

Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Avaliação da qualidade das águas subterrâneas
e do solo em áreas de disposição final de
resíduos sólidos urbanos em municípios de
pequeno porte: aterro sanitário em valas**

Cristiano Kenji Iwai

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Doutor em Saúde
Pública.**

Área de Concentração: Saúde Ambiental

**Orientador:
Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini**

**São Paulo
2012**

**Avaliação da qualidade das águas subterrâneas
e do solo em áreas de disposição final de
resíduos sólidos urbanos em municípios de
pequeno porte: aterro sanitário em valas**

Cristiano Kenji Iwai

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Doutor em Saúde
Pública.**

Área de Concentração: Saúde Ambiental

**Orientador:
Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini**

**São Paulo
2012**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida **exclusivamente** para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese.

À minha mãe Sueli, minha noiva Bruna e

minhas irmãs Yuri e Sayuri pelo apoio,

amor e compreensão

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini, pelos ensinamentos, apoio e dedicação, os quais contribuíram de forma inequívoca com meu crescimento pessoal e profissional.

Ao amigo, Prof. Dr. Jorge Hamada, da Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, pelo envolvimento, dedicação e contribuições fundamentais na pesquisa.

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

Ao mestrando Rodrigo Bellezoni, pelo auxílio na pesquisa e pela realização dos ensaios de caracterização física do solo.

À Dra. Miriam Moreira Bocchiglieri, pelo apoio na elaboração e organização dos relatórios da pesquisa.

Aos técnicos Paulo Henrique e Jessé Soares Alves e ao estagiário Danilo Chuva Camboim, do Setor de Avaliação e Auditoria de Áreas Contaminadas, da CETESB, pela colaboração com as amostragens.

Ao Eng. Vicente de Aquino Neto, gerente do Setor de Avaliação e Auditoria de Áreas Contaminadas e ao Geólogo Alessandro Cesarino do Setor de Avaliação de Solo, da CETESB, pelas orientações e colaboração.

À Neusa Akemi Niwa gerente do Setor de Química Orgânica e sua equipe; ao Francisco Jorge Ferreira gerente do Setor de Química Inorgânica e sua equipe dos laboratórios da CETESB, pela realização das análises.

Aos colegas do Grupo de Orientação Coletiva da Faculdade de Saúde Pública, Ana Paulo Silva Campos, Andréa Afonso, Camila Guedes, Carlos Roberto dos Santos, Cláudia M. Gomes Quevedo, Denise M. Rosa, Maria do Carmo de Oliveira Dória, Marilda de Souza Soares e Patrícia B. M. T. Mendes

A todos os docentes e funcionários do Programa de Pós Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da USP, que ajudaram em minha formação.

A todos os meus companheiros de trabalho da CETESB, pela contribuição em meu aprendizado profissional, e pelo grande incentivo.

À CETESB, pelo auxílio na realização da pesquisa.

Às Prefeituras de Angatuba, Jaci e Luiz Antônio 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.

RESUMO

O gerenciamento adequado dos resíduos sólidos contribui de forma inequívoca com a sustentabilidade urbana e com a saúde ambiental e humana. São conhecidas as dificuldades na destinação final adequada dos resíduos sólidos urbanos em todo o Brasil, principalmente em municípios de pequeno porte, nos quais estão 98% dos 2.906 lixões existentes no país (MMA, 2011). Assim, alguns Estados vêm adotando soluções simplificadas e economicamente viáveis à realidade destes municípios. Destaca-se, no Estado de São Paulo, um programa de governo, que, desde 1999, fomentou a implantação dos denominados Aterros em Valas.

Ressalta-se, porém, que estes sistemas simplificados não dispõem de todos os dispositivos de proteção ambiental utilizados em aterros sanitários convencionais, como impermeabilização e sistemas de drenagem de gases e lixiviados. Os principais critérios à utilização destes aterros estão relacionados à escolha de áreas adequadas em relação ao meio físico. Esta simplificação é questionada no meio técnico, principalmente quanto à eventual contaminação ambiental.

Assim, esta pesquisa objetivou efetuar a avaliação de aterros sanitários de pequeno porte em valas, quanto ao potencial de alteração da qualidade das águas subterrâneas e do solo. Para tanto, foram selecionados três aterros em valas do Estado de São Paulo, situados nos municípios de Angatuba, Jaci e Luiz Antônio, os quais são considerados adequados, segundo o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos (CETESB, 2011).

Os resultados indicam que, para as taxas de aplicação de resíduos nessas áreas, variando de 8.000 a 15.000 t/ha, os solos locais têm sido capazes de promover a atenuação natural dos contaminantes. Não foram verificadas alterações significativas na qualidade do solo e das águas subterrâneas, corroborando, até o momento, a adequação da concepção proposta para os aterros sanitários de pequeno porte em valas.

Esta tecnologia mostra-se viável como alternativa transitória, considerando-se um processo de melhoria contínua, que visa inicialmente à erradicação dos lixões. Assim, podem ser consideradas boas as perspectivas de se alcançar o objetivo da disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos gerados nos municípios de pequeno porte, por meio da utilização desses sistemas.

Palavras Chave: Resíduos Sólidos Urbanos, Disposição Final, Aterros Sanitários de Pequeno Porte, Atenuação Natural de Poluentes no solo.

ABSTRACT

The proper management of solid waste contributes in an unequivocal form with urban sustainability as well as with environmental and human health and well being. The adequate final disposal of solid waste throughout Brazil is recognized as being a problem, especially in the smaller municipalities, which account for 98% of the 2,906 existing waste dumps in the country (MMA, 2011). Therefore, some states are adopting simplified and economically viable solutions for those municipalities.

In the State of São Paulo, stands out a government program that has been implemented since 1999, supporting the implantation of so-called landfills in ditches. However, must be pointed out that these simplified systems do not provide all the devices used for environmental protection, as in the conventional landfills, such as adequate liners and drainage systems of gas and leachate. The main criteria for employment of these landfills are related to the appropriate characteristics of the site, mainly with respect to soil type and depth of the groundwater. This simplification is questionable on technical merits, especially regarding possible environmental pollution.

Therefore, this study seeks to make an assessment on landfill in ditches, with respect to their potential for altering the quality of both soil and underground water. For this, it was selected three landfill in ditches in the State of São Paulo, located in the municipalities of Angatuba, Jaci and Luiz Antônio, which are considered "suitable", according to the State Inventory for Solid Wastes (CETESB, 2011).

The results indicate that for the applied loading rates of 8,000 to 15,000 tons per hectare of waste in these areas, the local soil was capable of providing natural attenuation for contaminants. Until now, no significant changes were observed in the soil and groundwater quality, sustaining the proposed concept to small landfills in ditches.

The technology shows itself to be viable as a transitional alternative and can be considered as the first step of the continuous improvement processes of waste management and disposal, aimed in short terms the eradication of dumps. Therefore, it was conclude that can be considered good the prospects of achieving the goal of an environmentally acceptable waste disposal, without burdening the small municipalities, within the principles of a required sustainability.

Keywords: Municipal Solid Waste, Final Disposal, Small Landfills, Soil Natural Attenuation of Contaminant.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO.....	27
2	JUSTIFICATIVA	30
3	OBJETIVOS	33
3.1	OBJETIVO GERAL.....	33
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	33
4	REVISÃO DA LITERATURA.....	34
4.1	RESÍDUOS SÓLIDOS E SAÚDE PÚBLICA	35
4.1.1	<i>Aspectos legais e definições</i>	<i>35</i>
4.1.2	<i>Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos.....</i>	<i>39</i>
4.1.3	<i>Formas de disposição final de resíduos sólidos</i>	<i>43</i>
4.2	PANORAMA INTERNACIONAL DA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	47
4.3	PANORAMA DA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL.....	48
4.4	PANORAMA DA DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM SÃO PAULO	50
4.5	ATERROS SANITÁRIOS DE PEQUENO PORTE.....	54
4.5.1	<i>Relevância.....</i>	<i>54</i>
4.5.2	<i>Aterro sanitário em valas</i>	<i>59</i>
4.6	LIXIVIADO	66
4.6.1	<i>Geração e Composição do Lixiviado</i>	<i>66</i>
4.6.2	<i>Efeitos do lixiviado no meio ambiente e na saúde humana</i>	<i>71</i>
4.7	QUALIDADE DO SOLO E DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	80
4.7.1	<i>Instrumentos legais.....</i>	<i>82</i>

4.7.2	<i>Valores orientadores para solos e águas subterrâneas.....</i>	84
4.7.3	<i>Técnicas de investigação da qualidade do solo e águas subterrâneas.....</i>	88
4.8	TRANSPORTE E ATENUAÇÃO DE POLUENTES NO SOLO	108
4.8.1	<i>Mecanismos de atenuação.....</i>	109
4.8.2	<i>Tendências de Migração de Contaminantes</i>	115
4.9	ESTUDOS RELATIVOS À CONTAMINAÇÃO E A REABILITAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO SOLO.....	118
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	125
5.1	CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS DE ESTUDO	125
5.1.1	<i>Angatuba.....</i>	126
5.1.2	<i>Jaci.....</i>	130
5.1.3	<i>Luiz Antônio.....</i>	133
5.2	ENSAIOS GEOFÍSICOS.....	136
5.3	SONDAGENS E AMOSTRAGEM DE SOLO	137
5.3.1	<i>Sondagens</i>	137
5.3.2	<i>Amostragem de solo.....</i>	140
5.4	INSTALAÇÃO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO E AMOSTRAGEM DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	143
5.4.1	<i>Instalação dos poços de monitoramento</i>	143
5.4.2	<i>Amostragem de águas subterrâneas.....</i>	147
5.5	ACONDICIONAMENTO E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	150
5.6	ANÁLISES LABORATORIAIS	152
5.7	INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES.....	156

6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	159
6.1	APRESENTAÇÃO GERAL	159
6.1.1	<i>Aterro sanitário em valas de Angatuba – SP</i>	<i>159</i>
6.1.2	<i>Aterro sanitário em valas de Jaci – SP</i>	<i>194</i>
6.1.3	<i>Aterro sanitário em valas de Luiz Antônio – SP.....</i>	<i>226</i>
6.2	SÍNTESE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	250
6.2.1	<i>Angatuba</i>	<i>250</i>
6.2.2	<i>Jaci</i>	<i>251</i>
6.2.3	<i>Luiz Antônio.....</i>	<i>252</i>
6.2.4	<i>Comparativo entre as áreas</i>	<i>253</i>
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	254
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	258
	CURRÍCULO LATTES.....	270

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Distribuição típica para composição gravimétrica dos resíduos sólidos domésticos em função do estágio de desenvolvimento do país.	40
Tabela 2. Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.	42
Tabela 3. Composição média dos resíduos domiciliares no município de São Paulo.	42
Tabela 4. Número de unidades de destino de resíduos e rejeitos urbanos considerando somente disposição no solo em lixão, aterro controlado e aterro sanitário.	49
Tabela 5. Enquadramento das Instalações de Destinação de Resíduos em função dos valores de IQR e IQC.	50
Tabela 6. Índices adotados pela CETESB para estimativa de geração per capita de resíduos sólidos domiciliares em função da população urbana.	52
Tabela 7. Distribuição de resíduos gerados em função do porte do município no Estado de São Paulo.	53
Tabela 8. Características de várias tecnologias simplificadas para disposição de resíduos sólidos.	56
Tabela 9. Critérios para a dispensa de impermeabilização complementar. .	57
Tabela 10. Dados típicos da composição do lixiviado para aterros novos e antigos.	67

Tabela 11. Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.....	68
Tabela 12. Fontes de alguns íons e cátions encontrados no lixiviado.	69
Tabela 13. Efeitos nocivos ao homem de metais traços.....	78
Tabela 14. Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de São Paulo.....	84
Tabela 15. Comparação entre os valores orientadores para águas subterrâneas, estabelecidos no âmbito Estadual e Federal.....	88
Tabela 16. Principais processos de transporte e atenuação de substâncias no solo.....	110
Tabela 17. Enquadramento do município de Angatuba, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR.....	127
Tabela 18. Enquadramento do município de Jaci, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR.....	130
Tabela 19. Enquadramento do município de Luiz Antônio, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR.....	133
Tabela 20. Faixas de variação para a estabilização dos parâmetros indicativos da qualidade da água.	150
Tabela 21. Procedimentos adotados para o acondicionamento e a preservação das amostras de solo.	151
Tabela 22. Procedimentos adotados para o acondicionamento e a preservação das amostras de águas subterrâneas.	151

Tabela 23. Substâncias de interesse para realização de investigação confirmatória de áreas de disposição de resíduos.....	152
Tabela 24. Métodos analíticos adotados para os parâmetros avaliados. ...	154
Tabela 25. Resumo dos trabalhos de campo	156
Tabela 26. Informações sobre os pontos de sondagens - Angatuba.....	169
Tabela 27. Resultados dos ensaios de granulometria	169
Tabela 28. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Angatuba.....	170
Tabela 29. Informações sobre os poços de monitoramento	182
Tabela 30. Resultados dos ensaios de caracterização hidráulica realizados nos poços de monitoramento – Angatuba.....	183
Tabela 31. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Angatuba	184
Tabela 32. Dados climáticos relativos à estação meteorológica de Itapetininga, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.....	192
Tabela 33. Informações sobre os pontos de sondagens - Jaci.....	203
Tabela 34. Resultados dos ensaios de granulometria	203
Tabela 35. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Jaci.....	204
Tabela 36. Informações sobre os poços de monitoramento	217

Tabela 37. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Jaci.....	218
Tabela 38. Dados climáticos relativos à estação meteorológica de São José do Rio Preto, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.	224
Tabela 39. Informações sobre os pontos de sondagens	233
Tabela 40. Resultados dos ensaios de granulometria	233
Tabela 41. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Luiz Antônio	234
Tabela 42. Dados climáticos relativos à estação meteorológica de Ribeirão Preto, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.....	248

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Imagens de lixões	44
Figura 2. Imagens de aterros controlados	45
Figura 3. Imagens de aterros sanitários	46
Figura 4. Situação Geral do Estado de São Paulo, quanto ao número de municípios e o seu enquadramento no IQR - índice de Qualidade de Aterros de Resíduos.....	51
Figura 5. Abertura de valas estreitas e compridas, com acúmulo de solo apenas em um dos lados.	60
Figura 6. Perfil e corte esquemático da abertura das valas.	61
Figura 7. Os resíduos são descarregados em um único ponto da vala, até que esteja totalmente preenchido.	62
Figura 8. Perfil e corte esquemático da disposição de resíduos nas valas.	62
Figura 9. Detalhe da cobertura manual dos resíduos com solo, logo após seu descarregamento.....	63
Figura 10. Perfil e corte esquemático da cobertura diária dos resíduos.....	63
Figura 11. Perfil e corte esquemático da cobertura final dos resíduos.....	64
Figura 12. Perfil e corte esquemático do aterro em valas finalizado.	65
Figura 13. Variações das características do lixiviado em função do tempo e das fases de degradação.	69
Figura 14. Equipamento para ensaios de resistividade.....	94
Figura 15. Disposição no campo – SEV.....	94

Figura 16. Disposição no campo do arranjo Dipolo Dipolo - técnica do Caminhamento Elétrico (ELIS, 2008).....	97
Figura 17. Perfil esquemático de um poço de monitoramento.	104
Figura 18. Processos que produzem atenuação de contaminantes.....	111
Figura 19. Mapa de localização dos municípios objeto de estudo.	126
Figura 20. Vista geral da área do empreendimento e uso do solo no entorno	127
Figura 21. Valas encerradas.	128
Figura 22. Vala escavada, pronta para o uso.....	128
Figura 23. Vala em uso.	128
Figura 24. Mapa geológico da região de Angatuba.....	129
Figura 25. Vista geral da área do aterro e uso do solo no entorno.....	131
Figura 26. Vista geral da área do empreendimento	131
Figura 27. Vista geral das valas aterradas do aterro de Jaci	131
Figura 28. Vala em uso	132
Figura 29. Mapa geológico da região de Jaci.....	132
Figura 30. Vista geral da área do aterro e uso do solo no entorno.....	134
Figura 31. Vista geral da área do empreendimento.	134
Figura 32. Vista geral do aterro de Luiz Antônio e ao fundo a central de triagem de resíduos.	135
Figura 33. Vala em uso	135
Figura 34. Central de Triagem.....	135

Figura 35. Mapa geológico da região de Luís Antônio.	136
Figura 36. Equipamento utilizado nas sondagens (trado helicoidal oco)...	138
Figura 37. Equipamento utilizado nas sondagens (trado helicoidal oco)...	138
Figura 38. Procedimento de remoção dos resíduos da vala mais antiga do aterro de Angatuba, visando à preparação para a perfuração. .	139
Figura 39. Procedimento de remoção dos resíduos da vala mais antiga do aterro de Jaci, visando à preparação para a perfuração.	139
Figura 40. Preparação do amostrador e cravação por percussão.....	140
Figura 41. Retirada das amostras do <i>liner</i>	140
Figura 42. Amostragem de solo, utilizando o método da cravação contínua	141
Figura 43. Procedimento de selamento dos furos de sondagem com calda de bentonita	142
Figura 44. Retirada da haste interna do trado oco e colocação dos tubos filtro e de revestimento	144
Figura 45. Colocação do pré-filtro e início do desenvolvimento (pistoneamento)	145
Figura 46. Continuidade do desenvolvimento (bombeamento) e colocação do selo de bentonita em <i>pellets</i>	145
Figura 47. Preenchimento do espaço anelar com calda de bentonita e cimento, e finalização do poço.	146
Figura 48. Detalhe do poço pré-montado (Filtro, pré-filtro e selo de bentonita) e sua colocação no furo de sondagem.....	146

Figura 49. Colocação do tubo de revestimento e finalização do poço de monitoramento.	146
Figura 50. Bomba peristáltica.	147
Figura 51. Controlador/compressor e Bomba de bexiga.	148
Figura 52. Medidor de nível.	148
Figura 53. Célula de fluxo utilizada para o monitoramento dos parâmetros indicativos da qualidade da água durante a amostragem.	149
Figura 54. Localização dos ensaios geofísicos.	160
Figura 55. Resultado da SEV1.	161
Figura 56. Resultado da SEV2.	162
Figura 57. Linha CE1, montante das valas.	163
Figura 58. Linha CE2, sobre a vala 1.	164
Figura 59. Linha CE3, sobre a vala 8.	164
Figura 60. Linha CE4, sobre a vala 15.	164
Figura 61. Linha CE5, perpendicular às valas.	165
Figura 62. Linha CE6, a jusante das valas.	165
Figura 63. Linha CE2, modelo interpretado para realçar as feições superficiais.	166
Figura 64. Estaqueamento do perfil para a realização do ensaio de caminhamento elétrico no aterro de Angatuba.	166
Figura 65. Detalhe dos equipamentos utilizados para os ensaios.	167

Figura 66. Mapa de fluxo regional de águas subterrâneas no entorno do aterro sanitário de Angatuba (Adaptado de GOOGLE EARTH)	167
Figura 67. Croqui de localização dos pontos de sondagens/poços de monitoramento, no aterro sanitário de Angatuba (sem escala).	168
Figura 68. Perfis do pH e Potencial redox do solo - Angatuba	175
Figura 69. Perfis da concentração de Alumínio e Arsênio no solo – Angatuba	176
Figura 70. Perfis da concentração de Bário e Cádmiio no solo - Angatuba	177
Figura 71. Perfis da concentração de Chumbo e Cobre no solo - Angatuba	178
Figura 72. Perfis da concentração de Cromo e Ferro no solo - Angatuba	179
Figura 73. Perfis da concentração de Manganês e Mercúrio no solo - Angatuba.....	180
Figura 74. Perfis da concentração de Níquel e Zinco no solo - Angatuba.	180
Figura 75. Perfis da concentração de Sódio e Nitrogênio Kjeldahl Total no solo - Angatuba	181
Figura 76. Mapa da disposição das linhas de caminhamento elétrico (setas vermelhas) e dos pontos de sondagem elétrica vertical (pontos vermelhos).	194
Figura 77. Resultado da SEV1	196
Figura 78. Resultado da SEV2.	197
Figura 79. Linha CE1, próxima da borda leste da área.	198
Figura 80. Linha CE2, perpendicular á C1.	199
Figura 81. Linha CE3, a jusante das valas.	199

Figura 82. Linha CE4, a jusante das valas.....	200
Figura 83. Linha CE5, a jusante das valas.....	200
Figura 84. Estaqueamento do perfil para a realização do ensaio de caminhamento elétrico no aterro de Jaci.....	201
Figura 85. Execução das leituras	201
Figura 86. Croqui de localização dos pontos de sondagens/poços de monitoramento, no aterro sanitário de Jaci (sem escala).....	202
Figura 87. Perfis do pH e Potencial redox do solo - Jaci.....	209
Figura 88. Perfis da concentração de Alumínio e Bário no solo - Jaci	210
Figura 89. Perfis da concentração de Cádmiio e Chumbo no solo - Jaci...	211
Figura 90. Perfis da concentração de Cobre e Cromo no solo - Jaci	211
Figura 91. Perfis da concentração de Ferro e Manganês no solo - Jaci ...	212
Figura 92. Perfis da concentração de Níquel e Zinco no solo - Jaci.....	213
Figura 93. Perfis da concentração de Nitrogênio Kjeldahl Total e Nitrato no solo - Jaci	213
Figura 94. Perfis da concentração de Sódio e Cloreto no solo - Jaci	214
Figura 95. Perfis da concentração de Antraceno e Fluoranteno no solo - Jaci	215
Figura 96. Perfis da concentração de Benzo(k)fluoranteno e Naftaleno no solo - Jaci	215
Figura 97. Perfil da concentração de Criseno no solo - Jaci	216
Figura 98. Mapa da área com a localização dos ensaios geofísicos.....	226

Figura 99. Resultado da SEV1.....	227
Figura 100. Resultado da SEV2.....	228
Figura 101. Linha CE1, na posição da vala mais antiga.	229
Figura 102. Linha CE2, na vala mais recente.....	229
Figura 103. Linha CE3, perpendicular às valas.....	230
Figura 104. Linha CE4, a montante do aterro.	230
Figura 105. Linha CE5, a jusante das valas.	230
Figura 106. Estaqueamento do perfil para a realização do ensaio de caminhamento elétrico no aterro de Luiz Antônio	231
Figura 107. Detalhe dos eletrodos cravados no solo para a realização dos ensaios.....	231
Figura 108. Croqui de localização dos pontos de sondagens, no aterro sanitário de Luiz Antônio (sem escala)	232
Figura 109. Perfis do pH e Potencial Redox no solo - Luiz Antônio	239
Figura 110. Perfis da concentração de Alumínio e Arsênio no solo - Luiz Antônio	240
Figura 111. Perfis da concentração de Bário e Chumbo no solo - Luiz Antônio	240
Figura 112. Perfis da concentração de Cobre e Cromo no solo - Luiz Antônio	241
Figura 113. Perfis da concentração de Ferro e Manganês no solo - Luiz Antônio	242
Figura 114. Perfis da concentração de Níquel e Zinco no solo - Luiz Antônio	243

Figura 115. Perfis da concentração de Nitrogênio Kjeldahl Total e Nitrato no solo - Luiz Antônio.....	243
Figura 116. Perfis da concentração de Sódio e Cloreto no solo - Luiz Antônio	244
Figura 117. Perfis da concentração de Antraceno e Benzo(b)fluoranteno no solo - Luiz Antônio.....	245
Figura 118. Perfis da concentração de Benzo(k)fluoranteno e Criseno no solo - Luiz Antônio.....	245

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIações

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
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
BTEX	Benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno
CE	Caminhamento Elétrico
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CEPIS	Centro de Produção Industrial Sustentável
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
CRL	Número da acreditação do laboratório de ensaios
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio.
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EIA/RIMA	Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto do Meio Ambiente
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EUA	Estados Unidos da América
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FEB	Faculdade de Engenharia de Bauru
FVMP	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.
Hab	Habitante
I	Corrente elétrica

IAG	Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP/OES	<i>Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i>
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
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	Coefficiente de permeabilidade do solo
K	Fator geométrico que depende do espaçamento entre eletrodos
L	Comprimento do condutor
LIMPURB	Departamento de Limpeza Pública
MMA	Ministério do Meio Ambiente
N.A.	Nível d'água
NE-SW	<i>North East South West</i>
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Kjeldahl Total
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAH	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
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
SVE	Extração de vapores do solo
SVOCs	Compostos Orgânicos Semi-Voláteis
SW	<i>Solid waste</i>
THP	Hidrocarbonetos Totais de Petróleo
UNESP	Universidade Estadual Paulista
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
UTM	Universal Transverse Mercator
VFA	<i>Volatile Fatty Acids</i>
VI	Valor de Intervenção
VMP	Valor Máximo Permitido
VOC	Compostos Orgânicos Voláteis
VP	Valor de Prevenção
VRQ	Valor de Referência de Qualidade
WEF	<i>Water Environment Federation</i>
π	<i>Relação entre a longitude de uma circunferência e seu diâmetro</i>
ρ	<i>Resistividade</i>
σ	<i>Condutividade</i>
ρ_a	<i>resistividade aparente</i>
ΔV	<i>Diferença de Potencial</i>
μg	<i>Micrograma</i>
μS	<i>Microsegundo</i>

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 coleta seletiva, triagem e reciclagem dos materiais e dos sistemas de tratamento e disposição final, e ainda, mais recentemente, o aproveitamento energético dos gases provenientes dos aterros.

A busca de soluções para a destinação final dos resíduos sólidos tem se constituído em grande desafio, sobretudo no que concerne à poluição dos recursos hídricos, dos solos e do ar, bem como à compreensão dos mecanismos de biodegradação e sua influência no comportamento dos aterros. Esta abordagem permite o desenvolvimento de técnicas mais eficientes para o tratamento dos resíduos, dos efluentes líquidos e gasosos, além de promover melhor aproveitamento das áreas disponíveis para destinação final.

Para muitos municípios faltam recursos humanos especializados e critérios técnicos, econômicos e sociais para tratar a questão dos resíduos sólidos. Este fato, aliado a ineficiência administrativa, tem conduzido a sérios problemas ambientais e de saúde pública. A grande quantidade de resíduos sólidos gerados no Brasil não é compatível com as políticas públicas, com o desenvolvimento tecnológico e com os investimentos disponíveis para o setor.

Nesse sentido, existe a necessidade de execução de pesquisas, com respostas claras e diretas para as questões referentes à sustentabilidade 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 que se apresentam as maiores dificuldades na gestão dos resíduos, em face, por exemplo, da inviabilidade econômica da implantação de aterros sanitários nos termos definidos pelas normas técnicas e legislação.

A relevância 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 técnicas seguras e ambientalmente adequadas, para a destinação final dos resíduos sólidos nos pequenos municípios.

Cabe salientar que não se considera esta tecnologia como uma solução sustentável ao longo do tempo. São conhecidos os questionamentos quanto à possível criação de passivos ambientais nas áreas de disposição, da necessidade da preservação da qualidade das águas e do solo, tendo-se estes como bens a serem protegidos, e ainda, da existência de tecnologias atualmente consideradas mais limpas, como os processos de incineração, associados à recuperação energética. Porém, cabe destacar que muitos processos mostram-se inviáveis economicamente para a realidade de muitos municípios brasileiros, e ainda, podendo do ponto de vista evolutivo, adotar-se medidas intermediárias e progressivas para se chegar à sustentabilidade. Como exemplo, tem-se os inúmeros municípios de pequeno porte que não viabilizaram a implantação de aterros sanitários e que se utilizam de vazadouros à céu aberto (lixões), sendo que nestes casos o aterro em valas poderiam representar ao menos uma barreira sanitária minimizando os impactos à saúde pública. Neste contexto que se considera viável a utilização desta tecnologia, adotando-se o princípio da transitoriedade, visando posteriormente chegar a processos mais adequados, como, por exemplo, a organização de consórcios regionais possibilitando viabilizar a implantação de um aterro sanitário convencional ou ainda, outras tecnologias de tratamento dos resíduos.

Ressalta-se ainda que atualmente o problema está sendo tratado até de maneira equivocada atuando-se no efeito e não na causa, pensando-se em resolver a questão do tratamento e destinação final e relegando a um segundo plano a questão da minimização da geração dos resíduos, além da

reutilização e reciclagem. Logicamente, estas são questões de longo prazo que requerem a educação ambiental e uma mudança cultural, mas que não podem ser esquecidas pelo poder público, que deve priorizar estas questões na gestão dos resíduos, seguindo os princípios e diretrizes estabelecidos na Política Nacional de Resíduos Sólidos.

2 JUSTIFICATIVA

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 aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos tem se apresentado como alternativa viável do ponto vista ambiental e econômico para os grandes centros. Em muitos municípios é adotada como solução única para destinação após a coleta domiciliar, com relevância àqueles considerados de médio e grande porte, os quais normalmente teriam capacidade técnica e econômica para implantar e operar tais empreendimentos.

Porém, a destinação final adequada dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte, 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).

Dos 5.561 municípios brasileiros, 73,1% têm população inferior a 20.000 habitantes. Nesses municípios, 68,5% dos resíduos sólidos gerados são dispostos em locais inadequados (CASTILHOS JR, 2003).

Este fato fica também comprovado avaliando-se o histórico do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, publicado anualmente 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.

Em face 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 e os 281 municípios de pequeno porte, 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 nº 24 de 23 de maio de 2003, sendo que até 2008 foram celebrados 203 convênios e repassados recursos da ordem de R\$ 2 milhões, para elaboração de projetos e a implantação de aterros em valas (CETESB, 2011).

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 Secretaria do Meio Ambiente – SMA. Considerando estas rescisões, restaram 77 convênios.

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 dos impactos causados e suas implicações sobre o meio ambiente e à saúde pública.

Cabe salientar que estes métodos simplificados de disposição de resíduos foram adotados primeiramente no Estado de São Paulo, nos denominados aterros em valas, e no Estado da Bahia, nos denominados aterros simplificados, sendo que em muitos Estados havia uma explícita rejeição a estes sistemas.

Em 14 de julho de 2010 foi publicada a Norma NBR 15.849: Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte – ASPP, da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, a qual especifica os requisitos mínimos para localização, projeto, implantação, operação e encerramento de ASPP. Deve-se ressaltar a amplitude de aplicação desta Norma, pois segundo os critérios estabelecidos, os ASPP podem ser adotados para disposição de até 20 toneladas por dia. Se for tomado como base o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares – 2010, elaborado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, observa-se que somente no Estado de São Paulo, 528 municípios (81,9%), se enquadram nesta faixa de geração de resíduos.

Cabe salientar, porém, que estes métodos simplificados de disposição de resíduos ainda sofrem rejeição pela falta de estudos científicos que demonstrem sua eficiência e eficácia na proteção ambiental, porém, deve-se considerar o contexto nacional de destinação dos resíduos sólidos, que mostram condições muitas vezes mais críticas e ambientalmente inadequadas. Nestes casos prevalece a disposição em vazadouros, principalmente nos municípios menores e com menos recursos, não se vislumbrando uma solução mesmo que passando a uma situação não considerada ideal, mas temporária, com vistas a uma evolução progressiva na qualidade e preservação ambiental. Neste contexto a aceitação de métodos simplificados, desde que resguardados os critérios técnicos mínimos, pode ser considerada uma solução transitória adequada para os aterros de pequeno porte, porém, todo o rigor técnico deverá continuar sendo aplicado nos empreendimentos de relevância ambiental, independentemente do porte, da localização ou dos resíduos recebidos.

Uma das principais inovações apresentadas na Norma NBR 15849:2010 é a definição de critérios para a dispensa da impermeabilização complementar, tendo como variáveis o coeficiente de permeabilidade, o excedente hídrico, a fração orgânica dos resíduos e a profundidade do freático. Justamente este ponto que causa diversos questionamentos e que necessita de estudos técnicos detalhados, visando verificar se as premissas consideradas para a definição desses critérios são comprovadas na prática.

Desta forma propõe-se a realização de uma pesquisa quantitativa, cuja hipótese é de que, a despeito do potencial poluidor dos aterros sanitários de pequeno porte, as características locais tornam-se relevantes na atenuação da eventual contaminação, não implicando em agravos ao meio ambiente e resguardando a saúde pública.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficácia do método de disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários de pequeno porte em valas, desprovidos de impermeabilização complementar, com relação à proteção da qualidade das águas subterrâneas e do solo.

3.2 Objetivos Específicos

Para a realização deste estudo, foram considerados os seguintes objetivos específicos:

- Identificar e avaliar as técnicas adotadas para a destinação final de resíduos em municípios de pequeno porte e o potencial de expansão dos métodos simplificados;
- Avaliar a migração de contaminantes no solo e nas águas subterrâneas em três aterros sanitários de pequeno porte em operação;
- Avaliar o potencial de atenuação natural do solo na redução da carga de contaminantes, para cada área selecionada, verificando a adequação dos critérios estabelecidos para aplicação do método de disposição de resíduos em aterros sanitários de pequeno porte em valas;
- Propor melhorias na concepção, implantação e operação dos aterros sanitários de pequeno porte em valas e, se necessário, novos critérios à aplicação do método.

4 REVISÃO DA LITERATURA

O manejo de resíduos sólidos pode corresponder a até 20% dos gastos do município, de acordo com o IBGE (2010). E a quantidade de resíduos gerados vem aumentando. Só nos EUA, estima-se a produção de 254 milhões de toneladas de resíduos por ano (EPA apud Jones, 2009). Essa produção de resíduos sólidos urbanos é uma consequência inevitável da sociedade consumista atual. Encontrar alternativas seguras, sustentáveis e de boa relação custo-benefício para a destinação final dos resíduos sólidos representam um grande desafio para os responsáveis pela gestão (Jones, 2009). Além dos empecilhos da área política, econômica e cultural, que podem até serem maiores que da área técnica de tratamento e disposição final de resíduos sólidos domiciliares (Rino, 2002).

Destaca-se que, a redução da destinação final dos resíduos sólidos em aterros é uma tendência mundial. Conforme citado por BOCCHIGLIERI (2010), na comunidade europeia, o “Council Directive of the landfill of waste”, de 26 de abril de 1999, estabeleceu que até 2016, a quantidade de resíduos biodegradáveis disposta em aterros, deverá ser reduzida em 50% em relação aos valores praticados em 1995.

Nesse sentido a Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, estabelece que em até 4 (quatro) anos após a data de publicação desta Lei, todos os municípios do Brasil, deverão ter implantado sistema de disposição final ambientalmente adequado dos rejeitos. Por definição, os rejeitos são os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

Entretanto, deve-se salientar que, mesmo com esta esperada redução da quantidade de resíduos que serão considerados rejeitos, a qual entende-se ser uma necessidade inequívoca, sua implementação é gradativa e não eliminará a necessidade de sistemas de disposição final.

4.1 Resíduos Sólidos e Saúde Pública

Na perspectiva do desenvolvimento sustentável, as interações entre o ambiente e saúde humana geralmente são complexas, destacando-se os impactos relacionados à poluição do ar, qualidade da água, e déficit ou ausência de saneamento básico, incluindo-se os resíduos (EEA, 2010, citado por BESEN, 2011).

A geração excessiva de resíduos domiciliares, sua natureza, composição e grau de periculosidade representam risco ao meio ambiente e à saúde da população (GLEISER, 2002, citado por BESEN, 2011).

Os impactos relativos ao gerenciamento dos resíduos sólidos estão relacionados principalmente às emissões de gases, como o metano e o gás carbônico, a geração de percolados que podem contaminar o solo e as águas. Os resíduos, ao serem gerenciados de forma inadequada, também podem ocasionar contaminação das águas superficiais, prejuízos à drenagem urbana, provocando enchentes e contribuem com a proliferação de vetores transmissores de doenças, além da degradação social relacionada aos catadores em condições insalubres, contribuindo de forma inequívoca em prejuízos à saúde pública.

4.1.1 Aspectos legais e definições

O Brasil somente passou a ter a Política Nacional de Resíduos Sólidos em 2010, após cerca de 20 anos de espera no Congresso Nacional. A ausência de uma lei federal para nortear a gestão ambientalmente adequada para os resíduos sólidos trazia insegurança jurídica para o cumprimento de ações e precauções estabelecidas pelas normas e resoluções devido ao princípio da legalidade (DUTRA, 2004), assim como a insegurança de continuidade de programas e projetos a cada mudança de governo estadual. Ainda que haja certo respaldo sobre a validade legal das exigências de autoridades competentes como mencionado no parágrafo 3º do artigo 54º da Lei de Crimes Ambientais da pena nos casos em que não houver precaução nas atividades com risco de ocorrência de qualquer “dano ambiental grave ou irreversível”.

Apesar da demora em âmbito federal, muitos estados tomaram a iniciativa e incluíram entre suas políticas a de Resíduos Sólidos. Em alguns estados a política entrou em vigor no começo da década de 90, como é o caso do Rio Grande do Sul e do Paraná. Seguem as leis das Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos:

- 1993: Lei nº 9.921 no estado do Rio Grande do Sul;
- 1999: Lei nº 12.493 no estado do Paraná;
- 2001: Lei nº 13.103 no estado do Ceará;
- 2001: Lei nº 12.008 do estado de Pernambuco;
- 2002: Lei nº 7.862 do estado do Mato Grosso;
- 2002: Lei nº 14.248 do estado de Goiás;
- 2002: Lei nº 1.145 do estado de Rondônia;
- 2003: Lei nº 4.191 do estado do Rio de Janeiro;
- 2005: Lei nº 13.557 do estado de Santa Catarina;
- 2006: Lei nº 12.300 do estado de São Paulo;
- 2006: Lei nº 5.857 do estado do Sergipe;
- 2009: Lei nº 9.264 do estado do Espírito Santo;
- 2009: Lei nº 18.031 do estado de Minas Gerais.

As Políticas de Gestão de Resíduos Sólidos Estaduais elaboradas anteriormente à legislação nacional, deveriam estar em consonância com outras leis federais, como a Política Nacional de Meio Ambiente, Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei de Saneamento Básico e Lei de Crimes Ambientais, além da Constituição Federal de 1988.

No âmbito da Política Nacional do Meio Ambiente pode-se notar que todos os princípios, alguns objetivos, como o dos incisos I, III, IV, V, VI e VII do artigo 4º, os instrumentos de Avaliação de Impacto Ambiental, instrumentos econômicos, Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras, licenciamento das atividades efetivas ou potencialmente poluidoras, zoneamento ambiental e o estabelecimento de padrões de qualidade ambientais, podem ser relacionados com a Gestão de Resíduos Sólidos. Descreve-se que o CONAMA deve “estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio

ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais”, sendo considerado como recursos ambientais o solo, subsolo, águas superficiais e subterrâneas, atmosfera, fauna e flora. Estabelece, também, a obrigação de recuperação ou correção dos danos ocorridos ao meio ambiente pelo responsável que o causou sendo este submetido a responder por responsabilidade civil e criminal.

De acordo com a Lei de Saneamento Básico, nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, a limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos é uma das atividades de saneamento básico que é limitada às ações e instalações de triagem para reuso ou reciclagem, coleta, transporte, transbordo, tratamento e disposição final dos resíduos sólidos domésticos e de serviços de limpeza, varrição, capina e poda. Ou seja, abrange somente o nível de manejo de resíduos sólidos, não sendo exigido o planejamento que contém nas etapas de gestão e gerenciamento, de acordo com as definições de Teixeira (2006). São apresentados na lei como princípios os de universalização do acesso, integralidade entre os diversos setores envolvidos, sustentabilidade econômica eficiente, segurança, qualidade e regularidade.

Ainda no ano de 2010 foi publicado o decreto de regulamentação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, nº 7.404 de 23 de dezembro de 2010. Foi adicionado pelo decreto à Lei de Crimes Ambientais, nas infrações relativas a poluição, a aplicação de multas de R\$5.000,00 até R\$50.000.000,00, para o lançamento de resíduos sólidos em recursos hídricos e a céu aberto ou locais não licenciados, o não cumprimento da logística reversa (quando exigível), a não separação dos resíduos sólidos para coleta seletiva (quando houver), a não recuperação da energia de maneira adequada e a omissão de dados sobre a gestão de resíduos sólidos. Há, ainda, uma ressalva da multa pecuniária para os consumidores que não aderirem à coleta seletiva e à logística reversa, referente à aplicação inicial de uma advertência.

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, define-se como resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se

está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Existem várias classificações que estabelecem categorias para os resíduos sólidos, discriminando-os quanto à sua origem, gravimetria, granulometria, geometria ou morfologia, potencial de degradabilidade, toxicidade, inflamabilidade, corrosividade, radioatividade, entre outros (MAHLER, 2006). Entre a legislação federal e estadual (São Paulo), a classificação dos tipos de resíduos sólidos em sua origem tem pouca variação. A legislação federal, que veio depois, especificou ainda mais alguns dos tipos de resíduos sólidos e mudou o nome de outros.

A legislação estadual classificou em: resíduos urbanos, resíduos industriais, resíduos de serviço de saúde, resíduos de atividades rurais, resíduos provenientes de portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários e resíduos de construção civil. Já a federal classificou como: resíduos domiciliares, resíduos de serviço de limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos (engloba os domiciliares e de limpeza urbana), resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico (sem ser domiciliares e de limpeza pública), resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos de construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transporte (são os dos portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários) e resíduos de mineração.

Conforme a classificação dos resíduos sólidos segundo a origem, estabelecida na Política Nacional, os resíduos sólidos urbanos são compostos pelos resíduos domiciliares, originários de atividades domésticas em residências urbanas e pelos resíduos de limpeza urbana, originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

Na Política Estadual, define-se resíduos urbanos, como os provenientes de residências, estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, da varrição, de podas e da limpeza de vias, logradouros públicos e sistemas de drenagem urbana passíveis de contratação ou delegação a particular, nos termos de lei municipal.

Dentre diversas outras definições estabelecidas para o termo, em linhas gerais, resíduos se referem a coisas sem utilidade ou valor. Por outro lado resíduos são restos da atividade humana e, fisicamente, contém basicamente os mesmos materiais que são encontrados nos respectivos produtos originais que tinham valor e utilidade.

Mais importante que a própria definição, é saber o que fazer com os resíduos. Segundo a abordagem de WHITE et al (1993), uma solução básica para um resíduo seria restaurar seu valor até que deixe de ser considerado um resíduo. A perda ou ausência de valor em muitos casos está relacionada com a mistura ou com o desconhecimento de sua composição.

Nesse sentido a Política Nacional apresenta outra definição importante, relativa aos rejeitos, que são os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

Foi estabelecido, ainda, que na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a qual deverá ser implantada em todos os municípios até 02 de agosto de 2014.

4.1.2 Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos urbanos – RSU, segundo definição adotada, são constituídos por misturas de restos de alimento, papel, papelão, plásticos, metal, vidro, madeira, trapos, couro, etc.

A composição física dos resíduos é importante para a seleção e operação de equipamentos e instalações, na otimização de recursos e consumo de energia e na análise e projeto de aterros sanitários, além de servir para definição das substâncias de interesse em caso de investigação ambiental. Essa composição, por outro lado, varia com a localidade e com o estágio de desenvolvimento em que se está inserido. Tal variação é nítida quando se efetua uma comparação entre diferentes países e respectiva renda per capita, como ilustrado por TCHOBANOGLOUS et al. (1993), apresentado na tabela 1.

Tabela 1. Distribuição típica para composição gravimétrica dos resíduos sólidos domésticos em função do estágio de desenvolvimento do país.

Componente	Países de baixa renda <i>per capita</i> (%)	Países de média renda <i>per capita</i> (%)	Países de elevada renda <i>per capita</i> (%)
Orgânico			
Restos de alimento	40-85	20-65	6-30
Papel e papelão	1-10 (soma)	8-30 (soma)	20-45 e 5-15
Plásticos	1-5	2-6	2-8
Têxteis	1-5	2-10	2-6
Borracha e couro	1-5	2-10	0-2
Podas e madeira	1-5 (soma)	1-10 (soma)	10-20 e 1-4
Inorgânicos			
Vidro	1-10	1-10	4-12
Metais em geral	1-5	1-5	3-12
Terra, pó, cinzas	1-40	1-30	0-10

Fonte: (TCHOBANOGLOUS, et al 1993).

A composição efetiva dos resíduos que são depositados nos aterros é muito variável entre municípios e regiões, dependendo, entre outros fatores, da condição econômica, porte, distribuição territorial, cultura, coleta seletiva, sazonalidade, etc.

Uma das características dos resíduos sólidos urbanos é que são muito misturados, sendo um problema a presença de cacos de vidro e fragmentos de plásticos não-biodegradáveis, que mesmo com uma ótima fonte separadora e um pré-tratamento permanecem. Não apenas em relação à mistura física, mas também ao problema da contaminação química e biológica (JONES, 2009).

A separação do material reciclável, seja em quantidade como qualidade, é fundamental para tornar viável a opção de reciclagem (LARSEN et al., 2010). A eficiência da separação e a quantidade gerada de resíduos sólidos não dependem somente dos procedimentos de gestão, mas também das condições da população, da composição do resíduo, da densidade demográfica e das características físicas do local (PASSARINI et al., 2011).

Além dos produtos com metais pesados como pilhas e baterias, têm-se outros materiais como tintas, eletrônicos, cerâmica, plásticos e corantes, que também contribuem para a presença do metal pesado contido nos resíduos sólidos urbanos. Este feito pode ainda ser cumulativo com o decorrer dos anos de disposição desse material no solo e contato com os seres vivos e ainda apresentar microrganismos patogênicos (DÉPORTES et al., 1995). O potencial de contaminação dos resíduos sólidos urbanos pode ser ainda maior devido a pouca disponibilidade de facilidades para reciclar os resíduos perigosos e as poucas atitudes públicas para a gestão desses resíduos (SLACK et al., 2007).

De acordo com a versão preliminar para consulta pública do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, MMA, 2011, apresenta-se na tabela 2, a composição gravimétrica média dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, considerando como base a quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados no ano de 2008, utilizando-se a média obtida em 93 estudos de caracterização física realizados entre 1995 e 2008.

Tabela 2. Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material Reciclável	31,9	58.527,4
Metals	2,9	5.293,5
Aço	2,3	4.213,7
Alumínio	0,6	1.079,9
Papel, papelão e tetrapak	13,1	23.997,4
Plástico total	13,5	24.847,9
Plástico filme	8,9	16.399,6
Plástico rígido	4,6	8.448,3
Vidro	2,4	4.388,6
Matéria orgânica	51,4	94.335,1
Outros	16,7	30.618,9
Total	100,0	183.481,5

Fonte: (MMA, 2011).

Conforme estudo de “Caracterização Gravimétrica e Físico-Química dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município de São Paulo”, coordenado pela LIMPURB (2003), apresenta-se na tabela 3 a composição média para o município de São Paulo.

Tabela 3. Composição média dos resíduos domiciliares no município de São Paulo.

Componentes	Porcentagem em massa
Orgânicos	57,5 %
Vidro	1,8 %
Areia, pedra	3,3%
Têxteis	1,54%
Borracha	0,26%
Madeira	1,4%
Papel, papelão e jornal	14,2%
Metals	1,5%
Outros	2,5%
Pilhas e baterias	0,13%
Embalagem longa vida	1,3%
Isopor	0,27%
Plásticos	14,3% (*)

Fonte: (LIMPURB, 2003).

Ressalta-se que em face da expansão da coleta seletiva, atualmente é comum encontrar porcentagem de matéria orgânica variando de 70 a 80 %, nos resíduos que chegam aos aterros sanitários.

4.1.3 Formas de disposição final de resíduos sólidos

A disposição final de resíduos ainda é a forma única de destinação dos resíduos sólidos urbanos para a grande maioria dos municípios brasileiros. Contudo, muitas vezes essa disposição não ocorre da maneira correta, sendo que uma das formas ambientalmente adequadas seria em aterros sanitários. Como existem diferentes definições para um sistema de disposição final, são descritos sucintamente, a seguir, os termos usualmente empregados e seu significado técnico.

4.1.3.1 Lixão

O depósito de resíduos sólidos a céu aberto ou lixão é uma forma de deposição desordenada sem compactação ou cobertura dos resíduos, o que propicia a poluição do solo, ar e água, bem como a proliferação de vetores de doenças (CASTILHOS JR, 2003).

De acordo com HAMADA (2003), lixão é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. O mesmo que descarga de resíduos a céu aberto.

Os resíduos assim lançados podem acarretar problemas à saúde pública, como proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc.), geração de maus odores e, principalmente, a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas através do lixiviado, de elevado potencial poluidor, que surge pela infiltração de água e decomposição da matéria orgânica contida no lixo. Na figura 1 são apresentadas imagens de lixões.

Figura 1. Imagens de lixões



Acrescenta-se a esta situação o total descontrolo quanto aos tipos de resíduos recebidos nestes locais, verificando-se até mesmo a disposição daqueles originados em serviços de saúde e nos processos das indústrias. Comumente ainda se associam aos lixões fatos altamente indesejáveis, como a criação de animais e a existência de catadores (os quais, algumas vezes, residem no próprio local).

4.1.3.2 Aterro Controlado

Os aterros controlados são locais para disposição final de RSU no solo, que apresentam algum domínio tecnológico, como controle do material que ingressa ao aterro, cobertura diária dos resíduos aterrados com camadas de solo, normalmente sem compactação adequada. Embora possa contribuir para reduzir impactos na saúde pública, por reduzir a proliferação de vetores

de doenças, podendo até ser considerado um avanço quando comparado com os lixões, não substitui os aterros sanitários por não se tratar de uma tecnologia completamente adequada (BIDONE e POVINELLI, 1999).

O aterro controlado tem como único cuidado a cobertura dos resíduos com uma camada de solo ao final da jornada diária de trabalho com o objetivo de reduzir a proliferação de vetores de doenças (CASTILHOS JR, 2003). Ressalta-se, porém, que este sistema não conta com os sistemas de proteção ambiental adequados. Na figura 2 são apresentadas imagens de aterros controlados.

Figura 2. Imagens de aterros controlados



Esta forma de disposição produz, em geral, um comprometimento mais restrito, pois similarmente ao aterro sanitário, a extensão da área de disposição é limitada. Porém, como não dispõem de uma impermeabilização de base nem sistemas de tratamento de lixiviado ou de gases gerados, podem ocasionar prejuízos ao meio ambiente. Aterros controlados podem resultar da utilização de técnicas de operação adequada em antigos lixões.

4.1.3.3 Aterro Sanitário

O Aterro Sanitário é a Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para

confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de solo na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992). Na figura 3 são mostradas imagens de aterros sanitários.

