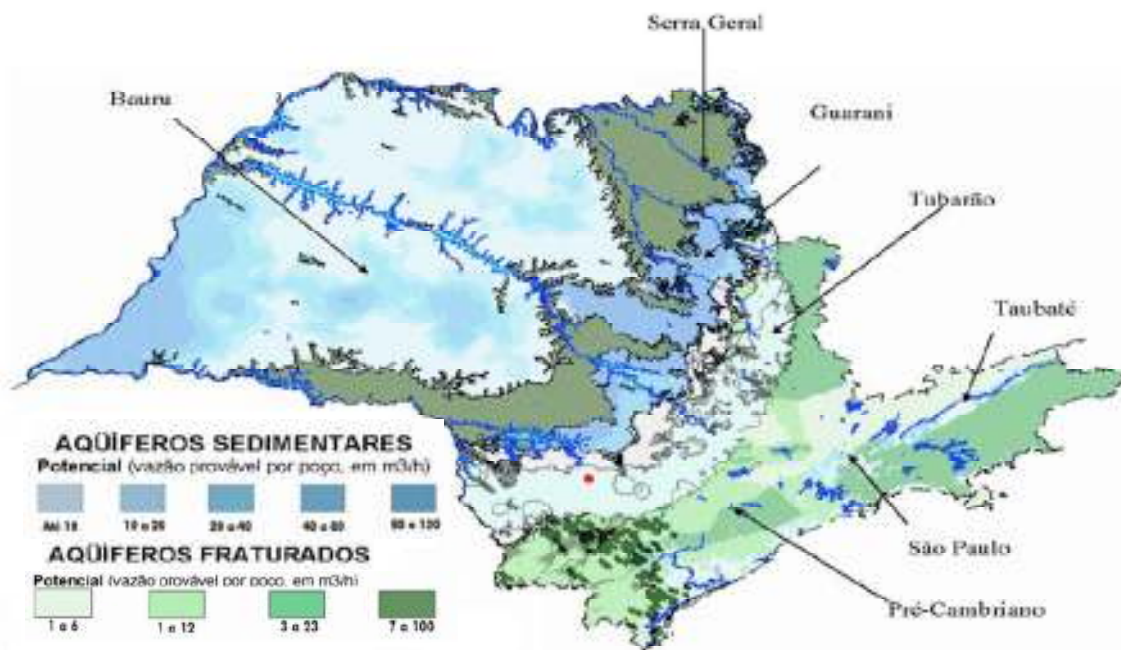




Figura 11: Mapa dos aquíferos do Estado de São Paulo. Município de Angatuba identificado através do ponto vermelho no mapa. Fonte: DAEE *et al.*, 2005, adaptado.

A seguir, foi utilizado o mapa de uso de águas subterrâneas para abastecimento público com a finalidade de se identificar a dependência do município em relação ao abastecimento por águas subterrâneas (Figura 12).

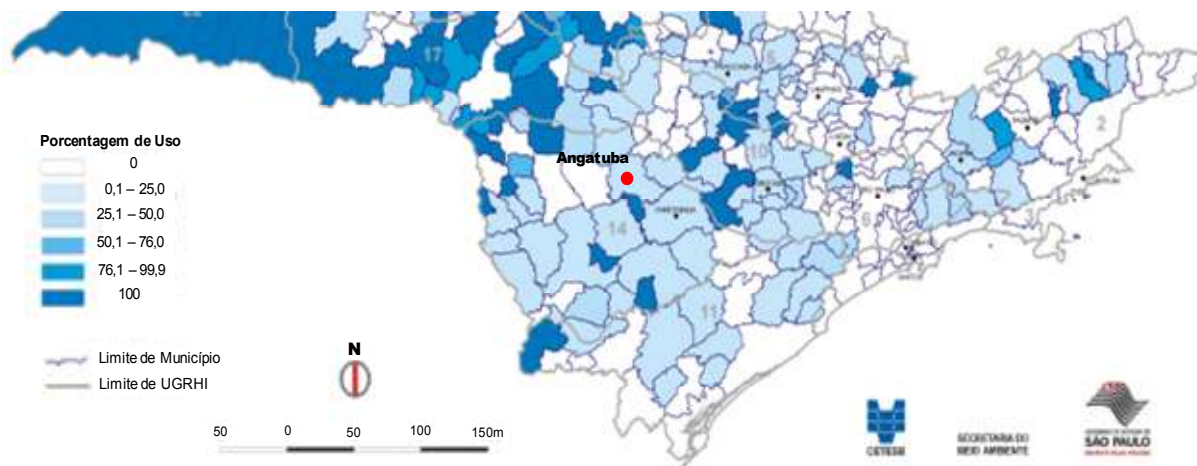


Figura 12: Fragmento Sul do mapa de uso de águas subterrâneas para abastecimento público. Fonte: CETESB – Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo – 2001/2003, adaptado.

Ainda, o mapa de esgotamento sanitário foi estudado com intuito de se compreender como o município de Angatuba administra as questões relacionadas ao saneamento básico local. Estas informações podem indicar, previamente, a qualidade do solo e águas subterrâneas na região (Figura 13)

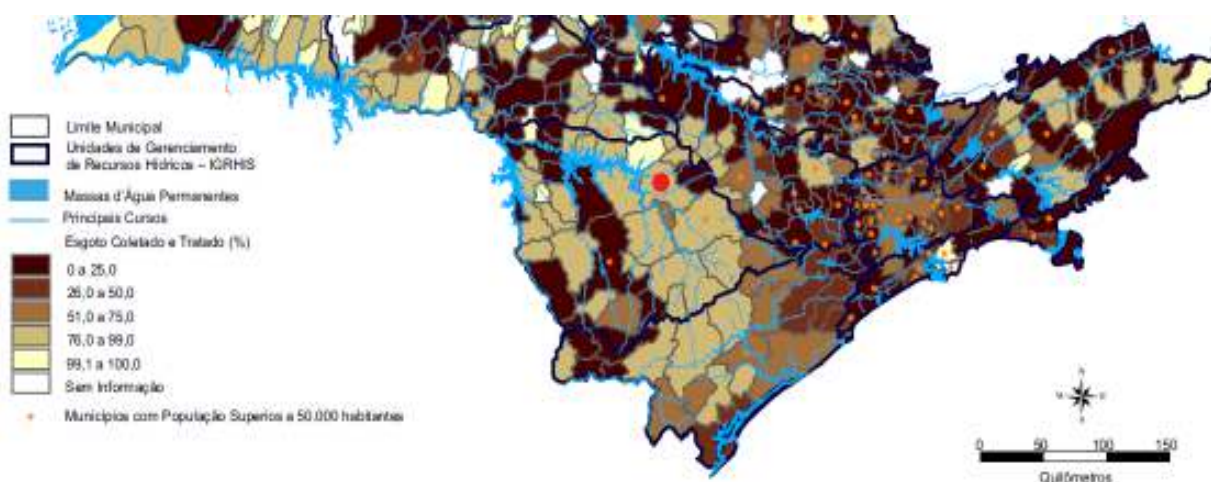


Figura 13: Fragmento Sul do mapa de áreas com esgotamento sanitário. Município de Angatuba identificado através do ponto vermelho no mapa. Fonte: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp; Fundação Seade. Pesquisa Municipal Unificada – PMU, 2003, adaptado.

Na Figura 14 é ilustrado o risco de contaminação de cursos d'água por destinação final de resíduos sólidos (Figura 14).

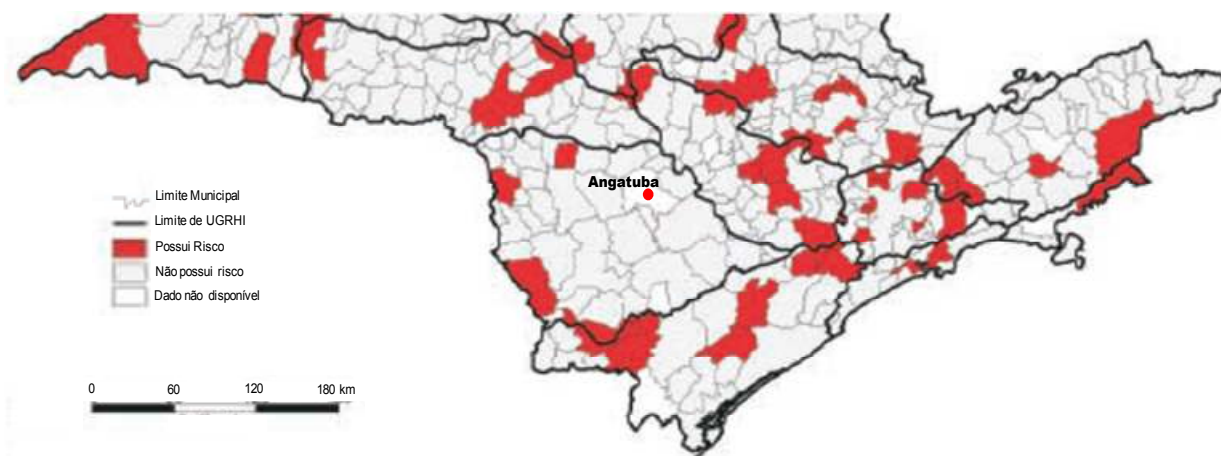


Figura 14: Fragmento Sul do mapa de risco de contaminação de cursos d'água por destinação final de resíduos sólidos. Fonte: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp; Fundação Seade. Pesquisa Municipal Unificada – PMU, 2003, adaptado.

### 5.1.2 Instalação e Operação do Aterro Sanitário de Pequeno Porte de Angatuba

O aterro sanitário de pequeno porte do município de Angatuba opera segundo o manual de operação de aterro sanitário em valas, elaborado pela SMA (CETESB, 2010).

Esta técnica consiste no preenchimento de valas escavadas com dimensões apropriadas, onde os resíduos são depositados sem compactação e a sua cobertura com terra é realizada manualmente (Figura 15). Os equipamentos são, portanto, imprescindíveis apenas na fase de abertura das valas (Figura 15 – 1 e 5). O aterramento dos resíduos sem compactação impede o aproveitamento integral da área disponível, fato que torna este processo de destinação não recomendado para a maioria dos municípios com geração de resíduos superior à 10 t/dia. Acima desta produção, a sua utilização implica na abertura constante de valas, inviabilizando-o técnica e economicamente.

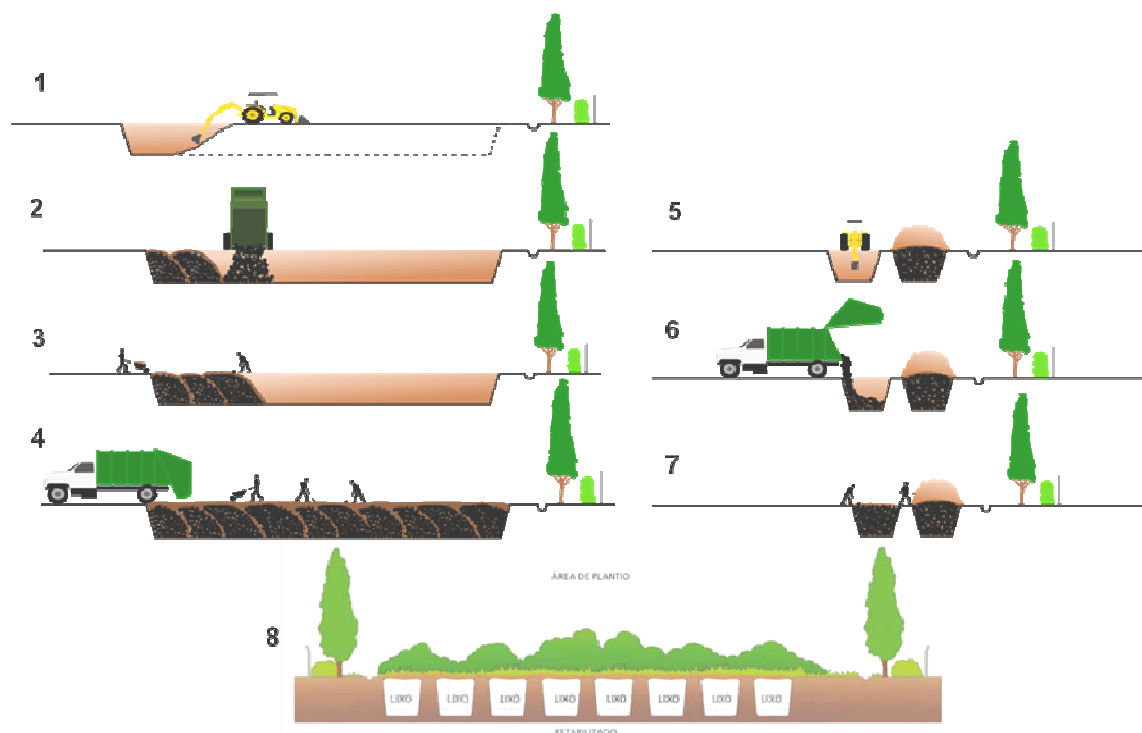


Figura 15: Instalação e operação de um aterro sanitário de pequeno porte. 1) Abertura das valas com acúmulo de terra apenas em um dos lados; 2) Descarga de resíduos em um único ponto da vala, em colunas; 3) Cobertura diária com solo; 4) Camada de cobertura final; 5, 6 e 7) Perfil esquemático da abertura e preenchimento das valas; 8) Encerramento da vala de resíduos e plantio de espécies vegetais. Fonte: CETESB (2010), adaptado.

Os resíduos são descarregados pelo lado livre das valas, sem que o veículo adentre em seu interior, iniciando-se por uma das extremidades da mesma (Figura 15 – 2 e 6).

À medida que são depositados, os resíduos são nivelados e cobertos manualmente, utilizando-se solo acumulado ao lado da vala. O nivelamento e a cobertura dos resíduos devem ser realizados diariamente, tolerando-se frequências menores apenas em circunstâncias especiais (Figura 15 – 3 e 7).

Assim que o primeiro trecho da vala estiver totalmente preenchido, deve-se avançar para outro, repetindo-se as mesmas operações (Figura 15 – 4). A cota de nível final da vala deve ficar em altura superior à do terreno, prevendo-se possíveis recalques. (Figura 15 – 5, 6 e 7).

Após o aterramento completo da vala, caso o município disponha de equipamentos dotados de esteiras, poderá promover maior compactação dos resíduos, tráfego diversas vezes sobre o local aterrado. Quando essa possibilidade não existe, a abertura da vala seguinte deve ser realizada de tal forma que o solo de escavação seja acumulado sobre as valas já aterradas, acelerando os recalques e compactando os resíduos.

Ainda, o manual da SMA recomenda que, posteriormente à execução da cobertura final da vala, a mesma deve ser coberta com solo orgânico e cobertura vegetal com gramíneas, para evitar erosões, bem como minimizar a infiltração de água de chuva. (Figura 15 – 8). Ressalta-se que este procedimento deve ser acompanhado por um Engenheiro Agrônomo, evitando o plantio de espécies indesejadas.

Nas Figura 16 e Figura 17 são apresentadas algumas imagens dos procedimentos técnicos, obtidas no local do estudo. É importante salientar que a administração do empreendimento seguiu criteriosamente os requisitos para instalação e operação determinados pela NBR 15.849:2010, sendo esta uma informação muito relevante para a escolha da área de estudo, uma vez que se buscou ao máximo um aterro de pequeno porte que operasse o mais próximo possível das exigências estabelecidas em norma técnica.



Figura 16: 1) Abertura das valas; 2) Descarga de resíduos em um único ponto da vala, em colunas; 3) Compactação com maquinário disponível; 4) Cobertura diária com solo.





Figura 17: Camada de cobertura final dos resíduos aterrados.