Figura 3. Imagens de aterros sanitários



Conforme descrito por MAHLER (2006), o aterro sanitário é, no atual estágio de desenvolvimento, dentro das limitações de nossa sociedade, elemento ainda relevante para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos

De acordo com HAMADA (2003), historicamente, aterros sanitários têm sido o método mais econômico e ambientalmente aceitável para disposição de resíduos sólidos em qualquer país do mundo. Mesmo com a implementação de tecnologias de redução de lixo, reciclagem e transformação, a disposição de resíduos sólidos nos aterros sanitários permanece como um componente importante na estratégia de manejo integrado dos resíduos sólidos.

4.2 Panorama Internacional da destinação de Resíduos Sólidos

Nos anos 70, muitos países desenvolvidos decretaram normas baseadas nas tecnologias da época para a construção e operação dos aterros sanitários e incineradores. É muito provável que isso tenha reduzido significativamente os custos externos da destinação final dos resíduos sólidos, mas foi somente nos últimos anos que se soube da verdadeira magnitude desses custos externos (KINNAMAN, 2009).

Nos EUA, 33% dos resíduos sólidos são usados para compostagem e reciclagem. O restante é destinado aos aterros sanitários (54% do total) ou aos incineradores com recuperação de energia (13%) (EPA apud Jones, 2009).

A Europa através da European Directive 2008/98/EC (EC,2008 apud PASSARINI et al., 2011) estabeleceu algumas metas para os países membros de até 2020 aumentar a reciclagem em 50% do peso de alguns tipos de resíduos sólidos urbanos gerados e 70% para os resíduos não perigosos. De um modo geral a Europa tem a gestão de resíduos sólidos bastante ligada aos processos de reciclagem e recuperação. Em 2006 foi estabelecido na Itália que em 2011 60% de todo material deve ir para a coleta seletiva (PASSARINI et al, 2011).

Em Berlim, Alemanha, o sistema de manejo de resíduos sólidos envolve coleta seletiva de materiais recicláveis, tecnologia de triagem dos resíduos domésticos misturados, assim como o seu pré-tratamento mecânico-biológico, usinas de tratamentos, recuperação dos resíduos incinerados e recuperação de energia na incineração (ZHANG et al., 2010).

O Japão mudou sua política de gestão de resíduos sólidos drasticamente após a Lei Básica para o estabelecimento de uma Sociedade baseada na Reciclagem em 2002. Os sistemas de gestão aplicados no país se adaptaram a lei e variam conforme o governo local (SAKATA, 2007).

Em Taiwan foram estabelecidas metas progressivas através da Política de Resíduos Zero (Zero Waste Policy) para a redução da quantidade de

resíduos sólidos gerados, até 2007 foi estimada redução em 15%, para 2011 40% e para 2020 o objetivo é de 75% (Taiwan EPA apud LIN et al., 2010).

4.3 Panorama da destinação de Resíduos Sólidos no Brasil

Conforme amplamente divulgado, a destinação final de resíduos sólidos no país não se mostra equacionada, ou em condições que prescindam de especial atenção. 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, foram produzidos diariamente cerca de 183 mil toneladas de resíduos sólidos, sendo que 89,8% destes municípios possuíam até 50.000 habitantes. Quanto à destinação final, os dados relativos às formas de disposição final de resíduos sólidos distribuídos de acordo com a população dos municípios, obtidos com a PNSB (IBGE, 2010), indicam que 50,8% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em “lixões”, somente 27,7% informam que utilizam aterros sanitários e 22,5% dispõem seus resíduos em aterros controlados.

Verifica-se também que a destinação final mais utilizada na maioria dos municípios com população inferior a 50.000 habitantes, ainda é o depósito de resíduos sólidos a céu aberto, correspondendo a cerca de 53% dos municípios. Por outro lado, apenas 24,3% desses dispõem seus resíduos em aterros sanitários.

Conforme Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, elaborado pela ABRELPE, 2011, a geração de resíduos sólidos urbanos no ano de 2010 foi de aproximadamente 60,8 milhões de toneladas, sendo que, cerca de 54,1 milhões de toneladas foram coletados. Quanto à destinação informa-se que 57,6% foram destinados de forma adequada (aterro sanitário) e ou outros 42,4% foram destinados de forma inadequada (aterro controlado - 24,3% e lixão - 18,1%).

Em setembro de 2011 o Ministério do Meio Ambiente disponibilizou para consulta pública, uma versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos

Sólidos, no qual descreve-se a situação da gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. De acordo com este documento, pelo viés do número de unidades de disposição final nos municípios com presença de aterros sanitários, de aterros controlados e de lixões observou-se que, em 2000, 86% dos municípios encaminhavam seus resíduos e rejeitos para aterros controlados e lixões e, somente 14% dos municípios tinham aterros sanitários. Em 2008, apesar do aumento ocorrido no número de municípios (29%) que fazem a disposição final em aterros sanitários vê-se que a maioria deles (71%) ainda dispõe seus resíduos e rejeitos em aterros controlados e lixões, conforme mostrado na tabela 4.

Tabela 4. Número de unidades de destino de resíduos e rejeitos urbanos considerando somente disposição no solo em lixão, aterro controlado e aterro sanitário.

Unidade de Análise	Unidades de destino de resíduos e rejeitos urbanos considerando somente disposição no solo em lixão, aterro controlado e aterro sanitário ¹					
	Lixão		Aterro Controlado		Aterro Sanitário	
	2000	2008	2000	2008	2000	2008
PNSB	2000	2.906	1.231	1.310	931	1.723
Brasil	4.642	2.906	1.231	1.310	931	1.723
Estrato Populacional						
Munic. Pequenos	4.507	2.863	1.096	1.226	773	1.483
Munic. Médios	133	42	130	78	125	207
Munic. Grandes	2	1	5	5	33	33
Macrorregião						
Norte	430	388	44	45	19	45
Nordeste	2.273	1.655	142	116	77	157
Sudeste	1.040	317	475	807	463	645
Sul	584	197	466	256	280	805
Centro-Oeste	315	349	104	86	92	71

(1) Um mesmo município pode apresentar mais de um tipo de destinação de resíduos
 Fonte: IBGE, 2010, citado por MMA, 2011.

Conforme abordado por MMA, 2011, há um interesse particular no número de lixões ainda existentes, pois de acordo com a Lei 12.305/2010, Art. 54. “A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no § 1º do art. 9º, deverá ser implantada em até 4 (quatro) anos após a data de publicação desta Lei”, ou seja, até 2014.

Partindo desse pressuposto, foi identificado neste diagnóstico que ainda há 2.906 lixões no Brasil, distribuídos em 2.810 municípios, que devem ser erradicados. Em números absolutos o estado da Bahia é o que apresenta mais municípios com presença de lixões (360), seguido pelo Piauí (218), Minas Gerais (217) e Maranhão (207). Outra informação relevante é de que 98% dos lixões existentes concentram-se nos municípios de pequeno porte e 57% estão no nordeste.

4.4 Panorama da destinação de Resíduos Sólidos em São Paulo

No Estado de São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB vem elaborando anualmente, desde 1997, o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares. No inventário apresenta-se uma avaliação das condições dos sistemas de disposição final e tratamento de resíduos, em operação, de cada um dos 645 municípios do Estado. Neste inventário são consideradas as características locais, estruturais e operacionais, por meio da avaliação técnica, com a aplicação de um formulário padronizado. Os resultados são expressos como Índices de Qualidade de Aterros de Resíduos – IQR, de Qualidade de Aterros em Valas – IQR Valas e de Qualidade de Usinas de Compostagem – IQC, com variação de 0 a 10, classificando em três faixas de enquadramento: Inadequada, Controlada e Adequada, conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5. Enquadramento das Instalações de Destinação de Resíduos em função dos valores de IQR e IQC.

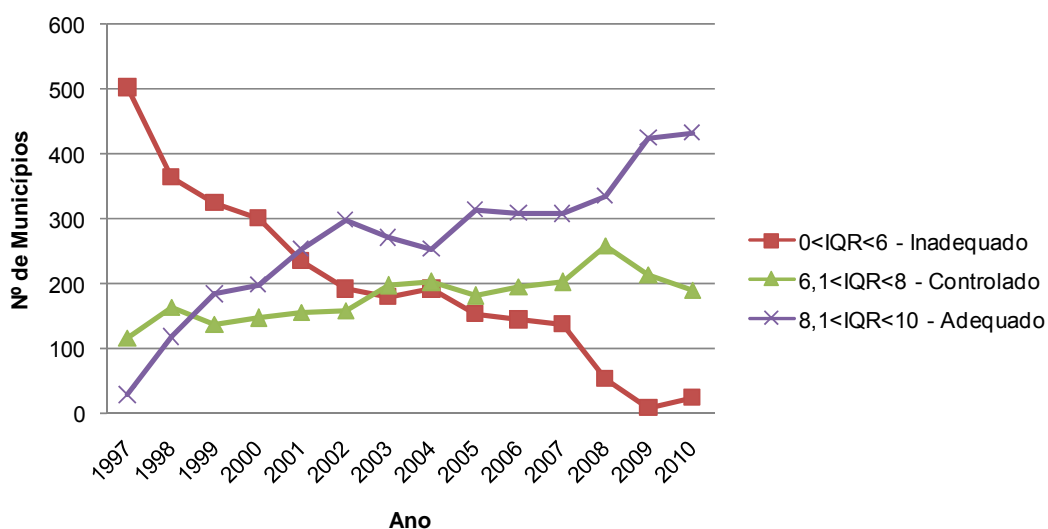
IQR/IQC	Enquadramento
$0 \leq \text{IQR/IQC} \leq 6$	Condições Inadequadas
$6 < \text{IQR/IQC} \leq 8$	Condições Controladas
$8 < \text{IQR/IQC} \leq 10,0$	Condições Adequadas

Fonte: CETESB, 2011.

Da análise dos resultados desde 1997, conforme mostrado na figura 4, verifica-se um crescimento significativo no número de municípios que

dispõem seus resíduos de forma adequada, o qual passou de 27 em 1997, para 432 em 2010, sendo que estes respondem pela geração de 88,7 % dos resíduos no Estado (CETESB, 2011). Verifica-se, porém que 213 municípios, equivalente a 33 % dos municípios do Estado, ainda dispõem seus resíduos de forma inadequada ou controlada, porém isto corresponde a apenas 11,3% do total de resíduos gerados no Estado, demonstrando que as dificuldades são maiores nos municípios que geram menor quantidade de resíduos.

Figura 4. Situação Geral do Estado de São Paulo, quanto ao número de municípios e o seu enquadramento no IQR - índice de Qualidade de Aterros de Resíduos.



Fonte: CETESB, 2011.

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

O referencial de 10 t/dia é importante, pois abaixo dessa geração, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado permite a implantação de aterros para resíduos em valas, além de simplificar uma série de procedimentos para licenciamento ambiental. Em tais situações a implantação e operação dos aterros são extremamente simplificadas, dispensando-se o uso de

equipamentos custosos. Contudo, esses aterros ocupam, proporcionalmente, áreas maiores por não promoverem a compactação dos resíduos (IWAI, 2007).

As quantidades de resíduos geradas nos municípios são calculadas considerando-se a população urbana de cada cidade, baseado nos dados do censo demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, nos índices de produção per capita, obtidos em levantamentos anteriores pela CETESB, e em pesagens realizadas em diversos municípios do Estado. Na tabela 6 são apresentados os índices adotados para o cálculo da quantidade de resíduos gerados.

Tabela 6. Índices adotados pela CETESB para estimativa de geração per capita de resíduos sólidos domiciliares em função da população urbana.

População (x 1.000 hab)	Geração per capita de resíduos sólidos domiciliares (kg/hab.dia)
Até 100	0,4
100 a 200	0,5
200 a 500	0,6
≥ 500	0,7

Fonte: CETESB, 2011.

É importante frisar que os índices utilizados pela CETESB consideram, apenas, os resíduos de origem domiciliar, ou seja, aqueles gerados nas residências e no pequeno comércio. Não são computados os resíduos gerados em indústrias, na limpeza de vias públicas, podas de árvores e vegetação, limpeza de córregos e outros que, freqüentemente, são enviados para os aterros, sob a classificação única de resíduos sólidos urbanos.

Para demonstrar o universo de aplicação dos aterros sanitários de pequeno porte no Estado de São Paulo, apresentam-se na tabela 7, os dados referentes à distribuição dos municípios paulistas por faixa de geração de resíduos.

Tabela 7. Distribuição de resíduos gerados em função do porte do município no Estado de São Paulo.

Faixa t/dia	Número de Municípios na faixa		Número de Municípios acumulado na faixa	
	Quantidade	%	Quantidade	%
0 - 1	94	14,6	94	14,6
1 - 2	116	18,0	210	32,6
2 - 5	147	22,8	357	55,3
5 - 10	95	14,7	452	70,1
10 - 15	46	7,1	498	77,2
15 - 20	30	4,7	528	81,9
20 - 30	30	4,7	558	86,5
30 - 50	14	2,2	572	88,7
50 - 100	35	5,4	607	94,1
100 - 200	20	3,1	627	97,2
200 - 300	9	1,4	636	98,6
300 - 500	5	0,8	641	99,4
500 - 1000	3	0,5	644	99,8
>1000	1	0,2	645	100,0
Total	645	100		

Fonte: compilado a partir dos dados da CETESB, 2011.

Avaliando-se os dados apresentados, constata-se que 452 municípios do Estado, equivalente a 70,1 %, geram menos de 10 t/dia de resíduos. Neste grupo encontra-se o maior número de aterros de resíduos em condições controladas ou inadequadas. Ainda, com relação aos dados apresentados, observa-se que 528 municípios (ou 81,9%), são responsáveis pela geração de até 20 t/dia. Este número é importante, pois foi considerado na definição de aterros sanitários de pequeno porte, prevista na Resolução CONAMA nº 404/08.

Segundo dados do IBGE (2010), o estado de São Paulo se destaca pela destinação de apenas 7,6% de seus resíduos sólidos para os lixões. Pode-se afirmar que esta condição somente foi atingida pela aceitação, desde 1999, da simplificação dos métodos de destinação final nos municípios de pequeno porte, por meio da implantação dos aterros em valas.

4.5 Aterros Sanitários de Pequeno Porte

4.5.1 Relevância

O maior problema encontrado pelos municípios de pequeno porte, associado à escassez de recursos técnicos e financeiros para a construção de aterros sanitários, é o da disponibilidade de equipamentos para a sua operação. Os tratores de esteiras, utilizados usualmente nos aterros de resíduos, têm custo de aquisição e manutenção elevado. Deve-se considerar, também, que o menor trator de esteiras disponível no mercado nacional tem capacidade para operar até 150 toneladas de resíduos por dia. Assim, para as cidades que geram quantidades de lixo muito inferiores a esse limite, tem-se longos períodos de ociosidade do equipamento, o que, invariavelmente, resultará na utilização desse equipamento em outras obras no município. Logo, o aterramento dos resíduos fica relegado a um plano secundário, com a conseqüente transformação do aterro sanitário num depósito a céu aberto. Esse é o grande obstáculo oferecido por diferentes modalidades de aterros para resíduos, quando aplicados a pequenas comunidades, exceto aqueles desenvolvidos em valas e operados sem a utilização de equipamentos (SMA, 2005).

De acordo com SILVEIRA (2008), as tecnologias simplificadas de destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos - RSU, também denominadas de aterros em valas, aterros sustentáveis ou aterros manuais surgem como resposta aos riscos das diversas formas de poluição causadas pelos lixões das cidades de pequeno porte. São projetos de engenharia e compreendem um conjunto de procedimentos que minimizam os impactos a níveis aceitáveis. FIÚZA, FONTES E CRUZ (2002), citados por SILVEIRA (2008), entendem que os aterros sanitários simplificados são necessários para atender ao grande número de municípios brasileiros de pequena população, por serem sistemas construídos com a devida preocupação ambiental, possuírem simplicidade construtiva e operacional, e baixos custos de implantação e operação, vindo a se comparar a outras soluções. Possibilitam também a

reutilização, sob restrições, da área após seu fechamento e requerem simplicidade no monitoramento.

Conforme ABNT (2010), a maior parte dos municípios brasileiros tem pequena população e apresenta contextos ambientais bem diversificados. Nestes municípios, ou associações de municípios, sempre que as condições físicas o permitam, é possível a implantação de sistemas de disposição final simplificados, em razão das pequenas quantidades e das características dos resíduos gerados diariamente, sem prejuízo do controle de impactos ambientais e sanitários.

As normas existentes, especialmente a NBR 8419:1992 e a NBR 13896:1997 da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, tratam, de forma abrangente, dos aterros de resíduos, independentemente do porte. No entanto, entende-se que algumas estruturas ou sistemas comuns a esses empreendimentos podem, sob certas condições, ser facultativas em aterros de pequeno porte.

Desta forma a Norma NBR 15849:2010 da ABNT, especifica os requisitos mínimos para localização, projeto, implantação, operação e encerramento de Aterros Sanitários de Pequeno Porte - ASPP, para a disposição final de resíduos sólidos urbanos. Estabelece também as condições para a simplificação das instalações de pequeno porte, além de determinar condições para a proteção dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos no local de implantação, bem como a proteção da saúde e do bem estar das populações vizinhas.

Segundo ABNT (2010) define-se aterro de pequeno porte o aterro sanitário para disposição no solo de resíduos sólidos urbanos, até vinte toneladas por dia ou menos, quando definido por legislação local, em que, considerados os condicionantes físicos locais, a concepção do sistema possa ser simplificada, adequando os sistemas de proteção ambiental sem prejuízo da minimização dos impactos ao meio ambiente e à saúde pública.

Mesmo antes da publicação da Norma ABNT 15849:2010, alguns Estados já adotavam tecnologias simplificadas, como por exemplo o aterro sanitário simplificado (CONDER, 2002) e o aterro em valas (CETESB, 1997), os quais

podem ser considerados os mais simples, dispensando sistemas de drenagem de gases e lixiviados, e em alguns casos, dispensam barreira impermeabilizante e usam somente a capacidade de atenuação natural do solo. Por sua vez, o aterro manual CEPIS/OMS (JARAMILLO, 1997, citado por May, 2008) e o aterro sustentável (CASTILHOS JR, 2003) apresentam vários sistemas de proteção ambiental, tais como, barreiras de fundo e lateral, sistemas de drenagem de gases e lixiviados ou mesmo o uso de técnicas como a recirculação do lixiviado. Uma síntese das tecnologias simplificadas existentes encontra-se na tabela 8. Observam-se vários pontos em comuns, tais como, escavação de valas ou trincheiras, uso de equipamentos de baixo custo, uso de cobertura diária dos resíduos, entre outras.

Tabela 8. Características de várias tecnologias simplificadas para disposição de resíduos sólidos.

Elementos	Aterro em valas ¹	Aterro simplificado ²	Aterro Manual ³	Aterro sustentável ⁴
População máxima a ser atendida	25.000 hab.	20.000 hab.	30.000 hab.	20.000 hab.
Quantidade máxima de resíduos depositada por dia	10 t/d	20 t/d	15 t/d	20 t/d
Método construtivo para o confinamento	Valas	Trincheiras e células	Área e Trincheiras	Trincheiras
Profundidade do aterro	≅ 3m	≤ 4m	2 a 4m	2 a 3m
Sistema de drenagem de gás	Não existente	Não existente	Existente	Existente
Sistema de drenagem de lixiviado	Não existente	Não existente	Existente	Existente
Forma de compactação dos resíduos sólidos	Manual	Manual	Equipamentos manuais	Equipamentos manuais
Grau de compactação	500kg/m ³	400kg/m ³	400-500kg/m ³	500kg/m ³
Tipo de solo recomendado para se implantar o aterro	Argila	Argila	Argila	Argila

Fontes: Adaptado de (1) CETESB, 1997; (2) CONDER, 2000; (3) CEPIS/OMS, citado por MAY, 2008; (4) CASTILHOS JR, 2003.

Uma das principais inovações apresentadas na Norma NBR 15849:2010 é a definição de critérios para a dispensa da impermeabilização complementar, tendo como variáveis o coeficiente de permeabilidade, o excedente hídrico, a fração orgânica dos resíduos e a profundidade do freático, conforme apresentado na tabela 9.

Ressalta-se que, justamente este ponto, causa diversos questionamentos, e que necessita de estudos técnicos detalhados, visando verificar se as premissas consideradas para a definição desses critérios são comprovadas na prática. De outro lado, também haveria embasamento técnico para estabelecer a necessidade, ou não, do monitoramento das águas subterrâneas

Tabela 9. Critérios para a dispensa de impermeabilização complementar

Coeficiente de permeabilidade do solo local k (cm/s)	Fração orgânica dos resíduos < 30%				Fração orgânica dos resíduos > 30 %			
	Profundidade do freático (m)				Profundidade do freático (m)			
	1,50<n<3	3<n<6	6<n<9	n>9	1,50<n<3	3<n<6	6<n<9	n>9
	Limites máximos do excedente hídrico^a (EH, mm/ano) para a dispensa da impermeabilização complementar^b							
$k < 1 \times 10^{-6}$	250	500	1000	1500	188	375	750	1125
$1 \times 10^{-6} < k < 1 \times 10^{-5}$	200	400	800	1200	150	300	600	900
$1 \times 10^{-5} < k < 1 \times 10^{-4}$	150	300	600	900	113	225	450	675

a. O excedente hídrico é a quantidade de água (em mm/ano) que percola através da camada de cobertura do aterro sanitário, atingindo a massa de resíduos e posteriormente chegando até a base do aterro. Para seu cálculo devem ser utilizadas séries anuais de precipitações médias, de temperaturas (que servem para estimar a evapotranspiração utilizando equações como a de Thornthwaite) e o coeficiente de escoamento superficial. O coeficiente de escoamento superficial deve ser adotado em função das características de permeabilidade do solo da camada de cobertura

b. Para superar características desfavoráveis da área, o projetista poderá propor métodos construtivos, operacionais ou de gestão, atendendo diretrizes estabelecidas pelo órgão de meio ambiente.

Fonte: ABNT, 2010.

Além da simplificação técnica, os aterros sanitários de pequeno porte, com disposição diária de até 20 t (vinte toneladas) de resíduos sólidos urbanos, contam com procedimentos simplificados de licenciamento ambiental, conforme estabelecido na Resolução CONAMA 404/2008.

Assim, estes empreendimentos são dispensados da elaboração do Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto do Meio Ambiente – EIA/RIMA, sendo que, para o licenciamento ambiental, devem ser atendidas, no mínimo, as seguintes condições, critérios e diretrizes:

- Vias de acesso ao local com boas condições de tráfego ao longo de todo o ano, mesmo no período de chuvas intensas;
- Respeito às distâncias mínimas estabelecidas na legislação ambiental relativas a áreas de preservação permanente, Unidades de Conservação, ecossistemas frágeis e recursos hídricos subterrâneos e superficiais;
- Uso de áreas com características hidrogeológicas, geográficas e geotécnicas adequadas ao uso pretendido, comprovadas por meio de estudos específicos;
- Uso de áreas que atendam a legislação municipal de Uso e Ocupação do Solo, com preferência daquelas antropizadas e com potencial mínimo de incorporação à zona urbana da sede, distritos ou povoados, e de baixa valorização imobiliária;
- Uso de áreas que garantam a implantação de empreendimentos com vida útil superior a 15 anos.
- Impossibilidade de utilização de áreas consideradas de risco, como as suscetíveis a erosões, salvo após a realização de intervenções técnicas capazes de garantir a estabilidade do terreno.
- Impossibilidade de uso de áreas ambientalmente sensíveis e de vulnerabilidade ambiental, como as sujeitas a inundações.
- Descrição da população beneficiada e caracterização qualitativa e quantitativa dos resíduos a serem dispostos no aterro;
- Capacidade operacional proposta para o empreendimento
- Caracterização do local:
- Métodos para a prevenção e minimização dos impactos ambientais;
- Plano de operação, acompanhamento e controle;
- Apresentação dos estudos ambientais, incluindo projeto do aterro proposto, acompanhados de anotação de responsabilidade técnica;

- Apresentação de programa de educação ambiental participativo, que priorize a não geração de resíduos e estimule a coleta seletiva, baseado nos princípios da redução, reutilização e reciclagem de resíduos sólidos urbanos, a ser executado concomitantemente à implantação do aterro;
- Apresentação de projeto de encerramento, recuperação e monitoramento da área degradada pelo(s) antigo(s) lixão(ões) e proposição de uso futuro da área, com seu respectivo cronograma de execução;
- Plano de encerramento, recuperação, monitoramento e uso futuro previsto para a área do aterro sanitário a ser licenciado;
- Apresentação de plano de gestão integrada municipal ou regional de resíduos sólidos urbanos ou de saneamento básico, quando existente, ou compromisso de elaboração nos termos da Lei Federal 11.445/2007;

4.5.2 Aterro sanitário em valas

Apesar da Norma NBR 15849:2010, considerar que os aterros sanitários de pequeno porte são aqueles que podem receber até 20 t/dia, e ainda, que podem ser executados em valas, trincheiras, encosta ou área (acima da cota do terreno natural), no Estado de São Paulo somente é aceita a disposição em valas, até o limite de 10 t/dia. Assim, considerando que os locais, objeto de estudo neste trabalho, seguiram o método utilizado em São Paulo, apresenta-se uma descrição mais detalhada desta tecnologia.

O aterro em valas consiste no preenchimento de valas escavadas com dimensões apropriadas, onde os resíduos são depositados sem compactação e sua cobertura com solo é realizada manualmente. Os equipamentos são, portanto, imprescindíveis apenas na fase de abertura das valas (SMA, 2005).

O confinamento dos resíduos sem compactação impede o aproveitamento integral da área a ser aterrada, fato que torna esse processo de utilização não recomendado para a maioria das comunidades com produção de resíduos superior a 10 toneladas por dia. Acima dessa produção, a sua utilização implica na abertura constante de valas, tornando-o inviável técnica

e economicamente. Além disso, municípios de maior porte também teriam condições de manter um aterro sanitário convencional.

Devido à técnica construtiva e às dimensões reduzidas das valas, a utilização de solos argilosos compactados como material impermeabilizante é inviável. Assim, como requisito, devem ser escolhidas áreas que naturalmente reúnam condições de permeabilidade favoráveis à implantação do aterro sem o uso de sistemas de impermeabilização. Caso isto não ocorra, pode ser necessária a implantação de geomembranas de Polietileno de Alta Densidade – PEAD, o que implicaria em custos significativamente maiores, além da necessidade do gerenciamento dos lixiviados coletados.

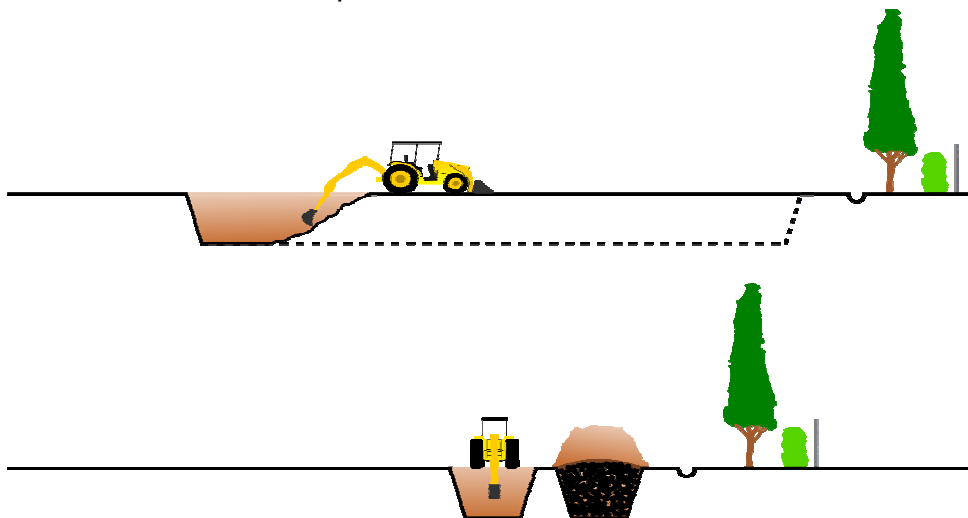
Ainda com relação às áreas escolhidas para implantação destes aterros, é recomendado que, em locais com solos argilosos, a profundidade do aquífero freático deve estar no mínimo a 3 metros da cota de fundo da vala, e para solos arenosos, profundidades superiores, devendo-se observar ainda critérios topográficos,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

À medida que se faz a escavação das valas o solo é armazenado em uma das laterais, sobre uma vala já finalizada, para ajudar na compactação da mesma, e ainda, para ser utilizado como material de cobertura da vala em operação, conforme mostrado na figura 5 e na figura 6.

Figura 5. Abertura de valas estreitas e compridas, com acúmulo de solo apenas em um dos lados.



Figura 6. Perfil e corte esquemático da abertura das valas.



Fonte: CETESB, 2010

Ressalta-se que neste tipo de empreendimento não são previstas as utilizações 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 13.986/97 – “Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação”, e NBR 8.419/92 – “Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos”, não são usualmente adotadas na concepção dos aterros em valas. Deve ser considerado, ainda, o elevado potencial poluidor dos efluentes líquidos percolados (chorume), que são gerados nestes empreendimentos. Assim, justifica-se a preocupação em verificar o comportamento da percolação destes líquidos, a capacidade de atenuação natural de contaminantes no solo e, finalmente, as implicações sobre a qualidade das águas subterrâneas e superficiais no local e no entorno destes empreendimentos.

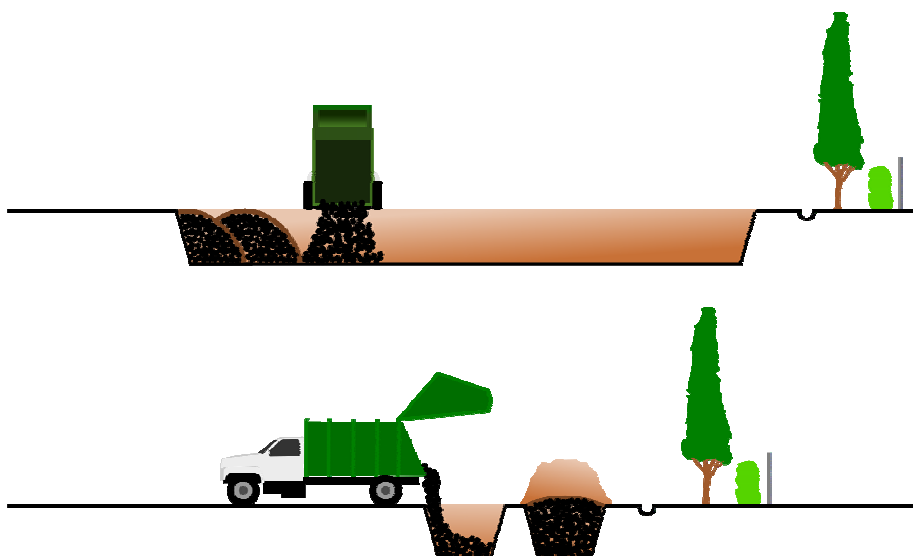
Na fase de implantação são previstas ainda a instalação de estruturas auxiliares como uma portaria, e cercas para isolamento do terreno, de modo a evitar a entrada de catadores ou animais, e ainda, evitar o arraste de materiais leves pelo vento, para fora da área.

Durante a operação a disposição dos resíduos na vala aberta é iniciada pelo mesmo lado que a vala começou a ser escavada, com o caminhão coletor se posicionando de ré, perpendicularmente ao maior lado (sentido longitudinal) da vala. O coletor ou caminhão de transporte de resíduos deve se aproximar ao máximo da vala, de maneira a garantir o lançamento diretamente na vala, evitando o espalhamento em outros locais, conforme mostrado na figura 7 e na figura 8.

Figura 7. Os resíduos são descarregados em um único ponto da vala, até que esteja totalmente preenchido.



Figura 8. Perfil e corte esquemático da disposição de resíduos nas valas.



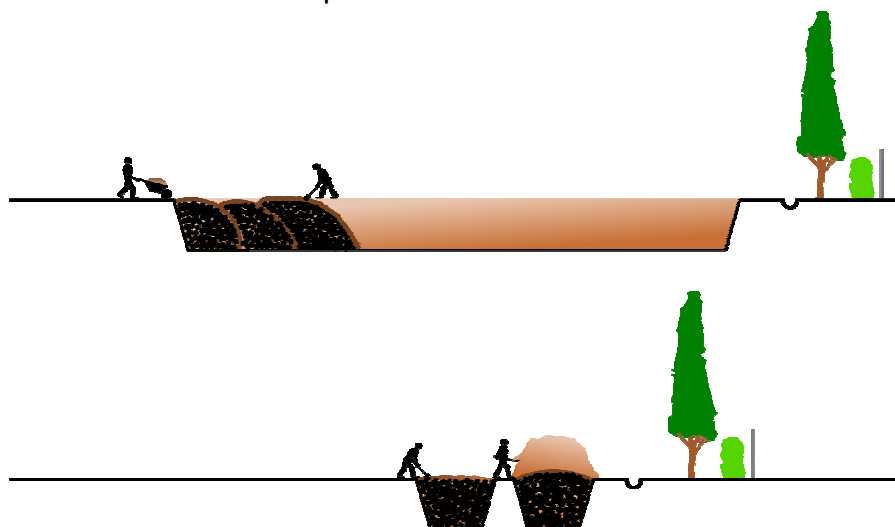
Fonte: CETESB, 2010

Imediatamente após a descarga dos resíduos, deve-se proceder à varrição de todos os resíduos que possam eventualmente ter se desprendido, além do imediato cobrimento sanitário com solo, dos resíduos recém-lançados. À medida que são depositados, os resíduos são nivelados e cobertos manualmente, utilizando-se o solo acumulado ao lado da vala, conforme mostrado na figura 9 e na figura 10. O nivelamento e a cobertura dos resíduos devem ser realizados diariamente, para evitar a proliferação de vetores e emissão de odores.

Figura 9. Detalhe da cobertura manual dos resíduos com solo, logo após seu descarregamento.



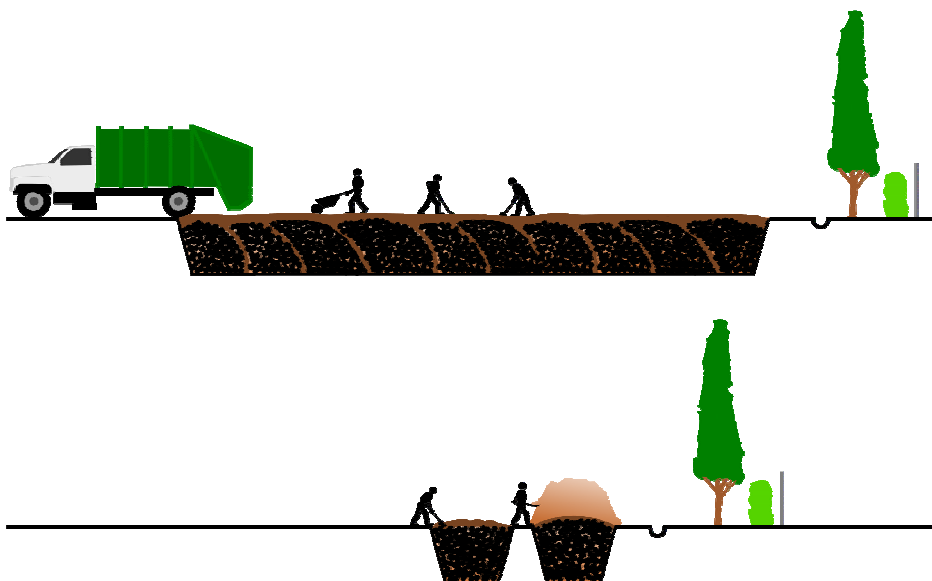
Figura 10. Perfil e corte esquemático da cobertura diária dos resíduos.



Fonte: CETESB, 2010

Assim que o primeiro trecho da vala estiver totalmente preenchido, passa-se para outro, repetindo-se as mesmas operações. O nivelamento final da vala é efetuado numa cota superior à do terreno, prevendo-se prováveis recalques, conforme mostrado na figura 11.

Figura 11. Perfil e corte esquemático da cobertura final dos resíduos



Fonte: CETESB, 2010

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 e aumento na geração de lixiviado. Este sistema de drenagem compõe-se de canaletas triangulares de grama, canaletas de concreto, caixas de passagem, tubulação em concreto e dissipadores em pedra ou rachão.

Após a finalização da disposição de resíduos no local, deve-se prever uma rotina de manutenção de modo a corrigir eventuais recalques, desobstruir e manter o adequado funcionamento dos sistemas de drenagem de águas pluviais, aparo da grama. Apresenta-se na figura 12 o detalhe do aterro em valas finalizado.

Figura 12. Perfil e corte esquemático do aterro em valas finalizado.



Fonte: CETESB, 2010

Conforme descrito nos Procedimentos para Implantação de Aterros em Valas (SMA, 2005), a questão ambiental, isto é o dano ao meio ambiente eventualmente causado por esse tipo de aterro, é constantemente questionada, uma vez que as técnicas utilizadas são relativamente simples. De fato, os problemas dessa ordem devem ser minimizados logo na escolha da área a ser utilizada, observando-se, no mínimo, as recomendações apresentadas no referido manual. Quando a área é escolhida de forma equivocada, sempre surgem problemas que exigem soluções gradativamente mais complexas, tornando-se necessárias estruturas caras, que podem ser incompatíveis com esse tipo de aterro.

A operação criteriosa é a segunda condição para o sucesso desse tipo de aterro, jamais devendo ser desprezada, e ainda, se forem seguidas as orientações apresentadas no documento, o encerramento do aterro consistirá em operações relativamente fáceis de serem executadas e de custo pouco expressivo.

Quanto ao uso futuro da área, tem-se que algumas culturas que não apresentam raízes profundas, não têm contato direto com o solo, nem são consumidas in natura. Deste modo, a cana-de-açúcar e o milho, podem ocupar o local após o encerramento das atividades. Isto facilita a reintegração do mesmo à paisagem regional, reduzindo os custos do aterro e evitando a manutenção de estruturas de isolamento e proteção do local, porém, recomenda-se que tais procedimentos venham a ser analisados previamente por um Engenheiro Agrônomo.

4.6 Lixiviado

Considerando que as substâncias de interesse na investigação da eventual alteração da qualidade do solo e das águas subterrâneas nas áreas de disposição de resíduos, estão relacionadas aos lixiviados gerados nos aterros e estes, por sua vez, estão relacionados aos resíduos depositados, apresenta-se a seguir algumas informações sobre a geração e características do lixiviado.

Conforme HAMADA (2003), o lixiviado pode ser definido como a fase líquida da massa aterrada de resíduos, que percola através desta removendo materiais dissolvidos ou suspensos. Na maioria dos aterros de resíduos, o lixiviado é composto pelo líquido que entra na massa aterrada advindo de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial, chuva, aquífero freático, nascentes e aqueles resultantes da decomposição dos resíduos.

Chorume ou sumeiro é definido pela ABNT (1992) como líquido proveniente da decomposição anaeróbia da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos aterrados, exala intenso mau cheiro, apresenta cor escura e elevado potencial poluidor. Nota-se, portanto, que o chorume é um dos componentes do lixiviado, podendo ser considerado o que mais contribui para seu potencial de poluição.

4.6.1 Geração e Composição do Lixiviado

Quando a água percola através da massa de lixo aterrada, que está em decomposição, material biológico e componentes químicos são carregados para a solução. Na tabela 10 são apresentados dados representativos das características do lixiviado, tanto para aterros novos como para mais antigos (estabilizados), segundo TCHOBANOGLOUS (1993).

Tabela 10. Dados típicos da composição do lixiviado para aterros novos e antigos.

Características	Valores (mg/l)		
	Novos aterros (menos de 2 anos)		Aterros antigos (mais de 10 anos)
	Faixa de variação	Típico	
DBO _{5,20}	2.000-30.000	10.000	100-200
COT (Carbono orgânico total)	1.500-20.000	6.000	80-160
DQO	3.000-60.000	18.000	100-500
Sólidos suspensos totais	200-2.000	500	100-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	5-40	25	5-10
Fósforo total	4-100	30	5-10
Alcalinidade como CaCO ₃	1.000-10.000	3.000	200-1.000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Dureza total como CaCO ₃	300-10.000	3.500	200-500

Fonte: TCHOBANOGLOUS, 1993.

A composição química do lixiviado, segundo o autor, varia muito, dependendo da idade do aterro e dos eventos que ocorreram antes da amostragem. Por exemplo, se o lixiviado é coletado durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como DBO_{5,20}, COT, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Contudo durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO_{5,20}, COT, DQO e nutrientes serão significativamente menores.

A biodegradabilidade do lixiviado varia com o tempo e pode ser determinada pela relação DBO_{5,20}/DQO. Inicialmente essa relação situa-se em torno de 0,5 ou maior; e relações entre 0,4 e 0,6 são indicadores da melhor biodegradabilidade. Em aterros antigos, a mesma relação situa-se normalmente na faixa entre 0,05 e 0,2.

Na tabela 11 é apresentada a variação da composição do lixiviado para os principais aterros brasileiros, segundo estudo efetuado por SOUTO e POVINELLI (2007).

Tabela 11. Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.

VARIÁVEL	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2950 - 2.500	2950 - 17 660	77
DBO (mg/Lde O ₂)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg/L de O ₂)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg/L de N)	80 - 3.100	Não há	-
N-amoniacal (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mg/L de N)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mg/L de N)	0 - 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg/L de N)	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 -15	63
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 -5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3 200 - 21.900	3 200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2 100 - 14 500	2 100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: SOUTO e POVINELLI, 2007.

Segundo RODRIGUES (2002), citado por SUMI (2009), um dos principais fatores que influenciam na composição do lixiviado é o tipo de resíduo depositado no aterro. Os resíduos urbanos possuem uma quantidade muito grande de matéria orgânica, que são fontes de elementos químicos tais como Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, PO₄³⁻, NO₃⁻, CO₃²⁻. O descarte de pilhas, baterias, objetos metálicos e materiais eletrônicos são fontes de metais. Na

tabela 12 são apresentadas algumas fontes de alguns íons e cátions encontrados no lixiviado.

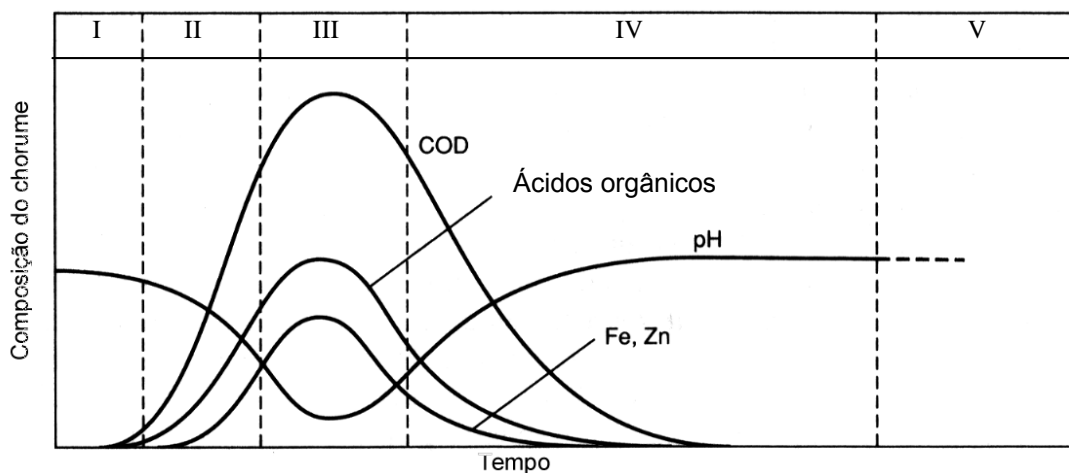
Tabela 12. Fontes de alguns íons e cátions encontrados no lixiviado.

ÍONS	FONTES
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulho de construção, casca de ovo.
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico.
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas.
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (telefone sem fio e celular, automóveis).
Al^{3+}	Latas, utensílios domésticos, embalagens laminadas.
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes, raio X.
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{X+}	Embalagens de tintas e vernizes, solventes orgânicos.

Fonte: (IPT / CEMPRE, 2000, citado por SCHUELER, 2005)

Segundo Tchobanoglous (1993), considera-se que a geração de gases e lixiviados em aterros sanitários ocorra em cinco fases seqüenciais. Conceitualmente, a qualidade do lixiviado, varia em função dessas fases de degradação em que se encontra a massa de resíduos biodegradáveis. Portanto, a qualidade do lixiviado pode ser expressa como mostrado na figura 13.

Figura 13. Variações das características do lixiviado em função do tempo e das fases de degradação.



Fonte: TCHOBANOGLIOUS, 1993.

Descreve-se a seguir, os aspectos relevantes destas fases de degradação, segundo (Tchobanoglous, 1993).

Fase I - Adaptação

Na Fase I ocorre o ajuste inicial, em que os componentes orgânicos biodegradáveis do resíduo urbano sofrem a decomposição microbiológica assim que são dispostos no aterro. Durante a Fase I a decomposição biológica ocorre sob condições aeróbias, pois certa quantidade de ar permanece junto aos vazios dentro do aterro. A principal fonte de microrganismos (aeróbios ou anaeróbios) é do próprio solo empregado na cobertura das células diariamente. Métodos de aceleração admitem a adição de lodos de estações de tratamento de esgoto ou de biodigestores, assim como o lixiviado recirculado, como fonte de microrganismos.

Fase II - Transição

Na Fase II o oxigênio decai e ocorrem condições anaeróbias. Como o aterro torna-se anaeróbio, nitrato e sulfato, que servem como aceptores de elétrons nas reações de conversão são reduzidos a gás nitrogênio e sulfeto de hidrogênio, respectivamente. Essas reduções ocorrem para valores de potencial redox entre -50 e -100 milivolts. Nesse processo de diminuição do potencial redox, a comunidade microbiana, responsável pela produção de metano inicia a conversão de materiais orgânicos complexos, em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários. A produção de metano ocorre quando o potencial redox situa-se entre -150 e -300 milivolts.

Fase III - Fase ácida

O processo de formação de ácidos orgânicos é acelerado, assim como a produção de hidrogênio molecular. Nesta fase ocorre a hidrólise de compostos de elevado peso molecular (lipídeos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucléicos) em compostos adequados para o uso dos microrganismos como fonte de energia e síntese. No passo seguinte (acidogênese) ocorre a formação de compostos de menor peso molecular, como ácido acético, pequenas concentrações de ácido fúlvico e outros mais complexos. O gás

carbônico é principal gás gerado nesta fase, além de pequenas quantidades de hidrogênio gasoso. Boa parte da solubilização de metais pesados ocorre nesta fase e muitos dos nutrientes essenciais também são removidos na geração do lixiviado.

Fase IV - Metanogênese

Nesta fase um segundo grupo de microrganismos, que converte ácido acético e hidrogênio gasoso em metano e dióxido de carbono, são predominantes. Esses organismos são estritamente anaeróbios. Nesta fase não há acúmulo de ácido, pois são imediatamente consumidos e transformados em metano. Portanto, nessas condições o pH torna-se mais neutro. Com pH elevado, poucos constituintes inorgânicos permanecem em solução, resultando na redução de metais pesados no lixiviado.

Fase V - Fase de Maturação

A fase de maturação ocorre após o material orgânico biodegradável disponível ter sido convertido em metano e dióxido de carbono. A taxa de geração de gás começa a diminuir significativamente pois a maior parte dos nutrientes disponíveis foram removidos através do lixiviado. O substrato que permanece no aterro é pouco biodegradável. Durante a fase de maturação o lixiviado contém frequentemente, ácidos húmico e fúlvico, de baixa biodegradabilidade.

A duração das fases depende da distribuição dos componentes orgânicos no aterro, da disponibilidade de nutrientes, da umidade e do grau de compactação.

4.6.2 Efeitos do lixiviado no meio ambiente e na saúde humana

Os tipos, quantidades e taxas de produção de contaminantes do lixiviado de aterros sanitários são influenciadas por vários fatores, incluindo a composição dos resíduos, densidade, seqüência de disposição, profundidade, umidade, temperatura, tempo e pré-tratamento. A quantificação mais precisa desses parâmetros e seus impactos, são

complexos devido à heterogeneidade do resíduo encontrado nos aterros. Os mecanismos e o alcance desses contaminantes liberados, assim como suas concentrações, não são de fácil previsão.

Todavia, apresenta-se a seguir informações e características dos principais contaminantes, que podem estar presentes no lixiviado, bem como, aqueles considerados relevantes para este estudo.

Matéria orgânica

Conforme SCHUELER (2005), a matéria orgânica dissolvida presente no lixiviado é composta pela parcela de matéria orgânica suscetível à decomposição por ação microbiana, nas condições ambientais, como a procedente de restos de alimentos, plantas e animais, em abundância no resíduo urbano em geral. É a substância mais habitualmente oxidada pelo oxigênio dissolvido em água. Para reconhecê-la são utilizados os parâmetros DQO – Demanda Química de Oxigênio e a relação DQO/DBO_{5,20}, sendo a DBO_{5,20}, a Demanda Bioquímica de Oxigênio.

De acordo com PIVELI e KATO (2006), a DBO_{5,20} é o parâmetro fundamental para o controle da poluição das águas por matéria orgânica. Nas águas naturais a DBO_{5,20}, representa a demanda potencial de oxigênio dissolvido que poderá ocorrer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que poderá trazer os níveis de oxigênio nas águas abaixo dos exigidos pelos peixes, levando-os à morte. É, portanto, importante padrão de classificação das águas naturais. Nas classes que correspondem às águas menos poluídas, exigem-se baixos valores máximos de DBO_{5,20} e elevados limites mínimos de oxigênio dissolvido. Na legislação federal, com a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, são impostos os limites máximos de DBO_{5,20} de 3, 5 e 10 mg/L para as águas doces de classe 1, 2 e 3, respectivamente, e os limites mínimos de oxigênio dissolvido de 6, 5, 4 e 2 mg/L, para as águas doces de classes 1, 2, 3 e 4, respectivamente. A DBO_{5,20} é também um parâmetro imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água. Além disso, a DBO_{5,20} constitui-se em importante parâmetro na composição dos índices de qualidade das águas.

A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, causando a eutrofização do meio e provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática.

Compostos Nitrogenados

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. Nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, que coletivamente são denominados de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), representam um percentual bastante elevado de compostos de nitrogênio presentes no lixiviado. Devido às condições anaeróbias no interior do aterro, as concentrações de nitrito e nitrato são normalmente baixas.

Quando descarregados nas águas superficiais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas.

De acordo com PIVELI e KATO (2006), O nitrato é tóxico, causando uma doença denominada metaemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sangüínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul). Por isso, o nitrato faz parte do padrão de potabilidade, sendo 10 mg N-NO₃/L o valor máximo permitido pela Portaria 518/2000 do Ministério da Saúde. Pode ser entendido como um contaminante que pode se apresentar nas águas naturais sem ter sido introduzido diretamente, decorrendo do processo de decomposição biológica da matéria orgânica nitrogenada. A amônia é um componente bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L.