## 5.2 Procedimentos

### 5.2.1 Coleta de dados

Primeiramente foram realizados os ensaios geofísicos, sendo as campanhas ocorridas durante o mês de Agosto (2010). Os ensaios foram realizados em parceria com o Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo – IAG-USP, e contou com a participação direta de alunos de iniciação científica, técnicos e um docente. Tal parceria contribuiu tecnicamente para análise sobre os processos envolvidos na dispersão de contaminantes no solo e, indiretamente, para o entendimento dos processos envolvidos na atenuação natural.

As amostras de solo foram coletadas em várias profundidades, simultaneamente à perfuração dos poços de monitoramento, nos meses de Janeiro e Fevereiro (2011) (Figura 18). Para a execução desse estudo foi utilizado o método do trado helicoidal oco (*Hollow Stem Auger*). O mesmo ocorreu com o desenvolvimento dos poços de monitoramento para a realização das sondagens e instalação dos poços de monitoramento, associado à cravação contínua (*Direct-Push*), para a retirada de amostras de solo.

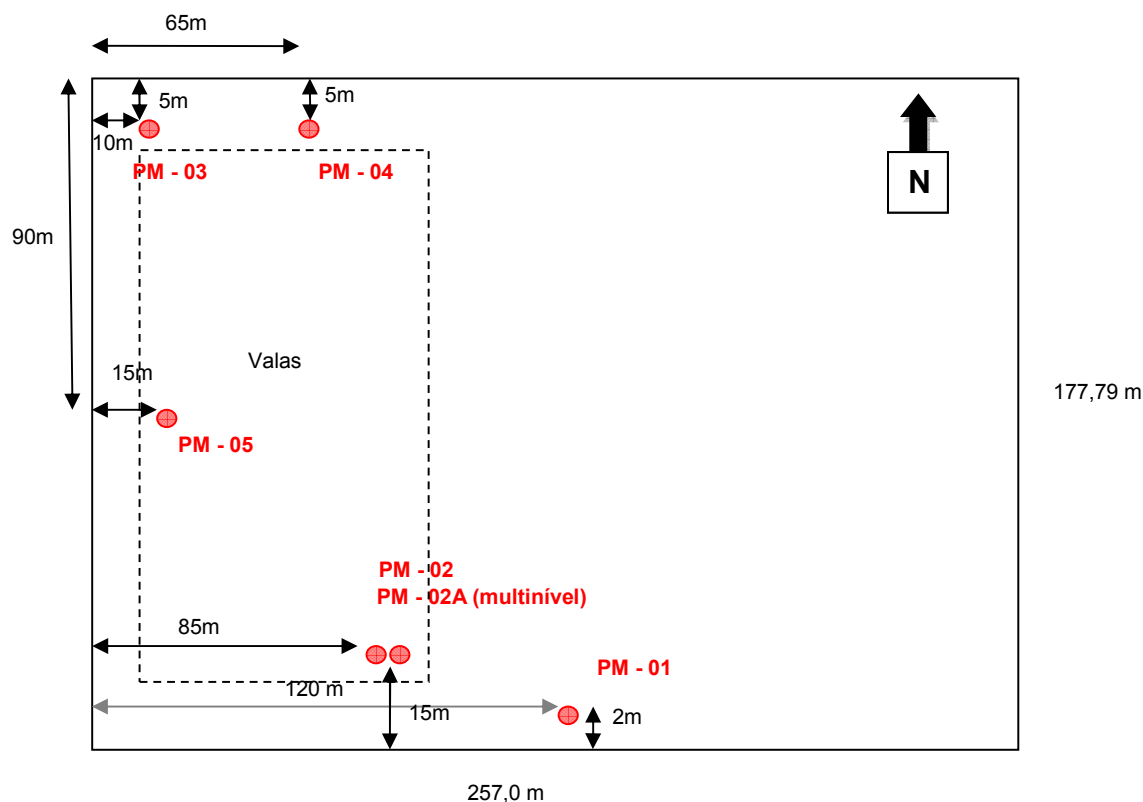


Figura 18: Localização dos Poços de Monitoramento (sem escala).

Embora esta pesquisa esteja focada nos aspectos relacionados à composição física do solo na área do aterro sanitário, as amostras de solo foram coletadas em *liners* para que também fossem utilizadas em etapa posterior à conclusão desta pesquisa, visando sua caracterização química.

Descrevem-se a seguir algumas características destes métodos.

### 5.2.1.1 Trado helicoidal oco (*Hollow Stem Auger*)

Conforme NBR 15.492:2007a, o trado helicoidal oco é uma forma de trado helicoidal contínuo, no qual a hélice contínua envolve o tubo central oco. O trado é formado por duas partes, a parte exterior circular e o piloto interno no centro, o qual evita a entrada do material perfurado no interior do trado.

A possibilidade de sacar a parte central e deixar o revestimento helicoidal no lugar é a vantagem principal do trado helicoidal oco. Retirar o piloto permite deixar um furo aberto para amostragem, de modo que os amostradores, os instrumentos e outros dispositivos possam ser introduzidos à profundidade desejada.

A remoção de uma ferramenta ou de um dispositivo e a recolocação do piloto permitem a continuação da perfuração.

A técnica fornece um furo inteiramente revestido e pode evitar alguns problemas potenciais da contaminação cruzada, existentes na perfuração a percussão. As amostras de solo são coletadas por amostradores ou barriletes introduzidos na parte interna do tubo oco.

O método de perfuração a trado helicoidal oco é muito útil na instalação de poços de monitoramento. Isto porque, as hélices do trado oco servem como um revestimento temporário, que impede o desmoronamento e o deslizamento da parede do furo, enquanto o revestimento do poço de monitoramento está sendo instalado internamente. Este procedimento pode ser realizado quando a perfuração for concluída e antes da retirada dos trados do furo.

### **5.2.1.2 Cravação contínua (*Direct-Push*)**

Conforme NBR 15.492:2007a, o método consiste na cravação de um amostrador especial no solo, utilizando força hidráulica ou mecânica. O amostrador avança até a profundidade onde o solo, a água ou o gás deve ser coletado. As profundidades alcançadas pela técnica dependem particularmente do sistema ou força de cravação que pode ser aplicada em conjunto com o peso do equipamento.

Os amostradores podem variar de comprimento e diâmetro. Possuem uma abertura na parte inferior com uma sapata cortante por onde o material entra, enquanto é cravado no solo. Hastes são utilizadas para aprofundar os amostradores. Ao amostrar o material da profundidade desejada, o amostrador e as hastes são alçados à superfície com o auxílio de um macaco mecânico. Depois de removido do furo, o solo pode ser inspecionado e perfilado.

Amostras de solo podem ser obtidas utilizando um amostrador com um tubo interno (*liner*), desde que este garanta a qualidade e integridade da amostra. O sistema pode ser utilizado para coletar amostras a profundidades determinadas ou contínuas.

Amostradores de diversos diâmetros estão disponíveis no mercado (35 mm a 80 mm) e devem ser selecionados de acordo com as condições do subsolo. Os tubos selecionados geralmente diminuem de diâmetro com o aumento da profundidade a ser atingida.

Sistemas são disponíveis para permitir que uma ponteira, com dispositivo de amostragem, possa ser inserida num furo previamente aberto até a profundidade na qual se deseja amostrar. A ponteira é solta e alçada pela parte interna do tubo. O amostrador é cravado e a amostra é coletada.

Os sistemas de cravação permitem a instalação de poços de monitoramento pré-montados. Um sistema de cravação pode ser empurrado quase estaticamente, martelado ou vibrado no solo.

## 5.2.2 Análises Geofísicas

### 5.2.2.1 Sondagem Elétrica Vertical (SEV)

Entre os dias 19 e 20 de agosto de 2010, foram executados 2 (dois) ensaios de Sondagens Elétricas Verticais – SEV's, com arranjo *Schlumberger*, com abertura máxima AB/2 de 80 m (devido restrições de espaço no local) e estão pontuados na Figura 19. Nesta pesquisa foi utilizado o equipamento IRIS Syscal R2 Plus, que utilizou reversão da polaridade da corrente emitida em intervalo de tempo de 2 segundos e empilhamento de mínimo de 10 medidas. Este equipamento gera correntes de até 1200 mA e voltagens de até 800 V, com precisão de medida de corrente de 0,5% e leitura da tensão com impedância de 10M $\Omega$  e precisão de 0,5%.

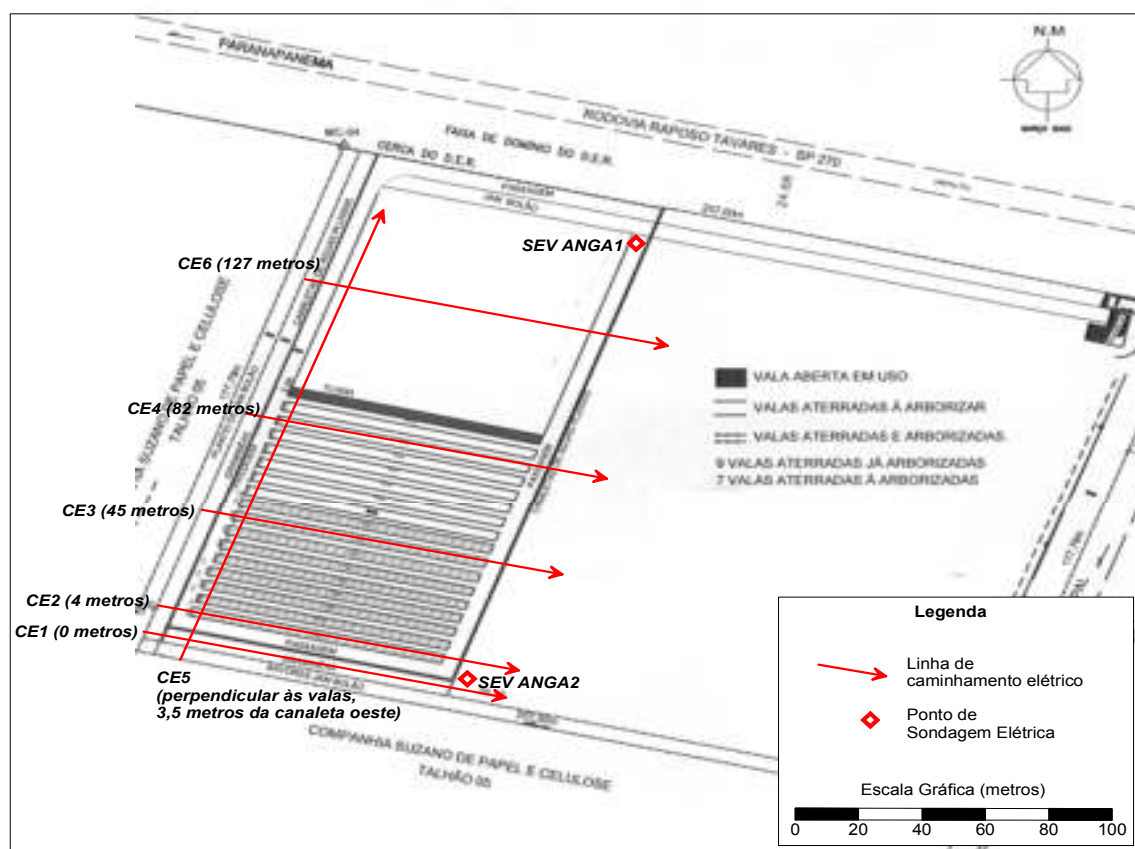


Figura 19: Localização dos ensaios geofísicos (SEV's e CE's).



Os dados foram analisados no software IPI2WIN. Este programa calcula a curva teórica de resistividade aparente, com base na teoria da filtragem linear. Por meio do processo de inversão, o programa busca um ajuste mínimo entre as curvas (curva teórica e curva de campo), modificando os valores dos parâmetros. É importante lembrar que esse modelo deve ser baseado em informações geológicas locais, podendo o ajuste ser controlado pelo intérprete. Os resultados das SEV's representam modelos geoelétricos que possibilitam caracterizar horizontes de solo/sedimento, bem como a zona saturada.

#### **5.2.2.2 Técnica de Caminhamento Elétrico - Arranjo Dipolo-Dipolo**

Os ensaios de CE foram realizados com arranjo dipolo-dipolo com espaçamento de 5 m e 9 níveis de investigação. Dessa forma, estudou-se a possível zona de influência do chorume até a profundidade de 14 m, ou seja, de mais de 10 m de solo natural abaixo das valas. Foram realizadas 6 linhas de CE para aquisição de dados (Figura 19). As linhas 2, 3 e 4 foram executadas imediatamente acima das valas de resíduos. As linhas 1 e 6 estão localizadas à montante e à jusante das valas, respectivamente. A linha 5 está localizada na lateral esquerda do aterro e corta a extensão da área de forma perpendicular às valas, com a intenção de se criar um perfil do solo sob todas as valas de resíduos.

Para a coleta dos dados foram utilizados o transmissor IRIS Syscal R2 Plus 800 volts de saída e o receptor IRIS Elrec Pro 10 canais. O transmissor foi utilizado para a saída de corrente. Este equipamento pode proporcionar uma corrente de até 1200 mA, voltagem de até 800 V com precisão de medida de corrente de 0,5%. O receptor IRIS Elrec Pro, com 10 canais de leitura, têm impedância de 10M $\Omega$  e precisão de medida de tensão de 0,5%. Utilizou-se reversão da polaridade da corrente emitida em intervalo de tempo de 2 segundos e empilhamento de mínimo de 5 medidas.

Os dados foram processados no software de modelagem res2dinv (LOKE, 2003). Este software utiliza uma inversão baseada no Método de Mínimos Quadrados com vínculo de suavidade (deGROOT-HEDLIN e CONSTABLE, 1990).

Esta etapa da pesquisa foi desenvolvida em parceria com o IAG-USP, através da participação de uma equipe liderada pelo prof. Dr. Vagner Roberto Elis, docente do Departamento de Geofísica, que atua principalmente nos seguintes temas: geofísica aplicada, áreas de disposição de resíduos, métodos elétricos, geologia ambiental e caracterização geoambiental.

### 5.2.3 Sondagens e Perfuração de Poços de Monitoramento (PM)

As sondagens e perfurações dos poços de monitoramento foram realizadas pela empresa *Environment Control Drilling* (ECD Ambiental), sediada em Sorocaba-SP e especializada em coleta de dados para Consultorias Ambientais.

A sondagem foi realizada com a *Sonda Hidráulica Hollow Stem Auger* com diâmetro de 100 mm x 188 mm que podem chegar à profundidade de 40 m e permitem a instalação de poços de monitoramento de até 50 mm de diâmetro por dentro dos Trados Ocos, além de amostragens de solo concomitantes à perfuração. Esta sonda proporciona uma perfuração bem alinhada e revestida, minimizando a possibilidade de contaminação cruzada. Muitas vezes é a única forma de se realizar uma sondagem a seco para a instalação de poços de monitoramento

Ao todo, foram perfurados 5 poços de monitoramento, sendo 2 à jusante, 2 à montante (sendo 1 multinível) e 1 poço imediatamente sobre uma vala de resíduos relativamente recente (aproximadamente 2 anos de aterramento) (Figura 18). Os trabalhos foram executados em dois períodos, sendo o primeiro entre os dias 26/01/2011 e 28/01/2011 e o segundo entre os dias 07/02/2011 e 10/02/2011.

A empresa instalou os poços de monitoramento em acordo com a norma NBR 15.495-1:2007 onde, em geral, são utilizados tubos-filtros de 2" de diâmetro com ranhura 0,25, compatíveis com a granulometria da formação, e pré-filtro selecionado com granulometria de 0,5 mm. Além disso, aplicou-se um selo de bentonita acima do pré-filtro e o espaço anular foi vedado com calda de cimento e bentonita. Antes do acabamento, foi feito o pré-desenvolvimento por pistoneamento, para acomodar o pré-filtro e estabelecer a conexão hidráulica entre a formação e o pré-filtro, minimizando-se assim, a perda de carga no poço.