Para FREITAS et al (2001), este íon geralmente ocorre em baixos teores nas águas superficiais, mas pode atingir altas concentrações em águas profundas. O seu consumo por meio das águas de abastecimento está associado a dois efeitos adversos à saúde: a indução à metaemoglobinemia,

especialmente em crianças, e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas.

Segundo PIVELI e KATO (2006), o nitrogênio é continuamente reciclado pelas plantas e animais. Nas águas subterrâneas os nitratos ocorrem em teores em geral abaixo de 5mg/L. Nitritos e amônia são ausentes, pois são rapidamente convertidos a nitrato pelas bactérias. Pequeno teor de nitrito e amônia é sinal de poluição orgânica recente.

No sistema digestivo o nitrato é transformado em nitrosaminas, que são substâncias carcinógenas. Crianças com menos de três meses de idade possuem, em seu aparelho digestivo, bactérias que reduzem o nitrato a nitrito. Este se liga muito fortemente a moléculas de hemoglobina, impedindo-as de transportarem oxigênio para as células do organismo. A deficiência em oxigênio leva a danos neurológicos permanentes, dificuldade de respiração (falta de ar) e em casos mais sérios à morte por asfixia. Aos seis meses de idade a concentração de ácido hidrolórico aumenta no estômago, matando as bactérias reductoras de nitrato.

Fósforo

Conforme PIVELI e KATO (2006), o fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte (15,5% de P_2O_5 , em peso), além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas.

Segundo RESENDE (2004), do ponto de vista de saúde, o enriquecimento da água em fósforo não traz maiores problemas, já que se trata de um elemento requerido em elevadas quantidades pelos animais em geral. Entretanto, este enriquecimento pode trazer sérios problemas em termos de desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos devido ao processo de eutrofização, que consiste da proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas. Como consequência, pode haver redução da penetração de luz em profundidade, alterando o ambiente subaquático. Plantas aquáticas podem criar bancos de vegetação submersa retendo sedimentos e vindo a

dificultar a navegação. Além disso, a própria respiração e os restos de plantas e algas mortos depositados no fundo provocam a redução na disponibilidade de oxigênio, culminando com a mortandade de peixes e outros organismos.

Para LOPES et al (2007), o problema da eutrofização de lagos e reservatórios tem sido objeto de preocupação por parte da sociedade, em função dos impactos gerados na qualidade da água devido, principalmente, à possibilidade de ocorrência de cianobactérias tóxicas.

Sulfatos

O sulfato é o ânion SO_4^{-2} , um dos mais abundantes íons na natureza. Segundo PIVELI e KATO (2006), surge nas águas subterrâneas através da dissolução de solos e rochas, como o gesso (CaSO_4) e o sulfato de magnésio (MgSO_4), e pela oxidação de sulfeto (exemplo: pirita, sulfeto de ferro).

O enxofre pode ser encontrado na natureza em quatro estados de oxidação que se transformam entre si (sulfeto, enxofre elementar, sulfito, sulfato).

Nas águas para abastecimento público, o sulfato deve ser controlado porque provoca efeitos laxativos.

Cloretos

Conforme PIVELI e KATO (2006) o cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas através de solos e rochas. Nas águas superficiais são fontes importantes as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca de 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que podem ultrapassar 15 mg/L. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água.

Segundo ALBUQUERQUE (2002), o cloro está presente nas águas subterrâneas em teores inferiores a 100mg/L. Forma compostos muito solúveis e tende a se enriquecer, junto com o sódio, a partir das zonas de

recarga dos aquíferos. Teores anômalos são indicadores de contaminação por aterros sanitários, ou por água do mar.

O cloreto provoca sabor “salgado” na água, tem efeitos laxativos e provoca corrosão em estruturas hidráulicas.

Fluoreto

Conforme PIVELI e KATO (2006), o flúor é o mais eletronegativo de todos os elementos químicos, tão reativo que nunca é encontrado em sua forma elementar na natureza, sendo normalmente encontrado na sua forma combinada como fluoreto.

Para ALBUQUERQUE (2002), o íon fluoreto possui alta mobilidade e é sabido que o flúor, em pequenas quantidades, é benéfico à saúde humana, principalmente em crianças, promovendo o endurecimento da matriz mineral dos dentes e esqueleto e tem se mostrado como o agente químico mais eficiente na prevenção da cárie dentária, daí sua adição nos sistemas de abastecimento público de água ser uma prática muito difundida. Contudo, acima de certos teores, passa a ser prejudicial, causando fluorose dental e esquelética, tanto em seres humanos como em animais.

Sódio

O sódio é um elemento químico quase sempre presente nas águas subterrâneas. Seus principais minerais fonte (feldspatos plagioclásios) são pouco resistentes aos processos intempéricos, principalmente os químicos. Os sais formados nestes processos são muito solúveis. Nas águas subterrâneas o teor de sódio pode variar entre 0,1 e 100mg/L, sendo que há um enriquecimento gradativo deste metal a partir das zonas de recarga. A quantidade de sódio presente na água é um elemento limitante de seu uso na agricultura. Em aquíferos litorâneos, a presença de sódio na água poderá estar relacionada à intrusão da água do mar. Segundo a OMS, o valor máximo recomendável de sódio na água potável é 200mg/L (ALBUQUERQUE, 2002).

A ingestão excessiva de sódio está relacionada com o aparecimento de hipertensão arterial (em pessoas susceptíveis) e retenção de líquidos (edemas).

Metais

Segundo CHASIN (2003), a atividade dos elementos metálicos na fase líquida do solo é determinada pelo equilíbrio entre as partículas de argila, matéria orgânica, hidróxidos de ferro, alumínio, manganês e quelantes solúveis. O tipo de solo também tem um papel importante na distribuição dos metais.

Conforme ALBUQUERQUE (2002), as águas subterrâneas tendem a ser mais ricas em sais dissolvidos do que as águas superficiais. As quantidades presentes refletem não somente os substratos rochosos percolados, mas variam também em função do comportamento geoquímico dos compostos químicos envolvidos. Como há sensíveis variações nas composições químicas das rochas, é de se esperar uma certa relação entre sua composição da água e das rochas preponderantes na área. É necessário, contudo, frisar que o comportamento geoquímico dos compostos e elementos é o fator preponderante na sua distribuição nas águas.

A contaminação e/ou poluição do solo por estes elementos deve ser avaliada não somente pela concentração total, mas, sobretudo pela sua biodisponibilidade, sendo esta uma propriedade relacionada com a mobilidade no solo e absorção pelas plantas.

Destaca-se aqui o impacto dos metais, porque, nas águas, de acordo com PIVELI e KATO (2006), constituem contaminantes, pois mesmo em pequenas concentrações trazem efeitos adversos à saúde, uma vez que inviabiliza sistemas públicos com o custo para a remoção eficiente. Já no solo além de poderem exercer efeitos negativos no crescimento das plantas, também podem afetar os processos bioquímicos que aí ocorrem, com reflexos diretos na fertilidade e na produtividade das culturas.

De acordo com CETESB (1977), conforme ELIS (2008), os critérios que restringem a presença desses elementos nas águas utilizadas para consumo são principalmente relacionados à sua importância para a saúde.

A tabela 13 apresenta as principais fontes de metais pesados e os males causados ao homem quando absorvidos em doses acima das permitidas.

Tabela 13. Efeitos nocivos ao homem de metais traços.

Metal	Fontes Poluidoras	Efeitos Nocivos
Alumínio	Natural	Estético
Antimônio	Atividades industriais	Afeta a pele
Arsênio	Praguicidas, atividades industriais e relacionadas à mineração	Efeito cumulativo carcinogênico
Bário	Atividades industriais e extração da bauxita	Efeitos no coração, hipertensão arterial e efeitos sobre o sistema nervoso central
Boro	Indústria de fibras de vidro e perborato de sódio.	Em pequenas doses é essencial a vida; em altas doses
Cádmio	Atividades industriais de eletrodeposição e zincagem	Hipertensão arterial
Chumbo	Anti-detonantes, tintas e praguicidas	Inflamação intestinal, anorexia, anemia e convulsões
Cobalto	Atividades industriais e radioterapia	Radioativo e a exposição a sua radiação pode provocar câncer
Cobre	Natural e galvanoplastias	Em pequenas doses é essencial a vida; em altas doses afeta o fígado e produz gosto
Cromo	Galvanoplastias e águas de refrigeração	Tumores nos pulmões, nefrite e irritação da pele
Ferro	Natural, siderúrgicas, aterros sanitários	Gosto, manchas em roupas, depósitos em canalização
Manganês	Natural	Em pequenas doses é essencial a vida; em altas doses produz necroses pulmonares localizadas, deterioração da função neurológica, produz gosto
Mercúrio	Produção de cloro e outras atividades industriais, garimpos, praguicidas	Afeta o sistema nervoso, rins, provoca salivação excessiva
Molibdênio	Petroquímicas e indústria do aço	Em altas doses promove aumento da concentração de ácido úrico no sangue e dores articulares.
Níquel	Natural e atividades industriais	Irritação de pele e olhos, doenças respiratórias
Prata	Atividades industriais	Afeta a pele (argiriosis)
Selênio	Atividades industriais	Aumenta incidência de cáries, suspeita-se que seja carcinogênico
Vanádio	Atividades industriais do aço	Tumores nos pulmões
Zinco	Aterros sanitários, atividades industriais, zincagem	Produz gosto

Fonte: Adaptado de CETESB, 1977, conforme ELIS, 2008.

Hidrocarbonetos

Os hidrocarbonetos são constituídos por átomos de carbono e hidrogênio arranjados em vários tipos de configurações estruturais, basicamente divididos em dois grupos, os alifáticos e os aromáticos. Na classificação estrutural dos alifáticos existem quatro classes denominadas alcanos, alcenos, alcinos e cicloalcanos. Os aromáticos são divididos em monoaromáticos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (BAIRD, 2002) e serão tratados a seguir.

- *Compostos Orgânicos Voláteis*

Segundo BAIRD (2002) e SCHNEIDER (2005), os maiores problemas de contaminação por estes elementos são atribuídos aos hidrocarbonetos monoaromáticos, que são os constituintes mais solúveis e móveis da fração da gasolina, dentre os quais se destacam o benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX).

PERALTA-ZAMORA e outros (2005) relatam que a contaminação de solos e águas subterrâneas por estes compostos tem sido destaque nas últimas décadas em função da frequência em que episódios de contaminação são verificados, e da gravidade com que o meio ambiente é afetado.

BTEX são extremamente tóxicos e danosos à saúde humana, podendo causar câncer, doenças no fígado, rins e sistema nervoso central.

- *Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos – PAH's*

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH's) representam uma importante classe de carcinógenos químicos formados durante a combustão incompleta de material orgânico.

Segundo DONAIRE (2007), estes hidrocarbonetos pertencem a uma classe de moléculas orgânicas de alta estabilidade construídas de carbono e hidrogênio. As moléculas são planas sendo que cada carbono é coordenado por três átomos muito parecidos com grafite. As moléculas são altamente carcinogênicas, mas muito comuns no ambiente.

Bactérias e Vírus

De acordo com GERBA (1988), citado por ELIS (2008), cerca de 120 tipos de vírus são excretados em fezes humanas e comumente podem estar presentes em resíduos domésticos. São mostrados abaixo alguns exemplos e as doenças relacionadas:

- Poliovírus - meningite, paralisia, febre;
- Coxsackie A - meningite, herpangina, febre e problemas respiratórios;
- Enterovírus 72 - hepatite tipo A (hepatite infecciosa);
- Calicivírus - gastroenterite;
- Rotavírus - diarreia.

Diversos agentes patogênicos sobrevivem em ambiente aquoso, porém, normalmente um grande número de bactérias é efetivamente removido através de processos de filtração mecânica e biológica, adsorção por partículas do solo e decaimento primário pela modificação de seu ambiente. Dessa forma, diversos autores aceitam que esse tipo de contaminação é bastante atenuado em poucos metros de solo. Os vírus se comportam de maneira semelhante às bactérias quanto ao decaimento inicial, porém existem tipos resistentes que podem sobreviver mais tempo.

4.7 Qualidade do solo e das águas subterrâneas

O solo é um meio complexo e heterogêneo, produto de alteração do remanejamento e da organização do material original (rocha, sedimento ou outro solo), sob a ação da vida, da atmosfera e das trocas de energia que aí se manifestam, e constituído por quantidades variáveis de minerais, matéria orgânica, água da zona não saturada e saturada, ar e organismos vivos, incluindo plantas, bactérias, fungos, protozoários, invertebrados e outros animais (CETESB).

O solo atua freqüentemente como um "filtro", tendo a capacidade de depuração, immobilizando grande parte das impurezas nele depositadas. O tipo de material constituinte e sua granulometria influem nas propriedades do solo e nos mecanismos de atenuação e transporte de poluentes. No entanto,

essa capacidade é limitada, podendo ocorrer alteração da qualidade do solo, devido ao efeito cumulativo da deposição de poluentes, além disso há constante migração de poluentes do solo para a água subterrânea, o que pode se tornar um grande problema para aquelas populações que fazem uso deste recurso hídrico.

Conforme ELIS (2008), a água é um componente essencial do meio ambiente e ocupa cerca de 70% da superfície terrestre, porém apenas 0,002% do volume total pode ser considerado facilmente acessível para a utilização pelo homem. Esse volume está distribuído entre águas subterrâneas (diversos autores consideram que estas perfazem mais de 90%), seguido por lagos, sendo que os rios representam, comparativamente, um pequeno volume. Essas águas devem satisfazer a usos como abastecimento doméstico e industrial, manutenção de vida aquática, recreação, irrigação, navegação, produção de energia elétrica e assimilação de despejos.

As águas subterrâneas são armazenadas em aquíferos, que podem ser definidos, de acordo com Sen (1995), citado por ELIS (2008), como formações geológicas (ou grupo de formações) que contém material permeável saturado, podendo fornecer quantidades significativas de água para poços e fontes. Essas águas são usualmente utilizadas para abastecimento doméstico, uso industrial e irrigação, sendo que a demanda crescente por água de boa qualidade estimulou o desenvolvimento da exploração hidrogeológica.

O aumento da população mundial e a concentração das pessoas em núcleos urbanos vem refletindo em dois aspectos conflitantes em relação a utilização dos recursos hídricos naturais: a necessidade crescente de utilização de água de boa qualidade e a geração cada vez maior de resíduos nocivos, que são fontes potenciais de contaminação das águas.

A qualidade da água não se refere a um grau de pureza absoluto, mas sim a um grau de pureza desejável em função do uso ao qual se destina. O grau de pureza desejável da água pode ser afetado pela presença de matéria ou energia em quantidade ou concentração que ultrapasse os padrões de

qualidade estabelecidos em função do uso a que se destina, caracterizando assim poluição da água.

A poluição das águas subterrâneas é normalmente atribuída a alguma forma de atividade intensiva como conseqüência da civilização humana. Essa afirmação torna-se mais evidente pela existência de várias formas de rejeitos: sólidos, líquidos - químicos e combustíveis, bem como a exploração exagerada dos aquíferos, que pode criar condições hidráulicas favoráveis ao aumento do fluxo de contaminantes nas águas subterrâneas.

O aumento da urbanização vem gerando um crescimento na produção de resíduos industriais e urbanos dos mais variados tipos. Esses resíduos compreendem uma extensa gama de substâncias químicas e são dispostos no ambiente, muitas vezes, de forma totalmente inadequada, sem observar critérios mínimos para a proteção dos recursos hídricos subterrâneos. A disposição inadequada desses resíduos pode permitir a infiltração de líquidos no solo, contendo substâncias contaminantes até atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e podendo até inviabilizar seu uso.

Portanto, as áreas destinadas à disposição dos mais variados tipos de resíduos necessitam ser instaladas em locais com determinadas características que evitem a entrada de substâncias contaminantes no ambiente hidrogeológico. Os resíduos sólidos urbanos merecem cuidado especial por apresentarem em sua composição quantidades variáveis de materiais potencialmente perigosos, representantes de quase todos os principais grupos de poluentes: poluentes orgânicos, metais pesados, compostos nitrogenados e bactérias e vírus.

4.7.1 Instrumentos legais

Descreve-se a seguir os principais instrumentos legais atualmente vigentes, no âmbito Federal e Estadual, relativos à qualidade do solo e das águas subterrâneas, bem como ao gerenciamento de áreas contaminadas.

- **Federal**

Portaria do Ministério da Saúde n° 518, de 25 de março de 2004

Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.

Resolução CONAMA n° 396 de 03.04.2008

Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

Resolução CONAMA n° 420 de 28.12.2009

Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

- **Estadual**

Decisão de Diretoria da CETESB n° 195/2005/E de 23.11.2005

Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências.

Decisão de Diretoria da CETESB n° 103/2007/C/E de 22.07.2007

Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas

Lei n° 13.577 de 08 de julho de 2009

Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. Destaca-se que esta Lei encontra-se em fase de regulamentação.

4.7.2 Valores orientadores para solos e águas subterrâneas

No presente trabalho utilizou-se como referência, para comparação dos resultados das análises físico-químicas, os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo estabelecidos por meio da Decisão de Diretoria da CETESB nº 195/2005/E de 23.11.2005, conforme mostrados na tabela 14.

Tabela 14. Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de São Paulo.

Substância	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco) ⁽¹⁾					Água Subterrânea (µg.L ⁻¹) Intervenção
	Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção			
			Agrícola	Residencial	Industrial	
Inorgânicos						
Alumínio	-	-	-	-	-	200
Antimônio	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	3,5	15	35	55	150	10
Bário	75	150	300	500	750	700
Boro	-	-	-	-	-	500
Cádmio	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	17	72	180	300	900	10
Cobalto	13	25	35	65	90	5
Cobre	35	60	200	400	600	2.000
Cromo	40	75	150	300	400	50
Ferro	-	-	-	-	-	300
Manganês	-	-	-	-	-	400
Merúrio	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdênio	<4	30	50	100	120	70
Níquel	13	30	70	100	130	20
Nitrato (como N)	-	-	-	-	-	10.000
Prata	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	0,25	5	-	-	-	10
Vanádio	275	-	-	-	-	-
Zinco	60	300	450	1000	2000	5.000
Hidrocarbonetos aromáticos voláteis						
Benzeno	na	0,03	0,06	0,08	0,15	5
Estireno	na	0,2	15	35	80	20
Etilbenzeno	na	6,2	35	40	95	300
Tolueno	na	0,14	30	30	75	700
Xilenos	na	0,13	25	30	70	500
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos						
Antraceno	na	0,039	-	-	-	-
Benzo(a)antraceno	na	0,025	9	20	65	1,75
Benzo(k)fluoranteno	na	0,38	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perileno	na	0,57	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	na	0,052	0,4	1,5	3,5	0,7
Criseno	na	8,1	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno	na	0,08	0,15	0,6	1,3	0,18
Fenantreno	na	3,3	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	na	0,031	2	25	130	0,17
Naftaleno	na	0,12	30	60	90	140

“Continua”

Tabela 14. Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de São Paulo - Continuação

Substância	Referência de qualidade	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco) ⁽¹⁾				Água Subterrânea (µg.L ⁻¹) Intervenção
		Prevenção	Intervenção			
			Agrícola	Residencial	Industrial	
Benzenos clorados ⁽²⁾						
Clorobenzeno (Mono)	na	0,41	40	45	120	700
1,2-Diclorobenzeno	na	0,73	150	200	400	1.000
1,3-Diclorobenzeno	na	0,39	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzeno	na	0,39	50	70	150	300
1,2,3-Triclorobenzeno	na	0,01	5	15	35	(a)
1,2,4-Triclorobenzeno	na	0,011	7	20	40	(a)
1,3,5-Triclorobenzeno	na	0,5	-	-	-	(a)
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	na	0,16	-	-	-	-
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	na	0,0065	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	na	0,01	-	-	-	-
Hexaclorobenzeno	na	0,003 ⁽³⁾	0,005	0,1	1	1
Etanos clorados						
1,1-Dicloroetano	na	-	8,5	20	25	280
1,2-Dicloroetano	na	0,075	0,15	0,25	0,50	10
1,1,1-Tricloroetano	na	-	11	11	25	280
Etenos clorados						
Cloro de vinila	na	0,003	0,005	0,003	0,008	5
1,1-Dicloroetano	na	-	5	3	8	30
1,2-Dicloroetano -cis	na	-	1,5	2,5	4	(b)
1,2-Dicloroetano -trans	na	-	4	8	11	(b)
Tricloroetano -TCE	na	0,0078	7	7	22	70
Tetracloroetano -PCE	na	0,054	4	5	13	40
Metanos clorados						
Cloro de Metileno	na	0,018	4,5	9	15	20
Clorofórmio	na	1,75	3,5	5	8,5	200
Tetracloro de carbono	na	0,17	0,5	0,7	1,3	2
Fenóis não clorados						
Cresóis	na	0,16	6	14	19	175
Fenol	na	0,20	5	10	15	140

(1) Procedimentos analíticos devem seguir SW-846, com metodologias de extração de inorgânicos 3050b ou 3051 ou procedimento equivalente.

(2) Para avaliação de risco, deverá ser utilizada a abordagem de unidade toxicológica por grupo de substâncias.

(3) Substância banida pela Convenção de Estocolmo, ratificada pelo Decreto Legislativo n° 204, de 07-05-2004, sem permissão de novos aportes no solo.

(a) somatória para triclorobenzenos = 20 µg.L⁻¹.

(b) somatória para 1,2 dicloroetenos; = 50 µg.L⁻¹.

na - não se aplica para substâncias orgânicas.

Fonte: CETESB, 2005.

De acordo com CETESB (2005), os Valores Orientadores são concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a condição de qualidade de solo e de água subterrânea e são utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação.

Em 26 de outubro de 2001, a CETESB publicou a primeira lista de valores orientadores para Solos e Águas Subterrâneas para o Estado de São Paulo,

contemplando 37 substâncias e o Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. Quatro anos depois, em dezembro de 2005, a CETESB publicou no Diário Oficial do Estado, a Decisão de Diretoria da CETESB nº 195/2005/E, com a nova lista de valores orientadores agora contemplando 84 substâncias, sendo definidos três valores orientadores para solo e água subterrânea:

Valor de Referência de Qualidade - VRQ é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea. Foi determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos e amostras de águas subterrâneas de diversos aquíferos do Estado de São Paulo.

Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas.

Valor de Prevenção - VP é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Foi determinado para o solo com base em ensaios com receptores ecológicos.

Deve ser utilizado para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes, procederem ao monitoramento dos impactos decorrentes.

Valor de Intervenção - VI é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, foram estabelecidos para cenários de exposição Agrícola-Área de Proteção Máxima - APM_{ax}, Residencial e Industrial. Para a água subterrânea, consideraram-se como valores de intervenção as concentrações que causam risco a saúde humana listadas na Portaria 518 de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde – MS, complementada com

os padrões de potabilidade do Guia da Organização Mundial da Saúde – OMS de 2004, ou calculados segundo adaptação da metodologia da OMS utilizada na derivação desses padrões.

A área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco, devendo seguir os procedimentos de gerenciamento de áreas contaminadas.

De acordo com CETESB (2007), **Área contaminada (AC)** é definida como: área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria, anteriormente classificada como área contaminada sob investigação (AI) na qual, após a realização de avaliação de risco, foram observadas quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana. A critério da CETESB, uma área poderá ser considerada contaminada (AC) sem a obrigatoriedade de realização de avaliação de risco à saúde humana quando existir um bem de relevante interesse ambiental a ser protegido.

Define-se, ainda, como **Área contaminada sob investigação (AI)**: área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria onde há comprovadamente contaminação, constatada em investigação confirmatória, na qual estão sendo realizados procedimentos para determinar a extensão da contaminação e identificar a existência de possíveis receptores, bem como para verificar se há risco à saúde humana. A área também será classificada como área contaminada sob investigação (AI), caso seja constatada a presença de produtos contaminantes (por exemplo, combustível em fase livre), ou quando houver constatação da presença de substâncias, condições ou situações que, de acordo com parâmetros específicos, possam representar perigo.

No Brasil, em 2009 foi publicada a Resolução CONAMA nº 420, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo e estabelece diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Nesta resolução foram estabelecidos os valores orientadores em nível federal, dos quais destacam-se as seguintes observações:

- Valores de referência de qualidade - a serem definidos pelos estados, conforme metodologia descrita no Anexo 1 da referida Resolução.
- Valores de prevenção - iguais aos de São Paulo de 2005,
- Valores de investigação - iguais aos valores de intervenção de São Paulo de 2005, exceto na água subterrânea para Alumínio, Ferro, Cobalto e Zinco.

Na tabela 15 são apresentadas estas diferenças entre os valores de intervenção e de investigação estabelecidos na legislação Estadual e Federal.

Tabela 15. Comparação entre os valores orientadores para águas subterrâneas, estabelecidos no âmbito Estadual e Federal

Parâmetro	Unidade	Valor de Intervenção (CETESB, 2005)	Valor de Investigação (CONAMA, 2009)
Alumínio	µg/L	200	3.500
Ferro	µg/L	300	2.450
Cobalto	µg/L	5	70
Zinco	µg/L	5.000	1.050

Fontes: CETESB, 2005 e CONAMA, 2009.

Conforme consta da Resolução CONAMA nº 420/2009, os valores de investigação para águas subterrâneas para esses parâmetros, foram calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo da referida Resolução. Assim, estes diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria no 518/2004 do Ministério da Saúde e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no Anexo I da Resolução CONAMA no 396/2008.

4.7.3 Técnicas de investigação da qualidade do solo e águas subterrâneas

Existem inúmeras técnicas empregadas para a investigação da qualidade do solo e águas subterrâneas, sendo que a seleção dos métodos, diretos ou

indiretos, mais adequados para cada situação varia, principalmente, em função das características específicas do meio físico e dos contaminantes a serem avaliados em cada área.

Conforme CETESB (2001), vários são os métodos existentes para coleta de amostras de solos e de águas subterrâneas. As amostras de solos, sedimentos, rochas e outros materiais como aterros, podem ser coletadas utilizando-se diferentes métodos de perfuração existentes. As amostras podem ser retiradas em diferentes profundidades ou em intervalos definidos no plano de amostragem, utilizando-se diferentes tipos de amostradores. Por exemplo, para a coleta de solos superficiais os equipamentos de amostragem mais comuns são:

- Pás;
- Trados de caneco manuais ou mecânicos;
- Trado de rosca;
- Trado holandês;
- Amostradores tubulares (barrilete - "tubo aberto", meia-cana, tubo fechado e tubo de parede fina).

Para coleta das águas da zona não saturada e zona saturada, devem ser instalados equipamentos para amostragem como poços de monitoramento, lisímetros de sucção e amostradores de drenagem livre.

Assim, considerando a vasta bibliografia e normatização existentes sobre estas técnicas de investigação, no presente estudo serão focados especificamente os métodos utilizados na pesquisa, justificando sua escolha.

4.7.3.1 Métodos geofísicos

Conforme CETESB (2001), os métodos geofísicos são técnicas indiretas de investigação das estruturas de subsuperfície através da aquisição e interpretação de dados instrumentais, caracterizando-se, portanto, como métodos não invasivos ou não destrutivos.

Essa metodologia permite avaliar as condições geológicas locais através dos contrastes das propriedades físicas dos materiais de subsuperfície, por exemplo condutividade ou resistividade elétrica, permissividade dielétrica, magnetismo, densidade, etc., que podem ter como origem as diferenciações litológicas e outras heterogeneidades naturais ou não.

Uma das principais vantagens da aplicação das técnicas geofísicas em relação aos métodos tradicionais de investigação de subsuperfície, como, por exemplo, as sondagens, é a rapidez na avaliação de grandes áreas com custo relativamente menor. Além disso, os levantamentos geofísicos propiciam a execução de perfis contínuos, possibilitando a identificação com maior precisão das variações laterais decorrentes das mudanças litológicas ou originadas pela presença da contaminação subterrânea.

No diagnóstico ambiental de áreas contaminadas, a realização de levantamentos geofísicos tem por objetivo básico a identificação da presença da contaminação subterrânea, além da definição das feições geológicas e hidrogeológicas dos locais investigados.

As características do meio geológico, além da natureza da contaminação, podem determinar 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.

Na avaliação da presença da contaminação em profundidade, o emprego dos métodos geofísicos está voltado especificamente, à localização de valas contendo resíduos, investigação da contaminação disseminada no solo e nas águas subterrâneas, detecção de tanques e tanques enterrados e determinação de vazamentos em tanques ou dutos.

Destaca-se, porém, que conforme descrito por BORTOLIN e MALAGUTTI (2010), somente os resultados dos ensaios geofísicos não são suficientes para afirmar a existência de contaminação do solo e da água subterrânea, já que estes apenas fornecem indícios da existência de contaminantes. A

contaminação e os níveis de contaminantes somente podem ser confirmados por meio de análises físico-químicas de amostras de solo e água, obtidas por meio de sondagens e poços de monitoramento.

Em 22.03.2011 foi publicada a Norma NBR 15.935 – Investigações ambientais – Aplicação de métodos geofísicos, da ABNT, a qual estabelece as diretrizes para a seleção de métodos geofísicos aplicáveis a investigações ambientais de solo e água subterrânea, visando à caracterização geológica, hidrogeológica do meio físico, detecção e delimitação de contaminantes, detecção de resíduos e objetos enterrados, detecção de cavas e delimitação de aterros e lixões.

Observando as aplicações dos métodos geofísicos de superfície, indicados no Anexo A da referida norma, verifica-se que o método da eletrorresistividade é o que melhor se aplica aos objetivos do presente estudo, assim, descreve-se a seguir algumas informações sobre este método e as técnicas utilizadas.

Método da Eletrorresistividade

Segundo Elis (2008), esse método geofísico emprega uma corrente elétrica artificial que é introduzida no terreno através de dois eletrodos (denominados de A e B), com o objetivo de medir o potencial gerado em outros dois eletrodos (denominados de M e N) nas proximidades do fluxo de corrente, permitindo assim calcular a resistividade real ou aparente em subsuperfície.

Os diferentes tipos de materiais existentes apresentam como uma de suas propriedades fundamentais o parâmetro físico resistividade elétrica, o qual reflete suas principais características servindo para caracterizar seu estado e até identificá-lo.

Da Física Elementar, temos que relação entre a resistividade e a resistência de um condutor homogêneo, de forma cilíndrica ou prismática, é dada pela fórmula:

$$R = \rho L / S \quad (\text{ohm}), \quad \text{onde,}$$

R é a resistência, L é o comprimento e S a seção transversal do condutor. A magnitude ρ é um coeficiente que depende da natureza e do estado físico do corpo considerado e recebe o nome de resistividade.

Desse modo podemos definir a resistividade elétrica desse corpo como:

$$\rho = R \cdot S / L \quad (\text{ohm.m}),$$

De maneira simplista, a resistividade pode ser definida como sendo uma medida da dificuldade que a corrente elétrica encontra na sua passagem em um determinado material, e isso está ligado aos mecanismos pelos quais a corrente elétrica se propaga.

Nas rochas estes mecanismos são caracterizados pela sua condutividade " σ ", que numericamente pode ser expressa como o inverso da resistividade, portanto:

$$\sigma = 1 / \rho \quad (\text{ohm/m})$$

Esses mecanismos de propagação das correntes elétricas podem ser do tipo condutividade eletrônica ou iônica. A classificação desses tipos de condutividade pode ser sintetizadas da seguinte maneira:

- Condutividade eletrônica: metais e semicondutores.
- Condutividade iônica: eletrólitos sólidos (dielétricos) e eletrólitos líquidos.

A condutividade eletrônica é devida ao transporte de elétrons na matriz da rocha, sendo a sua resistividade governada pelo modo de agregação dos minerais e do grau de impurezas (é o caso de certos minerais metálicos e dos xistos grafitosos). A condutividade iônica deve-se ao deslocamento dos íons existentes na água contida nos poros e fissuras da rocha.

A resistividade das rochas que possuem condutividade iônica é função decrescente da quantidade de água e da natureza dos sais dissolvidos, e da porosidade total comunicante (a água contida em vacúolos isolados tem

pouca importância). Praticamente, todas as rochas possuem poros em proporção maior ou menor, os quais podem estar ocupados total ou parcialmente por eletrólitos; em conjunto elas se comportam como condutores iônicos, de resistividades muito variáveis.

Ao introduzir uma corrente elétrica (I) através dos eletrodos A e B, e entre os eletrodos M e N medir a diferença de potencial criada (ΔV), resulta que as medidas pertinentes serão utilizadas para o cálculo da resistividade aparente pela fórmula:

$$\rho_a = K \cdot \Delta V / I \quad (\text{ohm.m}) \quad \text{onde,}$$

ρ_a é a resistividade elétrica aparente (ohm.m), ΔV é a diferença de potencial entre os eletrodos M e N (mV), I é a intensidade de corrente elétrica que passa entre os eletrodos A e B (mA), e K é um fator geométrico (m) que depende da geometria do arranjo dos eletrodos na superfície e pode ser calculado pela fórmula geral:

$$K = 2\pi / [(1 / AM) - (1 / AN) - (1 / BM) + (1 / BN)] \quad (\text{m}) \quad \text{onde,}$$

K é o fator geométrico (m), e AM, AN, BM e BN são os espaçamentos entre os respectivos eletrodos.

Como na prática o subsolo não pode ser considerado um meio homogêneo, a quantia medida representa uma "média" ponderada de todas as resistividades verdadeiras em um volume de material em subsuperfície relativamente grande, portanto ao efetuarmos as medições pertinentes obteremos uma resistividade aparente " ρ_a ". Esta é a variável que expressa os resultados das medições na maioria dos métodos geoeletricos e é a que se toma como base para a interpretação final.

Na figura 14 é apresentado o equipamento de resistividade que consiste de um sistema de emissão e recepção montados em uma única unidade, que é o resistímetro francês marca IRIS, modelo Syscal R2, o qual foi utilizado nos ensaios realizados nesse trabalho.

Figura 14. Equipamento para ensaios de resistividade.

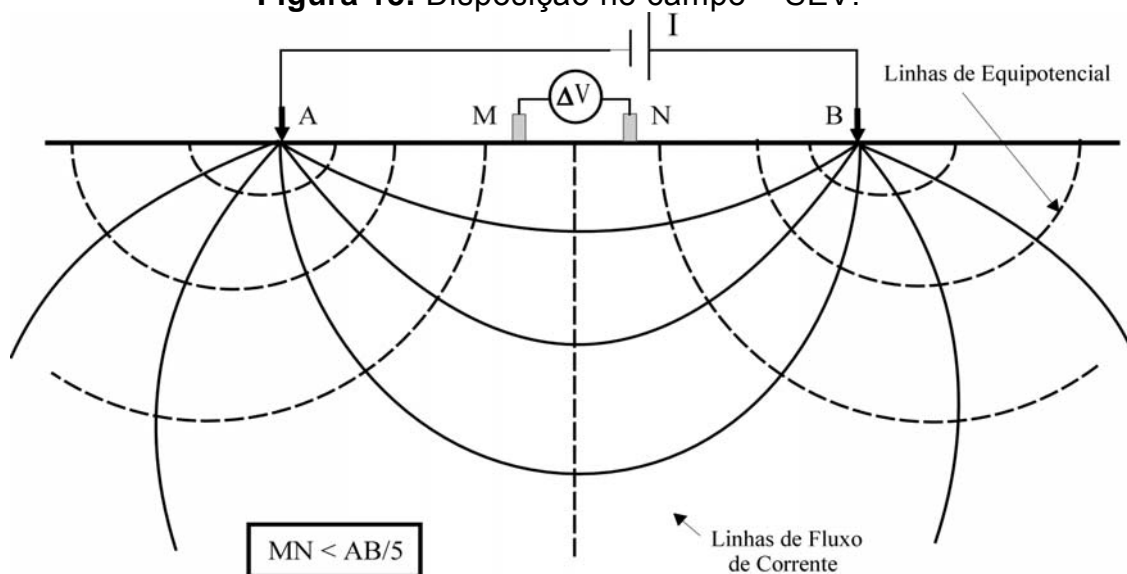


Fonte: ELIS, 2008.

Sondagem Elétrica Vertical (SEV)

Conforme ELIS (2008), a técnica da SEV consiste em uma sucessão de medidas de um parâmetro físico, a resistividade aparente (método da eletrresistividade), 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, conforme ilustrado na figura 15.

Figura 15. Disposição no campo – 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. Portanto, os resultados sucessivos estarão estritamente ligados com as variações da resistividade em função da profundidade.

Como na prática o subsolo não pode ser considerado um meio homogêneo, a quantia medida representa uma "média" ponderada de todas as resistividades verdadeiras em um volume de material em subsuperfície relativamente grande, portanto ao efetuarmos as medições pertinentes obteremos uma resistividade aparente " ρ_a ". Esta é a variável que expressa os resultados das medições na maioria dos métodos geoeletricos e é a que se toma como base para a interpretação final. Nesse trabalho, para execução das SEV's, 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.

Os dados de resistividades aparentes, assim obtidos em cada SEV, são representados por meio de uma curva bilogarítmica, na qual temos no eixo das ordenadas os valores de resistividade aparente (ohm.m) e no eixo das abcissas 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. No trabalho em questão foi utilizado o software RESIXIP (INTERPEX, 1993). Em função dos parâmetros resistividades e espessuras do modelo inicial, é calculada uma curva de resistividade aparente. No ajuste dessa, à curva de campo, os parâmetros iniciais são modificados automaticamente até o melhor ajuste do modelo inicial.

Caminhamento Elétrico

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, 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 no presente trabalho foi o Dipolo-Dipolo.

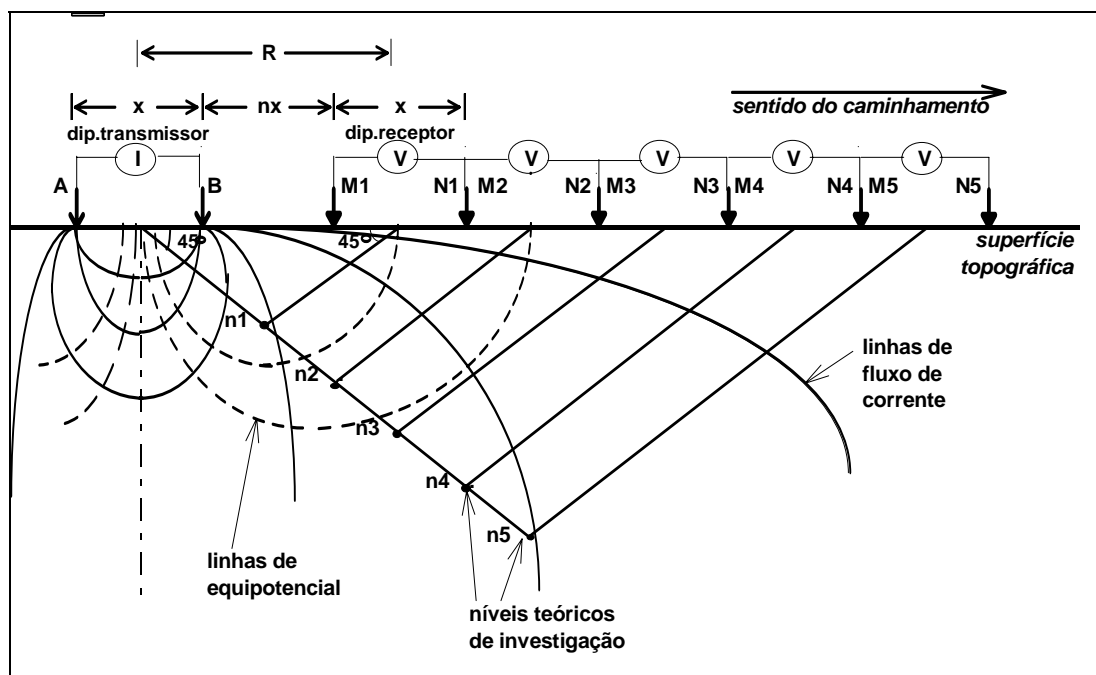
No desenvolvimento desse arranjo de campo, pode-se utilizar simultaneamente vários dipolos de recepção dispostos ao longo da linha a ser levantada. Cada dipolo refere-se a um nível de investigação, podendo, dependendo do caráter da pesquisa, estudar as variações horizontais de um parâmetro físico ao longo de um perfil com um ou até dez dipolos, respectivamente, com uma ou até dez profundidades de investigações.

Nesse tipo de arranjo a profundidade teórica atingida em cada nível investigado, pode ser tomada como sendo $R/2$ (metros), onde R é a distância dos pontos médios entre AB e MN.

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 números de dipolos utilizados regulam as profundidades de investigações atingidas.

A figura 16 ilustra 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 16. Disposição no campo do arranjo Dipolo Dipolo - técnica do Caminhamento Elétrico (ELIS, 2008)



Fonte: ELIS, 2008.

Após a disposição do arranjo no terreno, fixados os níveis de investigações, e obter-se as leituras pertinentes, todo o arranjo é deslocado para a estaca seguinte e efetuadas as leituras correspondentes, continuando este procedimento sucessivamente até atingir-se o final do perfil a ser levantado. Nesse trabalho, para execução do Caminhamento Elétrico, foi utilizado o conjunto IRIS Syscal R2 Plus (unidade de emissão de corrente) e o receptor IRIS Elrec Pro, de 10 canais, que utilizou reversão da polaridade da corrente emitida em intervalo de tempo de 2 segundos e empilhamento de mínimo de 5 medidas.

O sistema de plotagem dos parâmetros físicos obtidos é efetuado considerando como ponto de atribuição das leituras, uma projeção de 45° a partir dos centros dos dipolos AB e MN, até atingir-se o ponto médio entre os centros destes dipolos (figura 16). 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, transforma os dados de campo em 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. Nesse trabalho foi utilizado o software de modelagem RES2Dinv (Loke, 2003).

4.7.3.2 Amostragem de solo

Conforme descrito em CETESB (2001), quando um volume de solo precisa ser caracterizado, normalmente não existe a possibilidade de que todo ele seja examinado, sendo necessário que amostras do mesmo sejam coletadas. Essas amostras devem ser as mais representativas possíveis do material original ou área a ser caracterizada.

Existem diversas técnicas de sondagens e amostragem de solos, segundo Byrnes (1994) citado em CETESB (2001), a seleção do equipamento mais apropriado para efetuar-se a amostragem dependerá basicamente de:

- Profundidade a ser amostrada
- Substâncias a serem analisadas
- Tipo de amostra a ser coletada (indeformada ou não)

De acordo com ABNT (2007a), a escolha de um determinado equipamento para a perfuração exige a consideração de características específicas de cada área, do objetivo do trabalho e das vantagens e desvantagens de cada método. Estas características devem incluir (embora não se limitem) os parâmetros hidrogeológicos e as condições ambientais existentes na área.

Na Norma NBR 15.492: 2007 – Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento, da ABNT, são apresentados os equipamentos e descritos os métodos de perfuração para a caracterização ambiental de áreas (sondagens ambientais em solo e rocha, para a instalação de poços de monitoramento e para outros dispositivos de monitoramento da qualidade da água subterrânea), com as respectivas vantagens e desvantagens que estão associadas aos métodos apresentados. Na referida Norma são abordados os seguintes métodos de perfuração:

- Trado manual;
- Trado espiral mecanizado;
- Trado helicoidal oco (Hollow Stem Auger);
- Trado helicoidal sólido (Solid Stem Auger);
- Rotativa com fluído;
- Rotopneumática (rotativa com ar);
- Rotativa com cabo (Wireline);
- Rotativa com circulação reversa (Reverse Fluid Rotary);
- Percussora;
- Cravação contínua (Direct-Push);
- Sônica;
- Percussão com lavagem.

Ainda, de acordo com o abordado na referida Norma, a escolha do tipo de equipamento de perfuração a ser utilizado no projeto deve incluir considerações sobre a necessidade de amostragem e instalação de poços. O acabamento e a disposição dos filtros do poço são requisitos comuns na sua instalação, e a capacidade de completar cada um desses itens depende muito do tipo de equipamento utilizado. A finalização satisfatória dos procedimentos de abandono de sondagem, assim como a facilidade de descontaminação de cada equipamento de perfuração, também são fatores importantes a serem considerados.

Nesse sentido, para a execução desse estudo foi utilizado o método do trado helicoidal oco (Hollow Stem Auger), para a realização das sondagens e instalação dos poços de monitoramento, associado à cravação contínua (Direct-Push), para a retirada de amostras de solo. Descreve-se a seguir algumas características destes métodos.

Trado helicoidal oco (Hollow Stem Auger)

Conforme ABNT (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.

As vantagens da utilização do trado helicoidal oco são:

- Normalmente não utiliza fluidos para perfuração;
- Possibilidade de amostragem contínua durante a perfuração, usando amostrador contínuo, bipartido ou de paredes finas;
- Amostras de água subterrânea podem ser coletadas durante a perfuração usando trado com filtro;
- A coluna do trado helicoidal oco pode ser usada para atividades de perfuração subseqüentes em rocha ou solos;
- O equipamento de perfuração a trado é relativamente móvel;
- A perfuração é moderadamente rápida.

As desvantagens da utilização do trado helicoidal oco são:

- Em alguns tipos de materiais arenosos, nos quais há uma pressão hidráulica que causa a entrada de materiais no interior da coluna do trado para sua parte inferior, há a necessidade de equalizar a pressão interna com a utilização de um tampão ou a introdução de fluido;
- As amostras de solo trazidas à superfície pela hélice do trado são modificadas, tornando difícil a determinação da profundidade precisa de sua procedência;

- Pode ocorrer a mistura de água subterrânea com o material descarregado proveniente da perfuração com o trado;
- A parede do furo pode ser colmatada por argila perfurada previamente;
- O preenchimento com pré-filtro e a colocação do selo podem ser de difícil execução;
- A perfuração é difícil em materiais extremamente secos e finos;
- Dificuldade para perfuração em solos que contenham cascalhos muito graúdos, calhaus, seixos ou matacões.

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.

Cravação contínua (Direct-Push)

Conforme ABNT (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 e em um determinado intervalo pode ser amostrado.

Amostras de solo também podem ser obtidas utilizando amostradores bipartidos, que são tubos linearmente cortados ao meio e unidos por anéis

durante a amostragem. Esses amostradores permitem rápida recuperação do testemunho. Ou ainda, pode-se obter amostras 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.

As vantagens da utilização da cravação contínua são:

- Não utiliza fluídos e lubrificantes durante a perfuração;
- Equipamento altamente móvel. Acessibilidade do local em geral não é um problema para pequenas sondas de perfuração;
- A perturbação das condições geoquímicas durante a instalação é minimizada;
- Há uma perturbação mínima do local da perfuração devido ao baixo peso do equipamento;
- A perfuração é rápida;
- A tecnologia de cravação gera pouco material excedente de perfuração;
- Dependendo das condições da área de estudo e das exigências de profundidade, podem ser realizadas várias sondagens por dia;
- O equipamento de cravação pode ser usado para instalar aspersores de ar (*air sparging*) e extração de vapores do solo (SVE) e equipamento de monitoramento de gás em aterro.

As desvantagens da utilização da cravação contínua são:

- Em geral a instalação é limitada a solos. O equipamento de cravação não é projetado para penetrar rocha consolidada, tal como calcário, granito ou basalto;
- O preenchimento e a vedação de um furo podem ser mais difíceis devido ao pequeno diâmetro do equipamento;
- O pequeno diâmetro da perfuração impede a condução de perfilagem geofísica convencional;
- Os poços de monitoramento de pequeno diâmetro e dispositivos de amostragem não são projetados para produzir grandes volumes de água.

4.7.3.3 Amostragem de águas subterrâneas

Para a realização das amostragens de águas subterrânea, usualmente são instalados poços de monitoramento, cujas diretrizes são estabelecidas na Norma NBR 15.495-1: 2007 - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Parte 1: Projeto e construção, da ABNT.

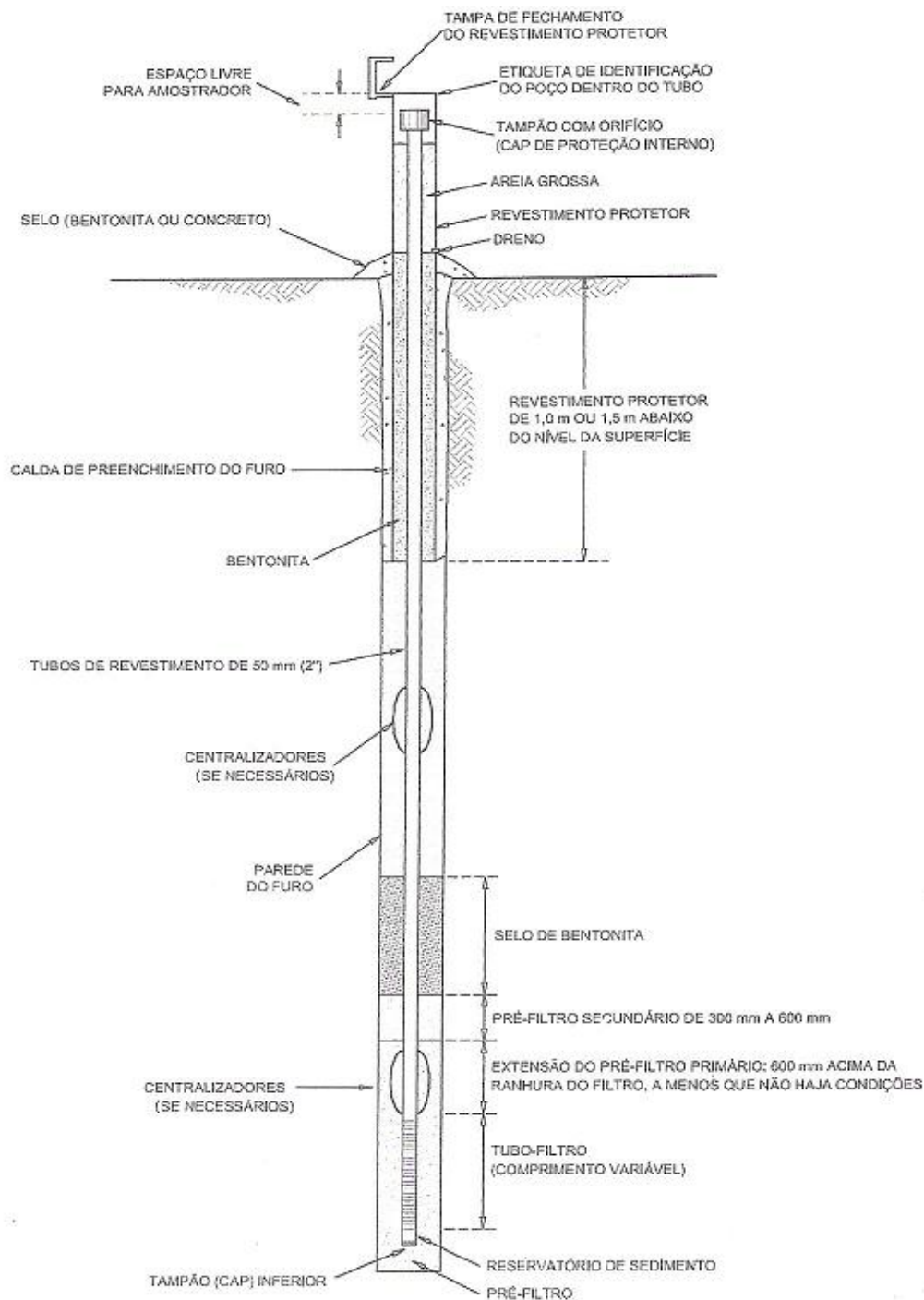
Esta norma se baseia em métodos reconhecidos, pelos quais poços de monitoramento devem ser projetados e construídos com o propósito de obter dados representativos da qualidade da água subterrânea

Conforme ABNT (2007b), um sistema de poços de monitoramento de água subterrânea adequadamente projetado e construído fornece informações essenciais para decisões referentes a um ou mais dos seguintes aspectos relativos ao monitoramento da água subterrânea:

- Propriedades geológicas e hidráulicas do aquífero e aquitarde;
- Superfícies potenciométricas de unidades hidrogeológicas particulares;
- Qualidade da água subterrânea, em função dos parâmetros indicadores de interesse;
- Características de migração de substâncias naturais e/ou antropogênicas na água subterrânea.