O modelo esquemático do PM instalado no aterro está apresentado na Figura 20.

Embora analisar a composição físico-química das águas subterrâneas não seja foco desta pesquisa, o desenvolvimento do poço de monitoramento foi realizado segundo a norma NBR 15.495-2:2008 para utilização dos dados em estudos complementares.

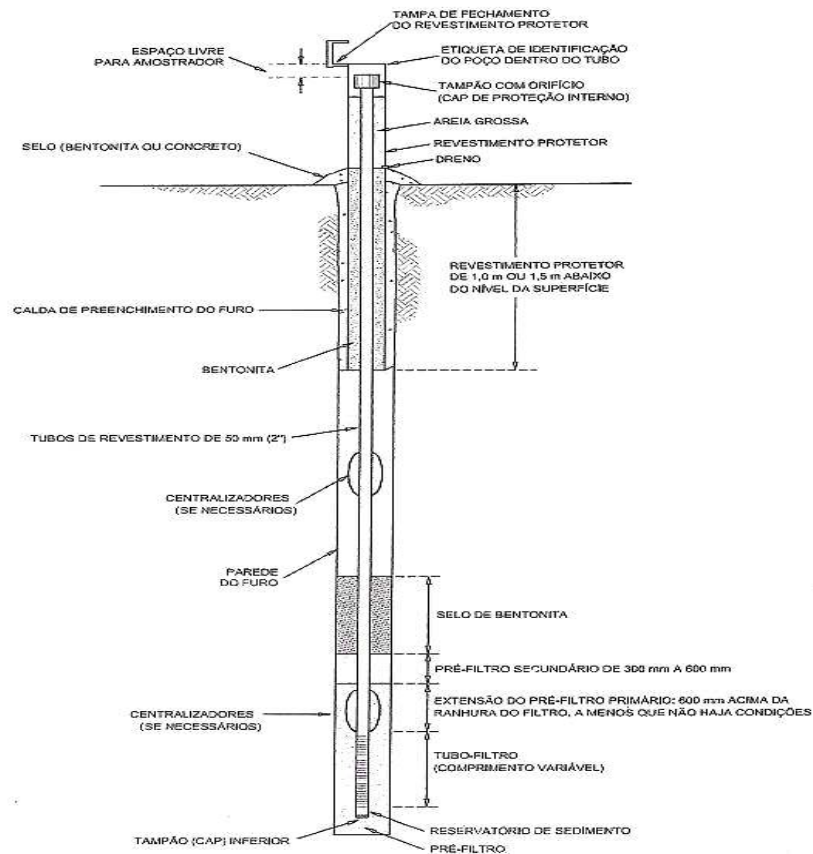


Figura 20: Características construtivas dos poços de monitoramento instalados no aterro. Fonte: Norma ABNT NBR 15.495 – 1, 2007b.

Visando determinar a condutividade hidráulica ( $k$ ) do aquífero interceptado, foi realizado o ensaio de caracterização hidráulica (*Slug Test*) nos poços de monitoramento PM01, PM03 e PM04, por meio de bombeamento e medição, em intervalos de tempo regulares, da recuperação do nível d'água até seu retorno à posição inicial.

#### 5.2.4 Análises Físicas do Solo

A preparação das amostras de solo para os ensaios de caracterização foram realizadas em acordo com a NBR 6.457:1986.

As amostras foram caracterizadas no laboratório de geotecnia da Faculdade de Engenharia de Bauru, na Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho (FEB-UNESP) e abrangeram essencialmente:

- Massa Específica do solo – NBR 6.508:1984;
- Granulometria – NBR 7.181:1984;
- Condutividade Hidráulica ( $k$ ) – NBR 14.545:2000;
- Classificação – NBR 6.502:1995.

## **6 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **6.1 Caracterização Física da Área de Influência**

A topografia da área é bastante plana, com declive médio de 3% sentido Norte e altitude de 625 a 630 m (Figura 10). O aterro é cercado por fazendas de cultivo de eucalipto e laranja. O substrato é constituído por solo argiloso, com aproximadamente 20 m de espessura. Abaixo deste ocorrem arenitos finos e siltitos pertencentes à Formação Serra Alta.

Por ocasião da realização das sondagens e instalação dos poços de monitoramento, verificou-se que o nível d'água encontrava-se em profundidade muito inferior ao estimado por meio dos estudos geofísicos (variando de 23 a 33 m; Figura 22 e Figura 23, adiante), bem como, se comparado aos resultados das sondagens efetuadas pela Prefeitura por ocasião do licenciamento do empreendimento, quando foram realizadas perfurações até a profundidade de 10 m, não sendo detectado o nível d'água. Contudo, deve-se destacar que não há documentação ou relatório de sondagem que comprove este dado, sendo esta uma informação pessoal fornecida por integrantes da administração pública municipal, durante as visitas técnicas realizadas ao aterro.

Dados sobre o Nível da Água (NA) identificado nos PM's medidos em Março e Outubro de 2011 estão resumidos na Tabela 4. O curso d'água superficial mais próximo está localizado em um raio de aproximadamente 5 km da área do aterro sanitário.

Observando-se a medição efetuada no mês de Outubro de 2011, verifica-se, por exemplo, que para os poços situados nas cotas mais elevadas (PM01 e PM02) houve variações do nível d'água de aproximadamente 2 m, devendo-se considerar ainda, que nos meses de Agosto a Outubro de 2011 a precipitação na região, foi equivalente ao dobro da média histórica mensal, assim, podendo-se considerar um período atípico de chuvas, que não deve ser tomado como referência. Mesmo assim, os poços PM02A e PM05 apresentaram-se secos neste período.

Tabela 4: Valores de NA e cotas para os poços de monitoramento do ASPP de Angatuba

Poço de monitoramento	Cota (m)	Profundidade Total (m)	Profundidade do NA em 22.03.2011 (m)	Profundidade do NA em 19.10.2011 (m)
1	628,56	9,98	6,94	8,92
2 (multinível)	628,45	10,55	7,05	9,08
2A (multinível)	628,45	8,44	7,01	Ø
3	624,50	7,59	2,78	3,61
4	624,80	7,80	3,22	3,73
5	627,03	7,10	5,48	Ø

A pluviometria média para a região de Itapetininga (Tabela 3) apresenta excedente hídrico para todos os meses do ano, com média anual de 394 mm. Destaca-se o mês de Janeiro com 116 mm de excedente hídrico, sendo o maior contribuinte ao longo da série histórica.

Observa-se que, apesar da composição do solo local ser predominantemente argilosa, o aquífero livre possui uma condutividade hidráulica de média a elevada.

A permeabilidade natural do solo local, segundo dados que constam do licenciamento ambiental da área, foi estimada em  $1 \times 10^{-7}$  cm/s, considerando 6 amostras retiradas a 3 m de profundidade. Porém, destaca-se que, conforme ensaio de caracterização hidráulica realizado nos PM's, a condutividade hidráulica (k) do aquífero interceptado é da ordem de  $1 \times 10^{-4}$  cm/s (Tabela 5).

Acredita-se que, apesar do solo local ser argiloso, este possui elevado teor de ferro e alumínio, estruturado em nódulos concrecionais, que conferem elevada permeabilidade. Dessa forma, será considerado este último valor, para fins de comparação com os critérios na NBR 15.849:2010, por se tratar da condição determinada em campo durante esta pesquisa.

Tabela 5: Resultados dos ensaios de caracterização hidráulica realizados nos poços de monitoramento do ASPP de Angatuba.

Poço de monitoramento	Profundidade Total (m)	Condutividade Hidráulica K (cm/s)
1	10,20	$2,71 \times 10^{-4}$
3	7,67	$4,30 \times 10^{-5}$
4	7,65	$2,04 \times 10^{-4}$

O município está localizado na UGRHI - 14, sobre a região do Aquífero Tubarão (Figura 11). A captação de água subterrânea para abastecimento público na região de Angatuba está entre 1 e 25% do total para o abastecimento do município, que também ostenta de apenas 1 a 24% de suas áreas, sem tratamento de esgotos domésticos

(CETESB, 2001). Apesar da baixa representatividade, estes dados enfatizam a importância em se conhecer o potencial contaminador dos ASPP, visando proteger áreas destinadas ao abastecimento público por aquíferos subterrâneos, bem como identificar potenciais contaminações pela ausência de esgotamento doméstico.

Segundo o mapa de riscos de contaminação de água subterrânea por destinação final de resíduos sólidos, a URGHI – 14 – Alto Paranapanema, não apresenta riscos para quase a totalidade de seus municípios constituintes, quanto a este tipo de contaminação (Figura 14). Contudo, este levantamento não forneceu dados oficiais sobre a situação de risco relativa ao município de Angatuba, identificado como “*sem informações*”. Imediatamente, presume-se que assim como seus vizinhos, o município também não apresente riscos de contaminação de águas subterrâneas por destinação final de resíduos sólidos, visto o aterro sanitário municipal estar classificado pela CETESB com IQR igual a 10, nota máxima concedida pelo órgão ambiental que, entre outras funções, licenciou a instalação do empreendimento e monitora algumas características ambientais locais.

## **6.2 Caracterização Física do Solo na Área do Aterro**

Dentro de um programa de caracterização geoambiental é altamente recomendada a utilização de métodos de coleta e análise de solos e/ou águas para identificar os contaminantes e suas concentrações, bem como servir de aporte aos dados geofísicos. Amostras de solo de várias profundidades foram coletadas no momento das sondagens para instalação dos PM's, visando sua caracterização.

A região de Angatuba apresenta solos, segundo Oliveira *et al.* (1999), com predomínio de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico com textura média, associado ao Neossolo Quartzarênico órtico distrófico, ambos com horizonte superficial A do tipo moderado ocorrendo em relevo suave ondulado e plano. Subordinadamente ocorrem Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico de textura arenosa/média em relevo ondulado a forte ondulado e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico de textura média/argilosa em relevo ondulado a suave ondulado.

Ensaio de peneiramento e análise granulométrica conjunta das amostras caracterizam o solo da área como argiloso ( O solo superficial do aterro sanitário é constituído por uma camada de areia fina, silto-argilosa de tonalidade marrom avermelhada, seguido por solo composto por silte e argila de cor vermelho-amarelada (Figura 21 – 1 à 4). Abaixo dessas camadas é encontrado um solo com textura argilosa de cor amarelada, além de apresentar concreções amarelas e acinzentadas em alguns pontos (Figura 21 - 5).

**Tabela 6).**

O solo superficial do aterro sanitário é constituído por uma camada de areia fina, silto-argilosa de tonalidade marrom avermelhada, seguido por solo composto por silte e argila de cor vermelho-amarelada (Figura 21 – 1 à 4). Abaixo dessas camadas é encontrado um solo com textura argilosa de cor amarelada, além de apresentar concreções amarelas e acinzentadas em alguns pontos (Figura 21 - 5).

Tabela 6: Composição granulométrica do solo no ASPP de Angatuba. Tabela baseada nas curvas de granulometria geradas na NBR 7.181:1984.

Aterro Sanitário	Amostra	Prof. (m)	Massa Específica	Composição granulométrica					Total (%)	Predominância
				Areia Grossa	Areia Média	Areia Fina	Silte	Argila		
Angatuba	PM 01	3,5 e 7	2,692	1,8%	4,5%	13,4%	23,6%	<b>56,7%</b>	100	Argila
	PM 02	1	2,636	0,6%	6,8%	24,4%	15,7%	<b>52,5%</b>	100	Argila
	PM 02	2	2,732	2,0%	7,2%	20,6%	19,8%	<b>50,4%</b>	100	Argila
	PM 02	3 e 4	2,847	9,9%	7,2%	13,7%	25,0%	<b>44,2%</b>	100	Argila
	PM 02	5 e 6	2,904	5,9%	4,6%	6,0%	40,6%	<b>42,9%</b>	100	Argila
	PM 05	1 – 4	2,739	0,5%	5,7%	22,9%	13,1%	<b>57,8%</b>	100	Argila
	PM 05	5 e 6	2,739	1,2%	2,5%	15,1%	22,7%	<b>58,5%</b>	100	Argila
	PM 05	7 e 8	2,687	1,4%	2,0%	6,1%	36,7%	<b>53,8%</b>	100	Argila



Figura 21: Variações visuais na coloração e composição do solo do aterro. *Liners* retirados à cada 1,20 m de profundidade. 1) solo superficial; 4) solo próximo ao fundo das valas; 5) solo amarelado, com concreções (após 5m).

De maneira geral, observa-se que a disposição de resíduos possa contribuir para o aumento da concentração de substâncias no solo, seja pela percolação de lixiviados ou pela alteração das características do meio, como pH e Potencial Redox.

Contudo, Kämpf *et al.* (2008), consideram que solos do tipo Latossolos, Nitossolos e Argissolos Vermelhos, com predomínio de argila caulinítica e óxidos de ferro, apesar da baixa CTC desses minerais, apresentam uma maior resistência a impactos ambientais devido maior estabilidade física (menor erodibilidade, melhor trafegabilidade e facilidade de manipulação).

Estudos prévios pontuam que a mineralogia típica dos solos altamente intemperizados, constituída basicamente de caulinita e óxidos de ferro e alumínio, afeta processos físico-químicos importantes nos solos, como dispersão e flocculação de colóides (RENGASAMY *et al.*, 1984; GOLDBERG e GLAUBIG, 1987; FONTES *et al.*, 1995), troca de cátions e ânions (BARBER e ROWELL, 1972; FEY e LE ROUX, 1976; GILLMAN, 1980; STOOP, 1980) e adsorção de ânions, especialmente fosfato (BIGHAM *et al.*, 1978; MESQUITA FILHO e TORRENT, 1993; FONTES e WEED, 1996). Esses processos, por sua vez, são dependentes, em maior ou menor escala, de características da carga superficial desenvolvida pelos colóides do solo.

Ainda, a textura do solo interfere de maneira direta no comportamento dos contaminantes, determinando a capacidade do solo em retê-los (KHAN, 1980). Assim, a textura argilo-arenosa apresenta boa capacidade de depuração e de carga, apresentando no geral, baixa permeabilidade (GUIMARÃES, 2000).

### **6.3 Caracterização Geoambiental do Solo**

Esta pesquisa apresenta os resultados de aplicação dos métodos de Eletrorresistividade em área de destinação final de resíduos sólidos. São discutidas as alterações físicas do meio contaminado por meio dos resultados obtidos e na perspectiva dos processos de biodegradação de compostos orgânicos, sendo consideradas ainda, a geologia, hidrogeologia e pedologia local.

Os horizontes do solo e a posição da zona saturada puderam ser determinadas através de Sondagens Elétricas Verticais – SEV's, além de 6 (seis) linhas de caminhamento elétrico na área das valas já utilizadas, para estudar a estrutura de algumas valas bem como visualizar possíveis relações entre a infiltração de lixiviados e meio natural.



### 6.3.1 Sondagem Elétrica Vertical (SEV)

Os ensaios de SEV apresentaram modelos geoeletricos que possibilitam caracterizar horizontes de solo/sedimento e a zona saturada.