Na figura 17 é apresentado o perfil típico de um poço de monitoramento.

Figura 17. Perfil esquemático de um poço de monitoramento.



Fonte: Norma ABNT 15.495 – 1, 2007.

De acordo com ABNT (2008), o desenvolvimento é uma importante etapa do processo de instalação de poços de monitoramento. Frequentemente esta etapa do processo de construção de um poço de monitoramento não é realizada, ou é realizada de forma insuficiente. O desenvolvimento adequado

melhora a capacidade da maioria dos poços de monitoramento para gerar dados representativos, sem desvios químicos e hidráulicos, assegurando o cumprimento dos objetivos listados anteriormente, além de minimizar o potencial de danos nos equipamentos a serem utilizados no monitoramento e amostragem.

Os métodos e procedimentos aplicáveis no desenvolvimento de poços de monitoramento instalados em aquíferos granulares são estabelecidos na Norma NBR 15.495-2: 2008 - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Parte 2: Desenvolvimento, da ABNT. Os métodos para o desenvolvimento dos poços dependem: das características da formação geológica na qual o poço será instalado; do projeto e dos detalhes de construção do poço; dos métodos de perfuração utilizados; e da qualidade da água.

Para o desenvolvimento dos poços de monitoramento instalados para a realização da presente pesquisa foram utilizados os métodos do pistoneamento e o superbombeamento.

Conforme ABNT (2008), o pistoneamento é realizado com o uso de um pistão fixado no final de um tubo, haste ou de um cabo, operando como um êmbolo no interior do poço. O movimento do pistão para cima e para baixo alternadamente, força a água a fluir para dentro (no fluxo ascendente) e para fora do poço (no fluxo descendente), similar a um pistão em um cilindro.

O fluxo descendente causa uma retrolavagem que desfaz as pontes existentes na formação ou no pré-filtro, e o fluxo ascendente então puxa os grãos finos soltos para dentro do poço. Este método é simples, igualmente aplicável a poços de pequeno e grande diâmetro.

O método mais simples de remover os finos da formação é por superbombeamento, ou seja, bombeando a uma taxa maior do que aquela a ser utilizada para purga e amostragem do poço. Teoricamente, rebaixando o nível estático ao máximo possível, teremos um aumento de velocidades de fluxo em direção ao poço, resultando num movimento de materiais finos do pré-filtro para o seu interior. O superbombeamento deve se estender até que as amostras obtidas atendam aos critérios pré-estabelecidos para turbidez.

Depois da instalação e desenvolvimento do poço de monitoramento, é recomendável aguardar um período para a realização das amostragens, visando à estabilização da formação.

Conforme descrito em ABNT (2010a), a água contida nos poços de monitoramento não está sujeita a renovação contínua induzida pela movimentação natural da água subterrânea, e permanece imóvel, ficando exposta a modificações físicas e químicas induzidas pela presença da interface água/ar do topo do tubo de revestimento, sendo ela denominada água estagnada e, portanto, não representativa da formação.

Por este motivo, poços usados em investigações de qualidade de água subterrânea ou em programas de monitoramento são geralmente purgados antes de se proceder à amostragem.

A purga é feita com o objetivo de assegurar que água representativa da formação foi captada pelo poço no momento da realização da amostragem, de forma a refletir com a menor incerteza possível a química da água subterrânea.

Na Norma NBR 15.847: 2010 – “Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga”, da ABNT, são estabelecidos os métodos para a purga de poços usados para investigações e programas de monitoramento de qualidade de água subterrânea em estudos e remediação de passivos ambientais.

O método utilizado no presente trabalho foi o da purga de baixa-vazão, o qual leva em consideração as características geoquímicas da água produzida para definir a finalização da purga. Neste método a purga é realizada por meio de taxas de bombeamento reduzidas (entre 0,05 L/min e 1,0 L/min), compatíveis com a capacidade de produção do poço de monitoramento, para que não causem o rebaixamento excessivo do nível da água, evitando a coleta da água não representativa. Durante o bombeamento, parâmetros indicadores são monitorados até que seja obtida a estabilização das suas leituras, indicativo de que água representativa da formação está sendo coletada e que a purga esta completa.

Conforme ABNT (2010), a purga a baixa vazão pode ser aplicada a qualquer poço de monitoramento em que a produção de água seja suficiente para manter o nível de água no poço sem rebaixamento excessivo.

As vantagens deste método são as seguintes:

- O critério de finalização da purga é definido poço a poço e baseado na qualidade da água subterrânea captada;
- Pode minimizar o volume purgado, reduzindo os riscos de exposição e os custos associados ao manejo de água removida;
- Possibilita a coleta de amostras com turbidez reduzida;
- Reduz as chances de alteração de amostras causadas por aeração e/ou agitação na camada monitorada;
- Reduz a possibilidade de alteração por mistura entre camadas dentro da formação;
- Pode ser efetuada usando-se uma grande variedade de equipamentos;
- Pode minimizar a mobilização de material coloidal ou em suspensão, resultando na minimização do transporte de substâncias hidrofóbicas agregadas a estes materiais;
- Permite um melhor controle e rastreabilidade da representatividade da amostra.

As limitações deste método são as seguintes:

- A medição de parâmetros indicadores requer o uso e calibração de instrumentos de medição em campo;
- Não pode ser executado com amostradores de captura;
- O uso de bombas portáteis, em contraste com bombas dedicadas, pode causar distúrbios no interior do poço e perturbar o equilíbrio dinâmico da coluna de água estagnada, aumentando a presença de materiais em suspensão, o que irá acarretar aumento no tempo e no volume de purga necessário para conseguir-se a estabilização dos parâmetros indicadores;
- Necessita de mão de obra especializada e maior quantidade de equipamentos e instrumentação.

O monitoramento contínuo dos parâmetros indicativos da qualidade da água é fundamental para a determinação do momento em que a purga pode ser

encerrada. Uma vez que o nível de rebaixamento da coluna d'água se estabilize para uma vazão de purga e os parâmetros indicativos da qualidade da água se estabilizem, presume-se que a água bombeada é proveniente da formação. Neste momento, as amostras devem ser coletadas.

4.8 Transporte e atenuação de poluentes no solo

O processo de interação solo-lixiviado e as reações físico-químicas envolvidas durante a percolação resultam na atenuação da carga de contaminantes do lixiviado. De acordo com HAMADA (2003), esse processo de atenuação resulta na redução da concentração de contaminantes durante o respectivo transporte através do solo.

Em uma definição mais ampla, podemos dizer que a atenuação natural é a redução na concentração, toxicidade, mobilidade, ou volume de um contaminante como resultado de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em ambientes naturais.

Diversos fatores associados ao solo promovem a capacidade natural de atenuação, porém esta capacidade de assimilar contaminantes é limitada. Os processos que influenciam a atenuação podem ser desde uma simples diluição através da água não contaminada que se infiltra no solo, até interações físico-químicas complexas, que fixam ou retardam o movimento dos contaminantes através do meio constituído pelo solo.

Historicamente, o uso da capacidade natural de atenuação do solo, tem sido bastante comum, mesmo quando não se tinha exatamente esse conceito em mente, como nos denominados lixões e aterros controlados. Apesar disso, atualmente, considera-se que o uso da capacidade de atenuação do solo é de alto risco e deve ser considerado somente em alguns casos particulares, tais como em sistemas de pequeno porte. Nos aterros de maior porte deve-se maximizar a capacidade de contenção e remoção do lixiviado.

O uso da capacidade da atenuação do solo deve partir de duas premissas principais: a estimativa da carga de contaminantes presentes no lixiviado e a quantificação dos mecanismos de atenuação do solo.

Um local ideal para disposição seria aquele capaz de conter indefinidamente os resíduos e o lixiviado resultante, com base nas características geológicas, hidrogeológicas, adotando-se os princípios de engenharia, que possibilitem a migração lenta dos líquidos, permitindo o envolvimento dos mecanismos de atenuação, reduzindo a concentração de poluentes a níveis aceitáveis.

4.8.1 Mecanismos de atenuação

Como descrito por MCBEAN e outros (1995) e QASIN (1994), atenuação são processos físicos, químicos e biológicos, que causam um decaimento transitório ou permanente na concentração de contaminantes durante o respectivo transporte através do solo, por um determinado tempo ou distância percorrida.

Os solos naturais apresentam um sistema complexo e dinâmico em que interagem continuamente os processos físicos, químicos e biológicos. O solo é um sistema heterogêneo e polidisperso de componentes sólidos, líquidos e gasosos, em diversas proporções, e são também bastante porosos e constituem corpos quimicamente solventes pela presença de água em seus interstícios. Os solos consistem de compostos quimicamente inertes, de substâncias de alta ou baixa solubilidade, de uma grande variedade de compostos orgânicos e de organismos vivos, e ainda, apresentam um meio favorável no qual ocorrem atividades biológicas complexas de forma simultânea. A força de interação e a predominância de uma reação sobre outra é controlada pelos constituintes específicos do solo. Os constituintes e sua importância variam com a matriz (rocha), o tempo, o clima, a topografia, e a vegetação

De acordo com HAMADA (2003) as principais propriedades do solo, que influenciam na mobilidade dos componentes dos resíduos são: (a) textura e distribuição do tamanho de partículas, (b) quantidade de hidróxidos (Fe, Mn, e Al), (c) tipo e quantidade de matéria orgânica, (d) capacidade de troca iônica, e (e) pH do solo.

A atenuação no solo ocorre em dois estágios: (1) escoamento através da zona insaturada, e (2) escoamento através do aquífero subterrâneo.

QASIN (1994) descreve que os mecanismos de atenuação podem ser classificados em físico, químico e biológico. As principais formas de atenuação estão incluídas nesses mecanismos.

- Físico: filtração, difusão e dispersão, diluição e absorção
- Químico: precipitação/dissolução, adsorção/desorção, complexação, troca iônica e reações de redox
- Microbiológico: biodegradação aeróbia e anaeróbia

Na tabela 16 são resumidos os principais processos de transporte e atenuação de substâncias (mecanismos físicos, químicos e biológicos) no solo.

Tabela 16. Principais processos de transporte e atenuação de substâncias no solo.

Processo	Definição	Importância
Advecção	Transporte de massa devido a fluxo de água	Processo de transporte em meios com alta taxa de fluxo
Difusão	Espraiamento de massa devido a gradiente de concentração	Processo de transporte em meios com baixa taxa de fluxo
Dispersão	Espraiamento de massa devido a heterogeneidades no campo de fluxo	Espraiamento de massa maior do que o causado pela advecção
Sorção	Transferência do soluto da fase líquida para a superfície das partículas sólidas	Redução da taxa de concentração do contaminante para migração através dos poros
Decaimento radioativo	Declínio irreversível na atividade de núclídeos radioativos	Importante mecanismo de atenuação quando a meia-vida para o decaimento é menor ou igual ao tempo de permanência da espécie no sistema de fluxo
Dissolução / Precipitação	Reações que resultam em liberação do contaminante da fase sólida ou remoção do contaminante como sólido	Dissolução é importante na fonte ou na frente de migração / precipitação é um mecanismo de atenuação importante em sistemas de pH elevado (pH > 7)
Ácido / Base	Reações envolvendo transferência de prótons H ⁺	Importante no controle de outras reações
Complexação	Combinação de ânions e cátions numa forma mais complexa	Afeta a sorção, solubilidade, etc.
Hidrólise / Substituição	Reações de compostos orgânicos halogenados com água ou um componente iônico da água (hidrólise) ou com outro ânion (substituição)	Torna um composto orgânico mais suscetível à biodegradação e mais solúvel
Oxidação / Redução (Redox)	Reações envolvendo a transferência de elétrons	Importante mecanismo de atenuação no sentido de que controla a precipitação de metais
Biodegradação	Reações controladas por microrganismos	Importante mecanismo de atenuação para compostos orgânicos

Fonte: Compilado de SCHUELER, 2005.

Conforme descrito por ELIS (2008), em relação aos processos atenuadores, é conhecido que, em algumas situações, os perfis naturais de solo atenuam ativamente a maioria dos contaminantes. A zona não saturada tem sido considerada como um sistema efetivo para a disposição de dejetos humanos e águas residuais domésticas, por exemplo. Isso ocorre porque o movimento dos contaminantes na zona não saturada é normalmente lento e se limita aos poros, muito pequenos e com grande superfície específica.

Normalmente esses processos continuam na zona saturada, porém com velocidades muito menores. A figura 18 representa esses processos atenuadores dentro do sistema de águas subterrâneas. A espessura das linhas relaciona-se à importância do processo no solo e nas zonas não saturada e saturada.

Figura 18. Processos que produzem atenuação de contaminantes.



Fonte: FOSTER et al, 1987, conforme ELIS, 2008.

Descreve-se a seguir as principais características e aspectos relacionados aos mecanismos de atenuação durante a percolação de lixiviados no solo, segundo MCBEAN et al (1995), QASIN et al (1994), e BAGCHI (1994).

4.8.1.1 Mecanismos Físicos

Filtração

O lixiviado contém partículas suspensas de diversos tamanhos, em que a filtração é aplicável, contudo a remoção ocorre principalmente pelo efeito de

coar. Neste caso as partículas acumulam-se nos vazios e a permeabilidade do solo decresce. Desta forma é possível a redução da migração do lixiviado devido à redução da permeabilidade.

Difusão e Dispersão

Difusão e dispersão são dois mecanismos em que o lixiviado é diluído pela água existente no aquífero. A difusão molecular é causada pelo gradiente de concentração do contaminante, que move de uma região de alta concentração para uma de baixa concentração.

A dispersão hidrodinâmica é o resultado de variações de velocidade da água e contaminantes no meio poroso, durante o escoamento. É um processo eficiente para atenuar os picos de concentração de contaminantes.

Diluição

A diluição reduz a concentração dos constituintes do lixiviado pela mistura que ocorre com as águas subterrâneas. O grau de diluição é proporcional ao fluxo de água em relação ao contaminante, e depende também da textura do solo, sendo que quanto menor sua granulometria, menor será o fluxo e conseqüentemente o grau de diluição. Parâmetros tais como cloretos, nitratos, sulfatos e dureza, encontrados no lixiviado de aterros sanitários, são atenuados basicamente pelo efeito da diluição.

Absorção Física

A absorção física é função das forças de Van der Waals, da ação hidrodinâmica e das propriedades eletrocinéticas das partículas do solo, como descreve. Supõe-se que os componentes orgânicos do solo constituem o primeiro fator para a quantificação dessa absorção.

4.8.1.2 Mecanismos Químicos

Precipitação/Dissolução

Precipitação e dissolução são reações importantes que controlam os níveis e limitam a quantidade total de contaminantes no lixiviado, quando este

percola através do solo. Os níveis de contaminantes são normalmente governados pela solubilidade da fase sólida. Particularmente, as reações de precipitação/dissolução são importantes na migração de metais. Por outro lado, a atenuação dos efeitos nos metais é bastante influenciada pelo pH do sistema (equilíbrio químico de reações).

Adsorção/Desorção

A adsorção é um processo por meio do qual as moléculas se aderem a superfícies de partículas individuais (principalmente argilas). A desorção, por outro lado, é processo em que as moléculas deixam uma determinada superfície. Ambos os processos dependem do pH, da natureza do solo e dos contaminantes.

Este mecanismo é considerado freqüentemente como o mais comum na atenuação de contaminantes, reduzindo o total de sólidos dissolvidos no lixiviado.

Além das argilas minerais, sais de alumínio hidratado, óxidos de ferro e manganês e compostos orgânicos, são responsáveis pela adsorção de contaminantes.

Complexação

A complexação ou quelação é a denominação para a formação de complexos inorgânicos-orgânicos. Embora este mecanismo de atenuação ocorra, a extensão de seus efeitos é desconhecida e de difícil previsão.

Troca Iônica

As argilas têm a propriedade de trocar íons de um tipo por outros. A capacidade total dos solos na troca de cátions é afetada pelo tipo e quantidade de material argiloso, matéria orgânica e pelo pH. Essa capacidade, denominada CTC (Capacidade de Troca Catiônica) é elevada para solos argilosos, reduzindo-se bastante para solos arenosos.

Em geral, minerais de silicato no solo, apresentam uma carga negativa permanente, conseqüentemente, a propriedade troca de cátions, surge da

necessidade do balanço da carga negativa da argila, na tentativa de atingir a neutralidade.

A capacidade de troca iônica dos solos depende basicamente de: (a) tamanho das partículas, (b) quantidade de componentes orgânicos, e (c) pH. Solos contendo grãos pequenos apresentam maior superfície específica e maior possibilidade de troca. Os componentes orgânicos incrementam a capacidade de troca, e a capacidade de troca de cátions aumenta com a elevação do pH do solo.

Na natureza, os mecanismos de remoção de metais por troca iônica não são significativos, pois outros cátions, tais como cálcio, magnésio, sódio e potássio, apresentam-se em maior concentração no lixiviado, ocupando o lugar daqueles.

Reações de Redox

São reações de oxidação e redução, que afetam muito a solubilidade dos contaminantes. Como exemplo, ferro e manganês no estado oxidado são muito pouco solúveis. A atenuação de outros metais em um ambiente redutor e na presença de sulfeto em quantidade suficiente é mais favorável devido à queda de solubilidade.

4.8.1.3 Mecanismos Microbiológicos

A decomposição biológica de componentes orgânicos ocorre na estrutura do subsolo, sendo aeróbia ou anaeróbia, dependendo da presença do oxigênio molecular. Sob condições aeróbias, a matéria orgânica carbonácea, a amônia, o sulfeto, o fósforo, o ferro e o manganês são convertidos em dióxido de carbono, nitrato, sulfato, fosfato e formas oxidadas de ferro e manganês. Sob condições anaeróbias, a matéria orgânica carbonácea é decomposta em ácidos orgânicos, dióxido de carbono, metano e outros compostos orgânicos complexos.

A desnitrificação e a redução de metais são outras reações da atividade anaeróbia.

Em geral, a atividade microbiana provoca a imobilização pela conversão de compostos orgânicos e inorgânicos em massa celular, e através da precipitação de compostos inorgânicos. Neste caso também pode haver mobilização de compostos orgânicos pela solubilização e fragmentação em partículas menores e a solubilização de metais por reações de redução e a liberação sob condições ácidas (ácido carbônico e outros ácidos orgânicos).

4.8.2 Tendências de Migração de Contaminantes

Segundo HAMADA (2008), a tendência de migração de contaminantes a partir de um aterro ou local de disposição de resíduos, depende basicamente das características do solo, características do lixiviado, das condições ambientais e das atividades no local. Os principais fatores ambientais e seus efeitos sobre os constituintes do lixiviado são descritos na seqüência.

pH e Potencial Redox

O lixiviado de aterros para resíduos sólidos urbanos pode ser ácido, pois há o acúmulo de ácidos orgânicos das fases iniciais. De acordo com HAMADA (2008) alguma neutralização pode ocorrer pela dissolução do carbonato de cálcio e de minerais presentes no solo. Muitas reações no lixiviado são governadas pelo potencial redox e pelo pH, dentre as quais a solubilização ou precipitação de ferro, manganês, metais, enxofre e fósforo, a conversão de nitrogênio e outras reações.

Matéria Orgânica

A migração de matéria orgânica no sistema solo-água é bastante influenciada pela atividade microbiana, absorção e complexação. A decomposição microbiológica da matéria orgânica do lixiviado no solo é um processo significativo como mecanismo de atenuação.

De acordo com ROCCA (1993) a DBO decresce com a distância percorrida no solo. Tal redução é mais efetiva na zona insaturada, podendo atingir

também, na zona saturada, percentuais representativos nos primeiros metros de solo.

Alcalinidade

A alcalinidade do lixiviado é devido a carbonatos, bicarbonatos, silicatos, boratos, amônia, bases orgânicas, sulfetos e fosfatos. Conforme HAMADA (2008), a alcalinidade dos solos é afetada principalmente pela dissolução e precipitação de carbonatos metálicos.

Principais Íons

Os principais íons no lixiviado são de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto e sulfato. A atenuação desses íons depende da solubilidade e da troca iônica. Contudo a diluição no aquífero é a principal causa na redução desses íons.

Segundo ROCCA (1993), os íons comportam-se de acordo com sua carga elétrica, ou seja, a maioria dos ânions (cloreto, nitrato, sulfeto e silicato) deslocam-se e se dispersam na água geralmente com pouco ou nenhum retardamento, enquanto que todos os cátions, em maior ou menor grau, estão sujeitos a troca de íons e a adsorção em argila e silte.

A facilidade relativa da troca é variável e pode ser representada, por exemplo, pela série: $\text{Li}^+ < \text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{Ca}^{+2} < \text{Sr}^{+2} < \text{Ba}^{+2}$ → Potencial de Retenção, sendo o Lítio (Li^+) o menos fixado e o Bário (Ba^{+2}) o retido com maior vigor.

Nutrientes

Nitrogênio e fósforo constituem-se como macronutrientes. O nitrogênio pode existir na forma orgânica, como amônia, nitrito ou nitrato. Para HAMADA (2008), a transformação do nitrogênio depende dos microrganismos, do pH e do potencial redox. Outros mecanismos podem ser considerados, tais como: adsorção, troca iônica e complexação. Os íons de nitrato são relativamente móveis e não são retidos pelo processo de troca iônica.

Segundo ROCCA (1993), depois da decomposição do material orgânico no solo os compostos de nitrogênio aparecem sob a forma de íons de amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) e nitrato (NO_3). Este nitrogênio é absorvido, quando em camadas superficiais, pelas plantas. Caso contrário, os principais mecanismos que reduzem sua quantidade no solo são processos químicos e bacteriológicos de transformação (nitrificação e desnitrificação).

De acordo com HAMADA (2008), compostos de fósforo no ambiente solo/água são submetidos às transformações físicas, químicas e microbiológicas complexas. Os mecanismos de atenuação para os compostos de fósforo são a absorção microbiológica, a precipitação, a complexação e a solubilização, sendo que a solubilidade do fosfato no lixiviado depende do pH e da alcalinidade.

Metais

Os principais mecanismos que influenciam na mobilidade de metais são: precipitação/solubilização, absorção, troca iônica, complexação, e diluição. Cada metal, comporta-se de uma forma diferente no sistema solo/água. Os fatores ambientais que influenciam na mobilidade de metais são: pH, potencial redox, atividade microbiológica e a química do solo.

De acordo com ROCCA (1993), os ligantes inorgânicos concorrem com posições de troca iônica em argilas com os cátions livres de chumbo, níquel e cobalto.

Hidrocarbonetos Clorados e Pesticidas

Hidrocarbonetos clorados e pesticidas são atenuados principalmente por absorção. Outros mecanismos são a volatilização, a degradação microbiológica, a hidrólise, a oxidação e a diluição. A adsorção e atenuação desses compostos aumentam proporcionalmente ao conteúdo de argila.

Bactérias e Vírus

Conforme HAMADA (2008), os vírus sobrevivem no solo dependendo de algumas condições, tais como: pH, temperatura, umidade, nutrientes e

antagonismo. Os vírus sobrevivem mais no subsolo que na superfície e podem viajar grandes distâncias e os fatores que controlam a distância percorrida dependem basicamente de: composição do solo, pH, solubilidade de compostos orgânicos e da quantidade de lixiviado.

Para ROCCA (1993), os processos biofísicos de transporte, filtração e adsorção dos patogênicos são os principais responsáveis pelo retardamento e redução da concentração de microorganismos nas águas subterrâneas. A distância de percurso a partir da fonte, para que ocorra total remoção dos microorganismos, irá depender do tipo e concentração do microorganismo que está entrando no subsolo, da velocidade da água no subsolo, do tipo de solo e material do aquífero e da suscetibilidade desses microorganismos à extinção causada pela modificação de seu ambiente. A maior parte desses organismos tem vida livre muito curta fora de seu habitat natural.

Em uma areia fina com alto conteúdo de argila, pode-se esperar a redução de coliformes de 2 a 4 ordens de magnitude nos primeiros metros de solo. Os vírus comportam-se, de maneira semelhante, no que diz respeito ao decaimento inicial, porém, tipos mais resistentes podem sobreviver por até 6 meses.

As distâncias de caminhamento dos microorganismos vão de alguns metros para solos com textura fina, centenas de metros para materiais arenosos, até distâncias da ordem de quilômetros para zonas de rochas fraturadas.

4.9 Estudos relativos à contaminação e a reabilitação de áreas de disposição de resíduos no solo

Em estudo efetuado por Teixeira (2002), avaliou-se o potencial poluidor de aterros em vala, por meio de células experimentais, construídas como padrão, mas adaptadas para permitir a coleta de lixiviado produzido; e, por meio da avaliação de poluição/contaminação de células existentes (com mais de 7 anos aterradas).

Foram construídas três células experimentais, conforme padrão, mas sobre um leito falso, impermeabilizado e com drenagem de lixiviado. Estas células,

depois de preenchidas com resíduos sólidos urbanos caracterizados, foram cobertas com uma camada de solo e com manta plástica. Para o lixiviado coletado nas células experimentais, foram monitorados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica, alcalinidade, DQO, série de sólidos: ST, STV, STF, SS, SST, SSV e metais pesados. Na área com células existentes foram feitos poços para amostragem de solo e verificação da presença de lixiviado, sendo que a presença e alcance da pluma contaminante foram determinados também através da abertura de vala sobre a célula de aterro existente e amostragem do solo. Foi constatado que o aterro em vala, tal como recomendado atualmente, tem real potencial de poluição e/ou contaminação e há a necessidade premente de que seja dotado de um meio impermeabilizante eficiente como forma de proteção para as águas subterrâneas e o subsolo.

Ressalta-se que este estudo demonstrou por meio das células experimentais, que há um potencial considerável de geração de lixiviado, com uma carga poluidora elevada, sendo concluído 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, coleta e tratamento de lixiviado.

Quanto à avaliação das valas existentes, foram feitas amostragens a cada meio metro, avaliando-se visualmente a presença de lixiviado, sendo este encontrado a profundidades de até 2 metros para valas com 8 anos de aterramento.

Analisando a metodologia e os resultados obtidos neste estudo, verifica-se que não foram observadas condições reais de campo para a geração de lixiviado em células experimentais, as quais foram impermeabilizadas e cobertas com manta de PVC, e ainda, considera-se que não foram avaliadas eventuais alterações na qualidade do solo e das águas subterrâneas para as valas existentes, sendo apenas avaliado visualmente, e mesmo assim, deve-se considerar que o sistema de aterramento em valas parte do pressuposto da utilização da capacidade de atenuação natural do solo, sendo que a

verificação visual de lixiviado a 2 metros de profundidade não implica em dizer que este mecanismo não esteja funcionando adequadamente, ou ainda, que é inviável a utilização do método, o que justifica um estudo mais aprofundado para verificação das condições reais de campo nos aterros em operação.

De acordo com OLIVEIRA e JUCÁ (2004), em estudo sobre acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos, no estado de Pernambuco, concluiu-se que o solo foi hábil na retenção dos metais e da matéria orgânica, apresentando-se, portanto, adequado para utilização no fundo da célula.

Conforme estudo efetuado por IWAI (2005), avaliou-se a capacidade do solo de atenuar a carga orgânica do lixiviado. O solo arenoso fino foi disposto em colunas de percolação sob diferentes compactações, as quais foram alimentadas com lixiviado sob diferentes taxas de aplicação hidráulica. Observou-se significativa redução de carga orgânica, podendo corroborar, sob condições específicas, a possibilidade da dispensa de impermeabilização complementar em aterros sanitários de pequeno porte, considerando que foram verificadas remoções sistemáticas de DQO acima de 90%, antes que ocorresse a saturação do solo com matéria orgânica. Obtiveram-se ainda remoções significativas de Sólidos Totais com redução de Cor e Turbidez.

Em um estudo efetuado por MOREIRA (2009), no aterro sanitário em valas do município de Cordeirópolis – SP, foi medido o parâmetro físico: resistividade elétrica, a partir do método geofísico de Eletrorresistividade, por meio da técnica de caminhamento elétrico e de sondagem elétrica vertical. Também foram realizadas medidas de pH, Eh, ensaios de peneiramento, análise granulométrica e permeabilidade hidráulica de campo. Concluiu-se que todos os parâmetros medidos diretamente sobre as valas ou em amostras de solo apresentaram variações ao longo do tempo de residência dos resíduos. Desta forma, verificou-se que a degradação de resíduos sólidos e seus subprodutos alteram as propriedades físicas do meio

geológico. Neste estudo afirma-se que há uma relação direta entre queda nos valores de resistividade e elevadas concentrações de lixiviado.

De acordo com MOREIRA (2009) as condições geoquímicas impostas pela presença de lixiviado, sua interação com os minerais do solo e materiais metálicos presentes nos resíduos, podem resultar na solubilização, precipitação e acúmulo de minerais férricos na base das valas onde haja geração de lixiviado. Analisando dados de sua pesquisa é possível verificar que após 8,7 anos de fechamento da primeira vala de resíduos, a produção de lixiviado começa decrescer e passa a percolar somente no solo abaixo das valas, que apresenta permeabilidade hidráulica relativamente baixa, até o consumo completo da matéria orgânica e término do processo de degradação após 12,25 anos, retornando aos valores naturais de resistividade.

Ressalta-se que os estudos relativos à contaminação em áreas de disposição de resíduos sólidos são de extrema importância quando se pretende a reutilização dessas áreas para outros usos, neste sentido cita-se a seguir, as colocações de alguns autores, relativas a esse tema.

Para SILVA (2005), em relação a depósitos de lixo, a legislação federal estabelece que é proibido o parcelamento do solo em terrenos que tenham sido aterrados com material nocivo à saúde pública, sem que sejam previamente saneados. Neste caso torna-se necessário uma avaliação das autoridades sanitárias para saber se a área não está contaminada e se a mesma poderá ser reutilizada.

Ainda, de acordo com SILVA (2005), na literatura, existem registros de vários trabalhos de recuperação de áreas de aterros, como áreas de recreação, campos para a prática de esportes e/ou de outros serviços. Não obstante, não existe uma idéia acabada sobre qual o melhor tipo de vegetação, a ser utilizada nas condições adversas dos solos dos aterros. O Ministério do Meio Ambiente e da Qualidade de Vida da França, por exemplo, enfatiza a importância de se ocupar as áreas de aterros sanitários desativados, com uma destinação que objetive a criação de parques de recreação ou de campos produtivos, para o qual sugere uma série de

possibilidades de escolhas de espécies vegetais, tanto arbóreas como herbáceas. As espécies sugeridas apresentam a característica de se adaptar às condições adversas destes solos, tais como, uma delgada camada de solo, alta concentração de gases e de metais pesados.

Para ALBERTE et al (2005) as intervenções e as prioridades de recuperação/reabilitação de um aterro dependem das características geofísica-químicas específicas do aterro, do histórico de disposição dos resíduos, e dos aspectos sócio-político das comunidades lindeiras do aterro. Independente do encerramento das atividades de recuperação do aterro, os sistemas de drenagem superficial de águas pluviais e de tratamento dos gases e líquidos percolados devem ser mantidos por um período de cerca de 30 anos. Este período padrão é adotado por ser considerado suficiente para o maciço de resíduos alcançar as condições de relativa estabilidade, contudo, esse período padrão poderá ser reduzido em discussão com órgãos reguladores.

De acordo com FILIK (2007) só na capital de São Paulo, existem 10 áreas de aterros desativados com potencial de recuperação através da criação de Parques Urbanos e abertura à população. Dentre eles, destaca-se o aterro desativado Sapopemba, localizado no bairro São Mateus, Zona Leste, que possui a potencialidade de recuperação de uma área degradada, aliando sua recuperação ambiental à melhoria de qualidade de vida da população do entorno. Sua revegetação possibilitará o aumento da área verde disponível à população da região, e de efeitos microclimáticos locais benéficos.

Conforme SCHUELER (2005) na Inglaterra recomenda-se não construir perto de aterros pelo menos até 20 anos após sua conclusão, mantendo-se uma distância de 50 metros de sua borda. Nos aterros mais antigos deve ser feita investigação para verificação da presença de gás a concentrações menores que 1% em volume total. Nos Estados Unidos adota-se a concentração de 1,25% de metano em volume, como valor a partir do qual são necessárias medidas de remediação para nova ocupação da área.

Ainda, segundo SCHUELER (2005) na Alemanha, devido ao pouco conhecimento sobre o comportamento de longo prazo dos aterros, as

previsões de duração do período de acompanhamento após o fechamento vão de poucas décadas até séculos. Em um projeto desenvolvido para investigar o comportamento das emissões de aterros foram estudados, em uma primeira fase, três locais que mostraram grande dispersão na taxa de degradação da matéria orgânica. A partir de valores iniciais na deposição de 200 a 300 gramas de matéria orgânica por quilo de resíduo (considerando apenas a fração sólida menor que 20 mm), estes valores caem, após 10 anos, para valores na faixa de 50 a 150 g/kg, mostrando grande variabilidade e possibilidade de baixas taxas de degradação. Segundo os autores os estudos continuariam com aterros fechados entre 20 e 50 anos.

De acordo com SCHULER (2005), recentemente os EUA têm aplicado uma flexibilização das regras de seu programa de controle de áreas contaminadas, conhecido como “Superfund”, por meio de um programa chamado “Brownfields”. Este se refere a áreas que tenham grande potencial de reutilização, em geral menos tóxicas, onde se utilizam incentivos financeiros que facilitam a recuperação destas áreas pela iniciativa privada. Para sua reutilização, as medidas de remediação são adaptadas ao uso futuro, através de uma avaliação de risco específica para cada uso. Principalmente nestes casos, utilizam-se também medidas de controle institucional para limitar atividades humanas em áreas contaminadas ou próximas a elas; evitando exposição ou garantindo a efetividade das medidas de remediação

Com a experiência do “Superfund” desde 1980, a EPA verificou que certas áreas têm características muito similares e que, portanto as medidas de remediação poderiam ser presumidas, reduzindo tempo e custo, principalmente com investigações detalhadas. Os aterros de Resíduos Sólidos Urbanos correspondem tipicamente a este tipo de caso, e em 1993 a EPA estabeleceu as medidas de contenção, incluindo os seguintes componentes (USEPA, 1997 citado por SCHULER, 2005):

- Sistema de cobertura;
- Controle da fonte, para contenção da pluma;
- Coleta e tratamento do percolado;

- Coleta e tratamento do gás;
- Controle institucional para complementar os controles de engenharia.

A remediação presumida deve enfatizar a utilização de dados existentes, tanto quanto possível, a não ser que existam informações que indiquem a necessidade de investigações como, por exemplo, à existência de “hot-spots”, que são áreas com resíduos perigosos.

Em duas das áreas piloto onde se adotou este método, os custos foram reduzidos em 10% em relação à média nacional, que é de 1 milhão de dólares por aterro, e para uma das áreas, o aterro de Rockingham em Vermont, os custos foram reduzidos em 60%, quando comparado a outro aterro de mesmo tamanho. As medidas de contenção foram implementadas apenas três anos após o início dos estudos, consistindo somente de cobertura, visto que a contaminação da água subterrânea não apresentava risco.

Para SCHULER (2005) os principais problemas relacionados ao uso futuro dos sítios de disposição de RSU encerrados são:

- Comportamento errático da geração/migração de gases;
- Estabilidade geotécnica;
- Deficiências no sistema de drenagem e de cobertura;
- Afloramento de percolado e/ou exposição de resíduos;
- Baixa capacidade de suporte do solo para a implantação de vegetação;
- Limitação na escolha das espécies vegetais;
- Recalques limitando a localização de edificações e equipamentos com pisos rígidos.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo envolveu o levantamento de informações preliminares sobre os aterros em valas selecionados, a execução de ensaios geofísicos (sondagens elétricas verticais e caminhamento elétrico) e a amostragem de solo e águas subterrâneas, visando efetuar um estudo detalhado dessas áreas, seguindo-se os procedimentos para o gerenciamento de áreas contaminadas, estabelecidos pela CETESB, por meio da Decisão de Diretoria nº 103/C/E/2007, publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 27/06/07, e ainda, observando-se o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 2001).

5.1 Caracterização dos locais de estudo

Foram selecionados três aterros em valas, localizados no estado de São Paulo, situados nos municípios de Angatuba, Jaci e Luiz Antônio, os quais são considerados adequados quanto às suas condições locacionais, estruturais e operacionais, segundo o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos (CETESB, 2010).

Observa-se que, conforme abordado no item 4.4 deste trabalho, este Inventário é elaborado anualmente, desde 1997, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. A avaliação de cada local de destinação final de resíduos existente no estado, é efetuada por meio de vistoria de técnicos capacitados, com a aplicação de um formulário padronizado.

Os resultados desta avaliação compõem o Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos – IQR, com variação de 0 a 10, sendo que, quando obtida uma pontuação superior a 8 (oito), a instalação é considerada em condições adequadas.

Na figura 19 apresenta-se a localização dos municípios onde se situam os aterros em valas avaliados neste estudo, e a seguir são descritas algumas informações relativas a estes municípios.

Figura 19. Mapa de localização dos municípios objeto de estudo.



Fonte: Adaptado de WIKIPEDIA, 2011.

Foram priorizados locais diferenciados quanto às características do meio físico, como os aspectos geológicos, hidrogeológicos, profundidade do aquífero freático, entre outros aspectos locais e regionais, considerando, também, a distribuição geográfica no Estado de São Paulo.

As informações dos locais de estudo foram obtidas, considerando as diretrizes estabelecidas na Norma NBR 15.515-1: 2007 – Passivo Ambiental em solo e água subterrânea – Parte 1: Avaliação Preliminar, da ABNT.

5.1.1 Angatuba

Município situado na microrregião de Itapetininga a 210 km da capital, com área de 1.028 km² (Latitude 23°29'24" sul, Longitude 48°24'46" oeste), possui população de 22.210 habitantes (IBGE, 2011), com geração de resíduos sólidos domiciliares estimada de 6,4 t/dia (CETESB, 2011). Conforme Inventário Estadual de Resíduos Sólidos, o aterro em valas do município, encontra-se em condições adequadas. Apresenta-se na tabela 17 o enquadramento deste, quanto às condições de disposição dos resíduos domiciliares, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Tabela 17. Enquadramento do município de Angatuba, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR

ANO	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
IQR	9,6	9,3	10	10	10	10	10

Fonte: CETESB, 2011

O aterro está localizado próximo à Rodovia Raposo Tavares Km 222,8, coordenadas geográficas UTM-E 748.165 m UTM-N 7.400.304 m, tendo iniciado suas atividades em 2004.

Conforme dados contidos no processo de licenciamento junto à CETESB, a área possui 45.000 m², com uma vida útil estimada de 14 anos. O local está a cerca de 20 km do centro urbano e seu entorno é ocupado predominantemente por reflorestamentos de eucaliptos.

A área encontra-se sobre o Aquiclude, Grupo Passa Dois, onde predominam rochas como siltito e argilito. A camada de solo superficial é composta por argila siltosa vermelho escuro, apresentando coeficiente de permeabilidade de aproximadamente 1×10^{-7} cm/s, sendo que, conforme sondagens efetuadas por ocasião do licenciamento ambiental, o aquífero freático encontra-se a profundidade superior a 10 metros.

Apresenta-se a seguir, nas figuras de 20 a 23, algumas fotos do aterro sanitário em valas do município de Angatuba e sua localização.

Figura 20. Vista geral da área do empreendimento e uso do solo no entorno



Fonte: GOOGLE EARTH - acesso em 03.05.2010

Figura 21. Valas encerradas.



Figura 22. Vala escavada, pronta para o uso.

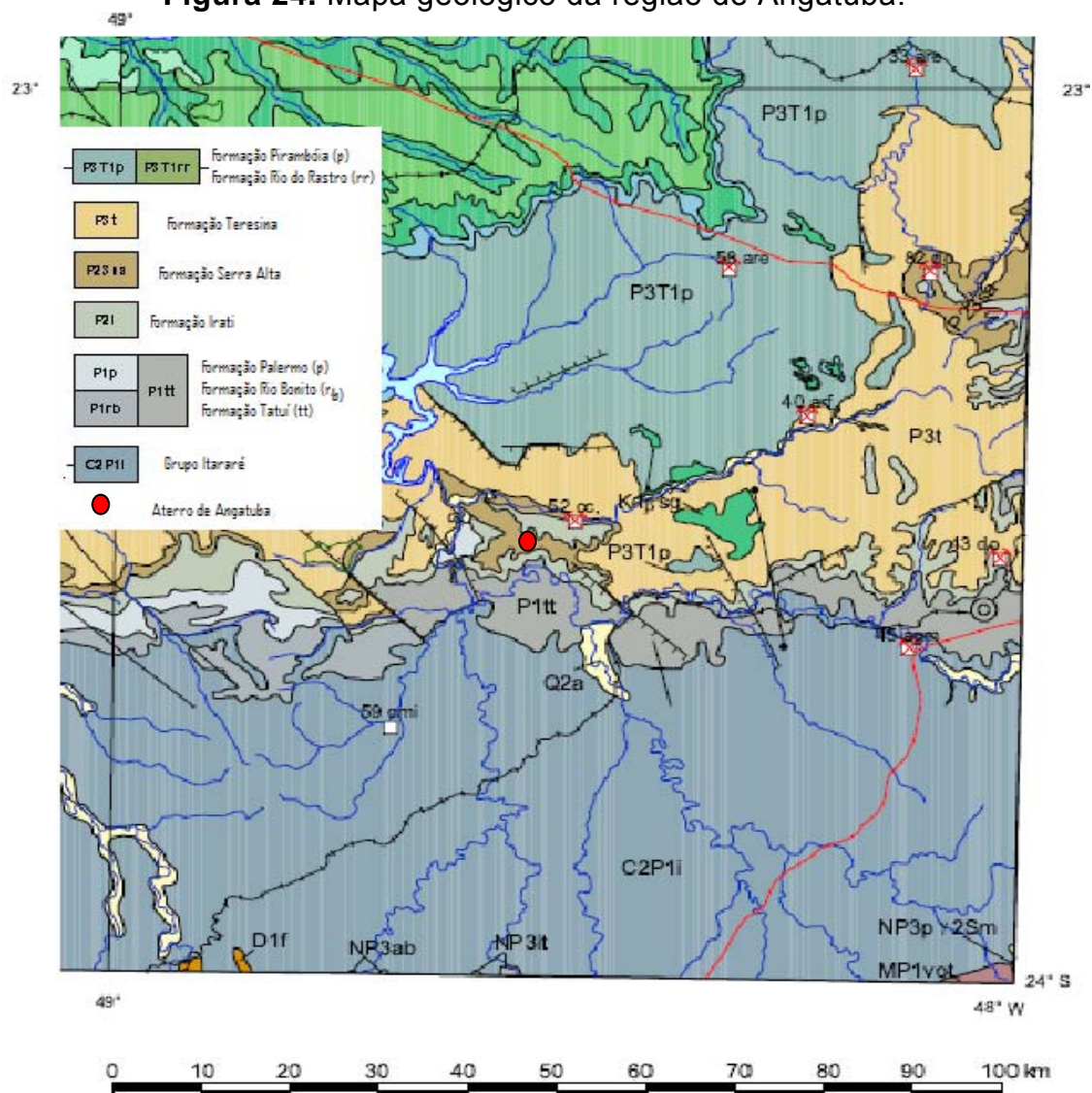


Figura 23. Vala em uso.



Na figura 24 observa-se que o aterro em valas de Angatuba está localizado na Formação Serra Alta, próximo ao topo da Formação Irati.

Figura 24. Mapa geológico da região de Angatuba.



Fonte: Adaptado de PERROTA/CPRM, 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 com laminação plano paralela (PERROTA et. al., 2004). A composição da Formação Serra Alta é indicada para este tipo de aterro, haja vista que terrenos argilosos são recomendados para a construção dos aterros em vala.

5.1.2 Jaci

Município situado na microrregião de São José do Rio Preto a 465 km da capital, com área de 145 km² (Latitude 20°52'55" sul, Longitude 49°34'12" oeste), possui população de 5.557 habitantes (IBGE, 2011), com geração de resíduos sólidos domiciliares estimada de 2,2 t/dia (CETESB, 2011).

Conforme Inventário Estadual de Resíduos Sólidos, o aterro em valas do município, encontra-se em condições adequadas. Apresenta-se na tabela 18 o enquadramento deste, quanto às condições de disposição dos resíduos domiciliares, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Tabela 18. Enquadramento do município de Jaci, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR

ANO	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
IQR	9,7	9,7	9,0	8,5	9,0	4,7	6,3	7,4	7,9	8,0	9,7	9,7

Fonte: CETESB, 2011

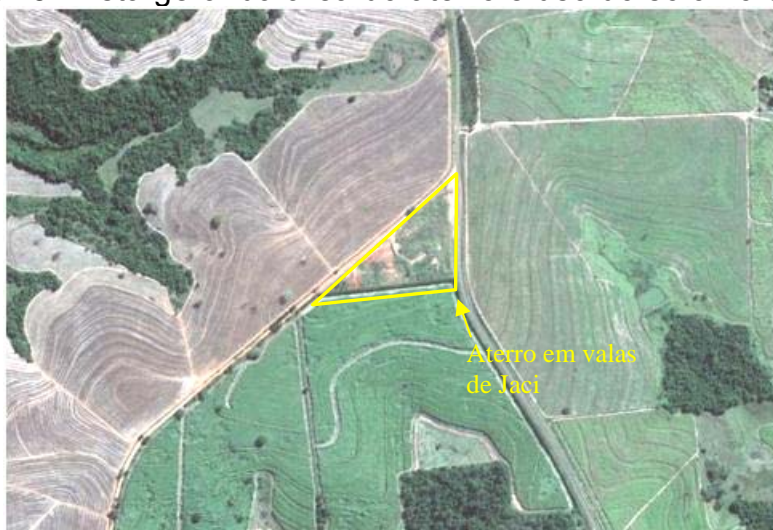
O aterro está localizado próximo à Rodovia João Joaquim Telles Filho, Km 04, coordenadas geográficas UTM-E 646.270 m UTM-N 7.683.456 m, tendo iniciado suas atividades em 1999.

Conforme dados contidos no processo de licenciamento junto à CETESB, a área possui 35.091 m², estando próximo ao esgotamento de sua vida útil. O local está a cerca de 4 km do perímetro urbano e seu entorno é ocupado por propriedades rurais, com predominância de pastagens.

A área encontra-se sobre o Aquífero Bauru (Sedimentar), onde predominam rochas como arenito e lamito. A camada superficial é composta de solo arenoso, apresentando coeficiente de permeabilidade de aproximadamente 3×10^{-4} cm/s, sendo que o aquífero freático encontra-se a profundidade superior a 25 metros.

Apresenta-se a seguir, nas figuras de 25 a 28, algumas fotos do aterro sanitário em valas do município de Jaci e sua localização.

Figura 25. Vista geral da área do aterro e uso do solo no entorno.



Fonte: GOOGLE EARTH - acesso em 15.05.2010.

Figura 26. Vista geral da área do empreendimento



Fonte: GOOGLE EARTH - acesso em 15.05.2010.

Figura 27. Vista geral das valas aterradas do aterro de Jaci

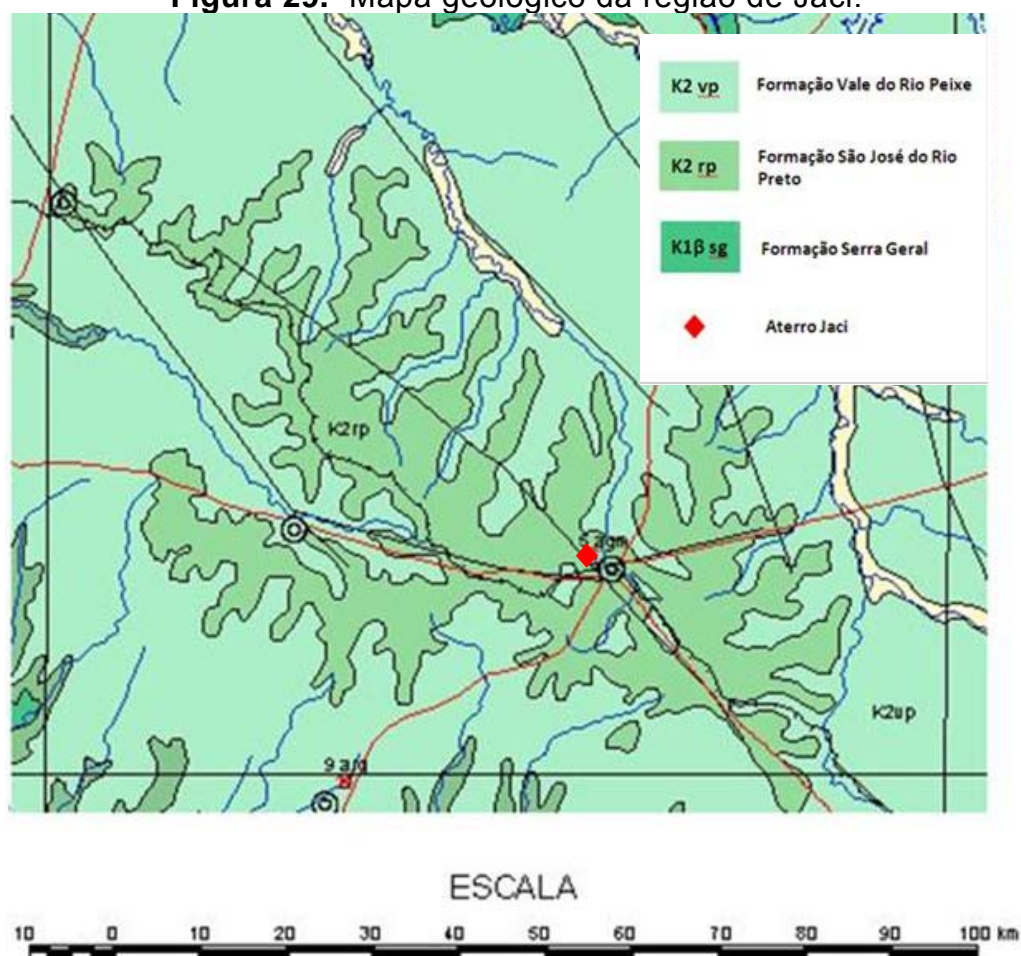


Figura 28. Vala em uso



Na figura 29 observa-se que o aterro em valas de Jaci está inserido na Formação São José do Rio Preto.

Figura 29. Mapa geológico da região de Jaci.



Fonte: Adaptado de PERROTA/CPRM, 2004.

A Formação São José do Rio Preto é composta por arenito fino a muito fino marrom claro a bege, moderadamente, mal selecionado, pouco maduro, conglomerático exibindo clastos de lamito, argilito, sílica, fragmentos de ossos e carapaças, ambiente continental desértico (PERROTA et. al., 2004).

5.1.3 Luiz Antônio

Município situado na microrregião de Ribeirão Preto a 276 km da capital, com área de 598 km² (Latitude 21°33'18" sul, Longitude 47°42'14" oeste), possui população de 11.286 habitantes (IBGE, 2011), com geração de resíduos sólidos domiciliares estimada de 4,4 t/dia (CETESB, 2011).

Conforme Inventário Estadual de Resíduos Sólidos, o aterro em valas do município, encontra-se em condições adequadas. Apresenta-se na tabela 19 o enquadramento deste, quanto às condições de disposição dos resíduos domiciliares, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

Tabela 19. Enquadramento do município de Luiz Antônio, segundo o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR

ANO	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
IQR	10	10	8,2	10	9,7	9,1	9,3	7,5	9,7	7,9	10	10

Fonte: CETESB, 2011

O aterro está localizado próximo à Estrada Municipal LAN 244, coordenadas geográficas UTM-E 210.456 m e UTM-N 7.615.561 m, tendo iniciado suas atividades em 1999.

Conforme dados contidos no processo de licenciamento junto à CETESB, a área possui 72.600 m², com uma vida útil estimada de 25 anos. No local funciona, também, uma central de triagem de materiais recicláveis.

Salienta-se que o fato de se efetuar a retirada de materiais recicláveis é uma variável interessante a ser considerada no estudo, mediante a verificação da porção não reciclável (rejeitos) dos resíduos, uma vez que esta é uma tendência considerada adequada nos municípios paulistas, diminuindo a quantidade de resíduos destinados ao aterro e alterando sua composição. Considerando, ainda, que com a implantação da Política Nacional de

Resíduos Sólidos, a partir de 2014, os aterros somente poderão dispor os rejeitos.

A área encontra-se sobre o Aquífero Guarani (Sedimentar), com formação composta de basalto. O solo predominante é o latossolo vermelho amarronzado, apresentando coeficiente de permeabilidade de aproximadamente 1×10^{-5} cm/s, sendo que o aquífero freático encontra-se a profundidade superior a 12 metros.

Apresenta-se a seguir, nas figuras de 30 a 34, algumas fotos do aterro sanitário em valas do município de Luiz Antônio e sua localização.

Figura 30. Vista geral da área do aterro e uso do solo no entorno.



Fonte: GOOGLE EARTH - acesso em 18.10.2010.

Figura 31. Vista geral da área do empreendimento.



Fonte: GOOGLE EARTH - acesso em 18.10.2010.

Figura 32. Vista geral do aterro de Luiz Antônio e ao fundo a central de triagem de resíduos.



Figura 33. Vala em uso

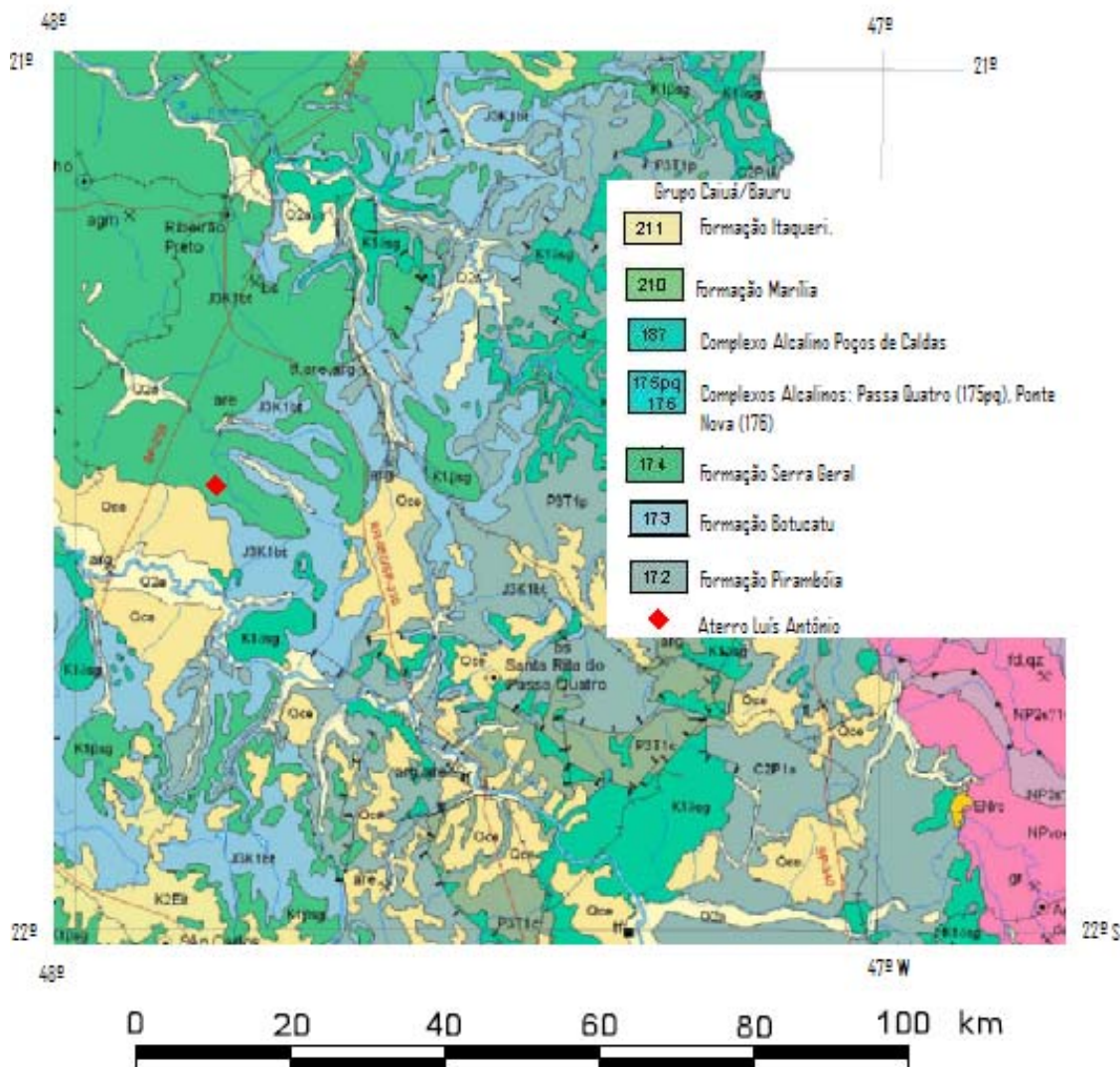


Figura 34. Central de Triagem



Conforme ilustrado na figura 35, a área do empreendimento está localizada na formação Serra geral, a qual é composta por basalto com arenito intertrapeado e diques de diabásio (PERROTA et. al., 2004).

Figura 35. Mapa geológico da região de Luís Antônio.



Fonte: Adaptado de PERROTA/CPRM, 2004.

5.2 Ensaios geofísicos

No presente estudo foram efetuados ensaios geofísicos, com a aplicação do método da eletrorresistividade (caminhamento elétrico e sondagem elétrica vertical), visando definir as feições geológicas e hidrogeológicas, bem como

identificar as eventuais áreas afetadas (plumas) e sua abrangência, definindo os pontos de interesse para a investigação, por meio das sondagens e instalação de poços de monitoramento. Os princípios teóricos dos métodos geofísicos aplicados foram abordados no item 4.7.3.1. do presente trabalho.

Conforme descrito no Anexo A da Norma NBR 15.935: 2011 – Investigações ambientais – Aplicação de métodos geofísicos, da ABNT, o método da eletrorresistividade é o que melhor se aplica aos objetivos do presente estudo.

Os ensaios geofísicos foram executados em conjunto com o Prof. Dr. Vagner Roberto Elis, do Departamento de Geofísica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas – IAG, da Universidade de São Paulo – USP.

5.3 Sondagens e amostragem de solo

Os serviços de sondagens e amostragem de solo foram executados por empresa contratada, com acompanhamento técnico, conforme as técnicas descritas no item 4.7.3.2. desse trabalho. Os pontos de sondagens foram definidos, avaliando-se as informações preliminares obtidas, bem como os estudos geofísicos efetuados.

5.3.1 Sondagens

As sondagens foram efetuadas empregando-se o método de perfuração a trado helicoidal oco (*Hollow stem auger*), associado à amostragem de solo e a instalação dos poços de monitoramento.

Os trabalhos foram executados com o emprego de sonda hidráulica, equipada com motor a diesel e torque máximo de 5600 N.m, montada sobre um caminhão. Os diâmetros utilizados foram de 190 mm (externo) x 102 mm (interno) até o limite de 30,0 metros de profundidade. O equipamento utilizado é mostrado na figura 36.

Figura 36. Equipamento utilizado nas sondagens (trado helicoidal oco)



Observa-se que no aterro sanitário de Angatuba, em face do aquífero encontrar-se a pequena profundidade, foi executada uma campanha adicional utilizando-se equipamento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, o qual é mostrado na figura 37.

Figura 37. Equipamento utilizado nas sondagens (trado helicoidal oco)



Ressalta-se que, em todos os locais, efetuou-se uma perfuração sobre a vala mais antiga, sendo que para isso, visando evitar a criação de caminhos

preferenciais para a migração de contaminantes, previamente, efetuou-se a remoção dos resíduos anteriormente depositados, utilizando-se uma retroescavadeira, e posteriormente, executou-se o preenchimento com solo do local, conforme sequência da figura 38 e figura 39 apresentadas a seguir.

Figura 38. Procedimento de remoção dos resíduos da vala mais antiga do aterro de Angatuba, visando à preparação para a perfuração.



Figura 39. Procedimento de remoção dos resíduos da vala mais antiga do aterro de Jaci, visando à preparação para a perfuração.



5.3.2 Amostragem de solo

As amostragens de solo foram executadas pelo método da cravação contínua (*Direct-push*), que consiste na cravação de um amostrador especial no solo, utilizando força hidráulica ou mecânica, conforme ABNT (2007), descrito no item 4.7.3.2. desse trabalho.

O equipamento utilizado nas sondagens possui um martetele hidráulico, hastes e amostrador de cravação contínua (1,20 m), que possibilitam a amostragem de solo com amostradores *liner* (44 mm) descartáveis. O limite de profundidade para a amostragem de solos foi o mesmo do método de sondagem utilizado, a trado helicoidal oco (30,0 metros). Para esse serviço, os amostradores foram cravados por percussão por dentro dos trados ocos e posteriormente foram selecionadas as amostras obtidas no *liner*, conforme mostrado na figura 40 e na figura 41.

Figura 40. Preparação do amostrador e cravação por percussão.



Figura 41. Retirada das amostras do *liner*.



Observa-se que no aterro sanitário de Angatuba, em face do aquífero encontrar-se a pequena profundidade, foi executada uma campanha adicional utilizando-se equipamento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, o qual é mostrado na figura 42.

Figura 42. Amostragem de solo, utilizando o método da cravação contínua



Este sistema de cravação também permite a instalação de poços de monitoramento pré-montados, os quais foram instalados no aterro de Angatuba.

Nas sondagens executadas efetuou-se a amostragem de solo a cada metro, selecionando-se um número representativo de amostras para análise até a profundidade do nível d'água ou até o limite do equipamento. Desta forma procurou-se traçar o perfil vertical de uma eventual pluma de contaminação. Foram retiradas, ainda, amostras visando à caracterização do solo quanto aos parâmetros físicos como massa específica, granulometria, entre outros,

os quais foram realizados no Laboratório de Mecânica dos Solos da Faculdade de Engenharia de Bauru – FEB/UNESP.

Considerando que no aterro de Luiz Antônio o nível do aquífero encontra-se muito profundo, não sendo detectado nas sondagens efetuadas até 26,0 metros de profundidade, foi efetuada somente a amostragem e caracterização do solo local, utilizando-se o método da cravação contínua (*Direct-push*).

Observa-se que após cada amostragem todas as ferramentas e equipamentos que estiveram diretamente em contato com as amostras coletadas, que não eram descartáveis, foram descontaminados.

Salienta-se que, após as sondagens efetuadas no aterro de Luiz Antônio, onde não foram instalados poços de monitoramento, os furos foram selados com calda de bentonita, conforme mostrado na figura 43, de modo a não permitir que este se tornasse um caminho preferencial para migração de contaminantes.

Figura 43. Procedimento de selamento dos furos de sondagem com calda de bentonita



Observa-se, ainda, que no aterro de Angatuba foram coletadas 11 (onze) amostras de solo e nos aterros de Jaci e Luiz Antônio foram coletadas 10 (dez) amostras em cada aterro, visando à realização das análises químicas. E ainda, em todos os aterros foram coletadas amostras a cada metro em pelo menos um furo de sondagem, visando à caracterização física do solo.

5.4 Instalação dos poços de monitoramento e amostragem de águas subterrâneas

Os poços de monitoramento foram instalados por empresa contratada e as amostragens de águas subterrâneas foram efetuadas por técnicos da CETESB, com acompanhamento técnico, conforme método descrito a seguir. Destaca-se que os princípios teóricos dos métodos utilizados, foram abordados no item 4.7.3.3. desse trabalho. Os pontos de instalação foram definidos, avaliando-se as informações preliminares obtidas, bem como os estudos geofísicos efetuados.

5.4.1 Instalação dos poços de monitoramento

Conforme descrito anteriormente as perfurações para amostragem de solo foram aproveitadas para a instalação de poços de monitoramento, seguindo-se as diretrizes da Norma NBR 15495-1: 2007 – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares — Parte 1: Projeto e construção, da ABNT.

Os poços de monitoramento foram instalados por dentro das hélices do trado oco, que serviram como um revestimento temporário, impedindo o desmoronamento e o deslizamento da parede do furo, enquanto o revestimento do poço de monitoramento foi instalado internamente.

Foram utilizados tubos-filtro e tubos de revestimento de 2". O espaço anelar formado entre o tubo-filtro e a parede da perfuração foi preenchido com material granular (areia fina lavada) formando o pré-filtro, de granulometria compatível com a formação e com a abertura de ranhura do tubo-filtro.

À medida que foi sendo instalado o pré-filtro as hastes do trado oco foram sendo retiradas gradativamente, evitando-se o deslocamento do tubo-filtro, do tubo de revestimento, e o colapso do furo. A injeção do pré-filtro foi realizada de forma lenta, com cuidado para que não houvesse o empolamento e travamento das hastes de sondagem com o revestimento do poço de monitoramento.

O pré-filtro foi instalado a até uma distância de 0,60 metros acima do topo do tubo-filtro. Em seguida iniciaram-se os trabalhos de desenvolvimento do

poço, por meio do pistoneamento com mangueiras descartáveis, válvulas e bomba submersa, seguindo-se as diretrizes estabelecidas na Norma NBR 15.495-2: 2008 – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – Parte 2: Desenvolvimento, da ABNT.

Para o desenvolvimento, conectou-se o pistão à mangueira flexível com comprimento maior que a profundidade do poço. A operação do pistão é realizada no interior dos filtros, em movimento de sobe e desce com curso da ordem de 20 – 30 cm no sentido descendente, iniciando 10 cm acima do topo da coluna do primeiro filtro e prosseguindo continuamente até atingir o fundo do poço.

Após cada seção de pistoneamento a posição do topo do envoltório de pré-filtro foi medida e quando necessário, completada, para em seguida ser executado o bombeamento do poço até a produção de água limpa. Os procedimentos de pistoneamento e bombeamento foram repetidos após a recuperação do nível estático inicial, até quando o envoltório do pré-filtro se estabilizou, e o poço produziu água limpa isenta de sólidos e sem turvação da água no início de novo bombeamento.

Depois de encerrado o desenvolvimento, o pré-filtro foi completado para manter coluna com 0,60 metros acima do topo do filtro. Acima do topo do pré-filtro foi colocada uma camada de 0,30 metros de material arenoso para transição (pré-filtro secundário) cuja função foi evitar a intrusão do material fino do isolamento do espaço anular no envoltório de pré-filtro. Nas figuras de 44 a 47 são ilustrados os procedimentos de instalação dos poços.

Figura 44. Retirada da haste interna do trado oco e colocação dos tubos filtro e de revestimento



Figura 45. Colocação do pré-filtro e início do desenvolvimento (pistoneamento)



A fim de vedar o espaço anular em torno do tubo geomecânico e evitar a contaminação do poço, foi utilizado acima da camada do pré-filtro, bentonita em *pellets* até atingir uma camada de cerca de 1,0 – 1,5 metros de espessura, em seguida efetuou-se a complementação do preenchimento do espaço anular com calda de bentonita, cimento e água, até 1,0 metro abaixo da superfície do terreno natural.

Figura 46. Continuidade do desenvolvimento (bombeamento) e colocação do selo de bentonita em *pellets*



Depois de completado o isolamento do espaço anular, foi executada a cimentação do espaço anular remanescente, e construção de laje de proteção, com argamassa cimento x areia, para proteção mecânica do poço de monitoramento, e a instalação de tampa de proteção devidamente lacrada com cadeado, procedendo-se à limpeza da área.

Figura 47. Preenchimento do espaço anelar com cauda de bentonita e cimento, e finalização do poço.



Observa-se que no aterro sanitário de Angatuba, por ocasião da campanha adicional realizada, utilizando-se equipamento da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, foram instalados poços de monitoramento pré-montados de 1", conforme ilustrado na figura 48 e na figura 49.

Figura 48. Detalhe do poço pré-montado (Filtro, pré-filtro e selo de bentonita) e sua colocação no furo de sondagem.



Figura 49. Colocação do tubo de revestimento e finalização do poço de monitoramento.



O desenvolvimento dos poços pré-montados foi executado por meio do método de superbombeamento, seguindo-se as diretrizes estabelecidas na Norma NBR 15.495-2: 2008 – Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – Parte 2: Desenvolvimento, da ABNT.

5.4.2 Amostragem de águas subterrâneas

As amostragens de águas subterrâneas foram realizadas pelo método de purga de baixa vazão, conforme diretrizes estabelecidas na Norma NBR 15.847: 2010 – Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga, da ABNT.

Os parâmetros indicativos da qualidade da água monitorados durante a purga foram: temperatura, pH, condutividade elétrica, potencial de oxirredução e oxigênio dissolvido.

O bombeamento foi efetuado por meio de bomba peristáltica, quando a profundidade era menor que 6 metros e com bomba de bexiga para profundidades maiores. Os tubos utilizados foram descartados entre cada amostragem. Os equipamentos utilizados são mostrados na figura 50 e na figura 51.

Figura 50. Bomba peristáltica.



Figura 51. Controlador/compressor e Bomba de bexiga.



A medição do nível d'água foi efetuada com o equipamento denominado *Interface*, mostrado na figura 52

Figura 52. Medidor de nível.



Para efetuar a medição dos parâmetros em campo, foi utilizada uma célula de fluxo conectada em série com o sistema de coleta por bombeamento, não permitindo que a água bombeada entrasse em contato com o ambiente externo previamente à realização das leituras. O equipamento utilizado é mostrado na figura 53.

Figura 53. Célula de fluxo utilizada para o monitoramento dos parâmetros indicativos da qualidade da água durante a amostragem.



Todos os instrumentos analíticos de campo encontravam-se devidamente calibrados, em laboratório acreditado, da Rede Brasileira de Calibração - RBC.

A primeira leitura dos parâmetros foi realizada após a passagem do volume de água contido na bomba, somado ao volume da tubulação e volume da célula de fluxo. Este volume é denominado volume do sistema.

Calculou-se a variação percentual em relação à primeira leitura após a estabilização do nível da água, para os parâmetros condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Os parâmetros indicativos da qualidade da água são considerados estáveis quando suas variações permanecem dentro de uma

faixa de oscilação predeterminada, por no mínimo três leituras consecutivas. A frequência entre as leituras deve ser baseada no tempo necessário para se renovar pelo menos um volume da célula de fluxo ou no mínimo a cada 3 minutos, o que for maior.

Na tabela 20, apresentam-se as faixas de variação para a estabilização dos parâmetros indicativos da qualidade da água.

Tabela 20. Faixas de variação para a estabilização dos parâmetros indicativos da qualidade da água.

Parâmetro	Faixa de Variação
Temperatura	$\pm 0,5$ °C
pH	$\pm 0,2$ unidade
Condutividade	$\pm 5,0\%$ das leituras
Oxigênio dissolvido	$\pm 10\%$ das leituras ou $\pm 0,2$ mg/L, o que for maior
Potencial de oxirredução	± 20 mV

Fonte: ABNT, 2010a.

Após cada amostragem, os equipamentos e materiais que não eram descartáveis, foram devidamente descontaminados.

Observa-se que, para o presente trabalho, foram coletadas amostras em 6 (seis) poços de monitoramento instalados no aterro de Angatuba e em 4 (quatro) poços de monitoramento instalados no aterro de Jaci. No aterro de Luiz Antônio não foram instalados poços de monitoramento devido a não ter-se atingido a zona saturada nas perfurações efetuadas até a profundidade de 24 metros, salientando-se que nos estudos geofísicos também não foi identificada a zona saturada até a profundidade aproximada de 40 metros.

5.5 Acondicionamento e preservação das amostras

Depois de coletadas, as amostras foram acondicionadas e preservadas de acordo com o “Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas” da CETESB, 2001. Apresenta-se na tabela 21 e na tabela 22 as informações relativas aos procedimentos adotados para o acondicionamento e preservação das amostras de solo e águas subterrâneas, respectivamente.

Tabela 21. Procedimentos adotados para o acondicionamento e a preservação das amostras de solo.

Parâmetros	Recipiente	Quantidade de amostra	Preservação	Armazenamento	Prazo de validade
VOC's varredura	PVA*	100 g	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	14 dias
PAH's COT	PVA*	200 g	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	14 dias 7 dias
Metais e NKT Fenol	PP LE	500 g	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 meses 28 dias
Cloreto, Fluoreto, Sulfato, Nitrato, Nitrito, Alcalinidade Total, Potencial Redox	PP LE	500 g	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	7 dias**

PVA – Frasco de vidro de cor âmbar do tipo pote com tampa de rosca e septo de teflon

PP LE – Frasco plástico descartável (de polímero inerte) do tipo pote, com lavagem especial

* Os frascos devem ser totalmente preenchidos com a amostra, de maneira a evitar a presença de ar

** Conforme recomendação do laboratório externo contratado

Fonte: adaptado de CETESB, 2001.

Tabela 22. Procedimentos adotados para o acondicionamento e a preservação das amostras de águas subterrâneas.

Parâmetros	Recipiente	Quantidade de amostra	Preservação	Armazenamento	Prazo de validade
VOC's varredura	V "Vial" LE*	40 ml	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	14 dias
PAH's	VA LE	1 litro	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	7 dias
COT e COD	V	300 ml	H ₂ SO ₄ até pH ≤ 2 e Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	7 dias
Série de Nitrogênio Fósforo Total	P	250 ml	H ₂ SO ₄ até pH ≤ 2 e Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	7 dias 28 dias
Metais e Dureza	P LE	250 ml	HNO ₃ até pH ≤ 2 e Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	6 meses**
Fenóis Totais	VA BE	500 ml	H ₂ SO ₄ até pH ≤ 2 e Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	28 dias
Cor e Turbidez	P	250 ml	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	48 horas
Alcalinidade Total Cloreto, Fluoreto e Sulfato Nitrato e Nitrito	P	250 ml	Resfriamento	Refrigeração a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$	24 horas 28 dias 48 horas

V "Vial" – Frasco de vidro de cor âmbar, de borossilicato (tipo Vial), com tampa rosqueável com septo de teflon

V – Frasco de vidro com tampa esmerilhada

VA – Frasco de vidro de cor âmbar

P – Frasco plástico descartável (de polímero inerte)

LE – Lavagem especial

BE – Boca estreita

* Os frascos devem ser totalmente preenchidos com a amostra, de maneira a evitar a presença de ar

** Exceto Mercúrio – 28 dias

Fonte: adaptado de CETESB, 2001.

As amostras de solo coletadas para as análises físicas foram acondicionadas em sacos de plástico descartáveis (de polímero inerte). As amostras de solo e águas subterrâneas coletadas para as análises físico-químicas foram transportadas em caixas térmicas com gelo e entregues aos laboratórios dentro dos prazos de validade recomendados.

5.6 Análises laboratoriais

Para justificar os parâmetros analisados, apresenta-se na tabela 23 a listagem de substâncias de interesse a serem consideradas na realização de investigação confirmatória de áreas de disposição de resíduos sólidos de origem urbana, conforme roteiro da CETESB, 2008.

Tabela 23. Substâncias de interesse para realização de investigação confirmatória de áreas de disposição de resíduos.

Lista de parâmetros 1	Lista de parâmetros 2	Lista de substâncias 3
N-Amoniacal	Arsênio	Pesticidas fenoxi-ácidos, clorados e fosforados
COD – Carbono Orgânico Dissolvido	Cromo	Herbicidas
COT - Carbono Orgânico Total	Cobre	Cianeto
Ferro total	Chumbo	SVOCs
Manganês total	Zinco	PCBs
Cloreto	Bário	Hidrocarbonetos Aromáticos Policlorados
Alumínio total	Cádmio	outros (de acordo com os resíduos depositados)
N-Nitrato	Níquel	
Sulfato	Mercúrio	
Eh	TPH	
pH	PAH's	
Condutividade elétrica	VOCs	
Temperatura		
Oxigênio Dissolvido		

Fonte: CETESB, 2008.

Ressalta-se que a lista 1 refere-se aos parâmetros para indicar impacto da infiltração de lixiviado, a lista 2 aos contaminantes comuns e a lista 3 aos contaminantes comuns em áreas que potencialmente tenham recebido resíduos de origem industrial. Desta forma, para aterros de Resíduos Sólidos

Urbanos, exige-se a análise das listas 1 e 2 e, quando há recebimento de resíduos industriais, exige-se também a lista 3, o que não é o caso dos empreendimentos constantes do projeto.

Em face do exposto, para os aterros selecionados foi realizada a análise dos seguintes parâmetros para solos: Cloreto, Fluoreto, Sulfato, Nitrato, Nitrito, Alcalinidade Total, Potencial Redox, Alumínio, Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Fenóis Totais, Ferro, Manganês, Mercúrio, Níquel, Nitrogênio Kjeldahl Total, pH, Selênio, Sódio, Zinco, Carbono Orgânico Total – COT; **Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis – VOC's:** 1,1 Dicloro - 1 – propeno, 1,1,1 Tricloroetano, 1,1,1,2 Tetracloroetano, 1,1,2 Tricloroetano, 1,1,2,2 Tetracloroetano, 1,1 Dicloroetano, 1,1 Dicloroetano, 1,2 Diclorobenzeno, 1,2 Dicloroetano, 1,2,3 Triclorobenzeno, 1,2,3 Tricloropropano, 1,2,4 Triclorobenzeno, 1,2,4 Trimetilbenzeno, 1,2 Dibromoetano, 1,2 Dicloropropano, 1,3,5 Triclorobenzeno, 1,3,5 Trimetilbenzeno, 1,3 Diclorobenzeno, 1,3 Dicloropropano, 1,4 Diclorobenzeno, 1 Cloro - 2 – Metilbenzeno, 1 Cloro - 4 – Metilbenzeno, Benzeno, Bromobenzeno, Bromoclorometano, Bromodiclorometano, Bromofórmio, cis - 1,2 – Dicloroetano, Cloreto de Metileno, Cloreto de Vinila, Clorobenzeno, Clorofórmio, Dibromoclorometano, Dibromometano, Estireno, Etilbenzeno, Hexaclorobutadieno, Isopropilbenzeno, m,p – Xileno, n – Butilbenzeno, n – Propilbenzeno, o – Xileno, p – Isopropiltolueno, sec – Butilbenzeno, terc – Butilbenzeno, Tetracloreto de Carbono, Tetracloroetano, Tolueno, trans - 1,2 – Dicloroetano, Tricloroetano; **Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – PAH's:** Acenaftaleno, Antraceno, Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(g,h,i)perileno, Benzo(k)fluoranteno, Criseno, Dibenzo(a,h)antraceno, Fenantreno, Fluoranteno, Fluoreno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Naftaleno, Pireno.

Para as águas subterrâneas, foram analisados os mesmo parâmetros, acrescidos de: Oxigênio Dissolvido, Condutividade, Cor aparente, Turbidez, Dureza e Carbono Orgânico Dissolvido.

As análises químicas foram efetuadas nos laboratórios da CETESB, os quais possuem acreditação do INMETRO (CRL 0093), segundo os requisitos estabelecidos na norma ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005 – “Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração”, exceto as análises de solo para os parâmetros: Cloreto, Fluoreto, Fósforo, Sulfato, Nitrato, Nitrito, Alcalinidade Total e Potencial Redox, os quais não são realizados pelos laboratórios da CETESB. Desta forma foi contratado o laboratório da empresa BIOAGRI AMBIENTAL LTDA, também acreditado pelo INMETRO (CRL 0172).

Conforme boletins de análises fornecidos pelos laboratórios, na tabela 24, são descritos os métodos adotados nas análises efetuadas.

Tabela 24. Métodos analíticos adotados para os parâmetros avaliados.

Parâmetro	Método
Alcalinidade	Solo: SMEWW 2320B – Titration Method Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 2320, potenciometria com eletrodo combinado
Alumínio, Bário, Ferro, Manganês, Níquel, Zinco	Solo: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 3120B, espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio – ICP/OES
Alumínio, Cobre, Cromo, Dureza, Ferro, Manganês, Níquel, Sódio, Zinco	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 3120B, espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio – ICP/OES
Arsênio, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Selênio	Solo: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 3113, espectrometria de absorção atômica – forno grafite.
Arsênio, Cádmio, Chumbo, Selênio	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 3113, espectrometria de absorção atômica – forno grafite.
Carbono Orgânico Dissolvido	Solo: Método de análise baseado em GAUDETTE, H. E. & FLIGHT, W. R. – Na Inexpresive Method for the Determination of Organic Carbon in Recent Sediments. Journal of Sedimentaru Petrology, V. 44 (01), p. 249-253, 1974.
Carbono Orgânico Dissolvido, Carbono Orgânico Total	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – 21ª Ed. (2005) – Método 5310B – high – Temperature Combustion Method.
Cloreto, Fluoreto, Sulfato, Nitrato, Nitrito	Solo: POP PA 032 / USEPA SW 846 300.1, 9056

“Continua”

Tabela 24. Métodos analíticos adotados para os parâmetros avaliados – Continuação.

Parâmetro	Método
Condutividade	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – 21ª Ed. (2005) – Método 2510B.
Cor aparente	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – 21ª Ed. (2005) – Método 2120B, comparação visual.
Fenóis Totais	Água e Solo: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 5530D, colorimetria com amino-antipirina
Fluoreto, Sulfato	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 4110C, cromatografia iônica.
Fósforo	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 4500P, item B e F, colorimetria automática com molibdato de amônio e ácido ascórbico após digestão ácida em meio sulfúrico.
Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – PAH's	Água e Solo: SW 846 – Test Methods for Evaluating Solid Waste (1998) Método EPA 8310 Polynuclear Aromatic Hydrocarbons – Rev. 0.
Mercurio	Água e Solo: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 3112, espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio.
Nitrogênio Kjeldahl Total	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 4500N Org. e 4500NH3 B e 4110B, digestão ácida, destilação e cromatografia iônica. Solo: Digestão ácida e determinação colorimétrica automática com ácido dicloro isocianídrico (ISO 11732 e APHA-1998 4500-N Org., item B).
pH	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 4500H, item B, potenciometria com eletrodo combinado. Solo: Procedimento de análise adaptado do método 904 5C – Soil and Waste pH – do EPA-SW 846, 1995 (pH do sólido em água).
Sódio	Solo: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, métodos 3030K e 3111B, espectrometria de absorção atômica – chama ar/acetileno.
Turbidez	Água: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA – AWWA – WEF – versão on line, método 2130, turbidimetria.
Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis	Água e Solo: SW 846 – Test Methods for Evaluating Solid Waste (1998) Método EPA 8260 C – Volatile Organics by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (CG/MS) Rev. 3.

Fonte: Boletins de análises fornecidos pela CETESB e BIOAGRI.

Efetuiu-se também a caracterização física das amostras de solo, sendo que as análises foram executadas no Laboratório de Mecânica dos Solos da Faculdade de Engenharia de Bauru – FEB/UNESP.

As análises de massa específica e granulometria foram efetuadas seguindo-se as diretrizes estabelecidas nas seguintes normas da ABNT:

- NBR 6457: 1986 - Amostras de solo - preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização;
- NBR 6508: 1984 - Grãos de solo que passam na peneira de 4,8mm - Determinação da massa específica;
- NBR 7181: 1984 - Solo - Análise granulométrica.

5.7 Informações complementares

Apresentam-se na tabela 25, as datas em que foram desenvolvidos os trabalhos de campo nos respectivos locais de estudo.

Tabela 25. Resumo dos trabalhos de campo

Data	Período (dias)	Objetivo
Angatuba		
01.07.2010	1	Levantamento de informações preliminares
19.08.2010	2	Realização dos ensaios geofísicos
27.12.2010	1	Preparação para as sondagens
26.01.2011	3	Sondagens e amostragem de solo
07.02.2011	4	Sondagens e amostragem de solo
23.03.2011	2	Amostragem de água subterrânea
19.10.2011	1	Levantamentos topográficos e potenciometria
Jaci		
04.08.2010	1	Levantamento de informações preliminares
10.12.2010	2	Realização dos ensaios geofísicos
14.03.2011	1	Preparação para as sondagens
15.03.2011	7	Sondagens e amostragem de solo
12.07.2011	2	Amostragem de água subterrânea
26.10.2011	1	Levantamentos topográficos e potenciometria
Luiz Antônio		
14.07.2010	1	Levantamento de informações preliminares
18.10.2010	2	Realização dos ensaios geofísicos
23.03.2011	3	Sondagens e amostragem de solo

Ressalta-se ainda, que foram obtidos dados relativos à climatologia para posterior avaliação em relação aos resultados obtidos, considerando os critérios estabelecidos para dispensa da impermeabilização complementar, por meio da Norma ABNT 15849:2010.

As informações relativas à temperatura, pluviometria e excedente hídrico, foram obtidas junto ao Centro de Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIIAGRO online e ao Instituto Nacional de Meteorologia - INMET

De acordo com INMET (2011), o balanço hídrico é uma maneira de monitorar o armazenamento de água no solo computando o volume de água que entra e que sai. Esse procedimento segue a metodologia proposta por THORNTHWAITE & MATHER (1955). A capacidade máxima de água disponível no solo foi fixada em 100 mm e a evapotranspiração potencial (ET₀) é estimada pelo método de THORNTHWAITE (1948). Os valores de temperatura e precipitação correspondem às médias históricas para os períodos de 1931-1960 e 1961-1990 (normais climatológicas), nas localidades de interesse.

O CIIAGRO (2011) disponibiliza o balanço hídrico semanal do estado de São Paulo segundo metodologia de THORNTHWAITE-MATHER, com as características específicas do solo de cada localidade.

Conforme descrito em CIIAGRO (2011), o conceito de balanço hídrico (THORNTHWAITE, 1948) avalia o solo como um reservatório fixo, no qual a água armazenada, até o máximo da capacidade de campo, somente será removida pela ação das plantas.

THORNTHWAITE, 1948, teve o grande mérito e a sensibilidade de confrontar de maneira prática os valores de precipitação e de evapotranspiração, sendo que esta comparação entre os valores de precipitação e evapotranspiração potencial determina em linha base o balanço hídrico.

O balanço hídrico, além da evapotranspiração potencial, possibilita estimar a evapotranspiração real, excedente hídrico, deficiência hídrica e as fases de

reposição e retirada de água no solo, cujas definições são as seguintes (ALFONSI, 1995).

- Evapotranspiração real: a quantidade de água que nas condições reais se evapora do solo e transpira das plantas.
- Deficiência hídrica: diferença entre a evapotranspiração potencial e a real.
- Excedente hídrico: diferença entre a precipitação e a evapotranspiração potencial, quando o solo atinge a sua capacidade máxima de retenção de água.

A evapotranspiração potencial é um dos parâmetros apresentados no Boletim publicado duas vezes por semana no site do CIIAGRO. A evapotranspiração potencial é estimada pelo método de CAMARGO (1983), de modo que:

$$ETP = T \times 0,01 \times Q_0 \times N \times K \quad \text{onde,}$$

ETP - Evapotranspiração potencial

T - Temperatura média diária do ar °C

Q₀ - Radiação solar extraterrestre (milímetros equivalentes)

N - Número de dias

K - Fator de ajuste dependente de temperatura média do período

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente são apresentados os resultados obtidos de forma detalhada, para cada um dos locais de estudo e posteriormente apresenta-se uma síntese dos dados mais relevantes, visando facilitar o entendimento e comparação entre as áreas.

6.1 Apresentação geral

Os resultados detalhados estão divididos segundo as etapas de investigação, ou seja, iniciando-se pelos ensaios geofísicos, seguido da caracterização física das amostras de solo e respectivas análises físico-químicas e finalmente as análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas.

Para cada um dos locais, são discutidos alguns aspectos relativos aos resultados obtidos e possíveis relações da geologia, hidrogeologia e climatologia, bem como, com o transporte e atenuação dos poluentes. Apresentam-se, ainda, os parâmetros de projeto, visando comparar com os critérios estabelecidos para dispensa da impermeabilização complementar, por meio da Norma ABNT 15.849"2010.

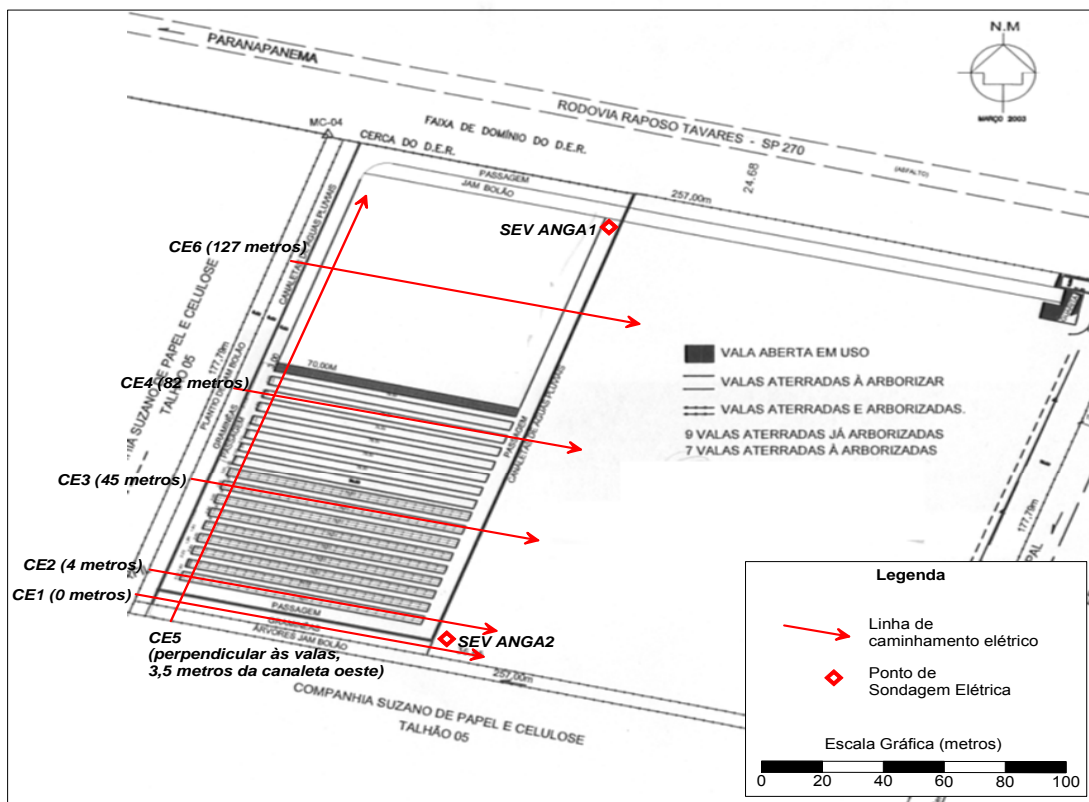
6.1.1 Aterro sanitário em valas de Angatuba – SP

A partir da caracterização do local de estudo, conforme descrito no item 5.1 deste trabalho, cujas informações foram obtidas nos levantamentos preliminares, por meio de visitas em campo, bem como, da avaliação dos documentos existentes, inclusive os que subsidiaram o processo de licenciamento da área, foram planejadas as etapas de investigação, definindo-se os aspectos de interesse, como os locais para a realização dos ensaios geofísicos e amostragem de solo e águas subterrâneas, sendo os resultados apresentados e discutidos a seguir.

6.1.1.1 Ensaios geofísicos

Entre os dias 19 e 20 de agosto de 2010, foram executados 2 (dois) ensaios de Sondagens Elétricas Verticais – SEV's, com o objetivo principal de identificar a posição da zona saturada nas proximidades das valas, e 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. A localização dos ensaios realizados é apresentada na Figura 54.

Figura 54. Localização dos ensaios geofísicos.



Sondagens Elétricas Verticais – SEV's

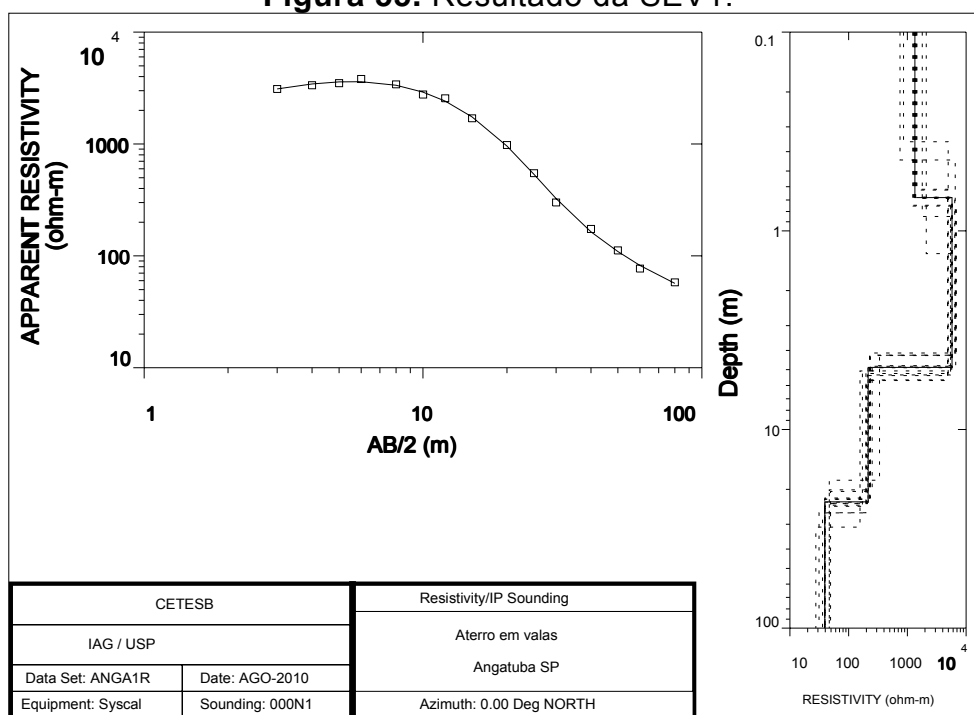
Os ensaios de SEV foram realizados com arranjo Schlumberger com abertura máxima AB/2 de 80 metros (devido a restrições de espaço no local). Esses ensaios apresentaram modelos geoeletricos que possibilitam caracterizar horizontes de solo/sedimento e a zona saturada.

Para a interpretação dos dados geofísicos é importante a adição de informações diretas e da geologia local. Uma informação importante é que, por ocasião do projeto, uma perfuração realizada na área, até a profundidade de 10 metros não atingiu a zona saturada.

Outra informação é que de acordo com o mapa de PERROTA et al. (2004), no local ocorrem os sedimentos da Formação Serra Alta, próximo de seu contato com o topo da Formação Irati. A Formação Serra Alta é constituída essencialmente por siltitos e argilitos cinza escuros, não betuminosos, em camadas tabulares maciças ou com laminação plano-paralela pouco desenvolvida, com camadas de calcário impuro e nódulos de sílex.

A SEV 1 foi realizada na parte inferior da área, mais próxima da Rodovia Raposo Tavares. Apresentou um modelo de 4 camadas, que pode ser observado na figura 55.

Figura 55. Resultado da SEV1.

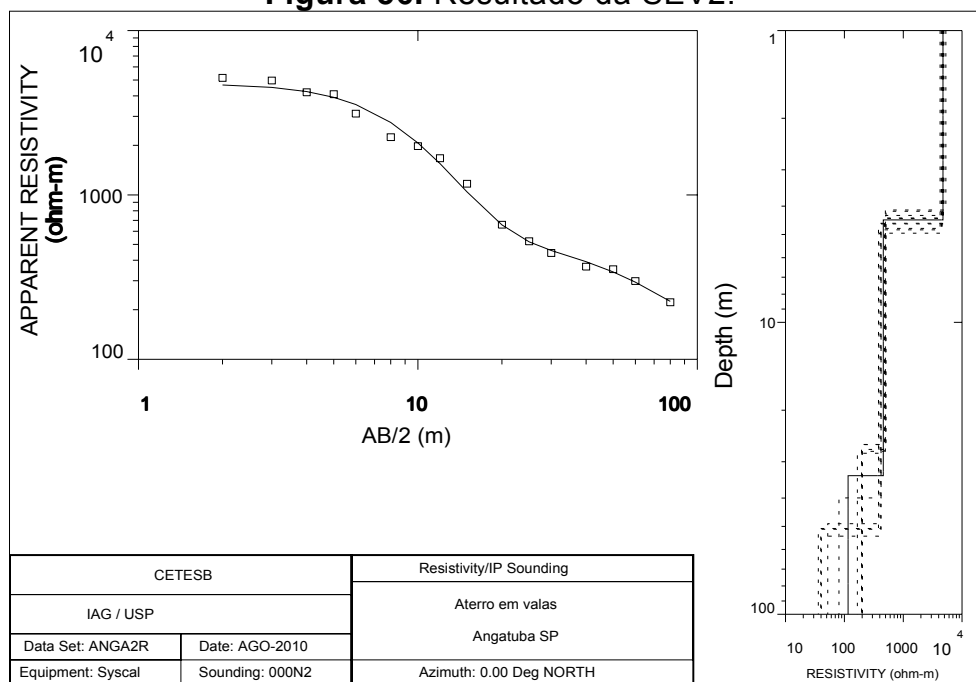


Camada	Profundidade (m)	ρ (ohm.m)	Interpretação
1	0 – 0,7	1342	Solo superficial / aterro
2	0,7 – 4,9	5751	Solo de alteração não saturado
3	4,9 – 23,1	242	Solo / sedimento (parcialmente saturado)
4	23,1 –	44	Sedimento (saturado)

Os altos valores de resistividade para as camadas superiores são compatíveis com solo de alteração com baixo teor de umidade. Na terceira camada os valores de resistividade diminuem, mas ainda são considerados altos, caracterizando possivelmente os sedimentos da Formação Serra Alta acima da zona saturada. A quarta camada apresenta resistividade mais baixa (44 ohm.m) sendo interpretada como sedimentos siltsos saturados. Dessa forma, nesse ponto estimou-se que a zona saturada estaria posicionada cerca de 23 metros de profundidade.

A SEV 2 foi realizada na parte superior da área, a montante das valas, apresentando um modelo de 3 camadas (figura 56).

Figura 56. Resultado da SEV2.



Camada	Profundidade (m)	ρ (ohm.m)	Interpretação
1	0 – 4,5	4703	Solo de alteração não saturado
2	4,5 – 33,5	457	Solo / sedimento (parcialmente saturado)
3	33,5	112	Sedimento (saturado)

O alto valor de resistividade da camada superior caracteriza o solo de alteração 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

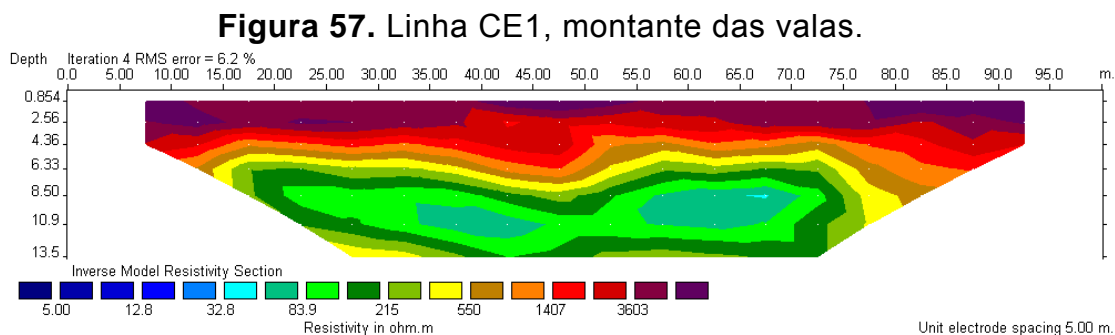
baixa (112 ohm.m) sendo interpretada como sedimentos saturados. A diferença de resistividade para essa camada em relação à SEV 1 pode estar relacionada à mudança litológica (sedimento mais arenoso ou mesmo camada de calcário). Nesse ponto estimou-se que a zona saturada estaria posicionada cerca de 33 metros de profundidade.