A SEV 1 foi realizada na parte inferior da área, mais próxima da Rodovia Raposo Tavares (Figura 19) e apresentou um modelo de 4 camadas, que pode ser observado na Figura 22. Os altos valores de resistividade para as camadas superiores são compatíveis com solo de alteração com baixo teor de umidade. Essas camadas podem representar, respectivamente, o solo superficial do aterro (profundidade de 0 à 0,7 m) e o solo de alteração não saturado (0,7 à 4,9 m). Na terceira camada os valores de resistividade diminuem, mas ainda são considerados altos (242 ohm.m), caracterizando possivelmente os sedimentos da Formação Serra Alta acima da zona saturada (4,9 à 23,1 m). A quarta camada apresenta resistividade mais baixa (44 ohm.m) sendo interpretada como sedimentos siltsos saturados. Dessa forma, segundo a SEV neste ponto, a zona saturada deveria estar posicionada próxima aos 23 m de profundidade.

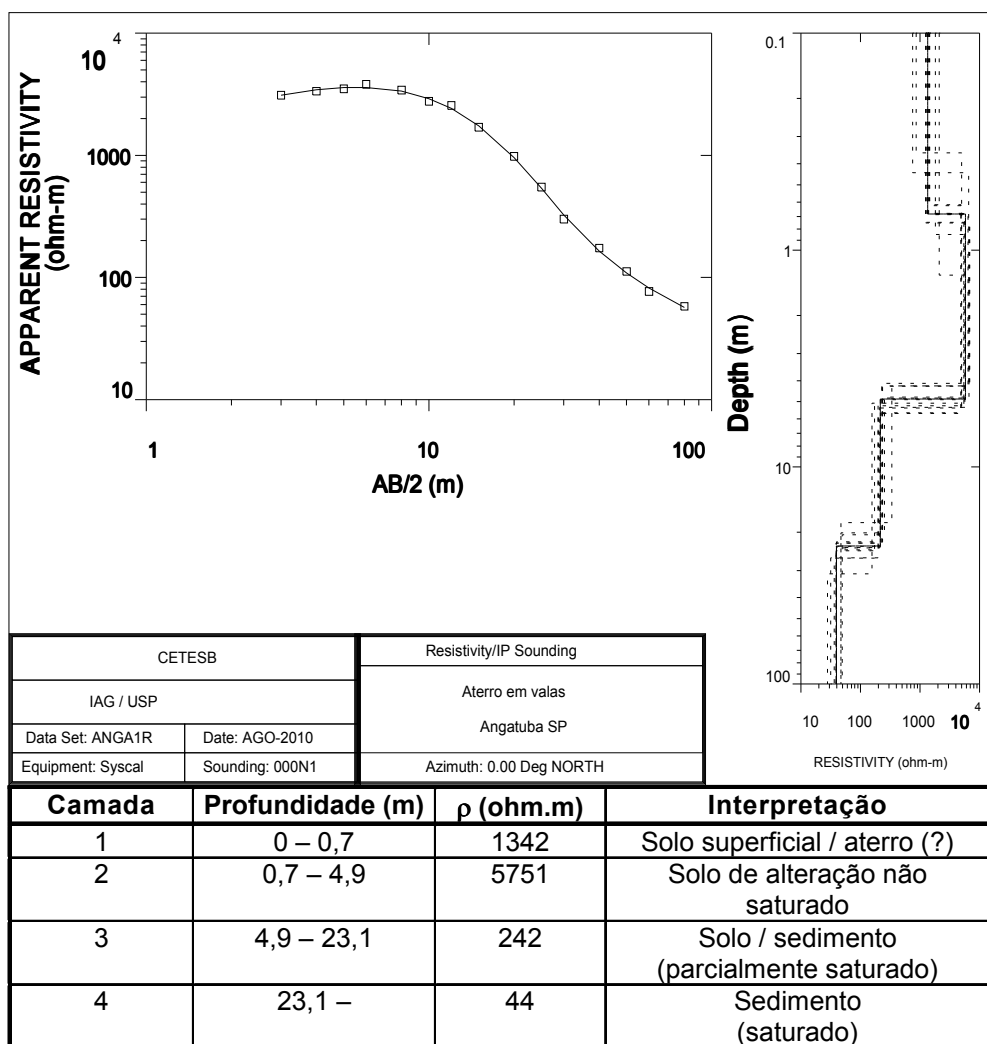


Figura 22: Resultados SEV 1. (Voltar para pág. 43 ou 47)

A SEV 2 foi realizada na parte superior da área, à montante das valas (Figura 19) e apresentou um modelo de 3 camadas (Figura 23). Foi identificado um perfil de alta resistividade (4703 ohm.m) até a profundidade de 4,5 m, caracterizando um solo de alteração não saturado com baixo teor de umidade. A segunda camada, com 457 ohm.m, caracteriza possivelmente os sedimentos da Formação Serra Alta acima da zona saturada. A terceira camada apresenta resistividade um pouco mais baixa (112 ohm.m) sendo interpretada como sedimentos saturados. A diferença de resistividade para essa camada em relação à SEV 1 pode estar relacionada a mudança litológica (sedimento mais arenoso ou mesmo camada de calcário). Nesse ponto a zona saturada estaria posicionada cerca de 33 m de profundidade.

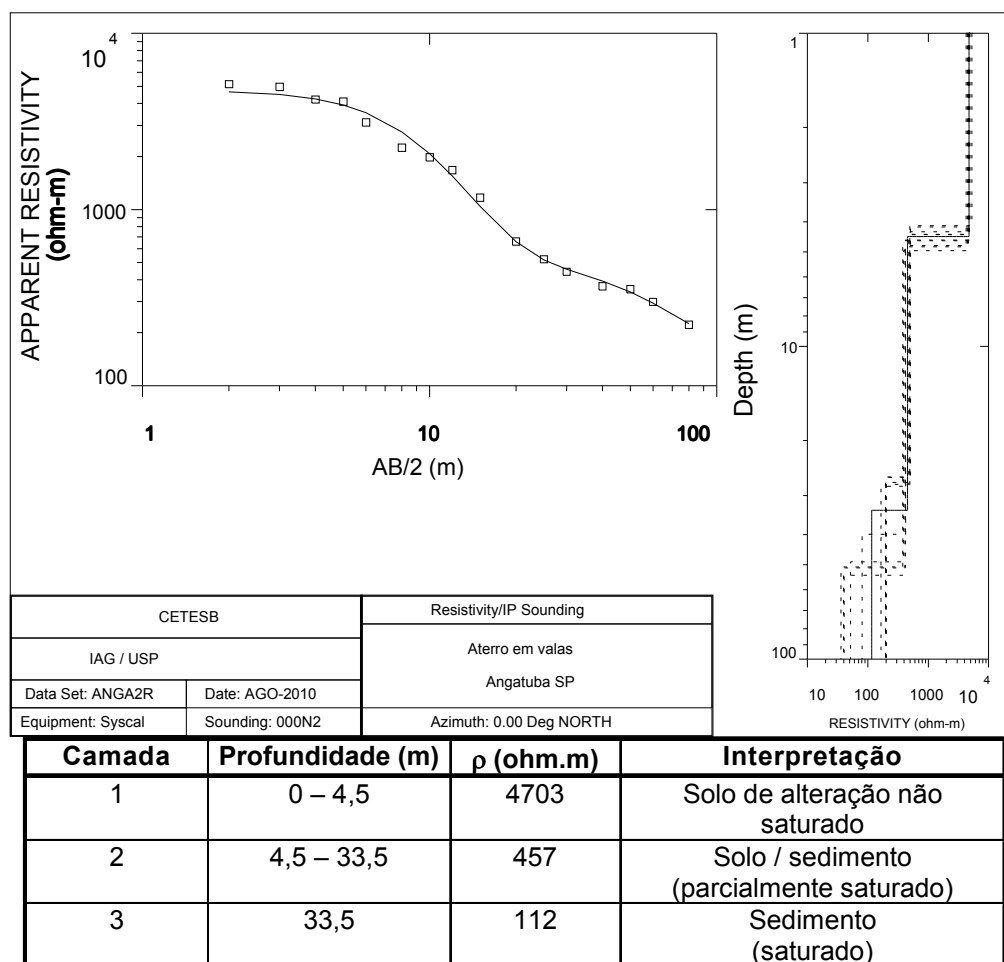


Figura 23: Resultados SEV 2. (Voltar para pág. 43)

### 6.3.2 Caminhamento Elétrico (CE)

A localização das linhas de CE está apresentada no mapa da Figura 19. As linhas CE1, CE2, CE3, CE4 e CE6 foram executadas no sentido das valas. A linha CE5 foi feita

perpendicularmente às valas, no flanco oeste, com o objetivo de se observar as valas existentes em conjunto.

A Linha CE1 foi realizada à montante das valas, em área sem resíduos. Como pode ser observado na Figura 24 – 1, ocorrem altos valores de resistividade, principalmente em profundidades menores que 7 m (na parte superior, acima de 5000 ohm.m). Uma zona de resistividade relativamente mais baixa após os 8 m de profundidade (80 ohm.m) pode ser resultado da proximidade com a primeira vala do aterro (aproximadamente 5 m), ou relacionada ao aumento natural da umidade com o avanço da profundidade.

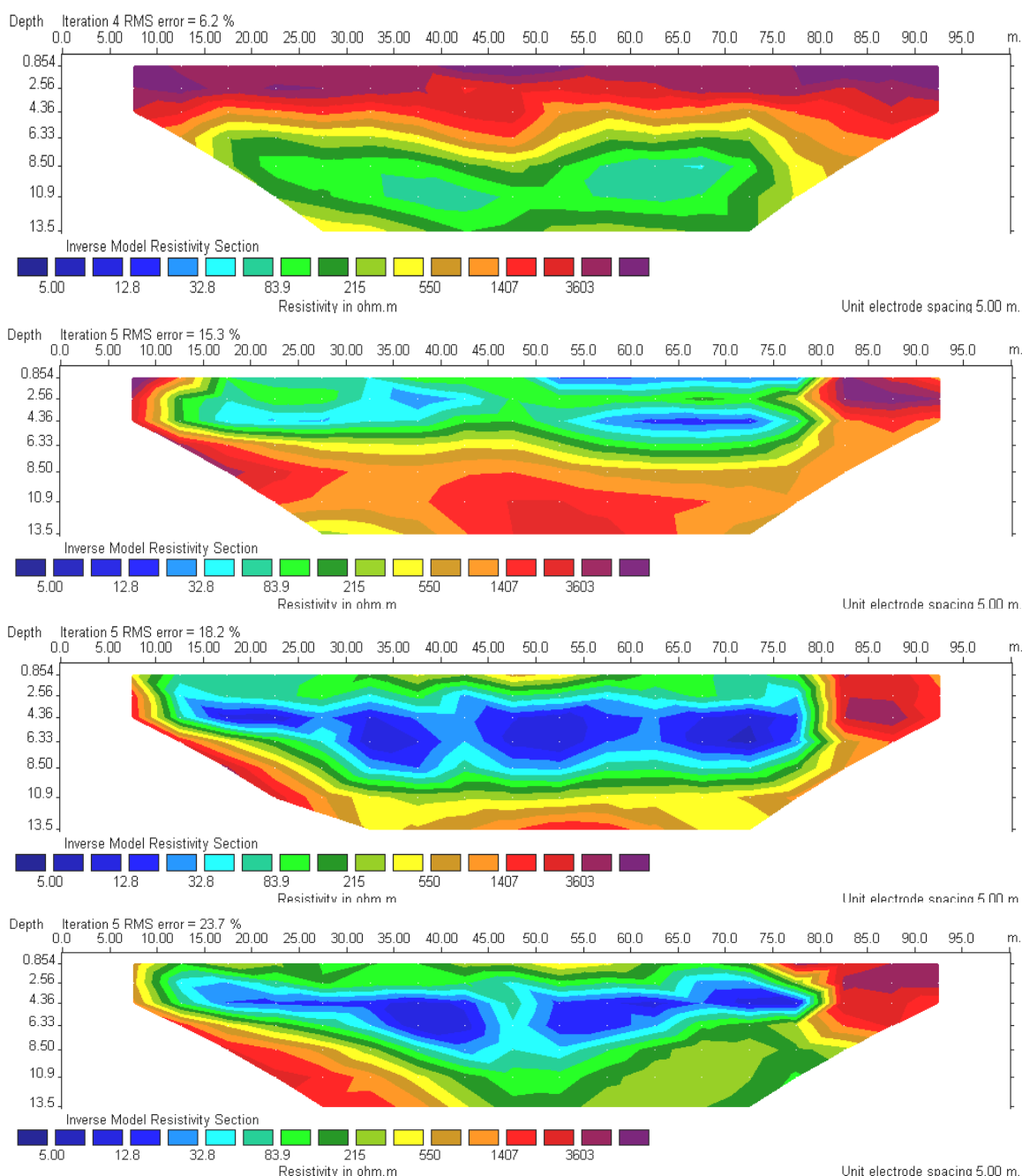


Figura 24: 1) Linha CE1, à montante das valas; 2) Linha CE2, sobre a vala 1, após 8 anos do fechamento; 3) Linha CE3, sobre a vala 8, após 4 anos do fechamento; 4) Linha CE4, sobre a vala 15, após 2 anos do fechamento. (Voltar para pág.53 ou 56)

As linhas CE2, CE3 e CE4 foram realizadas sobre as valas 1, 8 e 15, respectivamente, e podem ser analisadas em conjunto (Figura 24 – 2, 3 e 4). Apresentam claramente baixas resistividades devido à presença de resíduos orgânicos (pode-se considerar entre 1 e 100 ohm.m) e mostram uma zona de influência do chorume sob as valas, mais marcante nas valas 8 e 15, que são as mais recentes.

Na vala 1, mais antiga (8 anos), essa zona é bem menos desenvolvida (baixos valores de resistividade no máximo à 6,3 m de profundidade nas posições entre 60 e 75 m), indicando claramente que a geração de chorume diminui ao longo do tempo (Figura 24 – 2). É importante salientar que essas zonas parecem restritas às camadas de solo não saturado, embora mostre uma tendência de ser mais profunda na vala mais nova, um comportamento esperado, que pode ser analisado a seguir.

Na Figura 24 – 3 e 4, as isolinhas em tons escuros de azul (entre 1 e 30 ohm.m) representam áreas com maior concentração de contaminantes, dado a elevada carga de sólidos totais dissolvidos (STD) que caracterizam o líquido percolado proveniente da decomposição dos resíduos orgânicos. Ainda, é possível que o fluxo de chorume dentro das valas, bem como o aumento da umidade seja facilitado devido à elevada porosidade e permeabilidade deste meio em relação ao solo local, ocasionando assim, baixos valores de resistividade nesta região. A ocorrência de diferentes valores de resistividade nas valas com diversos períodos de fechamento indica que, aparentemente, possa haver uma relação entre tempo de decomposição de resíduos orgânicos e variação da resistividade elétrica.

A Linha CE5 foi realizada de forma a atravessar todas as valas (Figura 19). Foi executada em seu flanco oeste, próxima da extremidade das valas, por não ser possível a execução na parte central devido às espécies vegetais plantadas entre as valas. Essa linha permite visualizar principalmente as zonas de influência dos resíduos sobre as valas (Figura 25). Considerando que a última vala com resíduos está aproximadamente na posição 115 m, observa-se que a zona de influência dos resíduos atinge cerca de 20 m adiante. Em profundidade, essa zona de influência mais marcante (verde claro) tende a se concentrar no máximo até 8,5 m, ainda que existam zonas de resistividade relativamente mais baixas (tons de azul) entre as posições 25 e 30 m, 60 e 80 m e 105 e 130 m. Essas feições podem caracterizar variações litológicas ou, mais provavelmente, a influência dos contaminantes. Estes bolsões de baixa resistividade estão localizados em

profundidade imediatamente abaixo do fundo das valas (de 3 a 6 m) e tornam-se mais azuladas (menor resistividade) conforme se avança para a direita no mapa de resistividade. É importante lembrar que a vala 1, mais antiga, está localizada próxima da posição 15 m, enquanto que a vala 15, mais recente, encontra-se próxima à posição 115 m.