Conforme será apresentado no item 6.1.3., quando da realização das sondagens, verificou-se que o nível d'água encontrava-se em profundidade muito inferior ao estimado inicialmente por meio dos estudos geofísicos. Possivelmente a terceira camada identificada na SEV1 e a segunda camada identificada na SEV2, caracterizadas pela redução dos valores de resistividade, já indicavam a zona saturada.

Caminhamentos Elétricos – CE's

Os ensaios de CE foram realizados com arranjo dipolo-dipolo com espaçamento de 5 metros e 9 níveis de investigação. Dessa forma, pretende-se estudar as valas e a possível zona de influência do lixiviado até a profundidade de 14 metros, ou seja, de mais de 10 metros de solo natural abaixo das valas. As posições das linhas são apresentadas no mapa da figura 54. 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 observar as valas existentes em conjunto.

A Linha CE1 foi realizada a montante das valas, em área sem resíduos. Como pode ser observado na figura 57, apresenta altos valores de resistividade (na parte superior acima de 5000 ohm.m). Uma zona de resistividade relativamente mais baixa (80 ohm.m) pode ser resultado da proximidade com a primeira vala.



As linhas CE2, CE3 e CE4 foram realizadas sobre as valas 1, 8 e 15, respectivamente, e podem ser analisadas em conjunto (figuras 58, 59 e 60). Apresentam claramente baixas resistividades devido aos resíduos (pode-se considerar entre 1 e 100 ohm.m) e mostram uma zona de influência do lixiviado sob as valas, mais marcante nas valas 8 e 15, que são as mais recentes. Na vala 1, mais antiga, essa zona é bem menos desenvolvida indicando claramente que a geração de lixiviado diminuiu. 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, como era esperado.

Figura 58. Linha CE2, sobre a vala 1.

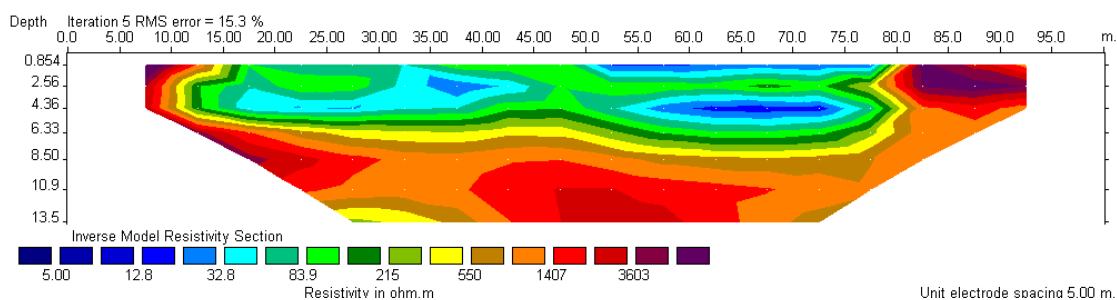


Figura 59. Linha CE3, sobre a vala 8.

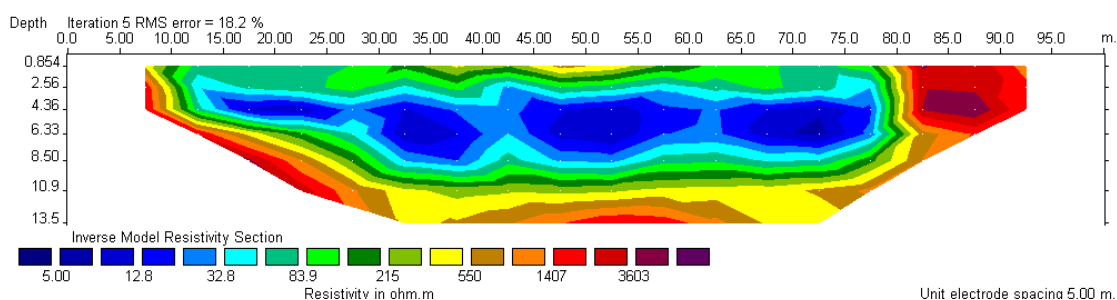
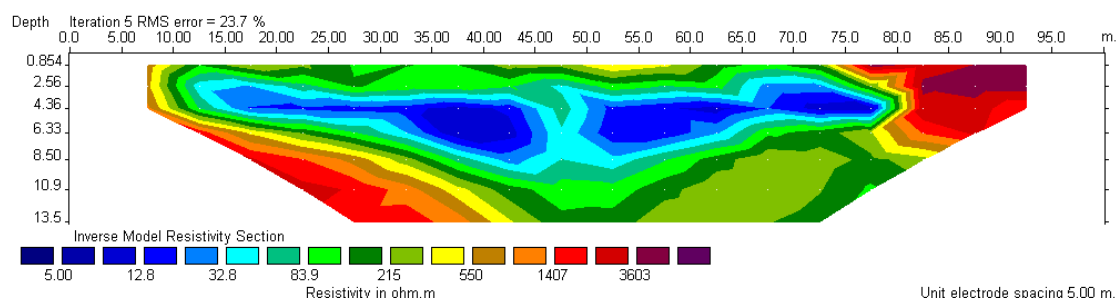
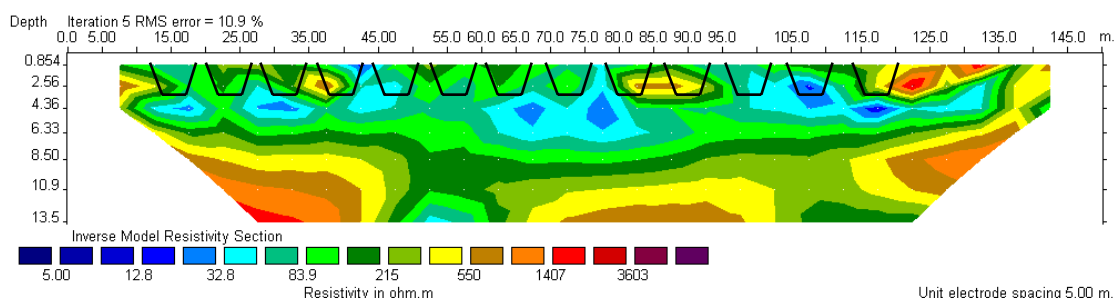


Figura 60. Linha CE4, sobre a vala 15.



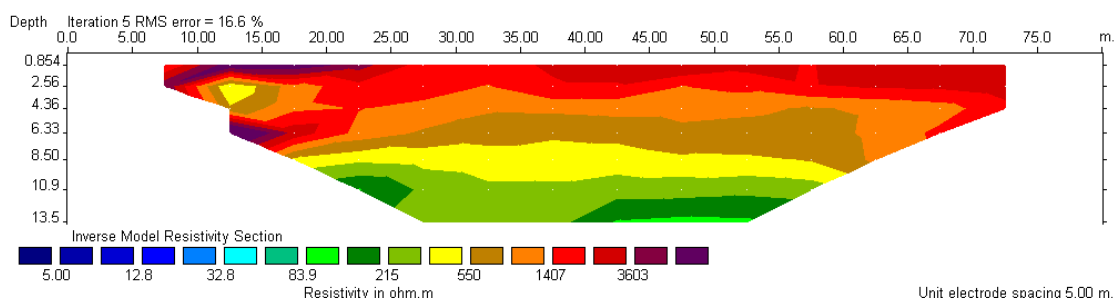
A Linha CE5 foi realizada de forma a atravessar todas as valas. Foi executada em seu flanco oeste, próxima da extremidade das valas, por não ser possível ser executada na parte central devido às espécies vegetais plantadas entre as valas. Essa linha permite visualizar principalmente a zonas de influência dos resíduos sobre as valas. Considerando que a última vala com resíduos está aproximadamente a 120 metros do ponto de início da linha de CE, observa-se que a zona de influência dos resíduos vai até cerca de 10 metros à frente dessa vala. Em profundidade, essa zona de influência tende a ficar até 8,5 metros, porém existem zonas de resistividade relativamente mais baixas em profundidade entre as posições 45 e 65 metros e 105 e 125 metros. Essas feições podem caracterizar variações litológicas ou influência do lixiviado em profundidades maiores. Porém essa questão não pode ser solucionada pelos resultados geofísicos.

Figura 61. Linha CE5, perpendicular às valas.



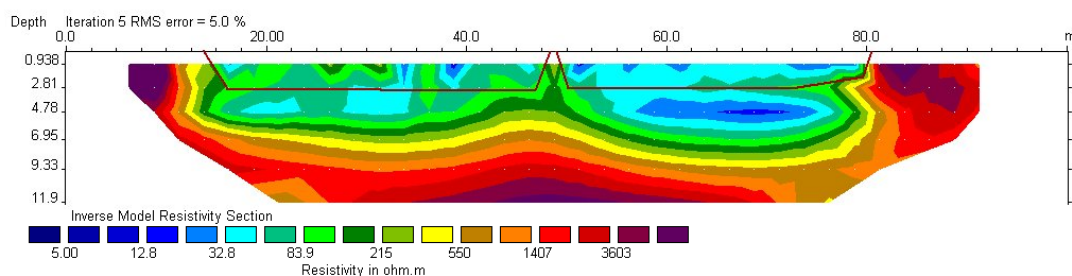
A Linha CE6 foi realizada a jusante das valas, a cerca de 10 metros da última vala preenchida. Não apresenta nenhuma feição anômala que possa caracterizar influência de lixiviados, sendo a diminuição de resistividade em profundidade compatível com o aumento do teor de umidade no solo/sedimento.

Figura 62. Linha CE6, a jusante das valas.



A Linha CE2, sobre a vala 1, é de maior interesse para o prosseguimento dos trabalhos com sondagens e coleta de dados diretos. Por essa razão o modelo geoeletrico 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 63, onde pode-se observar mais claramente a vala, e a área de influência dos lixiviados. Dessa forma o local de ensaio pode ser escolhido de forma adequada. A vala apresentou cerca de 70 metros de comprimento e 3 metros de profundidade, sendo que a parte mais afetada pelos lixiviados deve estar entre as posições 65 a 75 metros, entre 5 e 7 metros de profundidade.

Figura 63. Linha CE2, modelo interpretado para realçar as feições superficiais.



Na figura 64 e na figura 65, são apresentadas algumas imagens dos trabalhos de campo no aterro em valas de Angatuba.

Figura 64. Estaqueamento do perfil para a realização do ensaio de caminhamento elétrico no aterro de Angatuba

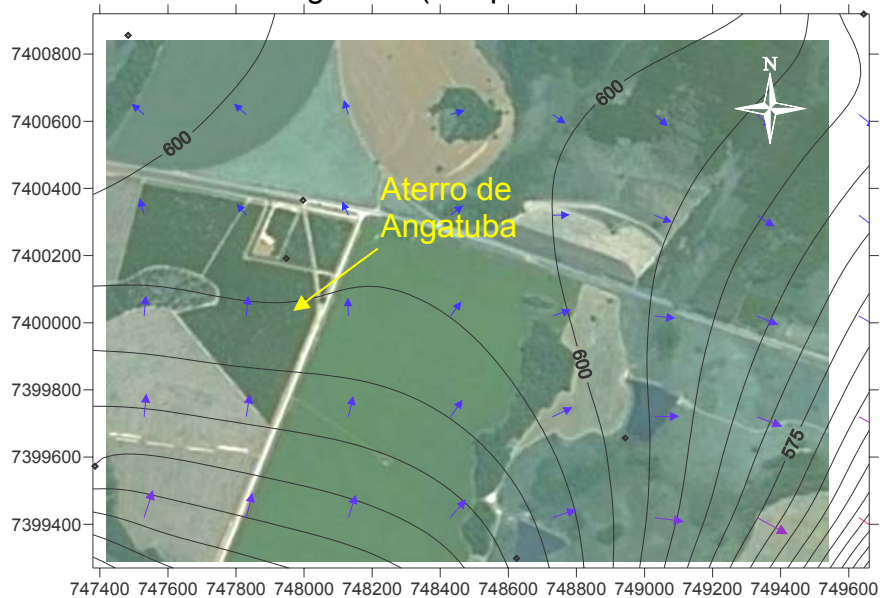


Figura 65. Detalhe dos equipamentos utilizados para os ensaios



Na figura 66, apresenta-se o mapa de fluxo regional de águas subterrâneas no entorno do aterro sanitário de Angatuba, obtido por meio da interpretação dos resultados dos estudos geofísicos.

Figura 66. Mapa de fluxo regional de águas subterrâneas no entorno do aterro sanitário de Angatuba (Adaptado de GOOGLE EARTH)



6.1.1.2 Solo

Conforme exposto anteriormente, as amostragens de solo no aterro sanitário de Angatuba foram efetuadas em duas campanhas, sendo a primeira entre

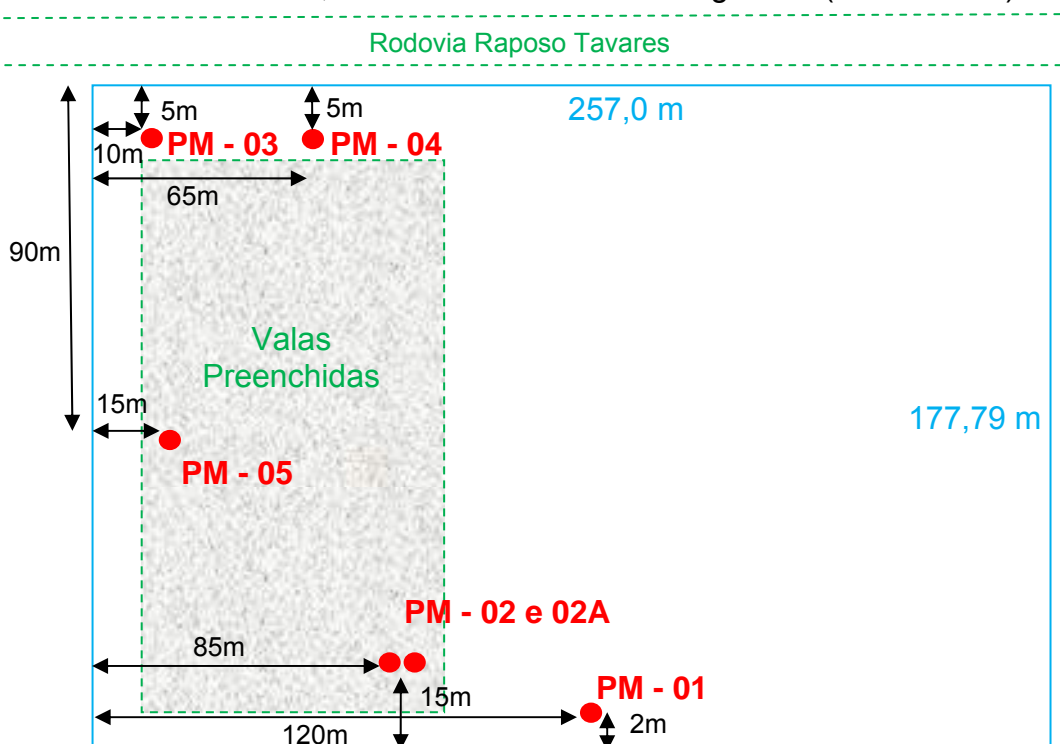
os dias 26.01.2011 e 28.01.2011, e a segunda entre os dias 07.02.2011 e 10.02.2011.

Ao todo foram coletadas 11 (onze) amostras de solo para as análises físico-químicas, divididas em 3 (três) pontos (PM's 01, 02 e 05).

No PM-01 foram retiradas 3 (três) amostras, de 4 a 6 de profundidade, tendo-se detectado o nível d'água a 6,94 metros, no PM-02 foram retiradas 3 (três) amostras, de 6 a 8 metros de profundidade (as amostras entre 4 e 5 metros continham resíduos e foram descartadas), tendo-se detectado o nível d'água a 7,05 metros, e no PM-05 foram retiradas 5 (cinco) amostras, de 4 a 8 metros de profundidade, tendo-se detectado o nível d'água a 5,48 metros, portanto, nestes dois últimos pontos foram coletadas amostras, também, na zona saturada. Os demais pontos de sondagens foram utilizados para a retirada de amostras para a caracterização física do solo. Posteriormente, os pontos de sondagens foram utilizados para a execução dos poços de monitoramento, sendo instalado um poço multinível (PM-02 e 02A).

Na figura 67 apresenta-se um croqui com a localização dos pontos de sondagens/poços de monitoramento.

Figura 67. Croqui de localização dos pontos de sondagens/poços de monitoramento, no aterro sanitário de Angatuba (sem escala)



Observa-se que o ponto 1 (PM-01) está localizado a montante das valas utilizadas para a disposição de resíduos, sendo utilizado como referência para comparação com os resultados dos demais pontos, o ponto 2 (PM-02 e 02A), onde foi instalado o poço multinível, está localizado exatamente sobre a vala mais antiga do aterro, cuja disposição iniciou-se no ano de 2004, os pontos 3 (PM-03) e 4 (PM-04) localizam-se a jusante da área ocupada pelas valas, e o ponto 5 (PM-05) está localizado entre as valas, aproximadamente no ponto médio da área atualmente ocupada por resíduos. Na tabela 26 são apresentadas informações sobre os pontos de sondagens.

Tabela 26. Informações sobre os pontos de sondagens - Angatuba

Ponto	Coordenadas		Cota (m)	Profundidade (m)
	UTM-E (m)	UTM-N (m)		
1	747.991	7.400.189	628,56	10,20
2	747.929	7.400.212	628,45	10,52
2A	747.929	7.400.212	628,45	8,41
3	747.920	7.400.370	624,50	7,67
4	747.954	7.400.355	624,80	7,65
5	747.906	7.400.292	627,03	7,10

Conforme informações preliminares obtidas, corroborado com as análises granulométricas efetuadas a partir das amostras obtidas nas sondagens, o solo local é composto predominantemente por argila. Na tabela 27 são apresentados os resultados dos ensaios de granulometria para as amostras obtidas nos respectivos pontos de sondagens.

Tabela 27. Resultados dos ensaios de granulometria

Ponto	Profund. (m)	Massa específica (g/cm ³)	COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA					Predominância
			Areia grossa	Areia média	Areia fina	Silte	Argila	
1	3,5 - 7	2,692	1,8%	4,5%	13,4%	23,6%	56,7%	Argila
2	1	2,636	0,6%	6,8%	24,4%	15,7%	52,5%	Argila
2	2	2,732	2,0%	7,2%	20,6%	19,8%	50,4%	Argila
2	3 - 4	2,847	9,9%	7,2%	13,7%	25,0%	44,2%	Argila
2	5 - 6	2,904	5,9%	4,6%	6,0%	40,6%	42,9%	Argila
3	1 - 4	2,739	0,5%	5,7%	22,9%	13,1%	57,8%	Argila
3	5 - 6	2,739	1,2%	2,5%	15,1%	22,7%	58,5%	Argila
3	7 - 8	2,687	1,4%	2,0%	6,1%	36,7%	53,8%	Argila

Na tabela 28 são apresentados os resultados das análises físico-químicas das amostras de solo.

Tabela 28. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Angatuba

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 02			PM - 05				
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	4 metros	5 metros	6 metros	6 metros	7 metros	8 metros	4 metros	5 metros	6 metros	7 metros	8 metros
pH					5,73	5,42	5,36	5,02	7,42	6,44	5,40	5,41	5,20	5,62	5,42
Cloreto	mg/Kg				< 13	< 13	< 14	222	< 12	< 12	< 14	< 13	< 14	< 14	< 14
Fluoreto	mg/Kg				< 1,3	< 1,3	< 1,4	< 1,4	< 1,2	< 1,2	< 1,4	< 1,3	< 1,4	< 1,4	< 1,4
Sulfato	mg/Kg				< 13	< 13	< 14	< 14	< 12	< 12	< 14	< 13	< 14	< 14	< 14
Sódio	mg/Kg				34,2	30,0	53,2	291	45,8	116	64,0	48,7	53,5	108	98,1
Nitrato	mg/Kg	-	-	-	< 1,3	< 1,3	< 1,4	< 1,4	< 1,2	< 1,2	< 1,4	< 1,3	< 1,4	< 1,4	< 1,4
Nitrito	mg/Kg				< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Nitrogênio Kjeldahl Total	mg/Kg				543	308	199	209	166	< 160	195	173	< 160	< 160	< 160
Carbono Orgânico Total - COT	%				< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	3,62	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Alcalinidade Total	%				< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Potencial Redox	mV				-188	-142	-128	71	-92	-108	-17	-10	-18	-24	-48
Fenóis Totais	mg/Kg	na	0,2	5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5
Alumínio	mg/Kg	-	-	-	85497	76083	54396	54906	34999	27863	57370	40124	51687	25031	27491
Arsênio	mg/Kg	3,5	15	35	20,9	19,4	23,9	24,5	20,7	32,8	28,8	13,8	14,1	19,4	19,0
Bário	mg/Kg	75	150	300	35,1	76,4	152	119	521	984	42,7	52,5	47,9	45,1	62,4
Cádmio	mg/Kg	< 0,5	1,3	3	< 0,05	< 0,05	0,05	0,1	0,13	0,23	0,09	< 0,05	0,08	0,07	0,09
Chumbo	mg/Kg	17	72	180	33,6	39,1	58,5	27,2	25,1	38,8	35,8	37,5	36,2	35,4	61,2
Cobre	mg/Kg	35	60	200	21,8	20,5	33,8	36,7	47,1	65,7	32,1	26,1	36,9	38	40
Cromo	mg/Kg	40	75	150	31,5	47,5	22,4	26,4	7,81	15,3	40,9	22,1	15,0	13,0	14,2
Ferro	mg/Kg	-	-	-	65837	71286	73441	75925	69074	69428	151832	90946	75764	69498	56887
Manganês	mg/Kg	-	-	-	261	473	1095	764	2444	4829	657	540	448	695	598
Mercúrio	mg/Kg	0,05	0,5	12	0,11	< 0,10	< 0,10	0,23	0,18	0,22	< 0,10	< 0,10	0,21	0,18	0,27
Níquel	mg/Kg	13	30	70	15,6	10,7	14,5	7,89	21	41,4	16,3	17,2	11,4	11,8	12,2

"Continua"

Tabela 28. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Angatuba (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 02			PM - 05				
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	4 metros 1109913	5 metros 1109914	6 metros 1109915	6 metros 1109918	7 metros 1109917	8 metros 1109916	4 metros 1109919	5 metros 1109920	6 metros 1109921	7 metros 1109922	8 metros 1109923
Selênio	mg/Kg	0,25	5	-	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	
Zinco	mg/Kg	60	300	450	41,2	40,9	53,4	51,4	56,5	PI	72,3	71,1	56,3	63,8	69,2
Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis															
1,1 Dicloro - 1 - propeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,1,1 Tricloroetano	µg/Kg	na	-	11000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,1,2 Tetracloroetano	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,2 Tricloroetano	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,2,2 Tetracloroetano	µg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,1 Dicloroetano	µg/Kg	na	-	8500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1 Dicloroetano	µg/Kg	na	-	5000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2 Diclorobenzeno	µg/Kg	na	730	150000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2 Dicloroetano	µg/Kg	na	75	150	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2,3 Triclorobenzeno	µg/Kg	na	10	5000	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
1,2,3 Tricloropropano	µg/Kg				< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
1,2,4 Triclorobenzeno	µg/Kg	na	11	7000	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,2,4 Trimetilbenzeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,2 Dibromoetano	µg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,2 Dicloropropano	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,3,5 Triclorobenzeno	µg/Kg	na	500	-	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,3,5 Trimetilbenzeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,3 Diclorobenzeno	µg/Kg	na	390	-	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,3 Dicloropropano	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,4 Diclorobenzeno	µg/Kg	na	390	50000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0

PI - Presença de interferentes

"Continua"

Tabela 28. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Angatuba (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 02			PM - 05				
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	4 metros 1109913	5 metros 1109914	6 metros 1109915	6 metros 1109918	7 metros 1109917	8 metros 1109916	4 metros 1109919	5 metros 1109920	6 metros 1109921	7 metros 1109922	8 metros 1109923
1 Cloro - 2 - Metilbenzeno	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
1 Cloro - 4 - Metilbenzeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
Benzeno	µg/Kg	na	30	60	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Bromobenzeno	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Bromoclorometano	µg/Kg				< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	
Bromodichlorometano	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Bromofórmio	µg/Kg				< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	
cis - 1,2 - Dicloroetano	µg/Kg	na	-	1500	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
Cloreto de Metileno	µg/Kg	na	18	4500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Cloreto de Vinila	µg/Kg	na	3	5	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Clorobenzeno	µg/Kg	na	410	40000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
Clorofórmio	µg/Kg	na	1750	3500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Dibromoclorometano	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
Dibromometano	µg/Kg				< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	
Estireno	µg/Kg	na	200	15000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
Etilbenzeno	µg/Kg	na	6200	35000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
Hexaclorobutadieno	µg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	
Isopropilbenzeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
m,p - Xileno	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
n - Butilbenzeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
n - Propilbenzeno	µg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	
o - Xileno	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	
p - Isopropiltolueno	µg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	

"Continua"

Conforme pode-se verificar, para os métodos analíticos adotados, não foram detectadas concentrações de Compostos Orgânicos Voláteis – COV's e Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's nas amostras de solo. Deve-se ressaltar que os Limites de Quantificação dos métodos analíticos estão abaixo dos valores de prevenção estabelecidos na legislação Federal e Estadual, portanto não indicando qualquer alteração na qualidade do solo em relação a esses parâmetros.

Foram detectadas concentrações de Cloreto, Sódio, Carbono Orgânico Total – COT, Nitrogênio Kjeldahl Total – NKT, Alumínio, Ferro e Manganês, para os quais não há valores de referência estabelecidos na legislação nacional.

Não foram detectadas concentrações de Fenóis Totais, porém o limite de quantificação do método está acima do Valor de Prevenção - VP, mas abaixo do Valor de Intervenção Agrícola - VI, portanto não sendo relevante para efeitos de classificação de alteração significativa da qualidade do solo.

Para os parâmetros Chumbo, Cromo, Mercúrio e Zinco, foram detectadas concentrações acima do Valor de Referência de Qualidade - VRQ, porém abaixo do Valor de Prevenção - VP, portanto não sendo indicada a necessidade de nenhuma ação de prevenção relacionada a estes parâmetros. Não foram detectadas concentrações de Selênio, porém o limite de quantificação do método está acima do VRQ, mas abaixo do VP, portanto não indicando alterações prejudiciais à qualidade do solo.

Para os parâmetros Arsênio, Cobre e Níquel, foram detectadas, em pelo menos uma amostra, concentrações superiores ao Valor Prevenção, porém inferiores ao Valor de Intervenção – VI, para cenário de exposição agrícola, indicando a necessidade de se manter o monitoramento.

Finalmente, verificou-se que as concentrações de Bário encontravam-se acima do Valor de Intervenção, em profundidades de 7 e 8 m no ponto 2 (PM-02), localizado sob a vala de resíduos mais antiga do aterro sanitário, o que poderia indicar a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

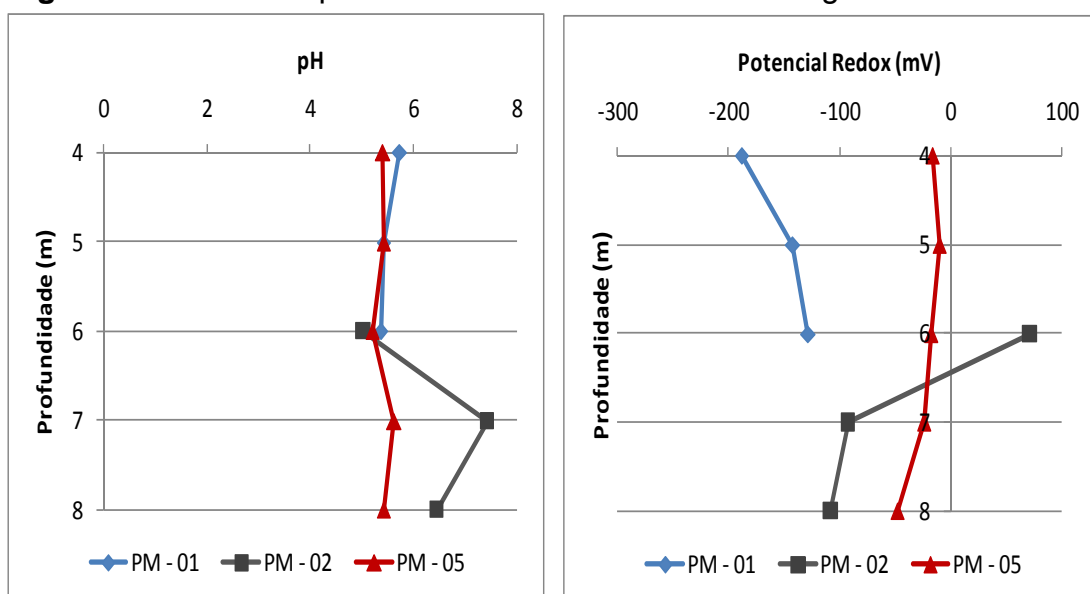
Deve-se ressaltar, porém, que os resultados não devem ser avaliados isoladamente, pois podem levar a interpretações equivocadas quanto aos

reais impactos à qualidade do solo ou, eventualmente, à necessidade de realização de uma investigação detalhada e avaliação de risco. Assim, para melhor visualização e comparação dos resultados e tendências apresenta-se os gráficos a seguir, relacionando as concentrações das substâncias encontradas, pela profundidade nos pontos analisados.

Conforme pode-se observar na figura 68, os valores do pH do solo mantiveram-se entre 5 e 6, ou seja, levemente ácido, com exceção na amostra do PM-02 a 7 metros que apresentou pH de 7,42, possivelmente associado a zona de saturação, uma vez que o nível d'água neste ponto encontra-se a 7 metros. Nesta mesma amostra, observa-se o único valor positivo para o Potencial Redox (Eh).

Conforme BORDEN et al. (1995), citado por MARIANO (2006), um declínio do potencial redox (Eh) de valores positivos para negativos reflete a mudança de condições oxidantes (favoráveis aos microrganismos aeróbios) para condições redutoras (melhores condições aos processos anaeróbios, que são mais lentos que os aeróbios). Um aumento nos valores de pH pode ser creditado ao consumo de íons H^+ durante a redução de íons férricos ou do nitrato. Os microrganismos aeróbios do solo e aquífero requerem um potencial redox em torno de 800 mV para as suas reações, enquanto que os anaeróbios requerem Eh de -240 mV (a $25^{\circ}C$ e pH 7).

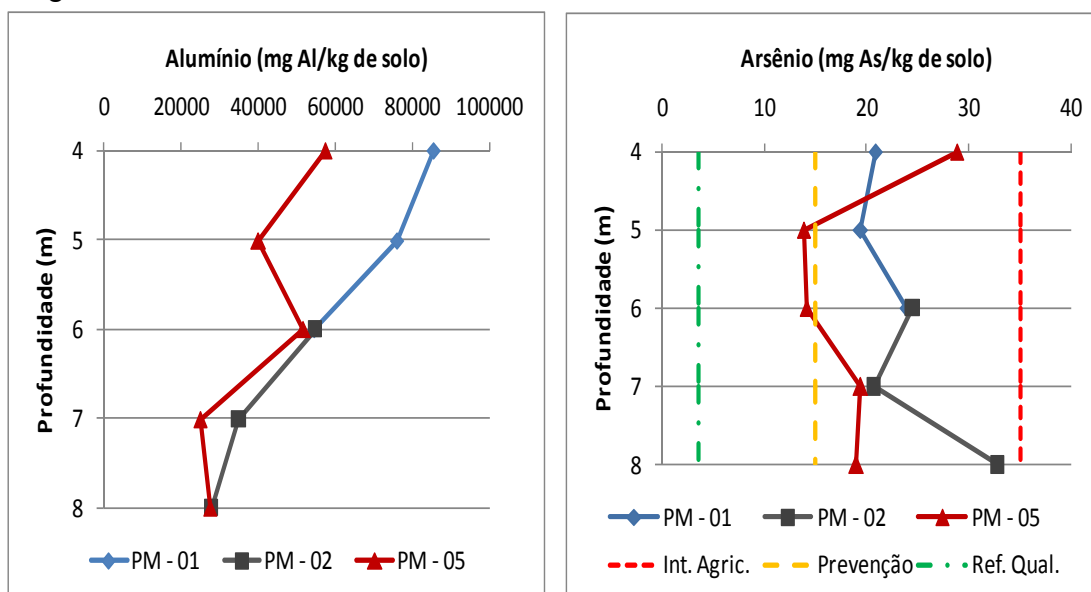
Figura 68. Perfis do pH e Potencial redox do solo - Angatuba



De acordo com o descrito por MOREIRA (2009), a diminuição do potencial redox durante a fase anaeróbica favorece a solubilização de determinadas espécies metálicas, reduzidas para formas solúveis em água, como $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$ e $\text{Mn}^{4+} \rightarrow \text{Mn}^{2+}$ (MERBACH JR., 1989). Sob tais condições, a concentração destes metais dependerá do pH, que controla a dissolução e a precipitação de óxidos e hidróxidos de metais, carbonatos, fosfatos, entre outros. Os óxidos de Fe e Mn são dissolvidos sob $\text{pH} < 6$, com liberação de metais adsorvidos para a solução (McCLEAN & BLEADSOE, 1992).

Conforme observa-se na figura 69, as concentrações de Alumínio foram maiores no PM-01 o qual está localizado a montante da área de disposição, portanto podendo indicar que os valores basais são elevados para esta substância na região. Para o parâmetro Arsênio observa-se que a maioria das concentrações ficaram acima do Valor de Prevenção, porém todos abaixo do Valor de Intervenção, inclusive para o PM-01 (montante). Para o PM-02, localizado sobre a vala mais antiga, observa-se uma tendência de aumento dos valores a profundidades maiores. Nas amostras do PM-05 não são verificadas alterações significativas quando comparados com os valores do ponto de montante (PM-01), ou tendência de acréscimos.

Figura 69. Perfis da concentração de Alumínio e Arsênio no solo – Angatuba

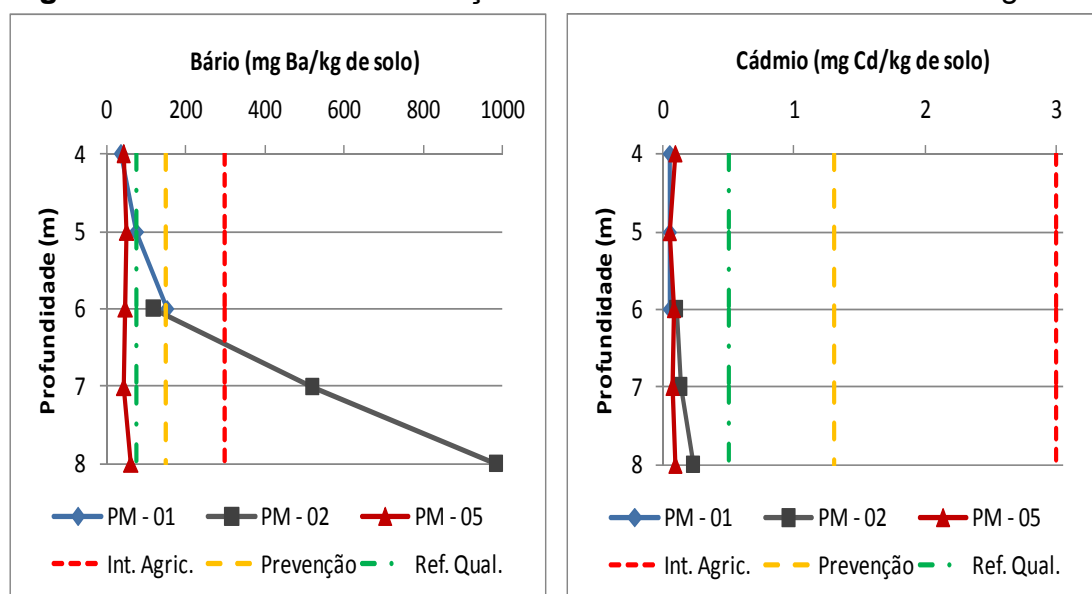


Conforme ilustrado na figura 70 as concentrações de Bário no solo, abaixo de 7 metros de profundidade, no ponto executado sobre a vala mais antiga (PM-02), excederam o Valor de Intervenção - VI. Destaca-se que, conforme verificado, o nível d'água neste ponto encontrava-se a aproximadamente 7 metros de profundidade, portanto as amostras que excederam o VI, encontravam-se na zona saturada. No PM-01 (montante) as concentrações de Bário no solo variaram entre o Valor de Referência e de Prevenção, porém, nas amostras do PM-05, localizado entre as valas, as concentrações mantiveram-se todas abaixo do Valor de Referência - VR.

Os resultados indicam que há presença de Bário no solo local, porém a elevação das concentrações desse elemento no solo está associada à disposição de resíduos, uma vez que as concentrações mais elevadas encontram-se imediatamente abaixo da vala, porém, estando restrita a este ponto, portanto em local confinado sob os resíduos e sem vias de exposição direta do solo com eventuais receptores. Ressalta-se que esta vala apresentou acúmulo de lixiviado, conforme observado por meio de um piezômetro instalado, gerando um meio aquoso possivelmente favorável à solubilidade dos íons de Ba, solúveis em água.

Observa-se, também na figura 70, que para o parâmetro Cádmio, todas as amostras de solo apresentaram concentrações abaixo do VR.

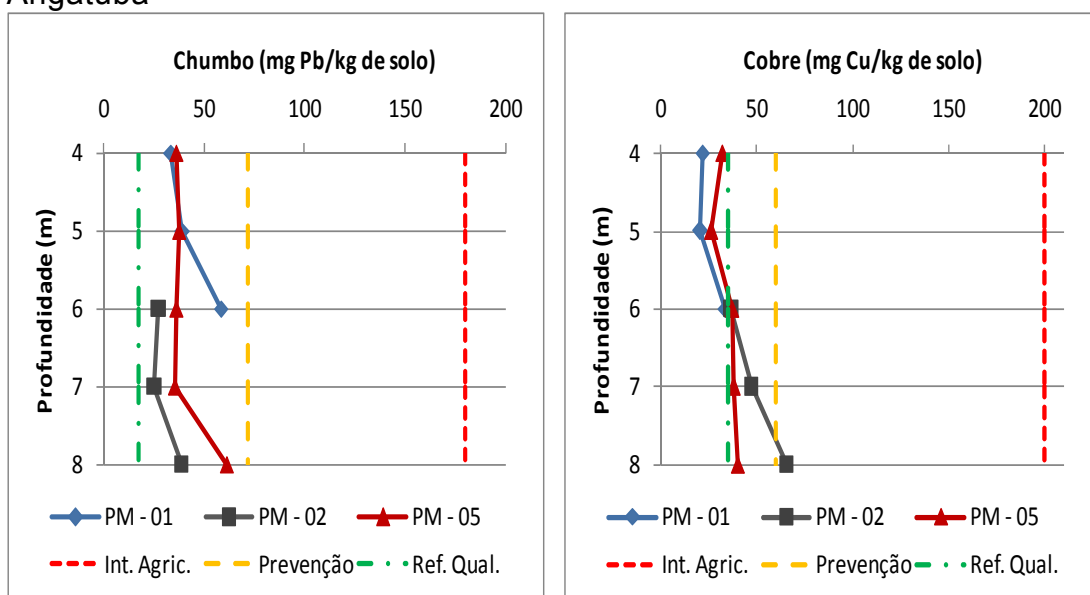
Figura 70. Perfis da concentração de Bário e Cádmio no solo - Angatuba



Na figura 71 são apresentados os resultados das análises de Chumbo e Cobre no solo. Para o parâmetro Chumbo, observa-se que todas as amostras apresentaram concentrações abaixo do Valor de Prevenção, com tendência de elevação em maiores profundidades, inclusive no ponto a montante (PM-01).

Para o parâmetro Cobre, em uma única amostra (8 metros) no PM-02, situado sob a vala mais antiga, as concentrações excederam o valor de Prevenção, sendo que no ponto a montante (PM-01) as concentrações mantiveram-se abaixo do Valor de Referência, indicando, também, que este acréscimo pode estar associado a disposição de resíduos, porém, não apresentando valores elevados.

Figura 71. Perfis da concentração de Chumbo e Cobre no solo - Angatuba

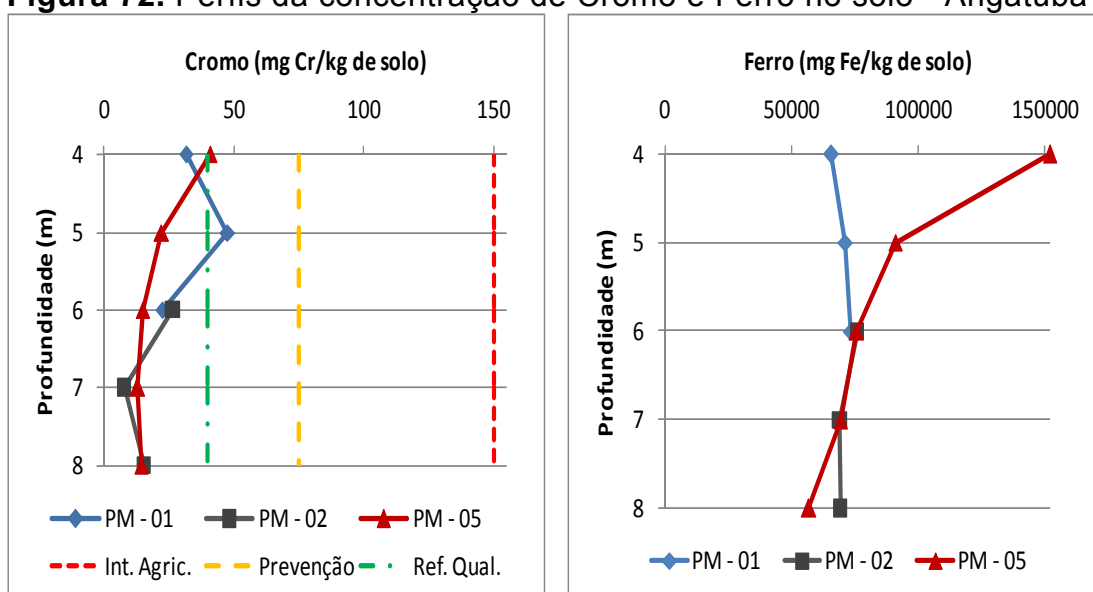


As concentrações de Cromo no solo, conforme mostrado na Figura 72, ficaram abaixo do Valor de Referência, com exceção de duas amostras, sendo uma referente ao PM-05 (4 metros) e outra referente ao PM-01 (5 metros), a qual apresentou maior concentração (47,5 mg/Kg), porém, todas abaixo do Valor de Prevenção. Desta forma, não sendo possível associar qualquer alteração, deste parâmetro, relativa à disposição de resíduos.

Ainda, na figura 72, pode-se observar que as concentrações de Ferro no solo local são elevadas, em face dos valores obtidos para o PM-01, sendo

notado que há uma tendência de redução em maiores profundidades. Observa-se, também, que o ponto que apresentou maiores concentrações foi o PM-05, principalmente nas amostras em menores profundidades (4 e 5 metros), podendo estar associado a “Fase Ácida” de degradação dos resíduos, tendo em vista que nesta região a disposição dos resíduos ocorreu há aproximadamente 3 anos e o pH do solo neste ponto é de aproximadamente 5,4.

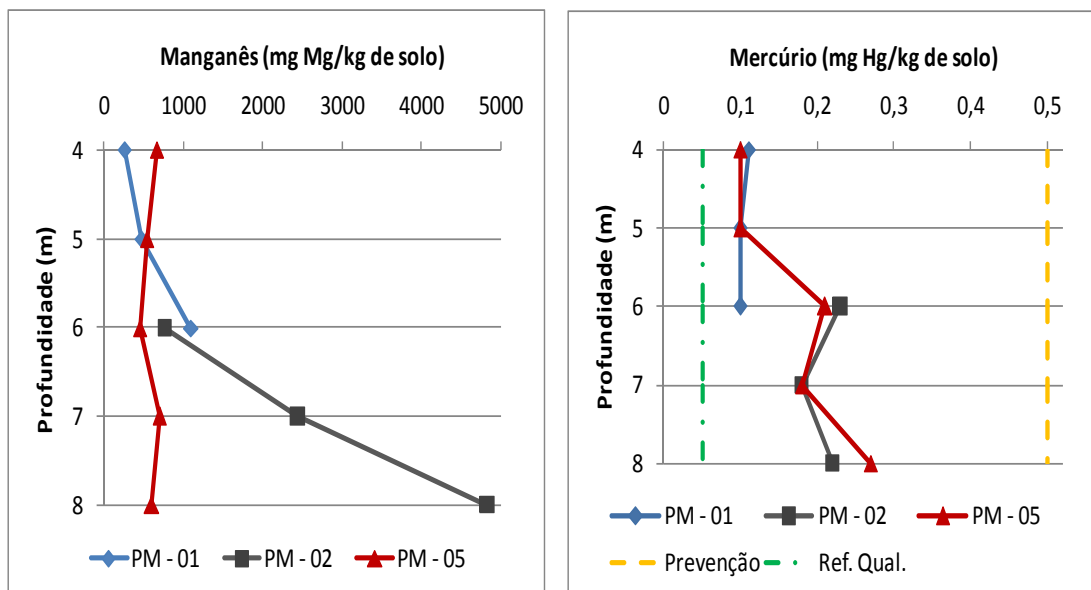
Figura 72. Perfis da concentração de Cromo e Ferro no solo - Angatuba



Na figura 73 são apresentados os perfis da concentração de Manganês e Mercúrio no solo. Nota-se que há uma tendência de aumento da concentração de Manganês com a profundidade, nas amostras situadas sob a vala de disposição de resíduos, provavelmente associado a esta disposição e a solubilização desse metal, presente no solo, em decorrência da diminuição do potencial redox, que ocorre durante a fase anaeróbica, verificada nestas mesmas amostras.

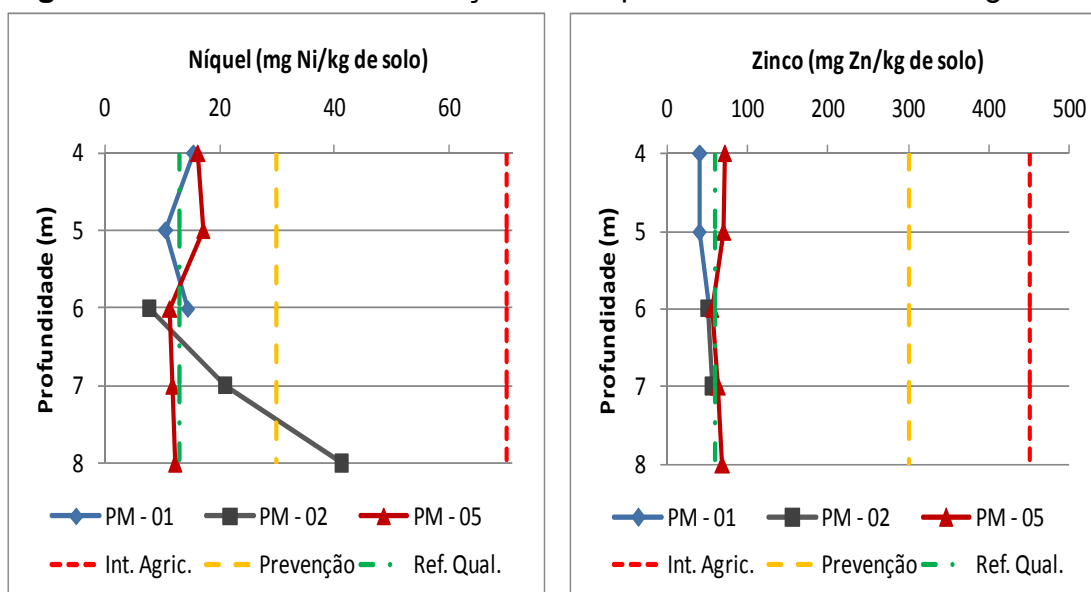
Observa-se, ainda, que há uma tendência do aumento das concentrações de mercúrio nos pontos PM-02 e PM-05, se comparado com os valores obtidos no ponto de montante (PM-01), porém todas as amostras apresentaram concentrações abaixo do Valor de Prevenção.

Figura 73. Perfis da concentração de Manganês e Mercúrio no solo - Angatuba



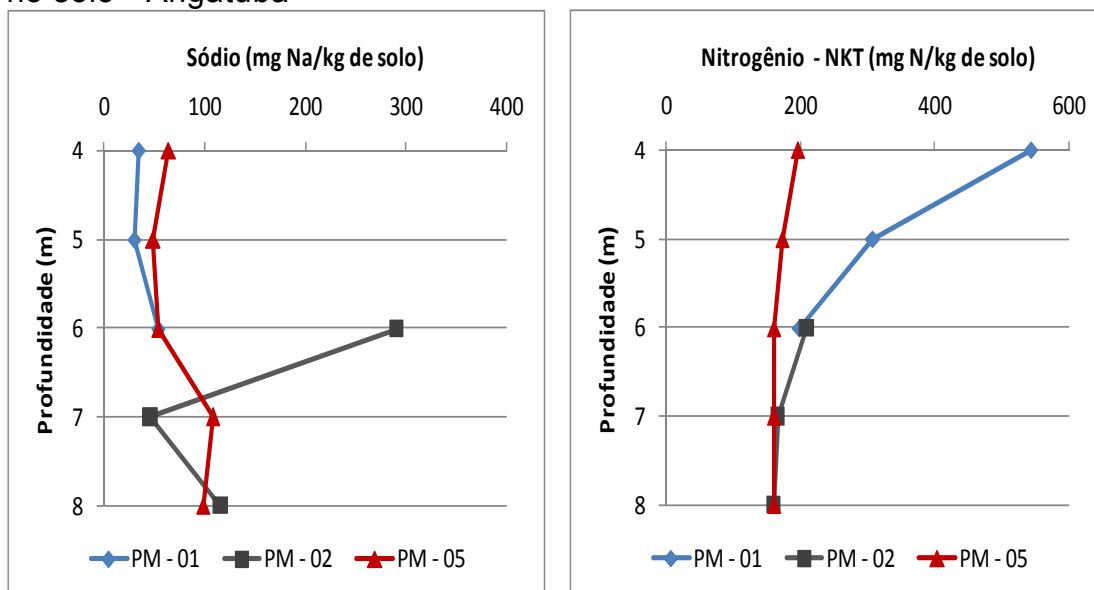
Para o parâmetro Níquel, mostrado na figura 74, observa-se um comportamento similar ao verificado para o parâmetro Bário (figura 70), porém, somente uma amostra apresentou concentrações acima do Valor de Prevenção, mas abaixo do Valor de Intervenção. As concentrações de Zinco ficaram abaixo do Valor de Prevenção para todas as amostras, não apresentando tendências de incremento.