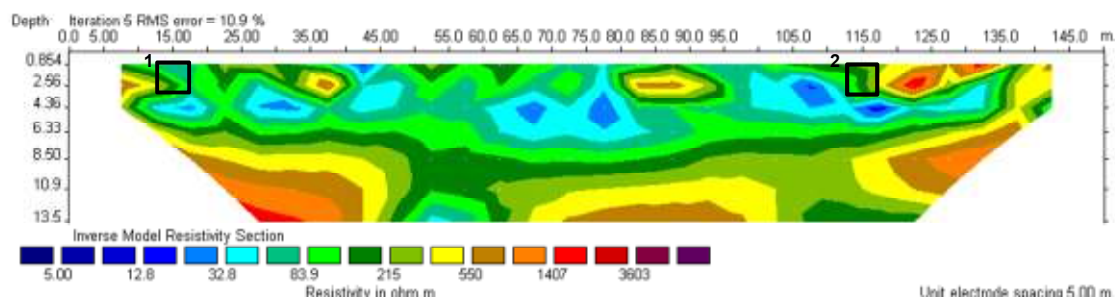


Figura 25: Linha CE5, perpendicular às valas. 1) Linha CE2, vala mais antiga; 2) Linha CE4, vala mais recente.

Ao lado da vala 15, cruzada pela linha CE4, existe apenas uma área intocada, disponível para abertura de novas valas. Neste sentido, a linha CE6 foi realizada nesta região, à jusante das valas, cerca de 10 m da última vala preenchida com resíduos (Figura 19). Esta não apresenta nenhuma feição anômala que possa caracterizar a influência de contaminantes, sendo a diminuição de resistividade em profundidade compatível com o aumento do teor de umidade no solo/sedimento (a partir de 9 m) (Figura 26).

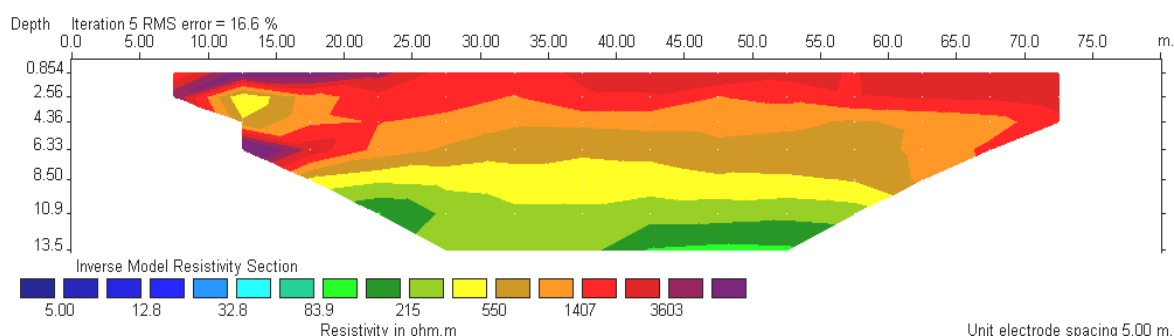


Figura 26: Linha CE6, a jusante das valas.

Por se tratar da vala de resíduos mais antiga do empreendimento, o modelo geoeletrico da linha CE2, sobre a vala 1, foi processado com um refinamento da malha de amostragem para melhorar a resolução na parte mais próxima da superfície, onde se encontra a vala. O resultado é apresentado na Figura 27, onde se pode observar mais

claramente a vala e a área de influência da contaminação. A vala apresentou cerca de 70 m de comprimento e 3 m de profundidade, sendo a parte mais afetada pela contaminação localizada entre as posições 65 e 75 m, entre 5 e 7 m de profundidade. Este mapa de resistividade permite visualizar com clareza as delimitações da vala em questão, além de definir uma zona preferencial quanto ao acúmulo de chorume em profundidade imediatamente abaixo do fundo da vala.

Observa-se uma zona de alta resistividade bem definida abaixo dos 8 m de profundidade e após os limites laterais da vala, com valores acima dos 4.000 ohm.m em alguns pontos. Informações sobre os procedimentos operacionais realizados nesta vala apontam que a mesma teve o início de seu preenchimento com resíduos, em colunas, da esquerda para a direita, corroborando com os valores de resistividade mais baixa apresentados no mapa desta vala no exato local do último preenchimento, antes de seu fechamento.

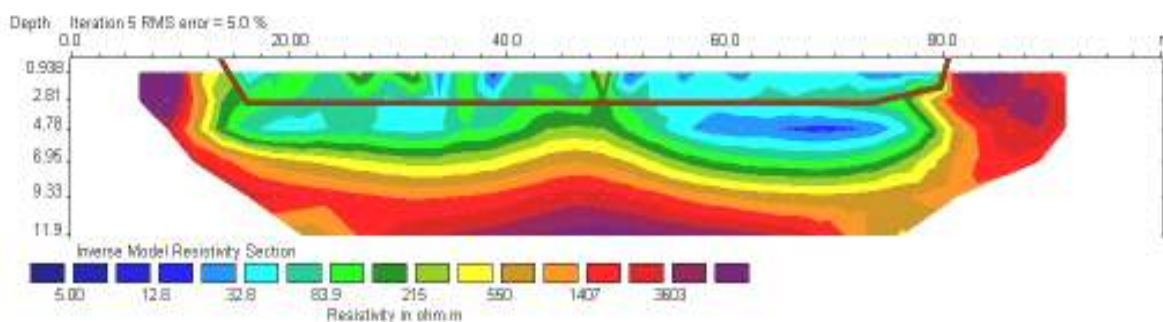


Figura 27: Linha CE2, modelo interpretado para realçar as feições superficiais.

## 6.4 Determinação do Potencial de Contaminação da Massa de Resíduos Aterrada

Apesar dos ASPP comumente não serem dotados de elementos impermeabilizantes no fundo das valas, vários condicionantes físicos devem ser enfaticamente considerados para a instalação destes empreendimentos.

Inicialmente, o ASPP de Angatuba apresentou condições físicas favoráveis à sua implantação, das quais, não possui corpos hídricos superficiais em área próxima ao empreendimento, não se encontra próximo às áreas de mananciais, não recebe mais de 10 toneladas de resíduos sólidos domiciliares por dia, não recebe resíduos industriais ou perigosos, possui correto dimensionamento das valas, possui elementos de drenagem de águas superficiais, está instalado em região com baixo excedente hídrico, além de ser composto por solo argiloso e operar conforme sugerido pela SMA (2005) e NBR 15.849:2010.

Analisando-se o parâmetro físico resistividade elétrica, este é diretamente susceptível às alterações provocadas pela presença de contaminantes no ambiente geológico. A redução nos valores de resistividade em áreas contaminadas por compostos inorgânicos, como no caso de aterros sanitários ou lixões, é resultado direto da elevada carga de STD que caracteriza o líquido proveniente da decomposição de resíduos sólidos (MOREIRA e BRAGA, 2009a). Esta característica permite a relação direta entre intervalos de baixa resistividade elétrica com elevados teores de contaminação, possibilitando nestes casos a definição de áreas prioritárias para instalação de poços de monitoramento e remediação.

Os resultados determinam a localização da pluma de contaminantes em diferentes pontos do ASPP de Angatuba. Neste sentido, observa-se em profundidade, a influência do processo de decomposição dos resíduos através da geração de líquidos percolados até o ponto máximo de 13 m de profundidade (Figura 24 – 4 e Figura **25**Figura 25).

A vala 8 apresentou baixos valores de resistividade em profundidade de até 10 m, contudo, após essa profundidade, os valores de resistividade aumentaram significativamente (acima dos 300 ohm.m), caracterizando a limitação da pluma de contaminantes em profundidades superiores. Do mesmo modo, a vala mais recente (vala 15), apresentou baixos valores de resistividade até a profundidade de 13 m, evidenciando uma possível contaminação do solo e do nível d'água neste ponto.

É importante salientar que, apesar dos ensaios SEV terem limitado a zona saturada ao mínimo de 23 m de profundidade no ponto à montante das valas, a abertura dos PM's no empreendimento determinou que em épocas chuvosas, o NA pode atingir níveis bem mais rasos (Tabela 4). A hipótese mais provável para esta diferença do NA pode estar associada à camada de argila compacta, impenetrável com os equipamentos utilizados, encontrada a uma profundidade variando de 7 a 10 m. Esta camada pode ter formado alguns aquíferos suspensos em função da grande quantidade de chuvas ocorridas no período anterior à realização das sondagens (Janeiro e Fevereiro de 2011). Pelos valores das resistividades, no período da realização dos estudos geofísicos (Agosto de 2010), não havia água nessas profundidades. Por outro lado, esses resultados são importantes para a pesquisa, pois nesses períodos de chuvas poderia ocorrer a migração dos contaminantes até esse aquífero livre, que embora não deva ser perene, possa levar alguma substância para o aquífero profundo devido a estes episódios.

De qualquer forma, para comprovar esta hipótese faz-se necessário esperar uma época mais seca, aferindo o NA nos poços instalados, bem como realizando novas campanhas de sondagens. Um fato importante, é que em Outubro do mesmo ano o PM05, imediatamente localizado sobre a vala com resíduos mais recentes, encontrava-se

seco, sendo esta uma evidência a favor da qualidade ambiental das águas subterrâneas na região do aterro.

Resultados da Linha CE2, CE6 e CE5 demonstram que áreas com alta atividade de decomposição de resíduos, identificadas como plumas de contaminação através das zonas de baixa resistividade elétrica, possuem limitações no tempo e espaço. Em comparação às demais linhas, a linha CE2 (Figura 27) demonstra uma diminuição do potencial poluidor da massa de resíduos (baixa resistividade em profundidade máxima de 6 m e em pequenos pontos isolados), visto sua idade mais avançada. A linha CE6 representa uma área próxima à vala mais recente do aterro, com resíduos em plena atividade de decomposição, porém não apresentou nenhuma anomalia no mapa de resistividade (Figura 26), evidenciando pouca ou nenhuma influência das valas com resíduos sobre sua área adjacente, ainda sem resíduos.

A linha CE5 permitiu visualizar principalmente as zonas de influência dos resíduos sobre as valas ao longo de todo o empreendimento, analisando ao mesmo tempo, o comportamento da pluma de contaminação em valas com diferentes idades (Figura 25). De forma indireta, as plumas de contaminação podem ser avaliadas através do gradiente temporal, sendo as valas próximas ao ponto 0 m as mais antigas e as valas próximas ao ponto 125 m, as mais novas. Deste modo, observa-se que a zona de influência dos resíduos estende-se até 20 m à frente do final das valas e a 8,5 m de profundidade, porém, como dito anteriormente, a pluma desta vala não atingiu a área que ainda não recebeu resíduos (Figura 25).

Ainda, Abu-Zeid *et al.* (2004), empregaram técnicas de Tomografia Elétrica e Polarização Induzida na caracterização geoquímica e geofísica do aterro sanitário municipal de Camacchio, Itália. Áreas do entorno do aterro com elevada permeabilidade apresentaram baixa resistividade aparente em consequência da presença de água rica em sais, provavelmente devido ao efeito de polarização de membrana. Resultados obtidos sobre os locais com resíduos também indicaram baixos valores de resistividade, neste caso associado à ocorrência de metais sob processos de oxidação/redução, analisados em ensaios químicos sob a forma de elementos metálicos em solução e em suspensão na zona saturada.

Neste sentido, se confirma a capacidade dos métodos geofísicos ajudarem no mapeamento e compreensão da pluma de contaminantes, visto serem suscetíveis às alterações no ambiente físico. Deste modo, a sondagem geofísica determina pontos no solo onde possam existir possíveis contaminações, além de sua fonte e seu destino. Contudo, de forma isolada, estes dados não são suficientes para se explicar o desenvolvimento dos processos de decomposição da massa de resíduos e assim determinar o potencial poluidor do empreendimento em questão, pois não consideram as



interações físico-químicas entre as partículas do solo que são, entre outras funções, responsáveis pelos processos de atenuação natural de contaminantes. Para tanto, os ensaios geofísicos deveriam ser realizados periodicamente.

## **6.5 Correlação entre o Potencial de Contaminação e a Capacidade de Atenuação Natural do Solo**

Diversos constituintes do solo como minerais de argila, materiais amorfos e carbonatos, interagem entre si na presença de água e dos solutos nela dissolvidos. Os processos interativos envolvem reações químicas, físicas, microbiológicas e até mesmo, uma combinação destas. A velocidade das reações é afetada pelos tipos e quantidades dos componentes do solo.

Quando presentes no meio geológico, os compostos orgânicos são divididos em fase residual e dissolvida (RABUS e HEIDER, 1998). A fase dissolvida apresenta mobilidade próxima a da água subterrânea, enquanto que a fase residual representa o contaminante que adere aos grãos minerais. A fase dissolvida tende à dispersão, diluição e dissolução quando em contato com a zona saturada, com conseqüente diminuição de concentração. Neste momento, condições favoráveis são ofertadas para uma ação efetiva do processo de degradação por microorganismos, em conseqüência da redução da toxicidade e ao aumento na concentração de oxigênio. A ação de microorganismos resulta na geração de ácidos orgânicos que, em quantidades elevadas, passam a atacar os grãos minerais (EHRLICH, 1996). Este mecanismo desencadeia a dissolução mineral e a liberação de íons para a zona saturada do aquífero subterrâneo, conseqüentemente alterando padrões de resistividade elétrica em relação ao meio não contaminado (MCMAHON; CHAPELLE, 1991).

Sob a ótica destes processos físicos, tomando como exemplo a linha CE2 (Figura 25 e Figura 27), observa-se o real poder atenuador do solo local sobre a pluma de contaminantes, ao longo do tempo. Destaca-se que, por ser a vala mais antiga do ASPP, a dispersão da pluma de contaminantes mostrou-se limitada à profundidade máxima de 7 m, provavelmente pela redução da disponibilidade de compostos mais facilmente biodegradáveis e conseqüente diminuição da formação de líquidos percolados com o passar do tempo. Essa evidência confirma que a contaminação por choro é variável em acordo com a etapa de degradação em que se encontram os compostos orgânicos, tornando-se mais expressiva nas valas mais recentes. Ainda, esta variação temporal na geração de líquidos percolados indica as profundidades que a contaminação pode atingir, em diferentes estágios de decomposição. Por outro lado, de forma indireta,

a linha CE2 indica que processos biológicos, químicos e físicos ocorreram na massa de resíduos aterrada, diminuindo assim seu potencial de contaminação, comparado às valas mais recentes. Abaixo desta zona de menor resistividade aparente, é identificada uma zona de alta resistividade (7 m), sugerindo que o choro neste ponto não atinge maiores profundidades.

Outra evidência que aponta as alterações no comportamento da massa de resíduos, bem como de sua pluma contaminante, é a análise conjunta das linhas CE2, CE3 e CE4 (Figura 24 – 2, 3 e 4). As isolinhas mostram que as valas mais recentes possuem maior concentração de líquidos percolados em seu interior, além de apresentar área de influência em maiores profundidades. Neste sentido, a vala sob a linha CE3 (4 anos) apresentou uma zona de influência, em profundidade, menor quando comparada à vala sob a linha CE4 (2 anos), sendo 10 e 13 m, respectivamente. Analogamente, espera-se que esta vala de idade intermediária (CE3) apresente o comportamento encontrado neste momento para a vala mais antiga (CE2), através da existência de um limite de baixa resistividade em profundidade inferior à vala mais recente (CE4).

Adicionalmente, alterações nas características físico-químicas do choro em diferentes estágios foram estudadas por Qasim e Burchinal (1970), onde demonstraram que concentrações de substâncias orgânicas (COT, DQO e DBO) e relações DBO/DQO, são geralmente elevadas durante os estágios mais ativos (iniciais) de decomposição e gradualmente tendem a reduzir conforme o aterro se estabiliza organicamente.