Figura 74. Perfis da concentração de Níquel e Zinco no solo - Angatuba



As concentrações de Sódio apresentaram valores mais elevados nos pontos PM-02 e PM-05, quando comparados com o PM-01, o que indicaria a influência da disposição de resíduos, situação inversa ao verificado para o parâmetro Nitrogênio Kjeldahl Total, conforme observa-se na figura 75.

Figura 75. Perfis da concentração de Sódio e Nitrogênio Kjeldahl Total no solo - Angatuba



De maneira geral, 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, como pH e Potencial Redox. Entretanto, verifica-se que os valores obtidos para os parâmetros analisados, com exceção do Bário, não demonstraram alterações significativas sob os aspectos ambientais, lembrando que as amostras que apresentaram maiores concentrações foram aquelas retiradas imediatamente abaixo da vala de resíduos, portanto na condição mais desfavorável. Deve-se considerar que neste ponto, não há vias de exposição do solo a eventuais receptores.

6.1.1.3 Águas subterrâneas

No aterro sanitário de Angatuba foram instalados 5 (cinco) poços de monitoramento, sendo 1 (um) poço multinível. 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.

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 metros), bem como, se comparado aos resultados das sondagens efetuadas pela Prefeitura por ocasião do licenciamento do empreendimento, quando efetuou-se perfurações a profundidade de até 10 metros, não sendo detectado o nível d'água. Na tabela 29 são apresentadas informações sobre os poços de monitoramento instalados e os níveis d'água, medidos em março e outubro de 2011.

Tabela 29. Informações sobre os poços de monitoramento

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	Seco
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	Seco

A hipótese mais provável para esta diferença do nível d'água, pode estar associada à camada de argila compacta, impenetrável, com os equipamentos utilizados, encontrada a uma profundidade variando de 7 a 10 metros. 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, pode levar alguma substância para o aquífero profundo devido a esses episódios.

Esta possibilidade também é reforçada pelos dados pluviométricos obtidos junto ao CIIAGRO, pois verifica-se que a precipitação na região de

Itapetininga entre dezembro de 2010 e janeiro de 2011, foi de 699 mm. Para o mesmo período entre 2002 e 2003, época de realização das sondagens pela Prefeitura, a precipitação foi de 323 mm, ou seja, menos da metade.

Observando-se a medição efetuada no mês de outubro de 2011, verifica-se, por exemplo, que para os poços situados nas cotas mais elevadas (PM-01 e PM-02) houve variações do nível d'água de aproximadamente 2 metros, 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 de estiagem atípico, que não deve ser tomado como referência. Mesmo assim, os poços PM-02A e PM-05 apresentaram-se secos.

De qualquer forma, para comprovar esta hipótese faz-se necessário esperar uma época mais seca, aferindo o nível d'água nos poços instalados, bem como realizando novas campanhas de sondagens.

Visando determinar a condutividade hidráulica (k) do aquífero interceptado, foi realizado ensaio de caracterização hidráulica (*Slug Test*) nos poços de monitoramento PM-01, PM-03 e PM-04, por meio de bombeamento e medição, em intervalos de tempo regulares, da recuperação do nível d'água até seu retorno à posição inicial. Os resultados são apresentados na tabela 30.

Tabela 30. Resultados dos ensaios de caracterização hidráulica realizados nos poços de monitoramento – 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	$2,04 \times 10^{-4}$

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

Na tabela 31 são apresentados os resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas.

Tabela 31. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Angatuba

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 02A	PM - 03	PM - 04	PM - 05
pH			4,5	5,2	5,7	4,9	4,7	4,5
Temperatura	°C		23,3	29,3	27,9	24,3	23,5	28,8
Potencial Redox	mV		438,0	372,0	337,0	385,0	369,0	406,0
Oxigênio Dissolvido - OD	mg/L		1,1	2,1	5,5	< 0,1	0,6	2,7
Condutividade	mS/cm		0,02			0,05	0,04	0,03
Chuvas (últimas 24 horas)			Não	Não	Não	Não	Não	Não
Alcalinidade	mgCaCO3/L		3,91	26,3	Cancel.	16,0	9,52	6,12
Alumínio	mg/L	0,2 / 3,5 ⁽¹⁾	2,11	14,6	44,4	1,1	0,62	0,24
Arsênio	mg/L	0,01	0,003	0,005	0,09	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Bário	mg/L	0,7	-	0,1	2,65	0,1	0,09	0,04
Cádmio	mg/L	0,005	0,0004	0,0003	0,007	0,0008	0,0004	0,0004
Chumbo	mg/L	0,01	0,02	0,02	0,13	< 0,005	0,004	< 0,005
Cobre	mg/L	2	< 0,01	0,01	0,26	0,04	< 0,01	0,02
Cor aparente	mg/L		< 15	369	8040	143	47	< 15
Cromo	mg/L	0,05	< 0,02	< 0,02	0,12	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Dureza	mgCaCO3/L		1,97	8,98	689	7,94	8,11	1,75
Fenóis Totais	mg/L	0,14	< 0,003	< 0,003	0,39	< 0,03	< 0,003	< 0,003
Ferro	mg/L	0,3 / 2,45 ⁽¹⁾	4,6	9,6	68,9	2,14	1,3	0,39
Fluoreto	mg/L		< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12	< 0,12
Fósforo	mg/L		0,05	0,08	2,73	0,02	< 0,02	0,02
Manganês	mg/L	0,4	1,05	1,32	161	0,55	0,64	0,18
Mercúrio	mg/L	0,001	< 0,0002	0,0004	0,002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Níquel	mg/L	0,02	< 0,02	-	0,16	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Nitrogênio nitrato	mg/L	10	< 0,2	< 0,2	Cancel.	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Nitrogênio nitrito	mg/L		< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

(1) Valores estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 420/2009

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

"Continua"

Tabela 31. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Angatuba (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 02A	PM - 03	PM - 04	PM - 05
Nitrogênio Kjeldahl Total	mg/L		< 0,5	1,34	289	0,5	< 0,5	< 0,5
Selênio	mg/L	0,01	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Sódio	mg/L		0,36	12,5	485	3,71	1,54	1,8
Sulfato	mg/L		< 1,0	3,64	10,3	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Turbidez	UNT		115	186	2723	26,9	14,1	1,43
Zinco	mg/L	5 / 1,05 ⁽¹⁾	< 0,02	< 0,02	0,32	0,04	< 0,02	< 0,02
Agregados Orgânicos / Análise estrutural								
Carbono Orgânico Dissolvido - COD	mg C/L		2,85	4,74	2,85 E3	8,00	6,96	2,24
Carbono Orgânico Total - COT	mg C/L		2,85	8,38	2,98 E3	14,10	23,5	14,9
Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis								
1,1,1,2 Tetracloroetano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1,1 Tricloroetano	µg/L	280	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1,2,2 Tetracloroetano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1,2 Tricloroetano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1 Dicloro - 1 - propeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1 Dicloroetano	µg/L	280	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1 Dicloroetano	µg/L	30	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00
1,2,3 Triclorobenzeno	µg/L	Σ = 20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2,3 Tricloropropano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2,4 Triclorobenzeno	µg/L	Σ = 20	< 3,50	< 3,50	< 3,50	< 3,50	< 3,50	< 3,50
1,2,4 Trimetilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2 Dibromoetano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2 Diclorobenzeno	µg/L	1000	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2 Dicloroetano	µg/L	10	< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00
1,2 Dicloropropano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50

(1) Valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

“Continua”

Tabela 31. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Angatuba (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 02A	PM - 03	PM - 04	PM - 05
1,3,5 Triclorobenzeno	µg/L	Σ = 20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,3,5 Trimetilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,3 Diclorobenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	4,29	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,3 Dicloropropano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,4 Diclorobenzeno	µg/L	300	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1 Cloro - 2 - Metilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1 Cloro - 4 - Metilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Benzeno	µg/L	5	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromobenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromoclorometano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromodiclorometano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromofórmio	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
cis - 1,2 - Dicloroeteno	µg/L	Σ = 50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Cloreto de Metileno	µg/L	20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Cloreto de Vinila	µg/L	5	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Clorobenzeno	µg/L	700	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Clorofórmio	µg/L	200	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Dibromoclorometano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Dibromometano	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Estireno	µg/L	20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Etilbenzeno	µg/L	300	< 2,50	< 2,50	4,15	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Hexaclorobutadieno	µg/L		< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00
Isopropilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
m,p - Xileno	µg/L		< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00
n - Butilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

"Continua"

Tabela 31. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Angatuba (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 02A	PM - 03	PM - 04	PM - 05
n - Propilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
o - Xileno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
p - Isopropiltolueno	µg/L		< 2,50	< 2,50	1,70 E3	< 2,50	< 2,50	< 2,50
sec - Butilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	5,61	< 2,50	< 2,50	< 2,50
terc - Butilbenzeno	µg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	2	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
Tetracloroeteno	µg/L	40	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Tolueno	µg/L	700	< 2,00	< 2,00	6,46	< 2,00	< 2,00	< 2,00
trans - 1,2 - Dicloroeteno	µg/L	Σ = 50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Tricloroeteno	µg/L	70	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares								
Acenaftaleno	µg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Antraceno	µg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(a)antraceno	µg/L	1,75	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(a)pireno	µg/L	0,7	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(b)fluoranteno	µg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(g,h,i)perileno	µg/L		< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08
Benzo(k)fluoranteno	µg/L		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Criseno	µg/L	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Dibenzo(a,h)antraceno	µg/L	0,18	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Fenantreno	µg/L	140	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fluoranteno	µg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fluoreno	µg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Indeno(1,2,3-cd)pireno	µg/L	0,17	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08
Naftaleno	µg/L	140	< 0,03	0,07	0,46	< 0,03	0,05	< 0,03
Pireno	µg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

Para os parâmetros analisados nas amostras de águas subterrâneas, não foram detectadas concentrações de Compostos Orgânicos Voláteis – COV's e Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's, acima dos Valores de Intervenção estabelecidos na legislação Estadual e Federal. Detectou-se a presença de 1,3 Diclorobenzeno, Etilbenzeno, p – Isopropiltolueno, sec – Butilbenzeno e Tolueno, no PM-02A, e Naftaleno no PM-02, PM-02A e no PM-04, porém em concentrações inferiores aos limites estabelecidos.

Observa-se a elevada carga orgânica, representada pelos parâmetros Carbono Orgânico Dissolvido – COD e Carbono Orgânico Total - COT, detectados no PM-02A, possivelmente associada à presença de lixiviado.

Verifica-se que as amostras de águas subterrâneas apresentaram concentrações de Alumínio e Ferro acima do Valor de Intervenção (CETESB, 2005), para todos os poços monitorados. Entretanto, se considerarmos os valores estabelecidos na Resolução CONAMA n° 420/2009, para o parâmetro Alumínio excedeu-se o Valor de Intervenção somente nos poços instalados sobre a vala mais antiga (PM-02 e PM-02A - multinível). Para o parâmetro Ferro este limite é excedido também no poço de montante (PM-01).

Detectaram-se concentrações de Chumbo nas águas subterrâneas, acima do Valor de Intervenção nos poços PM-01, PM-02 e PM-02A. Observa-se, portanto, que apesar de não serem verificadas fontes potenciais no entorno do empreendimento, as concentrações de Chumbo também encontram-se elevadas no poço de montante (PM-01). O maior valor foi detectado no poço com profundidade de 8,44 m, instalado sobre a vala de resíduos (PM-02A)

Para o parâmetro Manganês, foram detectadas concentrações acima do Valor de Intervenção em todos os poços, com exceção do PM-05, localizado entre as valas.

Destaca-se, ainda, que no PM-02A, foram encontradas concentrações de Arsênio, Bário, Cádmiio, Cromo, Fenóis Totais, Mercúrio e Níquel acima do Valor de Intervenção.

Cabe destacar que o pH das amostras apresentou-se baixo, variando de 4,5 a 5,7, o que propicia a solubilização de metais contidos no solo, o que pode ser o motivo das elevadas concentrações de Ferro, Alumínio e Manganês, encontradas em quase todos os poços além do próprio Chumbo, uma vez que as concentrações desse elemento no solo, mantiveram-se acima do Valor de Referência para todas as amostras analisadas, porém abaixo do Valor de Prevenção.

Por outro lado, no PM-02A nota-se a influência da disposição de resíduos na qualidade das águas subterrâneas, devendo-se considerar, porém, que as alterações são localizadas, não se denotando a formação de pluma, pois no mesmo ponto, mas no poço PM-02, de maior profundidade (10,55 metros), não são detectados nenhum dos parâmetros verificados no PM-02A, além daqueles que aparecem nos demais poços. Corrobora esta afirmação, os resultados obtidos para o PM-05 que encontra-se entre as valas, aproximadamente no ponto médio da área atualmente ocupada por resíduos, no qual detectou-se apenas a presença de Alumínio e Manganês em concentrações superiores ao Valor de Intervenção, porém, com magnitudes inferiores a todos os demais poços.

Finalmente, se considerarmos somente os poços de jusante (PM-03 e PM-04) e o poço instalado entre as valas (PM-05), observa-se que os únicos parâmetros excedidos são Alumínio, Ferro e Manganês, e ainda, segundo os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 420/09, teríamos apenas concentrações de Manganês acima do Valor de Intervenção, nos poços PM-03 e PM-04.

Portanto, para os parâmetros que podem estar associados à disposição de resíduos no local, mesmo considerando que foram excedidos os valores de intervenção, não se verifica, até o momento, a migração de contaminantes por meio das águas subterrâneas, sendo que o único ponto considerado mais crítico, está situado imediatamente abaixo da massa de resíduos. Assim, em um modelo conceitual, utilizado no gerenciamento de áreas contaminadas baseado no risco à saúde humana, os quais são calculados com base na concentração de contaminantes e nas vias de exposição dos

receptores, não se identificariam vias de exposição à eventuais receptores. Desta forma, não haveria medidas de intervenção a serem implementadas, além daquelas relativas ao isolamento e restrições ao uso futuro da área.

6.1.1.4 Dados complementares

Visando subsidiar as discussões sobre os resultados da pesquisa, foram obtidos dados relativos à quantidade de resíduos depositada no aterro sanitário de Angatuba, bem como, quanto à climatologia regional (pluviometria, temperatura, balanço hídrico) e demais parâmetros de projeto, visando comparar com os critérios estabelecidos para dispensa da impermeabilização complementar, por meio da Norma ABNT 15849:2010.

Taxa de aplicação de resíduos

Para se ter um indicador, de modo a proporcionar uma comparação entre os locais estudados, estimou-se a quantidade de resíduos disposta, dividindo-se pela área ocupada, obtendo-se a taxa de aplicação de resíduos.

O aterro sanitário de Angatuba está dividido em 3 sub áreas, sendo que primeira delas corresponde a 11.850 m², tendo-se iniciado a disposição de resíduos no local em abril de 2004, prosseguindo até março de 2011, portanto totalizando 7 anos de operação nesta sub-área.

Conforme Inventário Estadual de Resíduos Sólidos elaborado pela CETESB, a quantidade estimada de resíduos gerados no município em 2004 era de 5,7 t/dia, chegando a 6,4 t/dia em 2010.

Assim, adotando-se uma quantidade média de 6,4 t/dia, obtém-se uma quantidade total de 15.585,5 toneladas de resíduos dispostos nesta área ao longo destes 7 anos.

Finalmente, dividindo-se esta quantidade pela área ocupada, até março de 2011, temos uma taxa de aplicação de resíduos de aproximadamente 1,3 t/m² ou 13.000 t/ha.

Observa-se que a taxa de aplicação de resíduos, que reflete o aproveitamento da área, pode ser considerada baixa, porém, deve-se considerar que esta é uma das razões para se aceitar a simplificação do método somente para municípios que geram pequenas quantidades, bem como, pela capacidade de atenuação do solo ser considerada limitada. Assim, se houvesse quantidades maiores de resíduos, além de ocupação de grandes áreas, poderia haver o aumento desta taxa de aplicação, superando a capacidade de atenuação do solo e, desta forma, alterando significativamente a qualidade de solo.

Avaliação dos critérios estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010

Os locais avaliados nesse estudo foram implantados antes da publicação da Norma ABNT 15849:2010, porém, considerando os critérios estabelecidos na referida Norma para dispensa da impermeabilização complementar, efetuou-se um levantamento das informações pertinentes, visando verificar se estes locais atenderiam a esses critérios.

Com relação à porcentagem de resíduos orgânicos, considerando a estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil (MMA, 2011), temos aproximadamente de 51,4% de matéria orgânica. Considerando, ainda, que o município de Angatuba conta com coleta seletiva de materiais recicláveis, a porcentagem de matéria orgânica nos resíduos coletados no município com certeza é superior aos 30%, estabelecidos como um dos critérios na Norma ABNT 15849:2010.

Para a estimativa do excedente hídrico da região, foram considerados os dados disponibilizados pelo CIIAGRO (2011), cujo método de cálculo adotado foi abordado no item 5.7 deste trabalho.

Na tabela 32 são apresentados os dados climáticos e o excedente hídrico, relativos à estação meteorológica de Itapetininga, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.

Destaca-se que foram considerados os valores médios mensais, relativos aos últimos 10 anos.

Tabela 32. Dados climáticos relativos à estação meteorológica de Itapetininga, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.

Mês	Pluviometria Média (mm)	Temperatura Média Diária (°C)	Temperatura Média Diária Máxima (°C)	Temperatura Média Diária Mínima (°C)	Excedente Hídrico (mm)
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
Maiο	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
Média Anual	1359,4	21,4	27,4	13,8	394

Fonte: CIIAGRO, 2011.

Conforme pode-se observar, o excedente hídrico médio, considerando os últimos 10 anos, foi de 394 mm/ano.

Quanto à profundidade do aquífero freático, destaca-se que quando da remoção dos resíduos da vala mais antiga, para possibilitar a realização da sondagem e instalação dos poços de monitoramento, verificou-se que, apesar da camada de resíduos possuir aproximadamente 3 (três) metros, a cobertura com solo possui uma espessura de cerca de 1 (um) metro. Assim, conforme medição efetuada, o fundo da vala no ponto referente ao PM-02 e PM-02A, encontra-se a aproximadamente 4,15 metros da superfície do terreno.

Conforme verificado, na condição mais crítica, o nível d'água neste ponto encontrava-se a 7,01 metros.

Portanto a camada de solo não saturado nesta região, que é a mais elevada do aterro, é de aproximadamente 2,8 metros. Deve-se destacar que,

conforme dados obtidos nos levantamentos de campo, esta é a condição mais favorável, pois nas regiões mais baixas do terreno esta camada pode ser inferior a 1,0 metro, considerando as leituras no nível d'água nos poços PM-03 e PM-04.

A permeabilidade natural do solo local, segundo dados dos ensaios realizados por ocasião do licenciamento ambiental da área, foi estimada em 1×10^{-7} cm/s, considerando 6 amostras retiradas a 3,0 metros de profundidade. Destaca-se, porém, que conforme ensaio de caracterização hidráulica realizado nos poços de monitoramento, a condutividade hidráulica (k) do aquífero interceptado é da ordem de 1×10^{-4} cm/s. Acredita-se que, apesar do solo local ser argiloso, este possui elevado teor de ferro e alumínio, estruturado em nódulos concrecionais, que conferem uma permeabilidade elevada. Dessa forma, será considerado este último valor, para fins de comparação com os critérios na Norma ABNT 15849:2010, considerando tratar-se da condição mais desfavorável.

Em face do exposto, temos resumidamente os seguintes dados:

- Excedente Hídrico: 394 mm
- Fração orgânica dos resíduos: > 30%
- Profundidade do freático: 2,8 metros (1,0 metro nas regiões mais baixas)
- Coeficiente de permeabilidade do solo local: 1×10^{-4} cm/s

Assim, observa-se que o local de implantação do aterro sanitário em valas de Angatuba não atende aos critérios para dispensa de impermeabilização complementar, estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010. O aspecto mais desfavorável verificado, está relacionado à profundidade do nível d'água no local, em que pese isso não ter sido identificado nas sondagens efetuadas por ocasião do licenciamento ambiental da área.

Entretanto, avaliando os resultados obtidos nas amostragens realizadas, considera-se pouco relevante as concentrações e movimentações das substâncias avaliadas, no solo e águas subterrâneas do local, visto a simplicidade do método empregado na destinação dos resíduos sólidos

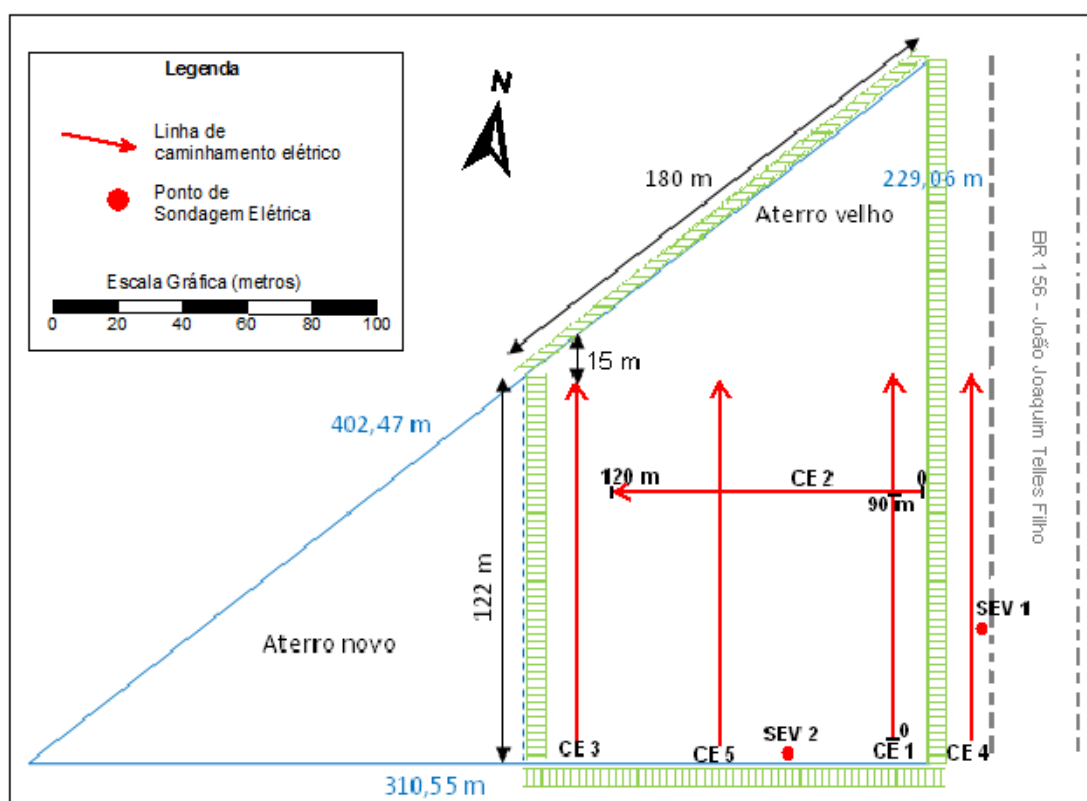
urbanos, que não considera elementos impermeabilizantes além das próprias características do solo local.

6.1.2 Aterro sanitário em valas de Jaci – SP

6.1.2.1 Ensaios geofísicos

Os ensaios geofísicos no aterro sanitário de Jaci foram realizados entre os dias 10 e 11 de dezembro de 2010. As sondagens elétricas verticais foram realizadas em duas posições, de coordenadas $20^{\circ}56.613'S$, $49^{\circ}35.498'W$ (SEV1) e $20^{\circ}56,599'S$, $49^{\circ}35,870'W$ (SEV2) identificadas por pontos vermelhos. Foram realizadas cinco linhas de caminhamento elétrico, identificadas por setas vermelhas, de acordo com o mapa de distribuição da figura 76.

Figura 76. Mapa da disposição das linhas de caminhamento elétrico (setas vermelhas) e dos pontos de sondagem elétrica vertical (pontos vermelhos).



Sondagens Elétricas Verticais - SEVs

Os ensaios de SEV foram realizados com arranjo Schlumberger com abertura máxima AB/2 de 150 metros. Esses ensaios apresentaram modelos geoeletricos que possibilitam caracterizar horizontes de solo/sedimento e a zona saturada.

Para a interpretação dos dados geofísicos é importante a adição de informações diretas e da geologia local. Uma informação importante para a interpretação das SEVs é que poços perfurados na área encontraram o N.A. em torno de 25 metros de profundidade.

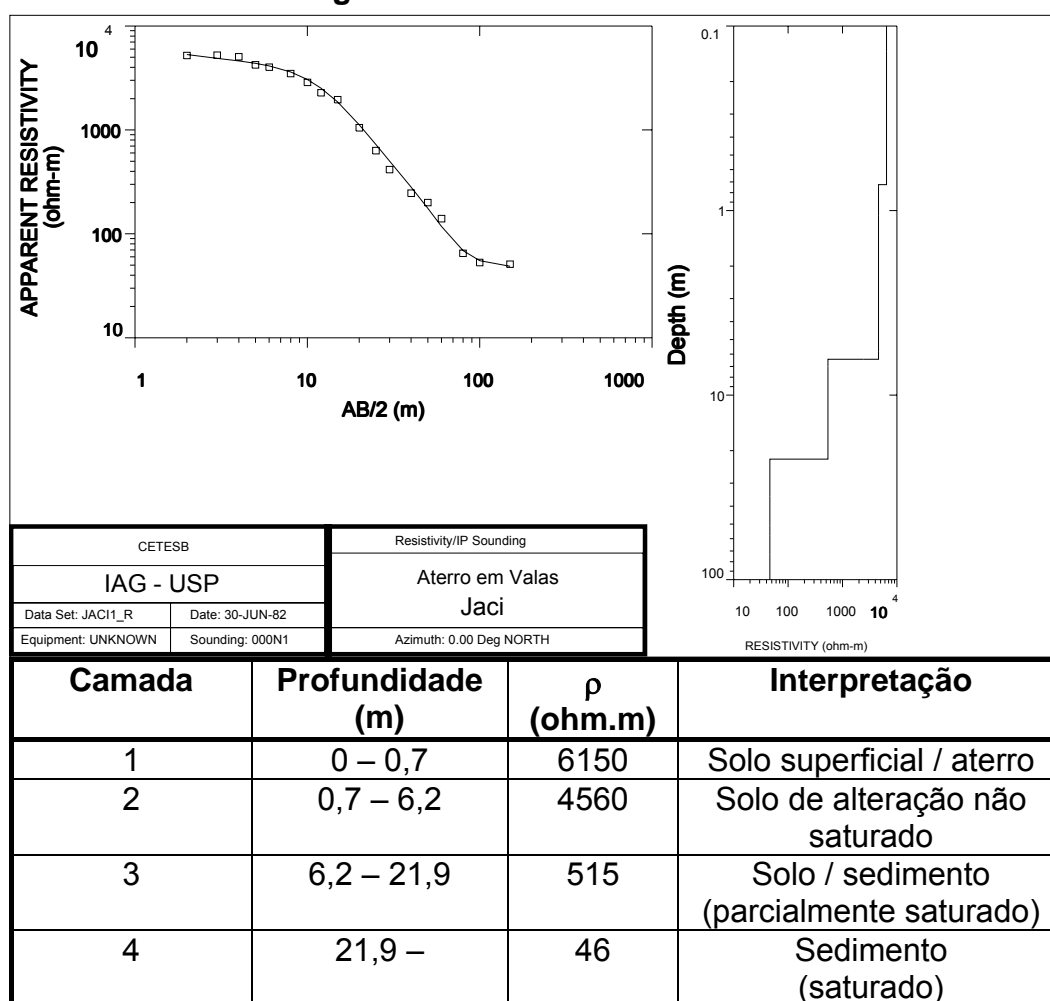
Outra informação é que de acordo com o mapa de PERROTA et al. (2004) na área do aterro em valas está inserido na Formação São José do Rio Preto, a qual é composta por arenito fino a muito fino marrom claro a bege, moderadamente, mal selecionado, pouco maduro, conglomerático exibindo clastos de lamito, argilito, sílica, fragmentos de ossos e carapaças, ambiente continental desértico.

Conforme dados contidos no processo de licenciamento junto à CETESB, a área possui 35.091 m². O local está a cerca de 4 km do perímetro urbano e seu entorno é ocupado por propriedades rurais, com predominância de pastagens.

A área encontra-se sobre o Aquífero Bauru, onde predominam rochas como arenito e lamito. A camada superficial é composta de solo arenoso, apresentando coeficiente de permeabilidade de aproximadamente 3×10^{-4} cm/s, sendo que o aquífero freático encontra-se a profundidade superior a 25 metros.

A SEV 1 foi realizada na parte inferior da área, mais próxima da Rodovia João Joaquim Teles Filho. Apresentou um modelo de 4 camadas, que pode ser observado na figura 77.

Figura 77. Resultado da SEV1

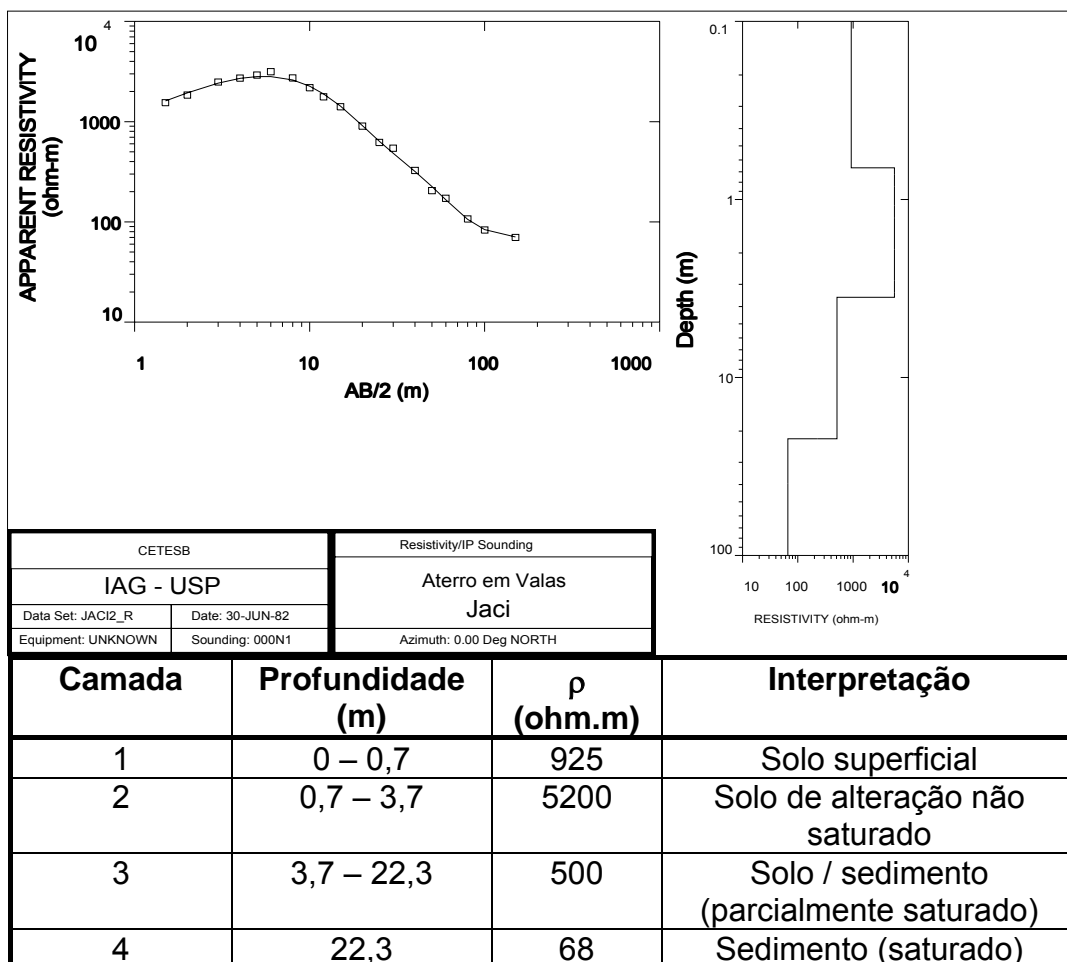


Os altos valores de resistividade para as camadas superiores são compatíveis com solo de alteração com baixo teor de umidade. Na terceira camada os valores de resistividade diminuem, mas ainda são considerados altos, caracterizando possivelmente os sedimentos arenosos acima da zona saturada.

A quarta camada apresenta resistividade mais baixa (46 ohm.m) sendo interpretada como sedimentos arenosos saturados. Dessa forma, nesse ponto a zona saturada está posicionada a cerca de 22 metros de profundidade.

A SEV 2 foi realizada na parte de dentro da área, próxima das valas. Apresentou um modelo de 4 camadas, conforme pode ser observado na figura 78.

Figura 78. Resultado da SEV2.



Os altos valores de resistividade das camadas superiores caracterizam o solo de alteração com baixo teor de umidade. A segunda camada, com 5200 ohm.m, caracteriza o solo de alteração não saturado. A terceira camada, com 500 ohm.m, caracteriza os sedimentos acima da zona saturada. A quarta camada apresenta resistividade mais baixa (68 ohm.m) sendo interpretada como sedimentos saturados. Nesse ponto a zona saturada está posicionada cerca de 22 metros de profundidade.

Caminhamentos Elétricos – CEs

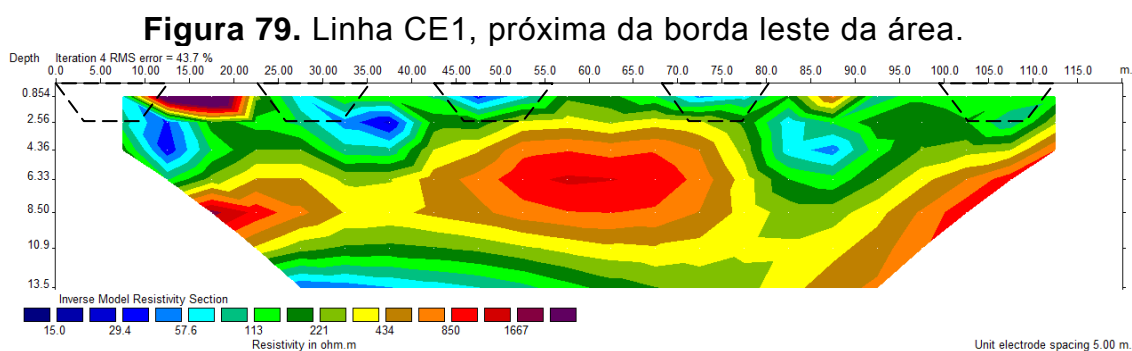
Os ensaios de CE foram realizados com arranjo dipolo-dipolo com espaçamento de 5 metros e 9 níveis de investigação. Dessa forma, pretende-se estudar as valas e a possível zona de influência do lixiviado até

a profundidade de 14 metros, ou seja, de mais de 10 metros de solo natural abaixo das valas.

As posições das linhas são apresentadas no mapa da figura 76. As informações sobre as disposições das valas não são claras, podendo elas estar alinhadas norte-sul ou na diagonal, possivelmente NE-SW. Assim, as linhas de CE foram executadas de forma a tentar interceptar e entender as posições das valas (CE1, CE2 e CE5) bem como avaliar possível alteração da qualidade do solo (CE3, montante, e C4, jusante).

A Linha CE1 foi realizada próxima da borda leste das valas. Como pode ser observado na figura 79, apresenta locais com baixos valores de resistividade (na parte superior abaixo de 50 ohm.m), que possivelmente indicam posições de valas, que certamente não estão paralelas ao ensaio. Anomalias de baixa resistividade em profundidades de até 6,5 metros sugerem a infiltração de lixiviados.

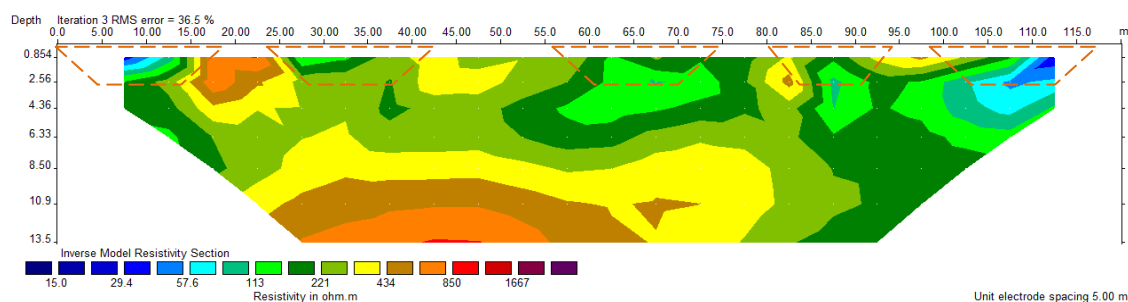
O solo natural não alterado pode ser caracterizado pelos valores de resistividade superiores a 500 ohm.m. Uma zona de resistividade baixa mais profunda indica um maior teor de umidade, devido a proximidade com a zona saturada.



A Linha CE2 é perpendicular à C1. Como pode ser observado na figura 80, apresenta locais com valores um pouco baixos de resistividade (na parte superior abaixo de 100 ohm.m), que possivelmente indicam posições ou influências de valas, que também não estão paralelas ao ensaio. Também não parecem ser perpendiculares.

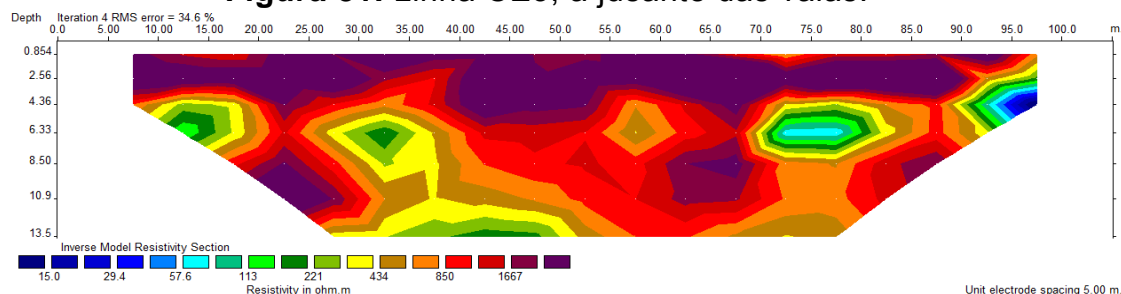
Devido ao alongamento dessas anomalias, pode ser que estejam diagonais ao perfil, mas os dados não são suficientes para que isso possa ser afirmado. Novamente anomalias de baixa resistividade em profundidades de até 6,5 metros sugerem a infiltração de lixiviados. O solo natural não alterado pode ser caracterizado pelos valores de resistividade superiores a 500 ohm.m.

Figura 80. Linha CE2, perpendicular á C1.



A Linha CE3 foi executada a montante das valas, pela topografia. Como pode ser observado na figura 81, apresenta em superfície altas resistividades, características do solo argilo arenoso não saturado (acima de 500 ohm.m). Anomalias bem localizadas com formato circulares aparecem em profundidades de até 8 metros, com valores um pouco baixos de resistividade (abaixo de 100 ohm.m), e indicam influências de valas. Uma zona de resistividade baixa mais profunda indica um maior teor de umidade, devido à proximidade com a zona saturada.

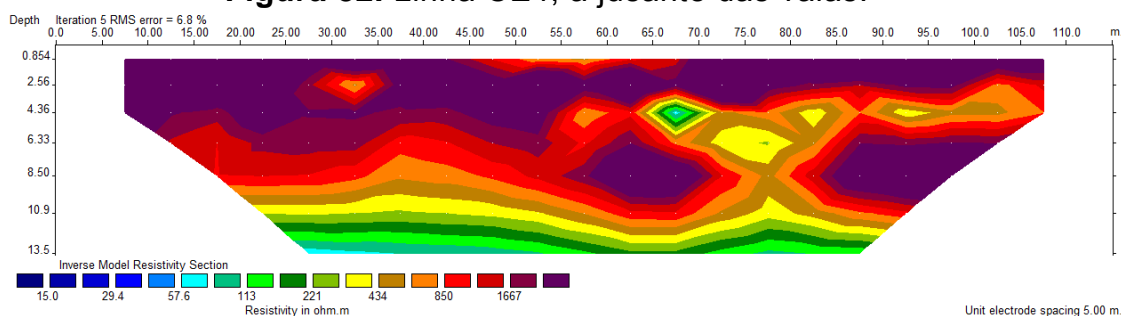
Figura 81. Linha CE3, a jusante das valas.



A Linha CE4 foi executada a jusante das valas, pela topografia. Como pode ser observado na figura 82, apresenta em superfície as altas resistividades

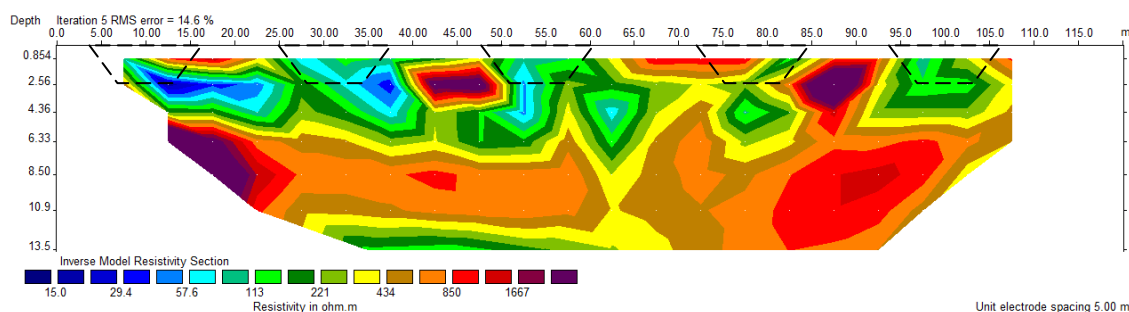
características do solo argilo arenoso não saturado. Não aparecem anomalias de baixa resistividade em profundidades médias, mas novamente uma zona de resistividade baixa mais profunda (a partir de 12 metros) indica um maior teor de umidade, devido à proximidade com a zona saturada.

Figura 82. Linha CE4, a jusante das valas.



A Linha CE5 foi realizada na porção central da área e como pode ser observado na figura 83, apresenta locais com baixos valores de resistividade (na parte superior abaixo de 50 ohm.m), que possivelmente indicam posições de valas. Anomalias de baixa resistividade em profundidades de até 6,5 metros sugerem a infiltração de lixiviados. O solo natural não alterado pode ser caracterizado pelos valores de resistividade superiores a 500 ohm.m. A zona de resistividade baixa mais profunda novamente ocorre, devido à proximidade com a zona saturada.

Figura 83. Linha CE5, a jusante das valas.



Na figura 84 e na figura 85, são apresentadas algumas imagens dos trabalhos de campo no aterro em valas de Jaci.

Figura 84. Estaqueamento do perfil para a realização do ensaio de caminhamento elétrico no aterro de Jaci



Figura 85. Execução das leituras

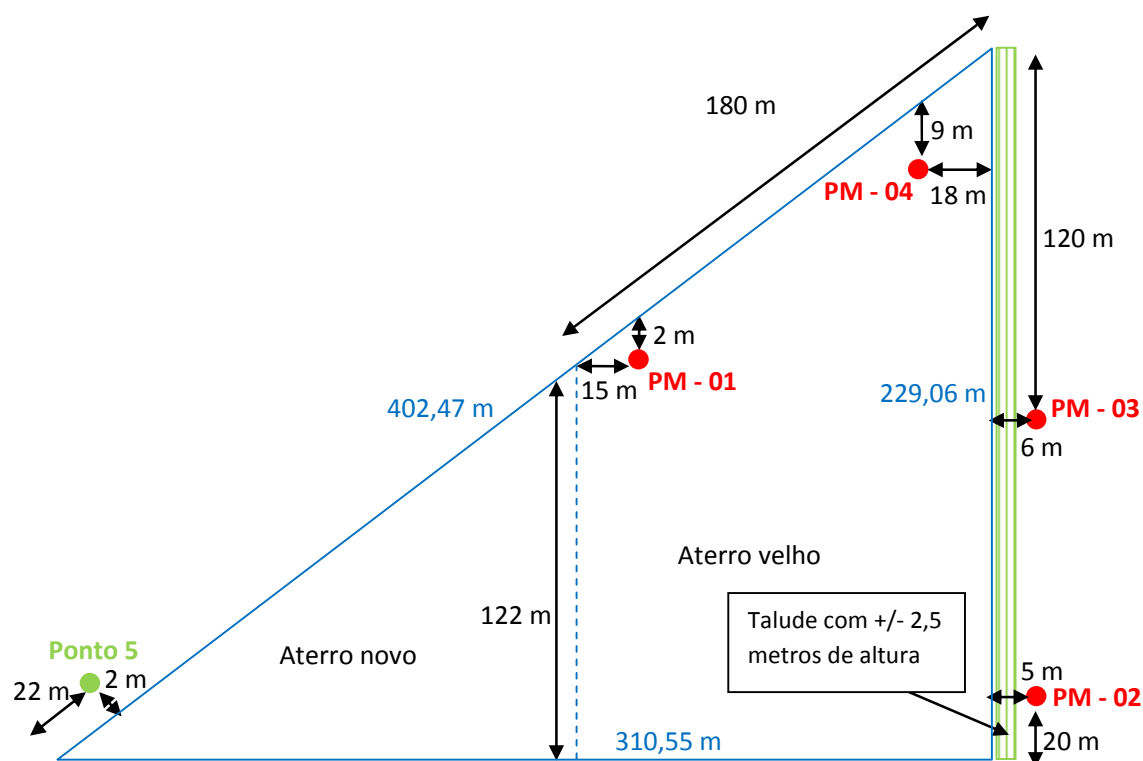


6.1.2.2 Solo

As amostragens de solo no aterro sanitário de Jaci foram efetuadas entre os dias 14 e 21 de março de 2011.

Ao todo foram coletadas 10 (dez) amostras de solo para as análises físico-químicas, divididas em 2 (dois) pontos de amostragens (PM 01 e PM 04), os demais pontos de sondagens foram utilizados para a retirada de amostras para a caracterização física do solo. Posteriormente, os pontos de sondagens foram utilizados para a execução dos poços de monitoramento. Na figura 86 apresenta-se um croqui com a localização dos pontos de sondagens/poços de monitoramento.

Figura 86. Croqui de localização dos pontos de sondagens/poços de monitoramento, no aterro sanitário de Jaci (sem escala)



Observa-se que o ponto 1 (PM-01) está localizado no ponto mais alto do terreno, fora da área utilizada para a disposição de resíduos, sendo utilizado como referência para comparação com os resultados dos demais pontos, o ponto 2 (PM-02) e o ponto 3 (PM-03) localizam-se a jusante da área ocupada pelas valas e o ponto 4 (PM-04) está localizado exatamente sobre a vala mais antiga do aterro, cuja disposição iniciou-se no ano de 1999. O Ponto 5 foi locado somente para referência topográfica, não tendo-se

executado sondagem no local. Na tabela 33 são apresentadas informações sobre os pontos de sondagens.

Tabela 33. Informações sobre os pontos de sondagens - Jaci

Ponto	Coordenadas		Cota (m)	Profundidade (m)
	UTM-E (m)	UTM-N (m)		
1	646.299	7.683.480	527,44	24,2
2	646,440	7.683.391	521,50	20,7
3	646.431	7.683.466	521,90	23,0
4	646,414	7.683.567	523,83	23,4
5	646.145	7.683.351	524,76	-

Conforme resultados das análises granulométricas efetuadas a partir das amostras obtidas nas sondagens, o solo local é composto predominantemente por areia fina. Na tabela 34 são apresentados os resultados dos ensaios de granulometria.

Tabela 34. Resultados dos ensaios de granulometria

Ponto	Profund. (m)	Massa específica (g/cm ³)	COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA					Predominância
			Areia grossa	Areia média	Areia fina	Silte	Argila	
3	0 - 1	2,591	0,3%	11,1%	58,1%	5,8%	24,7%	Areia fina
3	1 - 7	2,688	0,0%	15,9%	49,7%	7,0%	27,4%	Areia fina
3	7 - 9	2,692	0,0%	7,5%	55,7%	11,2%	25,6%	Areia fina
3	9 - 11	2,655	0,0%	9,4%	55,7%	8,9%	26,0%	Areia fina
3	11 - 12	2,747	0,0%	3,0%	58,0%	14,3%	24,7%	Areia fina
3	12 - 13	2,675	0,0%	17,6%	46,5%	11,0%	24,9%	Areia fina
3	13 - 14	2,674	0,0%	23,1%	38,1%	13,7%	25,1%	Areia média / fina
3	14 - 15	2,697	0,3%	5,1%	42,4%	17,1%	35,1%	Areia fina
3	15 -16	2,681	0,0%	21,3%	48,9%	9,3%	20,5%	Areia fina
3	16 -17	2,667	0,0%	7,2%	64,9%	9,4%	18,5%	Areia fina
3	17 -18	2,625	0,2%	31,8%	44,0%	6,0%	18,0%	Areia média / fina
3	18 - 20	2,655	0,1%	4,2%	59,8%	12,4%	23,5%	Areia fina
3	20 -22	2,684	0,5%	10,2%	52,2%	17,5%	19,6%	Areia fina

Na tabela 35 são apresentados os resultados das análises físico-químicas das amostras de solo.