Ainda, tanto as linhas de CE à montante como à jusante das valas com resíduos aterrados não apresentaram nenhuma anomalia elétrica que pudesse ser identificada como perfis de contaminação, caracterizando o alto poder de confinamento dos poluentes pelo solo da região (Figura 24 – 1 e Figura 26).

Os resultados apresentados por esta pesquisa indicam o potencial poder atenuador que o solo da região do ASPP de Angatuba exerce sobre os contaminantes ali gerados. Por ser rico em minerais de argila caulinítica e óxidos de ferro, apesar da baixa CTC desses minerais, este solo apresenta uma maior resistência a impactos ambientais, devido maior estabilidade física de seus constituintes, como também visto por Kämpf *et al.* (2008).

A textura argilo-arenosa deste Latossolo Vermelho pode apresentar boa capacidade de depuração e de carga, ocasionando baixa permeabilidade (Guimarães, 2000). Esses minerais afetam processos físico-químicos importantes nos solos, como dispersão e floculação de colóides (RENGASAMY *et al.*, 1984; GOLDBERG e GLAUBIG, 1987; FONTES *et al.*, 1995), troca de cátions e ânions (BARBER e ROWELL, 1972; FEY e LE ROUX, 1976; GILLMAN, 1980; STOOP, 1980) e adsorção de ânions, especialmente fosfato.

Segundo Raij (1991), os minerais de argila e óxidos de ferro e alumínio são uns dos principais elementos no solo responsáveis pela troca de íons. Ainda, estudos de Yong *et al.* (1992), dissertam sobre a capacidade de sorção do solo em relação a vários tipos de solutos contaminantes, analisando a capacidade do solo como tampão. Através de experimentos em soluções ácidas, esses autores analisaram a capacidade de tamponamento de diversos argilo-minerais puros em comparação com o solo natural, evidenciando grande capacidade de tamponamento para a caulinita.

No caso dos metais pesados, a especiação e a concentração, o pH do solo, a relação solo-solução e o tempo de contato, estão entre os principais fatores que controlam a distribuição dos contaminantes entre as fases líquida e sólida do solo (TEMMINGHOFF *et al.*, 1995). A quantidade retida da maioria dos metais pesados correlaciona-se positivamente com matéria orgânica, CTC, superfície específica, conteúdo de argilas e teor de óxidos nos solos (MATOS *et al.*, 1996, 2001; DIAS *et al.*, 2001). Baseado nestas afirmações, as características físicas do solo local permitem concluir que este solo possui potencial poder de contenção e atenuação quanto à contaminação por metais.

A vulnerabilidade e a capacidade de autodepuração de um solo também foi discutida por Kämpf *et al.* (2008), abordando características físicas do solo na orientação de estudos para o Licenciamento Ambiental. A seguir, a Tabela 7 que serve como guia apresenta critérios para enquadramento dos solos nas respectivas classes de resistência a impactos ambientais decorrentes principalmente da disposição final de resíduos sólidos. A primeira coluna da tabela-guia lista os fatores do solo ou do terreno e as demais colunas listam os respectivos limites máximos tolerados para cada classe. O aumento no grau de limitação representa um decréscimo na resistência dos solos aos impactos ambientais.

Os solos classificados como de alta resistência a impactos ambientais (Classe A, Tabela 7) são aqueles com boa drenagem, profundos, pouco ou nenhum gradiente textural, sem riscos de inundação, argilosos, localizados em terreno plano ou suave ondulado, geralmente correspondendo a solos das classes Latossolos, Nitossolos, Argissolos sem gradiente abrupto e alguns Cambissolos. Os solos de média resistência (Classe B) diferenciam-se dos anteriores por apresentarem textura mais arenosa, gradiente textural mais pronunciado ou menor profundidade (KÄMPF *et al.*, 2008).

Deste modo, de acordo com a Tabela 7 e a caracterização física e geoambiental da área estudada, observa-se que as características físicas do solo na região do ASPP de Angatuba, bem como os constituintes de sua área de influência, se enquadram em grande maioria, na categoria A, podendo ser classificado como altamente resistente aos

impactos ambientais. Contudo, pode se considerar a presença de lençóis suspensos, o que enquadraria o aterro na categoria C.

Tabela 7: Características físicas dos solos e classes de resistência a impactos ambientais. Fonte: Kämpf *et al.*, (2008), adaptado.

Fator do solo ou do terreno	Classes de resistência a impactos ambientais			
	Alta (A)	Média (B)	Baixa (C)	Muito Baixa (D)
Máximo grau de limitação admitido				
Profundidade (até a rocha dura ou saprólio)	> 150 cm	≥ 100 a 150 cm	50 a 100 cm	≥ 50 cm
Textura (dominante no perfil)	Argilosa (> 35% de argila)	Média (15 a 35% de argila)	Arenosa (< 15% de argila)	Arenosa (< 15% de argila)
Mineralogia predominante	Caulinita e óxidos de ferro	Caulinita e óxidos de ferro	Esmectita e/ou feições vérticas	Esmectita e/ou feições vérticas
Gradiente textural	Sem gradiente ou com gradiente gradual	Com gradiente, se abrupto em profundidade < 100 cm	Com gradiente abrupto em profundidade ≥ 100 cm	Com ou sem gradiente
Drenagem natural	Bem ou moderadamente drenado	Forte ou acentuadamente drenado	Imperfeita ou excessivamente drenado	Mal ou muito mal drenado
Lençol freático (ou em profundidade)	Ausente (ou > 180 cm)	Ausente (ou de 100 a 180 cm)	< 100 cm	Superficial
Lençol suspenso	Ausente	Ausente	Presente	Presente
Erodibilidade	Ligeira a moderada	Moderada a forte	Forte	Forte a muito forte
Pedregosidade (% da massa de solo)	Não pedregosa e moderadamente pedregosa (< 3%)	Pedregosa (3 a 15%)	Muito pedregosa (≥ 15 a 50%)	Extremamente pedregosa (> 50%)
Rochosidade (% da superfície do terreno)	Não rochosa (< 2%)	Ligeiramente rochosa (2 a 10%)	Moderadamente rochosa (> 10 a 25%)	Rochosa e extremamente rochosa (> 25%)
Risco de inundação	Nulo	Nulo	Raro	Ocasional a frequente
Relevo local	Plano a ondulado	Ondulado	Forte ondulado	Forte ondulado a montanhoso
Declividade	< 12%	≥ 12 a 20%	≥ 20 a 45%	> 45%
Aptidão agrícola (para cultura de sequeiro)	Bom	Boa a regular	Regular a restrita	Restrita

Ainda, o município apresenta baixos índices de captação de água subterrânea para abastecimento público, bem como, o risco de contaminação de águas subterrâneas por destinação final de resíduos sólidos é considerado pequeno (CETESB, 2001). Estas características permitem afirmar que as vias de exposição a eventuais receptores encontram-se reduzidas.

Como plano de encerramento, a prefeitura do município de Angatuba organiza plantios regulares de espécies vegetais não frutíferas, tais como, Arueira, Andiroba, Pombeiro, Dedalheira, Ingá, etc, sobre as valas de resíduos após encerramento. Esta iniciativa pode contribuir para reduzir a contaminação do solo por chorume, uma vez que as espécies vegetais, em atividade normal de crescimento, absorvem íons e nutrientes do solo através de suas raízes para realização da fotossíntese e consequente acúmulo em biomassa. Este processo natural, além da retirada de nutrientes do solo, pode proporcionar alterações significativas no subsolo, possibilitando um aumento na biodiversidade de organismos decompositores próximos à região das raízes das plantas. As raízes podem também formar sítios ricos em oxigênio no solo, através do aumento da porosidade do meio, alterando seus índices de vazios, quantidades de água e gases. Ainda, associações vegetais e microbiológicas podem otimizar os processos de decomposição da matéria orgânica.

Espécies biológicas também são capazes de atenuar a toxicidade de um contaminante através da metabolização de alguns compostos úteis ao seu desenvolvimento, inclusive metais pesados. Da mesma forma, essas reações podem ocorrer espontaneamente entre elementos químicos presentes no solo e contaminantes, variando dependendo de sua composição, origem, concentração, distância da fonte, tempo de residência, pH, entre outros. Por outro lado, reações físico-químicas entre o meio ambiente, microorganismos e os contaminantes, além de resultarem na redução da toxicidade de alguns compostos, também podem formar outros compostos ainda mais nocivos.

Essas transformações ocorrem por meio de processos metabólicos, e são potencialmente úteis ao mecanismo da atenuação natural como a base da tecnologia da biorremediação, resultando na biodegradação de contaminantes. Um dos processos é a oxidação de um composto orgânico que perde elétrons para um receptor final de elétrons, que se torna reduzido (MAZZUCO, 2004; MARIANO, 2006).

De acordo com a US EPA (1998), a biodegradação via processos oxidativos, pode ocorrer em três distintas situações: utilização intencional como receptor final de elétrons ou como doador de elétrons ou, a utilização pode ocorrer acidentalmente por co-metabolismo, não havendo nenhum benefício ao microrganismo. Esses processos oxidativos convertem grande parte dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos, incluindo elementos transitórios oxidantes e, principalmente, radicais hidroxilas (TIBURTIUS *et al.*, 2004; DAL FORNO, 2006; CORRER *et al.*, 2007).

A redução biológica do  $\text{NO}_3^-$  para  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$  é conhecida como redução do nitrato ou desnitrificação (MAZZUCO, 2004; DAL FORNO, 2006). O nitrato atua como receptor de elétron terminal na oxidação do composto orgânico, onde o produto final

geralmente é o gás nitrogênio. Microorganismos dependentes de nitrato são encontrados em diversos ambientes anóxicos, entre eles solos, lagos, rios, oceanos e água subterrânea (MAZZUCO, 2004).

Os óxidos férricos comumente são os receptores de elétrons mais abundantes no ambiente subterrâneo (PIUCI e FENZL, 1981; LOVLEY *et al.* 1994). Entretanto, são pouco solúveis nas condições de pH próximas do neutro, predominante na maioria dos aquíferos subterrâneos, sendo pouco acessíveis aos microorganismos (MAZZUCO, 2004; DIAS, 2007). O aumento na concentração de Fe (II) é um grande indicativo da degradação dos contaminantes via ferro redução (MAZZUCO, 2004). Tanto a produção de íons Fe (II) ou a diminuição de íons nitrato sugerem a presença de processos anaeróbios. Uma diminuição do potencial redox (Eh), de valores positivos para negativos, reflete em alterações de condições oxidantes (favoráveis aos microorganismos aeróbios) para condições redutoras (melhores condições aos processos anaeróbios) (MARIANO, 2006).

Pesquisas com plumas de contaminantes em áreas de aterro sanitário mostraram que a dispersão da poluição em aquíferos subterrâneos geralmente é menor que o esperado, devido aos processos de atenuação natural. Ainda, também ressaltam que microorganismos contribuem amplamente para esta atenuação (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Informações sobre espécies que compõem a comunidade microbiológica em áreas de decomposição de resíduos sólidos urbanos podem contribuir significativamente para melhor compreensão dos processos microbiológicos envolvidos na atenuação natural de contaminantes.

As características físicas do solo do ASPP de Angatuba indicam grande potencial para se aplicar a metodologia de destinação final de resíduos sólidos urbanos, sugerida pela SMA (2005) e NBR 15.849:2010 aos pequenos geradores de resíduos, sendo confirmada pelos resultados geofísicos. Estes resultados determinaram com clareza o comportamento das plumas contaminantes, podendo assim, associá-las aos conhecidos processos físico-químicos e microbiológicos que direcionam a decomposição de compostos orgânicos. Contudo, é preocupante a situação do empreendimento em relação à profundidade oscilante do lençol freático em épocas de intensas chuvas, sendo previamente indicada a instalação de elementos impermeabilizantes na concepção de novas valas.

Apesar de apresentar alta capacidade de autodepuração, que pode ser evidenciada pelo comportamento da pluma de contaminante presente na vala mais antiga do aterro, sugerindo a ocorrência dos processos de atenuação natural a pequena profundidade do lençol em alguns pontos, pode oferecer riscos de contaminação à água subterrânea até aproximadamente 13 m de profundidade. Abaixo desta profundidade, foi

notada pouca ou nenhuma ocorrência de isolinhas de menor resistividade, representativas de elevadas cargas orgânicas.

A fim de melhorar a capacidade de se prever o desenvolvimento de condições redutoras em locais contaminados, estudos adicionais são necessários para melhor compreensão dos processos físico-químicos envolvidos na dispersão e difusão molecular, competições entre reações secundárias, reatividade de óxidos e carbonos orgânicos dissolvidos e o potencial de degradação na redução de sulfatos (van BREUKELEN, 2003).

Deste modo, atribui-se a redução da carga orgânica de contaminantes ao longo do tempo, evidenciada pelas isolinhas de baixa resistividade, aos processos de atenuação natural ocorridos no solo do aterro sanitário, uma vez que nenhuma técnica de remediação ou controle da poluição foi aplicada na área estudada.

## 7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostraram o potencial de aplicação do método da Eletrorresistividade na caracterização geoambiental da área de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de Angatuba-SP, possibilitando identificar a pluma de contaminação, além de orientar a locação de ensaios por métodos diretos de investigação e instalação de poços de monitoramento.

A relação entre elevada carga iônica e baixa resistividade também permite apontar a Eletrorresistividade como uma técnica indireta de investigação adequada para avaliação de áreas contaminadas por chorume.

A seção de resistividade definiu com clareza os limites verticais e laterais entre as valas preenchidas com resíduos e o meio natural, como bem observado na vala mais antiga do aterro, caracterizada através da linha CE2 (Figura 27).

A análise das curvas obtidas pela técnica de SEV, realizadas fora das valas preenchidas com resíduos, possibilitou o posicionamento dos materiais em subsuperfície, indicando, ao todo, quatro horizontes geoeletricos.

A grande quantidade de STD relacionada ao lixiviado advindo da massa de resíduos aterrada e seu comportamento no ambiente geológico, caracterizado como condutor elétrico, possibilitaram a identificação das plumas de contaminação pelos métodos geofísicos aplicados. Tais relações definem áreas mais adequadas para se direcionar esforços de remediação e recuperação, caso seja necessário ou de interesse.

Outros estudos também apontam que anomalias de elevada cargabilidade em aterros de resíduos sólidos podem indicar concentrações de elementos precipitados por instabilidades geoquímicas pontuais, além de eventual presença de resíduos metálicos. Por outro lado, anomalias de baixa resistividade representam áreas com elevada carga de STD, uma das principais características do chorume (MOREIRA e BRAGA, 2009b).

Os resultados indicam que a geração de chorume ocorre em grande parte nas valas 8 e 15 (mais recente), devido principalmente à presença de matéria orgânica facilmente degradável. Para as demais valas, há uma tendência de aumento de



resistividade, que pode ser traduzida em queda da geração de chorume, concomitante ao aumento do tempo de residência dos resíduos.

A despeito disso, os resultados geofísicos demonstraram que a zona de influência dos resíduos tende a ficar até cerca de 20 m da área de disposição no plano horizontal e até 8,5 m de profundidade, a partir da superfície, devendo-se considerar que o fundo das valas encontra-se, em média, a 4 m de profundidade.

No geral, solos argilosos apresentam baixas condutividades hidráulicas e elevada capacidade de sorção dos contaminantes nas partículas argilosas, funcionando como barreiras naturais e dificultando sua migração (ALMEIDA, 2009). O uso de solos argilosos como impermeabilizantes ou barreiras de atenuação está se tornando um material de escolha para a composição de *liners*. Além do baixo custo, pode retardar a taxa de percolação e permitir a atenuação química dos contaminantes através de diversos processos de sorção (YONG *et al.*, 2001), devido às suas propriedades de elevadas CTC e superfície específica (YONG *et al.*, 1992).

Certamente as propriedades físico-químicas e microbiológicas do solo da região de Angatuba influenciaram diretamente o comportamento da pluma de contaminantes, visto a evolução destas ao longo do tempo, além de nenhuma técnica de remediação ter sido aplicada de forma planejada. Destacam-se as características físicas do solo da região como, a composição de minerais de argila, granulometria e área superficial, além da formação de colóides e quantidade de matéria orgânica, como os possíveis principais responsáveis pela atenuação natural apresentada por este solo.

Verificou-se através das prospecções efetuadas, que o nível do aquífero freático encontrava-se acima do esperado, considerando as sondagens efetuadas por ocasião do licenciamento da área. Em determinadas regiões do aterro, estima-se que a camada de solo não saturado sob as valas seja inferior a um metro, não atendendo aos critérios para dispensa de impermeabilização complementar, estabelecidos na NBR 15.849:2010.

Contudo, resultados prévios de estudos em andamento considerando alterações nas propriedades químicas do solo e águas subterrâneas na área do empreendimento, não revelaram alterações significativas sob os aspectos ambientais, mesmo confirmando que a disposição de resíduos contribuiu para o aumento da concentração de substâncias no solo, seja pela percolação de lixiviados ou pela alteração das características do meio, como pH e Potencial Redox.

Conclui-se que, apesar de simplista, a metodologia recomendada para a destinação final dos resíduos sólidos em pequenas comunidades mostra-se uma alternativa segura na contenção da contaminação por chorume, visto o comportamento atenuador do solo sobre a dispersão da pluma de contaminantes, como evidenciado nos mapas de resistividade, desde que apresentem características similares às encontradas

na área do ASPP de Angatuba. O comportamento atenuante sobre a pluma de contaminantes pôde ser notado devido à composição geológica e pedológica local, além dos processos biológicos e físico-químicos envolvidos na atenuação natural de contaminantes. Porém, as variações anômalas do nível freático neste ASPP não permitiram categorizar o empreendimento como uma alternativa ambientalmente segura, sendo necessária a impermeabilização de fundo na concepção de valas futuras.

Esta afirmação está intimamente ligada à profundidade oscilante do aquífero, uma vez que os demais parâmetros físicos apresentados para a área se encontram em acordo com a NBR 15.849:2010. De qualquer forma, para que se comprove esta hipótese faz-se necessário esperar uma época mais seca, aferindo o nível d'água nos PM's instalados, bem como realizar novas campanhas de sondagens.

Observa-se que a disposição de resíduos contribuiu para o aumento da concentração de substâncias no solo, seja pela percolação de lixiviados ou pela alteração das características do meio. Lembrando que as áreas com maior concentração de íons foram identificadas imediatamente abaixo das valas de resíduos, sendo esta a condição mais desfavorável, deve-se considerar que neste ponto não há vias de exposição direta do solo a eventuais receptores, portanto limitando eventuais riscos à saúde humana e confirmando a eficácia na contenção do chorume proposta pela Norma Técnica específica.

Ainda, destaca-se que esta pesquisa teve como objetivo relacionar aspectos físicos do solo à sua natural capacidade na atenuação de contaminantes. Contudo, estudos adicionais abordando aspectos químicos do solo e águas subterrâneas estão sendo realizados simultaneamente por esta equipe de pesquisa, que possibilitará futuramente, uma análise ainda mais apurada deste conjunto de dados.

A capacidade de se prever o desenvolvimento dos processos bio-físico-químicos envolvidos na degradabilidade associada aos contaminantes orgânicos é fundamental para a sustentação dos princípios que compõem a proposta da atenuação natural. A continuidade no desenvolvimento de pesquisas acadêmicas e trabalhos técnicos abordando os processos envolvidos na atenuação natural, bem como seus casos de sucesso, poderão contribuir para melhor compreensão deste mecanismo, além de reduzir as incertezas sobre o desempenho desta alternativa.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABGE - Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental - Geologia de Engenharia, São Paulo, p. 587. 1998.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 6.457**. Amostra de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, p. 9. 1986.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 6.502**. Rochas e solos. Rio de Janeiro: ABNT, p. 18. 1995.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 6.508**. Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica. Rio de Janeiro, ABNT, 8p. 1984.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 7.181**. : Análise granulométrica conjunta. Rio de Janeiro: ABNT, p. 13. 1984.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 8.419**. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, p. 7. 1992.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 13.896**. Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, p. 12. 1997.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 15.492** – Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, p. 31. 2007a.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 15.495-1**. Poços de Monitoramento de Águas Subterrâneas em Aquíferos Granulares – Parte 1: Projeto e Construção. Rio de Janeiro: ABNT, p. 25. 2007b.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 15.495-2**. Poços de Monitoramento de Águas Subterrâneas em Aquíferos Granulares - Parte 2: Desenvolvimento. Rio de Janeiro: ABNT, p. 24. 2008.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Técnica N° 15.849**. Aterro sanitário de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro: ABNT, p. 24. 2010.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010. p. 202, São Paulo, 2011.

ABU-ZEID, N.; BIANCHINI, G.; SANTARATO, G. & VACCARO, C. Geochemical characterisation and geophysical mapping of Landfill leachates: the Marozzo canal case study (NE Italy). **Environmental Geology**, v. 45, p. 439–447, 2004.

ALMEIDA, T. L. de. **Implicações ambientais dos processos de atenuação de lixiviado em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2009. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-25062009-123008/>>. Acesso em: 2011-12-14.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Baltimore, 2005.

ARISTODEMOU, E. e THOMAS-BETTS, A. DC resistivity and induced polarization investigations at a waste disposal site and its environments. **J. Appl. Geophys.** v. 44, p. 275–302, 2000.

ATEKWANA, E. A; SAUCK, W. A.; WERKEMA, D. D. Jr. Investigations of geoelectrical signatures at a hydrocarbon contaminated site. **J. Appl. Geophys.** v. 44, p. 167–180, 2000.

BAGCHI, A. Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanism. **Waste Management Research**. v. 5, p. 453–464, 1987.

BARBER, R. G.; ROWELL, D. L. Charge distribution and the cation exchange capacity of an iron-rich kaolinitic soil. **Journal of Soil Science**, v. 23, p. 135-146, 1972.

BENNETT, P. e SIEGEL, D. I. Increased solubility of quartz in water due to complexing by organic compounds. **Nature**. v. 326, p. 684–686, 1987.

BERNABINI, M. e CARDARELLI, E. Variable damping factors intraveltime tomography. **Journal of Applied Geophysics**. v. 38, p. 131-141, 1997.

BERNSTONE, C.; DAHLIN, T.; OHLSSON, T.; HOGLAND, W. DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two preexcavation surveys. **Environ. Geol.** v. 39, p. 360–370, 2000.

BIGHAM, J. M.; GOLDEN, D. C.; BUOL, S. W.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Iron mineralogy of well-drained Udisols and Oxisols: II Influence on color, surface area, and phosphate retention. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, p.825-830, 1978.

BIRKS, J. e EYLES, C. A. Leachate from landfill along the Niagara Escarpment. In: EYLES, N. (ed.), **Environmental Geology of Urban Areas**. Geological Association of Canada. Canada. p. 347-363, 1997.

BORGES, A. F.; CAMPOS, T. A.; NOBRE, M. M. M. Desenvolvimento de um Sistema de Permeômetros para Ensaios de Transporte de Contaminantes em Laboratório. **Solos e Rochas**. ABMS/ABGE, São Paulo, v. 20(3), p. 191-207, 1997.

BOSCOV, M. E. G. **Contribuição ao Projeto de Contenção de Resíduos Perigosos Utilizando Solos Lateríticos**. Tese de Doutorado – Escola Politécnica – USP. São Paulo, p. 269, 1997.

BOSCOV, M. E. G.; OLIVEIRA, E.; GHILARDI, M. P.; SILVA, M. M. Difusão de metais através de uma argila laterítica compactada. REGEO'99. **4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental**. São José dos Campos, 1999, p. 323-330.

BOUDOT, J. P.; BEL HADJ, B. A.; CHONE, T.; HADJ, B. A. B. Carbon mineralization in andosols and aluminum-rich highland soils. **Soil Biol. Biochem.** v. 18, p. 457-461, 1986.

BRADY, N. C. *Natureza e propriedades dos solos*. 7.ed. São Paulo: Freitas Bastos, 1989. 878p.

BRAGA, A. C. O. Métodos Geométricos Aplicados no Diagnóstico do Lençol Freático para Subsídio em Estudos Ambientais. Projeto de Pesquisa - Bolsa de Produtividade em Pesquisa (PQ). Entidade Financiadora: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, Coordenação de Ciências Exatas e da Terra 2 - Programa Básico de Geociências: Geofísica, Meteorologia e Geodésia. Período: 01/08/2000 a 31/07/2002. 2001.

BRYANT, R. B. e MACEDO, J. Differential chemoreductive dissolution of iron oxides in a Brazilian oxisol. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 54, p. 819-821, 1990.

CALÇAS, D. A. N. Q. P.; HAMADA, J. Atenuação Natural de contaminantes do chorume de aterros sanitários em solos arenosos. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa - PB. Saneamento Ambiental: desafio para o século 21, p. 228-229, 2001.

CARPENTER, P. J.; KAUFMANN, R. S.; PRICE, B. The use of resistivity soundings to determine landfill structure. **Ground Water.** v. 28 (4), p. 569-575, 1990.

CASTILHOS JR, A. B. *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES, Rima. Projeto PROSAB, 2003. 294p.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo / GTZ, **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 2ª Ed. 389 p. São Paulo. 2001a.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Parâmetros de Qualidade do Solo e Água Subterrânea para Investigação Confirmatória**. Manual de Gerenciamento de Águas Contaminadas. 2001b.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. Decisão de Diretoria nº 195-2005-E , 4p São Paulo. 2005.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. Decisão de Diretoria nº 103//2007/C/E 40p São Paulo. 2007.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Procedimento de identificação de passivos ambientais causados por áreas de disposição de resíduos sólidos de origem urbana**. 8 p. São Paulo, 2008. Não publicado.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares - 2009**. Série relatórios. São Paulo: 177 p. 2010a.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo: **Manual de operação de aterro sanitário em valas**. Projeto Ambiental Estratégico Lixo Mínimo. 24 p. : il. color. ; 26,5 x 19,5 cm, 2010b. Disponível também em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br>>

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L.; BANWART, S. A.; JAKOBSEN, R.; HERON, G.; ALBRECHTSEN, H. -J. Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. **J. Contam. Hydrol.** v. 45(3-4), p. 165-241, 2000a.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L.; KJELDSEN, P. Natural attenuation: A feasible approach to remediation of ground water pollution at landfills? **GroundWater Monit. Remediat.** v. 20(1), p. 69-77, 2000b.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. -J.; HERON, C. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Appl. Geochem.** v. 16(7-8), p. 659-718, 2001.

CIIAGRO – Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Ciiagro online – Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em 15/05/2012.

CORRER, C. J.; MAZZOCHIN, L. F.; LOBO, I.; SAAB, O. J. G. A.; GUEDES, C. L. B. Aplicação “in situ” de surfactantes em solo contaminado com petróleo e tratamento da água residual com agente oxidante. **4º Congresso Brasileiro de Petróleo e Gás**, Campinas. 2007.

COSTA, A. C. S. da; BIGHAM, J. M.; TRAINA, S. J. Mineralogy of oxisols after application of sequential dissolution procedures. In: PROCEEDINGS OF THE V. M. GOLDSCHMIDT CONFERENCE, University Park. **Abstracts**. University Park: Geochemical Society, 1995, p.39.

COSTA, A. C. S. da; TORINO, C. A.; RAK, J. G. Capacidade de troca catiônica dos colóides orgânicos e inorgânicos de latossolos do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**. v. 21(3), p. 491- 496, 1999.

DAEE *et al.* **Mapa de águas subterrâneas do estado de São Paulo**: escala 1:1.000.000: nota explicativa. São Paulo: DAEE: IPT: IG: CPRM, 2005. 3 v.

DAL FORNO, R. G. **Avaliação da poluição do solo por derivados de petróleo e sua remediação**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR. 2006.

deGROOT-HEDLIN, C. & CONSTABLE, S. Occam's inversion to generate smooth, two-dimensional models from magnetotelluric data. **Geophysics**. v. 55, p. 1613–1624, 1990.

DIAS, N. M.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C.; CAMARGO, O. A. Adsorção de cádmio em dois latossolos ácricos e um nitossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 25, p. 297-304, 2001.

DIAS, F. G. **Utilização do consórcio microbiano para biorremediação do meio ambiente contaminado com derivados do petróleo**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP. 2007.

EHRlich, H. L. How microbes influence mineral growth and dissolution. **Chemical Geology**. v. 132, p. 5-9, 1996.

ELIS, V. R. **A Aplicação da Geofísica para Análise do Meio Físico, Importância para Elaboração de Mapeamento Geotécnico**. Dissertação de Mestrado, Rio Claro-SP, Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP, 1993, 120p.

ELIS, V. R. e ZUQUETTE, L. V. Caminhamento Elétrico Dipolo-Dipolo – Uma Técnica Eficiente na Caracterização de Depósitos de Resíduos. **VIII Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia**. Rio de Janeiro - RJ, v. 1, p. 39-48, 1996.

ELIS, V. R. e ZUQUETTE, L. V. Determinação da Estrutura do Aterro Sanitário de Ribeirão Preto-SP através de métodos geoeletricos. **V Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica**. São Paulo – SP. v. 1, p. 417-420, 1997.



ELIS, V. R. **Avaliação da aplicabilidade de métodos elétricos de prospecção geofísica no estudo de áreas utilizadas para disposição de resíduos**. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP, Campus de Rio Claro SP, 1999. 264 p.

ELIS, V. R. **Geofísica aplicada ao estudo da poluição de solos e águas subterrâneas**. Apostila. Escola de verão de geofísica, IAG – USP. São Paulo, 2008.

ELMORE, R. D. *et al.*. Evidence for a relationship between hydrocarbons and authigenic magnetite. **Nature**. v. 325, p. 428-430, 1987.

FARQUHAR, G. J. Leachate: production and characterization. **Canadian Journal of Civil Engineering**. v. 16, p. 317-325, 1989.

FERREIRA, S. B. **Ensaio Laboratoriais para Avaliação do Potencial de Contaminação de Solo e de Água por Gasolina Oxigenada**. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2000.

FEY, M. W.; LeROUX, J. Electric charges on sesquioxidic soil clays. **Soil Science Society of America Journal**, v. 40, p. 359-364, 1976.

FIGUEIREDO, J. C. e SUGAHARA, S. Classificação Climática e o Aspecto Climatológico da Cidade de Bauru. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, X, 1997, Piracicaba-SP. **Anais: Piracicaba, Sociedade Brasileira de Agrometeorologia**. Piracicaba-SP, 1997, 377-379p.

FONTES, M. P. F.; GJORUP, G. B.; ALVARENGA, R. C.; NASCIF, P. G. S. Calcium salts and mechanical stress effects on water-dispersible clay of Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**. v. 59, p. 224-227, 1995.

FONTES, M. P. F.; WEED, S. B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma**. v. 72, p. 37-51, 1996.

FRID, V.; LISKEVICH, G.; DOUDKINSKI, D.; KOROSTISHEVSKY, N. Evaluation of landfill disposal boundary by means of electrical resistivity imaging. **Environmental Geology**. v. 53, p. 1503-1508, 2008.

GILLMAN, G. P.; UEHARA, G. Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals: II. Experimental. **Soil Science Society of America Journal**. v. 44, p. 252-255, 1980.

GOLDBERG, S.; GLAUBIG, R. A. Effect of saturating cation, pH, and aluminum and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. **Clays and Clay Minerals**. v. 35, p. 220-227, 1987.

GREENLAND, D. J.; WILD, A.; ADAMS, D. Organic matter dynamics in soils of the tropics-from myth to complex reality. In: LAL, R.; SANCHEZ, P. A. (eds.) **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: SSSA Spec., p.17-34. (Pub. 29), 1992.

GUIMARÃES, L. **Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer, Município de Teresópolis – RJ**. Dissertação (Mestrado) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000, 172 p.

HAMADA, J. Efeitos do escoamento de chorume de aterro sanitário em solos arenosos naturais e recompostos. Relatório Final FAPESP, Processo 99/09766-7. p. 134, 2001.

HARTER, R. D. Micronutrient adsorption-desorption reactions in soils. In: MORTVERDT, J.J.; COX, F.R.; SHUMAN, L.M. & WELCH, R.M. (eds.) **Micronutrients in the agriculture**. Madison, Soil Science Society of America, p. 59-88, 1991.

HEATH, J. S. Introduction: Guidance on natural attenuation in soils and groundwater. **J. Soil Contam.** v. 8(1), p. 3-7, 1999.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2010. CD-ROM.

\_\_\_\_\_, **Mapas Interativos**. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em <http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm> . Acesso em 2012-05-14.

IWAI, C. K.; HAMADA, J.; CASTILHO, F., GILBERTO, S. Avaliação da redução da carga orgânica do chorume através da percolação em solos destinados à cobertura de aterros sanitários. In: 4º CONGRESSO REGIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E

AMBIENTAL DA 4º REGIÃO DA AIDIS, 2003, São Paulo. **Anais do 4º Congresso Regional de Engenharia Sanitária e Ambiental da 4º Região da AIDIS**, São Paulo, 2003.

JONES, M. J. The organic matter content of the savanna soils of West Africa. **J. Soil Sci.** v. 24, p. 42-53, 1973.

JUCÁ, J. F. T. Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. In: X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Braga. **Anais**. Portugal, 1 CD-ROM. 2002.

KÄMPF, N.; GIASSON, E.; INDA JUNIOR, VASCONCELLOS, A.; NASCIMENTO, P. C. do; RODRIGUES, A. L. M. ; ANGHINONI, M. C. M.; FERRARO, L. W.; BINOTTO, R. B.; SANBERG, J. R. D. Metodologia para classificação de solos quanto à resistência a impactos ambientais decorrentes da disposição final de resíduos. **Fepam em Revista** (Impresso), v. 2, p. 11-17, 2008.

KHAN, S. U. Pesticides in the soil environment. **Elsevier Scientific**. Amsterdam. p. 240, 1980.

KLINGEBIEL, A. A. e MONTGOMERY, P. H. Land-Capability Classification. USDA-SCS **Agric. Handb.** 210. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.1961.

KRUMHOLZ, L. R.; CALDWELL, M. E.; SU\_ITA, J. M. Biodegradation of 'BTEX' hydrocarbons under anaerobic conditions. In: CRAWFORD, R. L.; CRAWFORD, D. L. (Eds.), **Bioremediation: Principles and Applications**. Cambridge University Press, UK, 1996, 61-99p.

LEMOS, J. L. S. e SANTOS, R. L. C. dos. Aplicação de microrganismos na recuperação de metais. In: I JORNADA DO PROGRAMA DE CAPACITA ÇÃO INTERNA – CETEM, 2007, Rio de Janeiro. **Anais da I Jornada PCI**. Rio de Janeiro, 2007, 89-102p.

LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI, J. R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175p.

LIBAULT, A. Os quatro níveis da pesquisa geográfica. Métodos em Questão. 1, **IGEOG-USP**. São Paulo, Brasil, 1971.

LIMA, O. A. L.; SATO, H. K.; PORSANI, M. J. Imaging industrial contaminant plumes with resistivity techniques. **Journal of Applied Geophysics**. v. 34(2), p. 93-108, 1995.

LIMA, J. D. Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Rio de Janeiro: **ABES**. p. 267, 2001.

LOKE, M. H. – *RES2DINV - Rapid 2d Resistivity & Ip Inversion Using The Least-Square Method – Geoelectrical Imaging 2-D & 3d*. Geotomo Software, Penang, Malaysia. p. 129, 2003.

LOVLEY, D. R. Magnetite formation during microbial dissimilatory iron reduction. In: FRANKEL, R. B.; BLAKEMORE, R. P. (Eds.). **Iron biominerals**. New York: Plenum Press, 1990, 151-166p.

LOVLEY, D. R.; BAEDECKER, M. J.; LONERGAN, D. J.; COZZARELL, I. I. M.; PHILLIPS, E. J. P.; SEIGEL, D. I. Oxidation of aromatic contaminants coupled to microbial iron reduction. **Nature**. v. 339, p. 297-299, 1994.

MARIANO, A. P. **Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, SP. 2006.

MARTINEZ, C. E. e MOTTO, H. L. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. **Environ. Pollut.** v. 107, p. 153-158, 2000.

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

MATOS, A. T. *et al.*. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. **Environmental Pollution**. Oxford, v. 111, p. 429-435, 2001.

MAZZUCO, L. M. **Atenuação natural de hidrocarbonetos aromáticos em aquíferos contaminados com óleo diesel**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, 2004.

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall, Inc., 1995, 521p. ISBN 0-13-079187-3

MCBRIDE, M. B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1994.

McCABE, C.; SASSEN, R.; SAFFER, B. Occurrence of secondary magnetite within biodegraded oil. **Geology**. v. 15(1), p. 7-10, 1987.

McMAHON, P. B. e CHAPELLE, F. H. Microbial production of organic acids in aquitard sediments and its role in aquifer geochemistry. **Nature**. v. 349, p. 233-235, 1991.

MESQUITA FILHO, M. V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from the Cerrado region (Brazil). **Geoderma**, v. 58, p. 107-123, 1993.

MESTDAGH, M. M.; VIELVOYE, L.; HERBILLON, A. J. Iron in kaolinite:II. The relationship between kaolinite crystallinity and iron content. **Clay Miner**. v. 15, p. 1-13, 1980.

MOREIRA, C. A. e BRAGA, A. C. de O. Anomalias de cargabilidade em aterro de resíduos sólidos domiciliares. **Rev. Bras. Geof.**, São Paulo, v. 27, n. 1, mar. 2009a. Disponível em [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-261X2009000100005&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2009000100005&lng=pt&nrm=iso). Acesso em 09 maio 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2009000100005>.

MOREIRA, C. A. e BRAGA, A. C. de O. Aplicação de métodos geofísicos no monitoramento de área contaminada sob atenuação natural. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, Jun 2009b. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522009000200013&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000200013&lng=en&nrm=iso). Acesso em 10 July 2012.

NEUE, U. e SCHARPENSEEL, H. W. Decomposition pattern of <sup>14</sup>C labelled rice straw in aerobic and submerged rice soils of the Philippines. **Sci. Total Envir.** v. 62, p. 431-434, 1987.

NRC - *Natural attenuation for groundwater remediation*. National Academy Press, Washington,DC. 2000.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil.** v. 76, p. 319-337, 1984.

OLIVEIRA, J. J.; CHAVES, L. H. G.; QUEIROZ, J. E.; LUNA, J. G. Variabilidade espacial de propriedades químicas em um solo salino-sódico. **R. Bras. Ci. Solo.** v. 23, p. 783-789, 1999.

PEJON, O. J. **Mapeamento Geotécnico da Folha de Piracicaba- SP (Escala 1:100000): Estudo de Aspectos Metodológicos, de Caracterização e de Apresentação dos Atributos**. 1992, 224p. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

PERROTTA, M. M.; SALVADOR, E. D.; LOPES, R. C.; D'AGOSTINO, L. Z.; PERUFFO, N.; GOMES, S. D.; SACHS, L. L. B.; MEIRA, V. T.; GARCIA, M. G. M.; LACERDA FILHO, J. V. *Mapa Geológico do Estado de São Paulo, escala 1:750.000*. Programa Geologia do Brasil - PGB, CPRM, São Paulo. CDROM, 2004.

PIUCI, J. e FENZL, N. Ocorrência, conseqüência e remoção do ferro nas águas subterrâneas. **Revista Associação Brasileira de Águas Subterrâneas.** v. 4, p. 29-44, 1981.

QASIM, S. R., BURCHINAL, J. C. Leaching from Simulated Landfills. **Journal of the Water Pollution control Federation.** v. 42, p. 371-379, 1970.

QASIN, S. R. e CHIANG, W. Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Tratament. **Technomic Publishing Co., Inc.**p323,ISBN 1-56676-129-8, 1994.

RABUS R e HEIDER J. Initial reactions of anaerobic metabolism of alkylbenzenes in denitrifying and sulfate-reducing bacteria. **Archives of Microbiology.** v. 170, p. 377-384, 1998.

- RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba, **POTAFOS**. p. 137-148, 1991.
- RAMALHO FILHO, A. & BEEK, K. J. *Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras*. 3. ed. Rio de Janeiro. EMBRAPA-CNPS, 1994, 65p.
- RENGASAMY, P.; GREENE, R. S. B.; FORD, G. W. The role of clay fraction in the particle arrangements and stability of soil aggregates: a review. **Clay Research**. v. 3, p. 53-67, 1984.
- RITTER, E.; EHRLICH, M.; BARBOSA, M. C., Difusão e Sorção de Soluções Múltiplas e Monosoluções em Solos Argilosos Salinos e não Salinos. In: REGEO'99, São José dos Campos. **Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geologia Ambiental**. S.J. dos Campos, SP, 1999, 331-338p.
- SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - Sabesp; Fundação Seade. *Pesquisa Municipal Unificada – PMU*, 2003. Disponível em [www.seade.gov.br](http://www.seade.gov.br). Acesso 20/03/2012.
- SANCHEZ, P. A. e LOGAN, T. J. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: LAL, R.; SANCHEZ, P.A. (Eds.) **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: SSSA Spec. p.35-46. (Pub. 29). 1992.
- SAUCK, W. A., ATEKWANA, E. A.; NASH, M.S. High conductivities associated with an LNAPL plume imaged by integrated geophysical techniques. **J Environ Eng Geophys**. v. 2(3), p. 203–212, 1998.
- SAUCK, W. A. A model for the resistivity structure of LNAPL plumes and their environs in sandy sediments. **J Appl Geophys**. v. 44, p. 151–165, 2000.
- SCHNEIDER, P.; GIASSON, E; KLAMT, E. *Classificação da aptidão agrícola das terras: um sistema alternativo*. Guaíba: Agrolivros, 2007, 72p.
- SHARMA, H. D.; Lewis, S. P.; *Waste Containment Systems, Waste Stabilization, and Landfills: Design and Evaluation*. John Wiley & Sons Inc., 1994, 588p. ISBN 0-471-57536-

SIGRH – Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: [http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh\\_carrega.exe?f=/index/index.html](http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_carrega.exe?f=/index/index.html). Acesso em 24/06/2012. CBH-ALPA - Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. Documentos on line – Mapas UGRHI 14. Disponíveis em <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/index/imagens/mapaUGRHI.pdf> e <http://www.comitealpa.com/alpa/imagens/alpa/m1.jpg>. Acesso em 24/06/2012.

SMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente. *Procedimentos para Implantação de Aterros Sanitários em Valas*. São Paulo, 2005, 31p.

SOUPIOS, P. M.; KOULI, M.; VALLIANATOS, F.; VAFIDIS, A.; STRAVOULAKIS, G. Estimation of aquifer hydraulic parameters from surficial geophysical methods: A case study of Keritis Basin in Chania (Crete – Greece). **Journal of Hydrology**, v. 38, p. 122-131, 2007.

SPOSITO, G. *The chemistry of soils*. New York, Oxford University Press, 1989, 277p.

STANTON, G. P. e SCHRADER, T. P. Surface geophysical investigation of a chemical waste landfill in Northwestern Arkansas. In: KUNIANSKY, E. L. (ed) **Presented in 2001 U.S. geological survey karst interest group proceedings**. Water-Resources Investigations Report 01-4011, pp 107–115. 2001.

STEVENSON, F.J. *Cycles of soil*. New York: John Wiley and Sons, 1984.

STOOP, W. A. Ion adsorption mechanisms in oxidic soils; implications for point of zero charge determinations. **Geoderma**, v. 23, p. 303-314, 1980.

SWETT, G. H. e RAPAPORT, D. Natural attenuation: Is the fit right? **Chem. Eng. Prog.** v. 94(6), p. 37-43, 1998.

TEIXEIRA, E. N. Avaliação do Potencial Poluidor/Contaminador de Aterros em Vala. **Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental**, Cancun, México, 2002.

TEMMINGHOFF, E. J. M.; van der ZEE, S.; de HAAN, F. A. M. Speciation and calcium competition effects on cadmium sorption by sandy soil at various pHs. **Eur. J. Soil Sci.** v. 46, p. 649-655, 1995.



THOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIRGIL, S. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, Inc., International Edition, 1993, 978p. ISBN 0-07-063237-5.

TIBURTIUS, E. R. L.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, p. 441-446, 2004.

TISDALL, J. M. e OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **J. Soil Sci.** v. 33, p. 141-164, 1982.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in ground water*. EPA/600/R-98/128. Washington, DC, 1998.

\_\_\_\_\_. Use of monitored natural attenuation at superfund, RCRA corrective action, and underground storage tank sites, 1999.

\_\_\_\_\_. *Monitored natural attenuation. Chapter IX in How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites: A guide for corrective action plan reviewers, US EPA, Office of underground storage tanks, EPA 510-R-04-002, 77 pp, 2004.*

VAN BREUKELEN, B. M. **Natural Attenuation of Landfill Leachate: A Combined Biogeochemical Process Analysis and Microbial Ecology Approach**. Ph.D. Dissertation, Vrije University, Amsterdam, Netherlands. 2003.

VOGELSANG, D. *Environmental Geophysics. A practical guide*. Berlim: Springer-Verlag, 1995, 174p.

WANG, J. J. e HARRELL, D. L. Effect of ammonium, potassium, and sodium cations and phosphate, nitrate and chloride anions on zinc sorption and lability in selected acid and calcareous soils. **Soil Science Society America Journal**, v. 69, n. 04, p. 1036-1046, 2005.

YONG, R.N.; MOHAMED, A. M. O.; WARKENTIN, B. P. *Principles of Contaminant Transport in Soils*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B. V., 1992, 327p.

YONG, R. N.; YAACOB, W. Z. W.; BENTLEY, S. P.; HARRIS, C.; TAN, B. K. Partitioning of heavy metals on soil samples from column test. **Engineering Geology**, v. 60, p. 307–322, 2001.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; SINELLI, O. Estudos Geotécnicos Preliminares dos Materiais Inconsolidados que Constituem a Base de Lagoas para a Disposição de Águas de Lavagem. In: **anais do 7º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Belo Horizonte, 1992, p. 188-198.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; PARAGUASSU, A. B.; GANDOLFI, N. Características Básicas Apresentadas Pelos Materiais Inconsolidados Residuais Arenosos da Formação Botucatu Quando Percolados por Soluções Enriquecidas com as Espécies Químicas K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> e Cl<sup>-</sup>. **Geociências**. v. 14 (2), p. 133-144, 1995.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; RODRIGUES, J. E.; PARAGUASSÚ, A. B.; GANDOLFI, N. Solute Breakthrough Curves (Na, Cu, Zn and Cd) for Sandy Unconsolidated material from Botucatu Formation of São Paulo State. In: **anais International Symposium on Recent Developments in Soil and Pavement Mechanics**. Rio de Janeiro, v. 1, p. 459-464, 1997.