Tabela 35. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Jaci

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 04						
		Referência	Prevenção	VI Agrícola	4 metros	10 metros	20 metros	4 metros	6 metros	8 metros	10 metros	14 metros	18 metros	20 metros
		Qualidade			4 metros	10 metros	20 metros	4 metros	6 metros	8 metros	10 metros	14 metros	18 metros	20 metros
pH					5,09	4,34	5,5	4,96	4,61	4,43	5,27	5,15	5,52	5,22
Cloreto	mg/Kg				< 11	< 11	< 12	29,0	< 13	< 12	< 14	< 12	< 14	< 12
Fluoreto	mg/Kg				< 1,1	< 1,1	< 1,2	< 1,1	< 1,3	< 1,2	< 1,4	< 1,2	< 1,4	< 1,2
Sulfato	mg/Kg				< 11	< 11	< 12	< 11	< 13	< 12	< 14	< 12	< 14	< 12
Sódio	mg/Kg				36,5	28,0	73,3	103	31,7	26,3	32,7	64,3	65,6	62,9
Nitrato	mg/Kg	-	-	-	< 1,1	5,1	< 1,2	2,4	< 1,3	2,5	< 1,4	< 1,2	< 1,4	< 1,2
Nitrito	mg/Kg				< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,2
Nitrogênio Kjeldahl Total	mg/Kg				132	< 100	< 100	1223	174	131	100	116	147	107
Carbono Orgânico Total - COT	%				1,3	1,1	< 1,0	1,76	< 1,0	< 1,0	1,28	< 1,0	< 1,0	< 1,55
Alcalinidade Total	%				< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Potencial Redox	mV				-53	-33	-72	-61	-52	-50	-63	-73	-69	-39
Fenóis Totais	mg/Kg	na	0,2	5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5
Alumínio	mg/Kg	-	-	-	35161	28985	26532	25722	31572	35014	31652	31204	30028	34628
Arsênio	mg/Kg	3,5	15	35	2,04	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Bário	mg/Kg	75	150	300	13,3	13,2	243	35,2	46,3	46,2	172	181	237	213
Cádmio	mg/Kg	< 0,5	1,3	3	< 0,05	< 0,05	0,07	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,09	< 0,05	0,15	0,08
Chumbo	mg/Kg	17	72	180	8,06	10,1	5,73	9,5	11,4	11,7	11,7	4,31	6,97	8,54
Cobre	mg/Kg	35	60	200	2,7	2,73	10,4	3,33	2,12	2,24	3,65	7,86	7,55	7,52
Cromo	mg/Kg	40	75	150	60,6	62,5	69,6	67,2	75,6	58,1	67,2	72,1	76,3	83,5
Ferro	mg/Kg	-	-	-	20734	20094	20398	22845	24030	20894	27717	22760	21821	24702
Manganês	mg/Kg	-	-	-	85,1	104	521	137	154	183	356	835	547	527
Mercúrio	mg/Kg	0,05	0,5	12	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Níquel	mg/Kg	13	30	70	9,18	8,84	22,4	10,6	7,43	5,03	8,05	17,2	27,4	22,9

"Continua"

Tabela 35. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Jaci (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 04						
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	4 metros	10 metros	20 metros	4 metros	6 metros	8 metros	10 metros	14 metros	18 metros	20 metros
Selênio	mg/Kg	0,25	5	-	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Zinco	mg/Kg	60	300	450	10,5	8,86	34,9	10,9	8,96	7,55	12,3	23,1	38,0	29,6
Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis														
1,1 Dicloro - 1 - propeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,1,1 Tricloroetano	mg/Kg	na	-	11000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,1,2 Tetracloroetano	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,2 Tricloroetano	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,2,2 Tetracloroetano	mg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,1 Dicloroetano	mg/Kg	na	-	8500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1 Dicloroetano	mg/Kg	na	-	5000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2 Diclorobenzeno	mg/Kg	na	730	150000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2 Dicloroetano	mg/Kg	na	75	150	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2,3 Triclorobenzeno	mg/Kg	na	10	5000	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
1,2,3 Tricloropropano	mg/Kg				< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
1,2,4 Triclorobenzeno	mg/Kg	na	11	7000	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,2,4 Trimetilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,2 Dibromoetano	mg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,2 Dicloropropano	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,3,5 Triclorobenzeno	mg/Kg	na	500	-	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,3,5 Trimetilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,3 Diclorobenzeno	mg/Kg	na	390	-	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,3 Dicloropropano	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,4 Diclorobenzeno	mg/Kg	na	390	50000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0

"Continua"

Tabela 35. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Jaci (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 04						
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	4 metros	10 metros	20 metros	4 metros	6 metros	8 metros	10 metros	14 metros	18 metros	20 metros
1 Cloro - 2 - Metilbenzeno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1 Cloro - 4 - Metilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Benzeno	mg/Kg	na	30	60	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Bromobenzeno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Bromoclorometano	mg/Kg				< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
Bromodichlorometano	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Bromofórmio	mg/Kg				< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0
cis - 1,2 - Dicloroetano	mg/Kg	na	-	1500	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Cloreto de Metileno	mg/Kg	na	18	4500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Cloreto de Vinila	mg/Kg	na	3	5	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Clorobenzeno	mg/Kg	na	410	40000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Clorofórmio	mg/Kg	na	1750	3500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Dibromoclorometano	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Dibromometano	mg/Kg				< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0
Estireno	mg/Kg	na	200	15000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Etilbenzeno	mg/Kg	na	6200	35000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Hexaclorobutadieno	mg/Kg				< 40,0	< 70,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
Isopropilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
m,p - Xileno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
n - Butilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
n - Propilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
o - Xileno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
p - Isopropiltolueno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0

"Continua"

Tabela 35. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Jaci (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			PM - 01			PM - 04						
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	4 metros	10 metros	20 metros	4 metros	6 metros	8 metros	10 metros	14 metros	18 metros	20 metros
sec - Butilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
terc - Butilbenzeno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Tetracloroeto de Carbono	mg/Kg	na	170	500	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
Tetracloroetano	mg/Kg	na	54	4000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Tolueno	mg/Kg	na	140	30000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
trans - 1,2 - Dicloroetano	mg/Kg	na	-	4000	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
Tricloroetano	mg/Kg	na	7,8	7000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares														
Acenaftaleno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Antraceno	mg/Kg	na	39	-	29,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	52,6	27,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Benzo(a)antraceno	mg/Kg	na	25	9000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Benzo(a)pireno	mg/Kg	na	52	400	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Benzo(b)fluoranteno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Benzo(g,h,i)perileno	mg/Kg	na	570	-	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0
Benzo(k)fluoranteno	mg/Kg	na	380	-	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	23,5	13,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Criseno	mg/Kg	na	8100		29,9	20,1	< 20,0	< 20,0	46,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Dibenzo(a,h)antraceno	mg/Kg	na	80	150	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
Fenantreno	mg/Kg	na	3300	15000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Fluoranteno	mg/Kg				< 20,0	81,2	50,6	< 20,0	PI	272,0	< 20,0	88,4	< 20,0	< 20,0
Fluoreno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Indeno(1,2,3-cd)pireno	mg/Kg	na	31	2000	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0	< 80,0
Naftaleno	mg/Kg	na	120	30000	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	33,4	< 30,0	< 30,0	< 30,0
Pireno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0

PI - Presença de interferentes

Para as amostras de solo coletadas no aterro sanitário de Jaci, segundo os métodos analíticos adotados, não foram detectadas concentrações de Compostos Orgânicos Voláteis – VOC's. Deve-se ressaltar que os Limites de Quantificação dos métodos analíticos estão abaixo dos Valores de Prevenção estabelecidos na legislação Federal e Estadual, portanto não indicando qualquer alteração na qualidade do solo em relação a esses parâmetros.

Quanto aos Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's, detectou-se a presença de Benzo(k)fluoranteno, Criseno, Fluoranteno e Naftaleno, porém, em concentrações inferiores ao Valor de Prevenção. Detectou-se, ainda, a presença de Antraceno, em uma amostra, em concentração acima do Valor de Prevenção, não havendo Valor de Intervenção estabelecido na legislação Estadual ou Federal para este parâmetro.

Foram detectadas concentrações de Cloreto e Nitrato, para os quais não há valores de referência estabelecidos na legislação nacional.

Não foram detectadas concentrações de Fenóis Totais, porém o limite de quantificação do método está acima do Valor de Prevenção, mas abaixo do Valor de Intervenção Agrícola, portanto não sendo relevante para efeitos de classificação de alteração significativa da qualidade do solo.

Para o parâmetro Níquel, foram detectadas concentrações acima do Valor de Referência de Qualidade, porém abaixo do Valor de Prevenção, portanto não sendo indicada a necessidade de nenhuma ação de prevenção relacionada a este parâmetro.

Não foram detectadas concentrações de Mercúrio e Selênio, porém o limite de quantificação do método está acima do Valor de Referência de Qualidade, mas abaixo do Valor de Prevenção, portanto não indicando alterações prejudiciais à qualidade do solo para estes parâmetros.

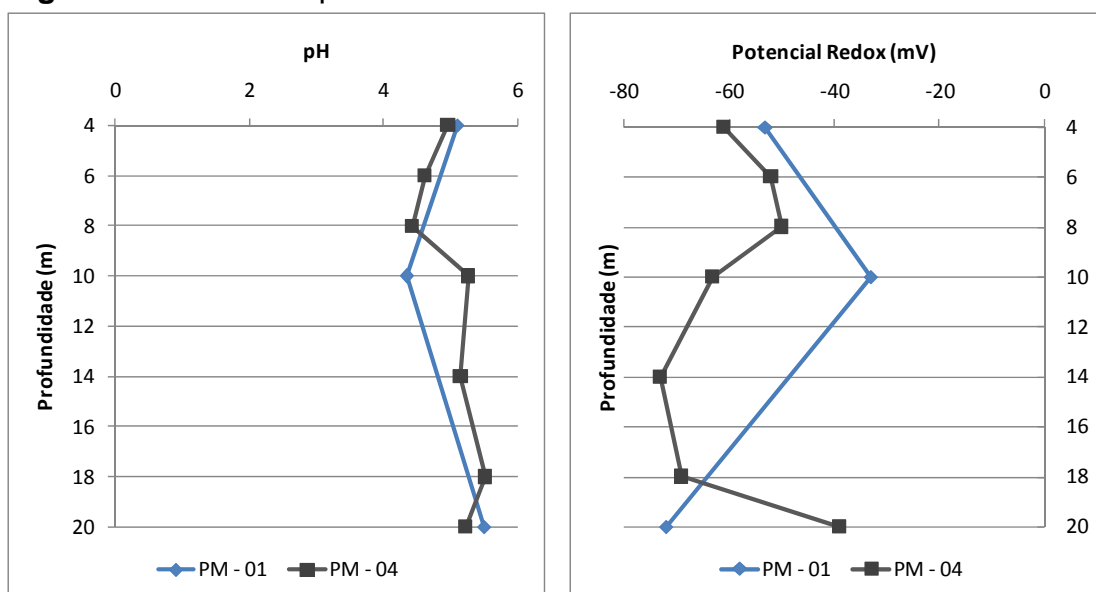
Para os parâmetros Bário e Cromo, foram detectadas, em pelo menos uma amostra, concentrações superiores ao Valor Prevenção, porém inferiores ao Valor de Intervenção – VI, para cenário de exposição agrícola, indicando a necessidade de se manter o monitoramento.

Desta forma, verifica-se que, para as amostras de solo analisadas, não foram excedidos, para nenhum dos parâmetros avaliados, o Valor de Intervenção Agrícola, portanto não indicando a existência de riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico.

Para melhor visualização e comparação dos resultados e tendências apresenta-se os gráficos a seguir, relacionando as concentrações das substâncias encontradas, pela profundidade nos pontos analisados.

Conforme pode-se observar na figura 87, os valores do pH do solo mantiveram-se entre 4,3 e 5,5, ou seja, levemente ácido, o que propicia a dissolução de metais adsorvidos no solo para a solução. Esta condição também é favorecida pela diminuição do Potencial Redox, uma vez que, conforme pode-se observar, todas as amostras apresentaram valores negativos.

Figura 87. Perfis do pH e Potencial redox do solo - Jaci

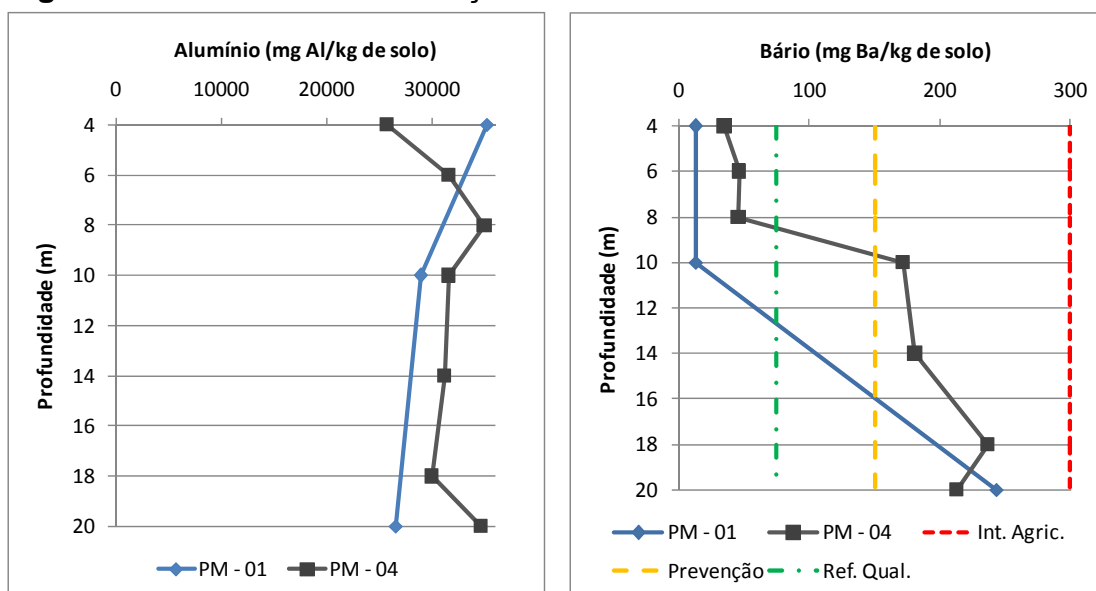


As concentrações de Alumínio não apresentaram variações significativas quando comparados o ponto de montante (PM-01), com o ponto situado sobre a área de disposição de resíduos (PM-04), conforme mostrado na Figura 88. Observa-se, ainda, que quando comparado com os resultados

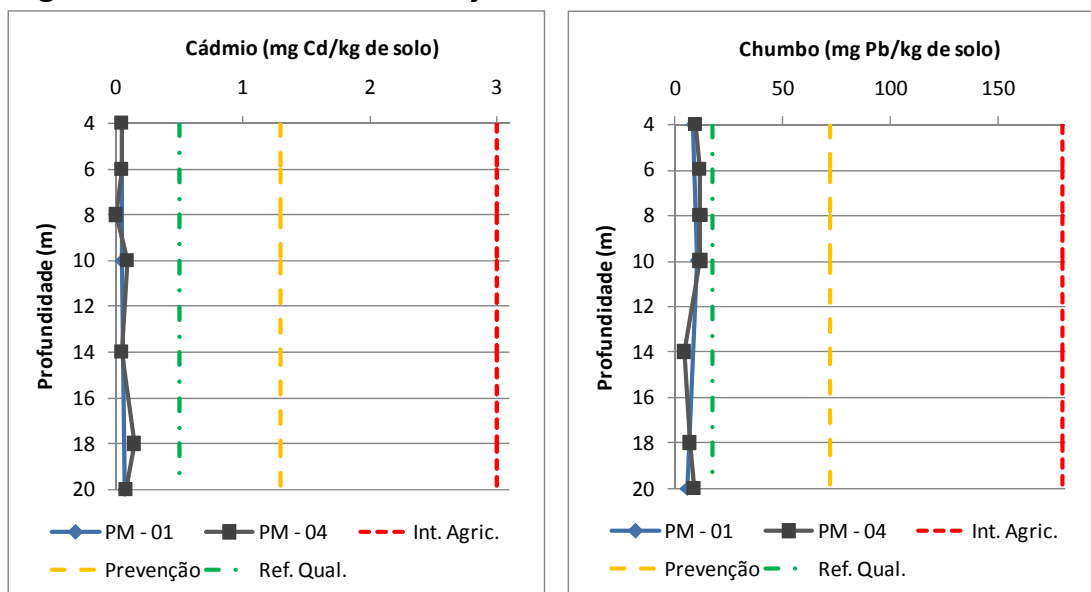
obtidos para o aterro de Angatuba, o solo local possui concentrações menores desse elemento.

Para o parâmetro Bário, verifica-se uma tendência de incremento das concentrações em maiores profundidades para os dois pontos avaliados, que também não apresentam diferenças significativas de valores entre si e, ainda, permanecendo abaixo do Valor de Intervenção. Desta forma, mesmo se considerarmos a obtenção de concentrações acima do Valor de Prevenção para o PM-04, não é possível associar esta alteração à disposição de resíduos, porque este incremento também é verificado no ponto de montante (PM-01).

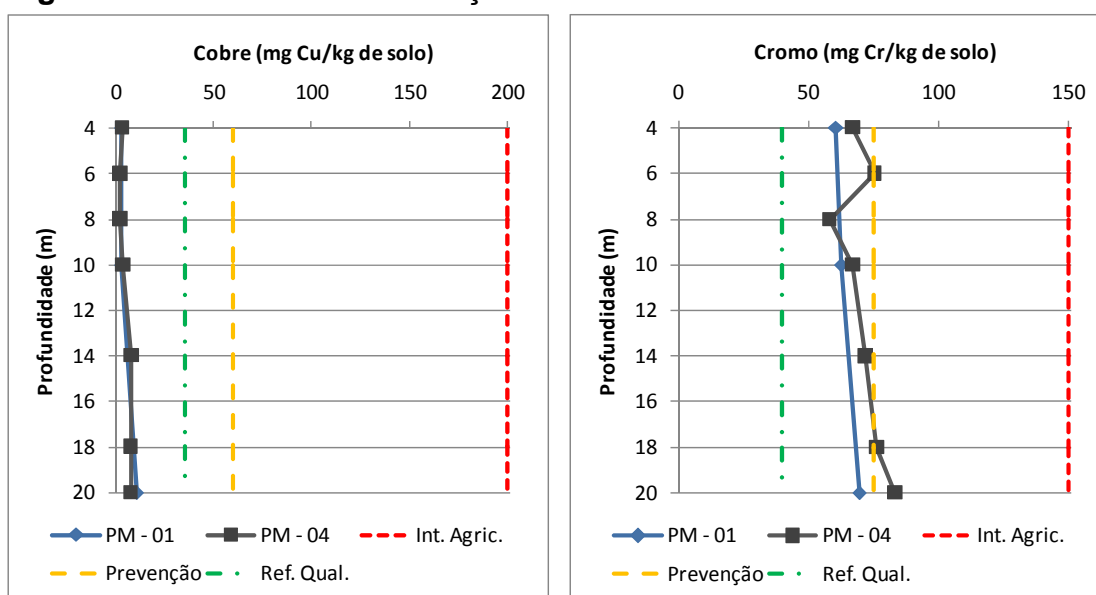
Figura 88. Perfis da concentração de Alumínio e Bário no solo - Jaci



De acordo com o observado na figura 89, as concentrações de Cádmio e Chumbo obtidas para as amostras de solo analisadas, mantiveram-se abaixo no Valor de Referência de Qualidade, não apresentando alterações significativas quando comparados os resultados obtidos para o ponto de montante (PM-01) com aqueles relativos ao ponto situado na área de disposição de resíduos (PM-04).

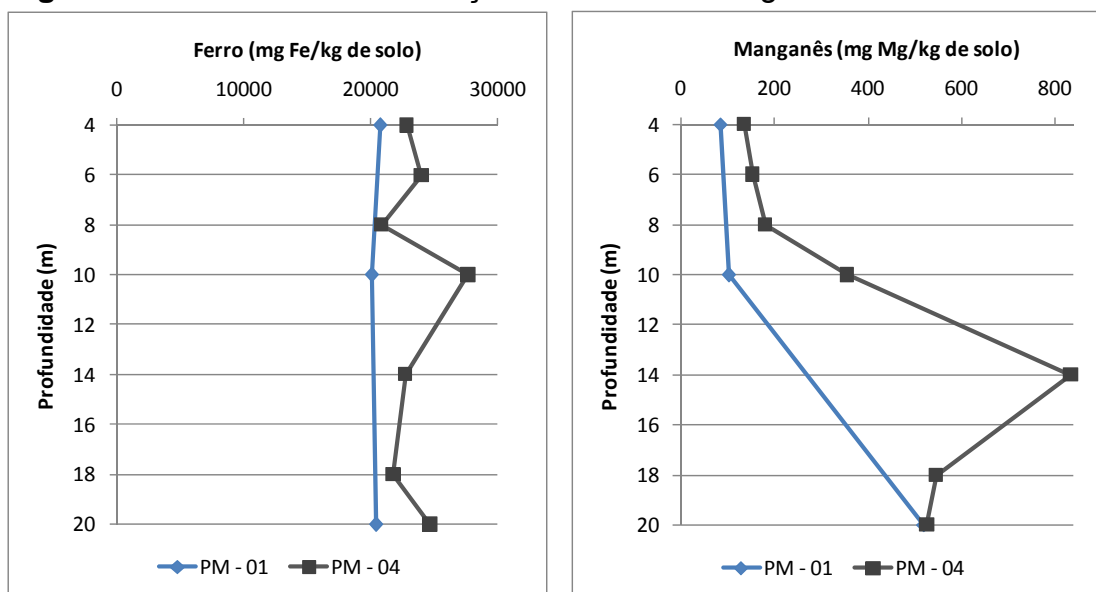
Figura 89. Perfis da concentração de Cádmiu e Chumbo no solo - Jaci

Para o parâmetro Cobre, mostrado na figura 90, verifica-se o mesmo comportamento relatado anteriormente, para os elementos Cádmiu e Chumbo. Observa-se, ainda, para o parâmetro Cromo uma tendência de incremento no ponto situado na área de disposição de resíduos, chegando a ultrapassar o Valor de Prevenção, porém mantendo-se muito abaixo do Valor de Intervenção.

Figura 90. Perfis da concentração de Cobre e Cromo no solo - Jaci

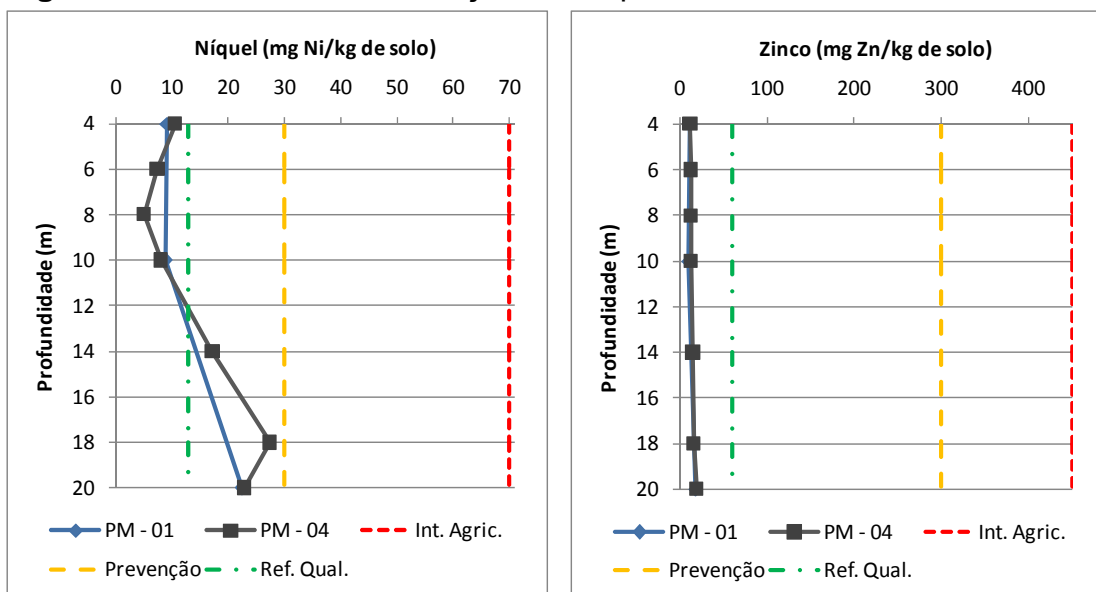
Na figura 91 são apresentados os resultados analíticos das amostras de solo, para os parâmetros Ferro e Manganês. Observa-se a tendência de incremento das concentrações quando comparado os resultados obtidos para o ponto de montante (PM-01), com aqueles relativos ao ponto situado na área de disposição de resíduos (PM-04), porém de baixa relevância.

Figura 91. Perfis da concentração de Ferro e Manganês no solo - Jaci



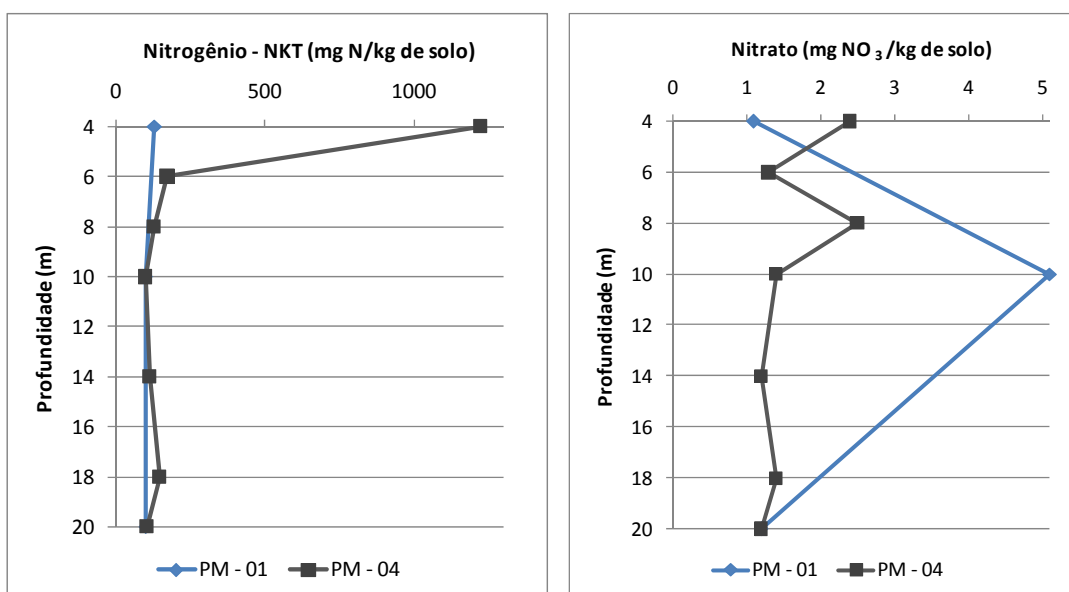
As concentrações de Níquel nas amostras de solo, conforme figura 92, apresentaram resultados semelhantes para os dois pontos avaliados, com tendência de incremento com aumento da profundidade, chegando a ultrapassar o Valor de Referência de Qualidade, porém, mantendo-se abaixo do Valor de Prevenção.

Para o parâmetro Zinco, também mostrado na figura 92, observa-se o mesmo comportamento relatado anteriormente, para os elementos Cádmio, Chumbo e Cobre, ou seja, não apresenta alterações significativas quando comparados os resultados obtidos para o ponto de montante (PM-01) com aqueles relativos ao ponto situado na área de disposição de resíduos (PM-04) e ainda, todas as amostras apresentaram concentrações abaixo do Valor de Referência de Qualidade.

Figura 92. Perfis da concentração de Níquel e Zinco no solo - Jaci

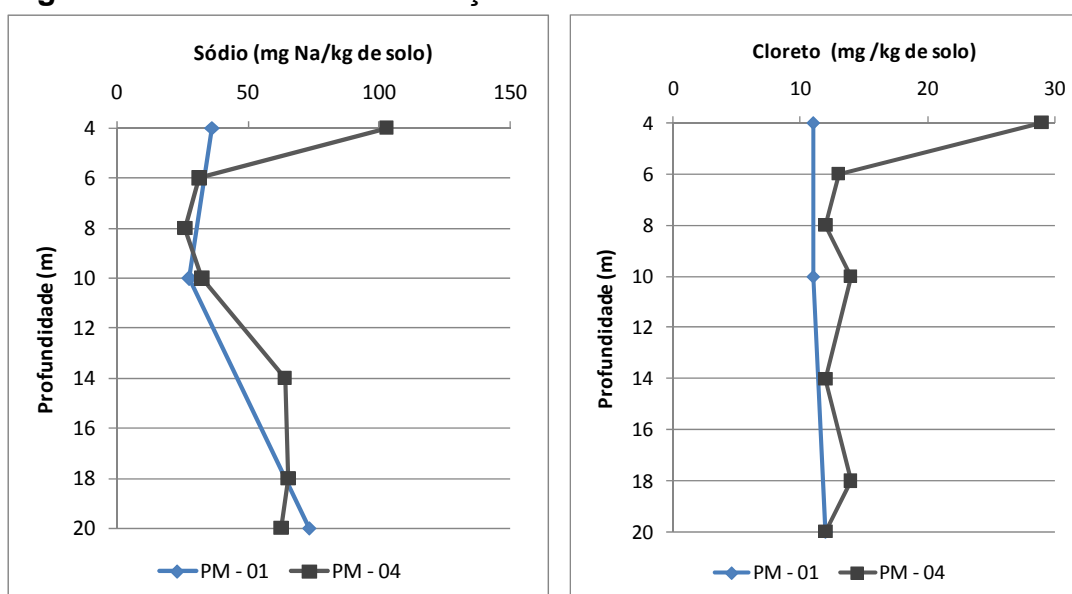
Na figura 93 são apresentados os resultados relativos às análises de Nitrogênio Kjeldahl Total – NKT e Nitrato.

Para este último parâmetro, observa-se que a concentração mais elevada foi encontrada no ponto de montante (PM-01) à profundidade de 10 metros, portanto, não sendo possível associar os resultados obtidos, ao uso atual da área.

Figura 93. Perfis da concentração de Nitrogênio Kjeldahl Total e Nitrato no solo - Jaci

Nota-se que as concentrações de Nitrogênio Kjeldahl Total – NKT apresentaram valor elevado para uma única amostra no ponto situado na área de disposição de resíduos (PM-04), na profundidade de 4 (quatro) metros, que representa a amostra imediatamente abaixo da camada de resíduos, portanto esta alteração pode estar relacionada aos resíduos depositados. Este mesmo comportamento é observado para os parâmetros Sódio e Cloreto, conforme mostrado na figura 94.

Figura 94. Perfis da concentração de Sódio e Cloreto no solo - Jaci



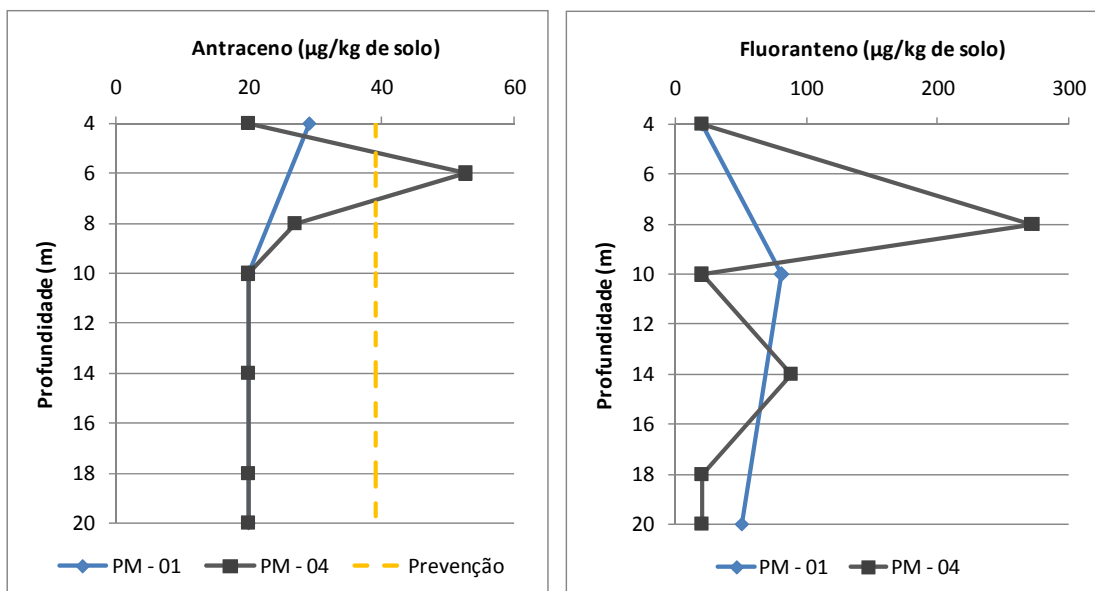
Conforme resultados das análises das amostras de solo do aterro sanitário de Jaci, foram detectadas concentrações de Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's. Na figura 95 são apresentados os resultados relativos aos parâmetros Antraceno e Fluoranteno.

Observa-se que as concentrações mais elevadas para estes parâmetros foram detectadas entre 6 e 8 metros para o ponto situado na área de disposição (PM-04), sendo superado o Valor de Prevenção para o Antraceno em uma das amostras (6 metros) e, ainda, nesta mesma amostra não foi possível concluir a análise de Fluoranteno devido a presença de interferentes.

Destaca-se que não foram coletadas amostras nestas profundidades para o ponto de montante (PM-01), sendo observado que, para as demais

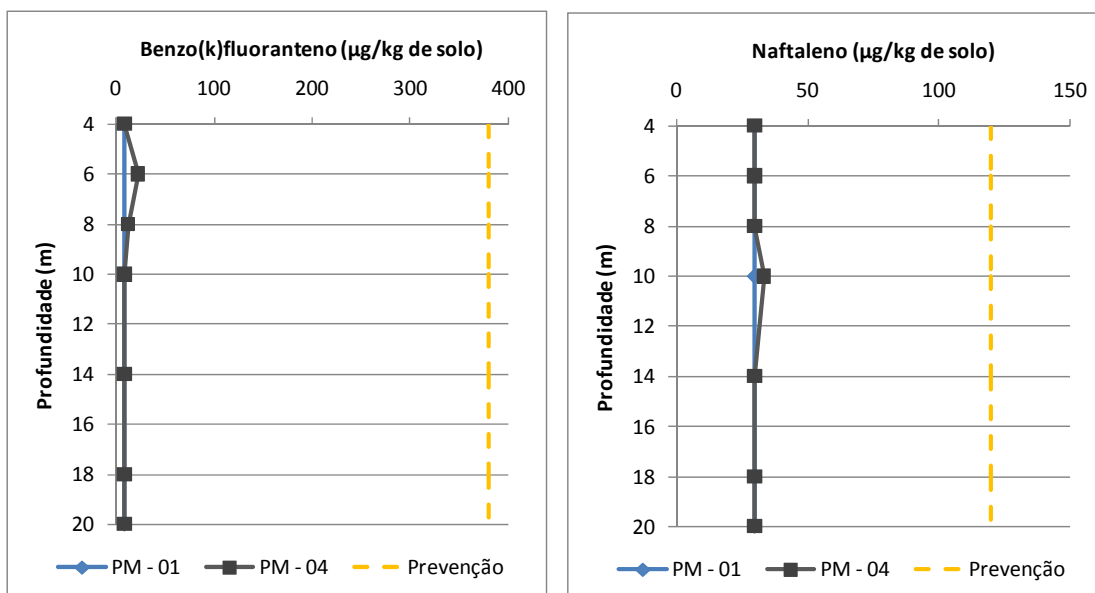
amostras, coletadas em mesma profundidade, os valores obtidos para o PM-04 são iguais ou inferiores aos obtidos para o PM-01, portanto não sendo possível associar estes resultados com a disposição de resíduos no local.

Figura 95. Perfis da concentração de Antraceno e Fluoranteno no solo - Jaci



Na figura 96 são apresentados os resultados relativos às análises de Benzo(k)fluoranteno e Naftaleno.

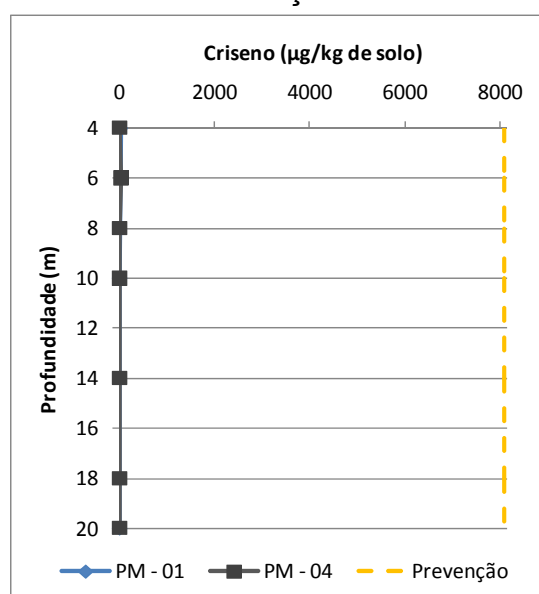
Figura 96. Perfis da concentração de Benzo(k)fluoranteno e Naftaleno no solo - Jaci



Os parâmetros Benzo(k)fluoranteno e Naftaleno foram detectados em amostras coletadas no ponto sobre a área de disposição (PM-04), às profundidades de 6 e 8 metros para o Benzo(k)fluoranteno e de 10 metros para o Naftaleno, porém, em concentrações muito inferiores ao Valor de Prevenção.

A substância Criseno foi detectada nas amostras em menores profundidades, tanto no PM-01, quanto no PM-04, mas também em concentrações muito inferiores ao Valor de Prevenção, conforme mostrado na figura 97.

Figura 97. Perfil da concentração de Criseno no solo - Jaci



Em face dos resultados obtidos, observa-se que, apesar das condições favoráveis a dissolução de metais, relativas aos valores de pH e Potencial Redox, não são verificadas concentrações elevadas dessas substâncias, que podem ser associadas diretamente com os resíduos depositados no local.

Quanto aos Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's detectados em algumas amostras de solo, os resultados obtidos não são suficientes para concluir se estão associados aos resíduos. De qualquer forma, as

concentrações verificadas não demonstram a necessidade de quaisquer intervenções.

As concentrações mais elevadas de Nitrogênio Kjeldahl Total – NKT, Sódio e Cloreto, detectadas nas amostras imediatamente abaixo da camada de resíduos, podem indicar a migração de lixiviado no solo, corroborando os resultados obtidos nos estudos geofísicos, quando foram detectadas anomalias de baixa resistividade em profundidades de até 6,5 metros.

De qualquer forma, verifica-se que os resultados obtidos, para os parâmetros analisados nas amostras de solo, não demonstraram alterações significativas sob os aspectos ambientais, causados pela disposição de resíduos no local.

6.1.2.3 Águas subterrâneas

No aterro sanitário de Jaci foram instalados 4 (quatro) poços de monitoramento. Os trabalhos foram executados entre os dias 14 e 21 de março de 2011. Na tabela 36 são apresentadas informações sobre os poços de monitoramento instalados e os níveis d' água, medidos em março e julho de 2011.

Tabela 36. Informações sobre os poços de monitoramento

Poço	Cota (m)	Profundidade Total (m)	Profundidade do NA em 22.03.2011 (m)	Profundidade do NA em 12.07.2011 (m)
1	527,44	24,2	22,1	20,7
2	521,50	20,7	18,3	16,3
3	521,90	23,0	18,5	16,7
4	523,83	23,4	18,7	16,7

Na tabela 37 são apresentados os resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas.

Tabela 37. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Jaci

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 03	PM - 04
pH			6,4	6,3	6,3	6,1
Temperatura	°C		26	25,8	26,6	27,0
Potencial Redox	mV		183,0	157,0	183,0	195,0
Oxigênio Dissolvido - OD	mg/L		5,3	5,5	5,0	4,1
Condutividade	mS/cm					
Chuvas (últimas 24 horas)			Não	Não	Não	Não
Alcalinidade	mgCaCO3/L		74,0	18,0	18,8	52,4
Alumínio	mg/L	0,2 / 3,5 ⁽¹⁾	0,42	1,36	0,6	1,17
Arsênio	mg/L	0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Bário	mg/L	0,7	0,03	0,05	0,05	0,08
Cádmio	mg/L	0,005	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Chumbo	mg/L	0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,008
Cloreto	mg/L		< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Cobre	mg/L	2	< 0,01	< 0,01	0,02	0,05
Cor verdadeira	mg/L		< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Cromo	mg/L	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,02
Fenóis Totais	mg/L	0,14	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Ferro	mg/L	0,3 / 2,45 ⁽¹⁾	0,17	1,01	0,36	0,69
Fluoreto	mg/L		< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Fósforo	mg/L		0,05	0,06	0,05	0,06
Manganês	mg/L	0,4	0,05	0,1	0,06	0,02
Mercúrio	mg/L	0,001	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Níquel	mg/L	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Nitrogênio nitrato	mg/L	10	0,38	0,42	0,42	0,63
Nitrogênio nitrito	mg/L		< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Nitrogênio Kjeldahl Total	mg/L		0,57	< 0,5	0,66	< 0,5

(1) Valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

"Continua"

Tabela 37. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Jaci (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 03	PM - 04
Selênio	mg/L	0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Sódio	mg/L		1,0	0,61	0,56	0,96
Sulfato	mg/L		< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Turbidez	UNT		8,11	25,9	12,6	14,6
Zinco	mg/L	5 / 1,05 ⁽¹⁾	0,08	0,05	0,13	0,35
Agregados Orgânicos / Análise estrutural						
Carbono Orgânico Dissolvido - COD	mg C/L		< 1,0	1,18	1,16	1,52
Carbono Orgânico Total - COT	mg C/L		2,82	< 1,0	1,41	1,42
Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis						
1,1,1,2 Tetracloroetano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1,1 Tricloroetano	mg/L	280	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1,2,2 Tetracloroetano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1,2 Tricloroetano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1 Dicloro - 1 - propeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,1 Dicloroetano	mg/L	280	< 2,50	< 4,00	< 2,50	< 2,50
1,1 Dicloroetano	mg/L	30	< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00
1,2,3 Triclorobenzeno	mg/L	Σ = 20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2,3 Tricloropropano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2,4 Triclorobenzeno	mg/L	Σ = 20	< 3,50	< 3,50	< 3,50	< 3,50
1,2,4 Trimetilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2 Dibromoetano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2 Diclorobenzeno	mg/L	1000	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,2 Dicloroetano	mg/L	10	< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00
1,2 Dicloropropano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,3,5 Triclorobenzeno	mg/L	Σ = 20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,3,5 Trimetilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50

(1) Valores estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 420/2009

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

"Continua"

Tabela 37. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Jaci (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 03	PM - 04
1,3 Diclorobenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,3 Dicloropropano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1,4 Diclorobenzeno	mg/L	300	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1 Cloro - 2 - Metilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
1 Cloro - 4 - Metilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Benzeno	mg/L	5	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromobenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromoclorometano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromodiclorometano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Bromofórmio	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
cis - 1,2 - Dicloroeteno	mg/L	Σ = 50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Cloreto de Metileno	mg/L	20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Cloreto de Vinila	mg/L	5	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Clorobenzeno	mg/L	700	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Clorofórmio	mg/L	200	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Dibromoclorometano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Dibromometano	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Estireno	mg/L	20	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Etilbenzeno	mg/L	300	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Hexaclorobutadieno	mg/L		< 4,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00
Isopropilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
m,p - Xileno	mg/L		< 5,00	< 5,00	< 5,00	< 5,00
n - Butilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
n - Propilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
o - Xileno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

"Continua"

Tabela 37. Resultados das análises físico-químicas das amostras de águas subterrâneas – Jaci (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP (VI)	PM - 01	PM - 02	PM - 03	PM - 04
p - Isopropiltolueno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
sec - Butilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
terc - Butilbenzeno	mg/L		< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Tetracloroeto de Carbono	mg/L	2	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
Tetracloroeteno	mg/L	40	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Tolueno	mg/L	700	< 2,00	< 2,00	< 2,00	< 2,00
trans - 1,2 - Dicloroeteno	mg/L	Σ = 50	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Tricloroeteno	mg/L	70	< 2,50	< 2,50	< 2,50	< 2,50
Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares						
Acenaftaleno	mg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Antraceno	mg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(a)antraceno	mg/L	1,75	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(a)pireno	mg/L	0,7	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(b)fluoranteno	mg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(g,h,i)perileno	mg/L		< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08
Benzo(k)fluoranteno	mg/L		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Criseno	mg/L	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Dibenzo(a,h)antraceno	mg/L	0,18	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Fenantreno	mg/L	140	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fluoranteno	mg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fluoreno	mg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Indeno(1,2,3-cd)pireno	mg/L	0,17	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08
Naftaleno	mg/L	140	0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Pireno	mg/L		< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02

VMP – Valor Máximo Permitido

VI – Valor de Intervenção

Para os parâmetros analisados, nas amostras de águas subterrâneas, não foram detectadas concentrações de Compostos Orgânicos Voláteis – COV's e Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's, acima dos Valores de Intervenção estabelecidos na legislação Estadual e Federal. Detectou-se a presença de Naftaleno no PM-01, porém em concentrações inferiores aos limites estabelecidos.

Verifica-se que as amostras de águas subterrâneas apresentaram concentrações de Alumínio e Ferro acima do Valor de Intervenção (CETESB, 2005), para todos os poços monitorados, exceto Ferro para o PM-01. Entretanto, se considerarmos os valores estabelecidos na Resolução CONAMA n° 420/2009, todos os parâmetros avaliados apresentaram concentrações abaixo do Valor de Investigação, o qual se superado indicaria a existência de riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Mesmo se observados os parâmetros que poderiam indicar eventuais alterações decorrentes da presença de lixiviados, como Nitrogênio Kjeldahl Total, Carbono Orgânico Dissolvido – COD, Carbono Orgânico Total – COT, Cloreto, Sulfato e Nitrato, verifica-se que muitos deles não são sequer detectados pelos métodos analíticos adotados e, quando encontrados, as alterações podem não estar associadas a disposição de resíduos, uma vez que as concentrações estão compatíveis com os valores obtidos para o poço situado a montante, pela topografia, da área de disposição (PM-01).

Portando, para os parâmetros que podem estar associados à disposição de resíduos no local, não se verifica, até o momento, a migração de contaminantes por meio das águas subterrâneas.

6.1.2.4 Dados complementares

De forma análoga ao efetuado para o aterro sanitário em valas de Angatuba, foram obtidos dados relativos à quantidade de resíduos depositada no aterro sanitário em valas de Jaci, bem como, quanto à climatologia regional

(pluviometria, temperatura, balanço hídrico) e demais parâmetros de projeto, visando comparar com os critérios estabelecidos para dispensa da impermeabilização complementar, por meio da Norma ABNT 15849:2010.

Taxa de aplicação de resíduos

O aterro sanitário em valas de Jaci está dividido em 2 sub áreas, totalizando 35.091,00 m², prevendo-se a ocupação de uma área de 31.091 m², tendo-se iniciado a disposição de resíduos no local em 1999. Atualmente encontra-se em operação a última vala para disposição de resíduos, portanto totalizando 12 anos de operação nesta área. Observa-se que parte da área não foi possível de ser utilizada devido à retirada indiscriminada de solo. Assim, descontando-se as vias de acesso e recuos das divisas, estima-se que a área de disposição possui cerca de 25.000 m².

Conforme Inventário Estadual de Resíduos Sólidos elaborado pela CETESB, a quantidade estimada de resíduos gerados no município é de 2,2 t/dia.

Observa-se, porém, que o empreendimento recebe no mínimo um caminhão proveniente da coleta pública por dia, bem como, por ocasião do licenciamento, foi previsto o recebimento de resíduos (serragem e cavacos de madeira) das indústrias moveleiras do município e, ainda, no início das atividades, foram executadas valas sépticas para deposição de resíduos de serviços de saúde, pratica não mais adotada atualmente.

Desta forma, adotou-se uma quantidade média de 4,5 t/dia, obtendo-se uma quantidade total de 19.710 toneladas de resíduos dispostos nesta área ao longo destes 12 anos. Finalmente, dividindo-se esta quantidade pela área total ocupada, temos uma taxa de aplicação de resíduos de aproximadamente 0,8 t/m² ou 8.000 t/ha.

Observa-se que a taxa de aplicação de resíduos no aterro de Jaci é bem inferior daquela verificada no aterro de Angatuba, demonstrando a sub-utilização da área, devido à falta de atendimento às diretrizes de projeto, com escavação de valas de profundidades inferiores ao previsto.

Avaliação dos critérios estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010

Apresenta-se a seguir as informações pertinentes, para verificação do atendimento aos critérios estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010.

Para a estimativa do excedente hídrico da região, foram considerados os dados disponibilizados pelo CIIAGRO (2011), cujo método de cálculo adotado foi abordado no item 5.7 deste trabalho.

Na tabela 38 são apresentados os dados climáticos e o excedente hídrico relativos à estação meteorológica de São José do Rio Preto, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.

Destaca-se que foram considerados os valores médios mensais, relativos aos últimos 10 anos.

Tabela 38. Dados climáticos relativos à estação meteorológica de São José do Rio Preto, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.

Mês	Pluviometria Média (mm)	Temperatura Média Diária (°C)	Temperatura Média Diária Máxima (°C)	Temperatura Média Diária Mínima (°C)	Excedente Hídrico (mm)
Janeiro	363,4	26,4	31,0	19,0	216
Fevereiro	196,9	27,2	31,5	22,0	82
Março	139,2	26,7	31,0	18,5	23
Abril	56,4	25,8	30,0	19,0	7
Maiο	67,2	21,8	27,5	12,0	10
Junho	18	21,2	27,6	11,0	3
Julho	19,2	21,1	26,5	11,5	0
Agosto	21,5	23,3	28,5	13,5	0
Setembro	55,8	24,9	32,0	14,0	6
Outubro	95,4	26,3	33,0	19,0	1
Novembro	110,6	26,7	33,0	17,5	1
Dezembro	201,4	26,5	31,5	20,0	48
Média Anual	1345,0	24,8	30,3	16,4	396

Fonte: CIIAGRO, 2011.

Conforme pode-se observar, o excedente hídrico médio, considerando os últimos 10 anos, foi de 396 mm/ano.

Com relação à porcentagem de resíduos orgânicos, considerando a estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil (MMA, 2011), temos aproximadamente de 51,4% de

matéria orgânica. Considerando, ainda, que o município de Jaci conta com coleta seletiva de materiais recicláveis, bem como a disposição de serragem e cavacos de madeira provenientes das indústrias moveleiras do município, considera-se que a porcentagem de matéria orgânica nos resíduos coletados no município é superior aos 30%, estabelecidos como um dos critérios na Norma ABNT 15849:2010.

Quanto à profundidade do aquífero freático, destaca-se que quando da remoção dos resíduos da vala mais antiga, para possibilitar a realização da sondagem e instalação dos poços de monitoramento, verificou-se que a profundidade desta vala era inferior aos 3 (três) metros previstos em projeto, porém, para fins de comparação com os critérios da Norma, será considerada esta profundidade de projeto, por ser a mais desfavorável.

Conforme verificado, na condição mais crítica, o nível d'água no ponto mais baixo da área de disposição de resíduos (PM-04), encontrava-se a 16,7 metros. Portanto a camada de solo não saturado nesta região, é de aproximadamente 13,7 metros.

A permeabilidade natural do solo local, segundo dados dos ensaios realizados por ocasião do licenciamento ambiental da área, foi estimada em 3×10^{-4} cm/s.

Em face do exposto, temos resumidamente os seguintes dados:

- Excedente Hídrico: 396 mm
- Fração orgânica dos resíduos: > 30%
- Profundidade do freático: 13,7 metros
- Coeficiente de permeabilidade do solo local: 3×10^{-4} cm/s

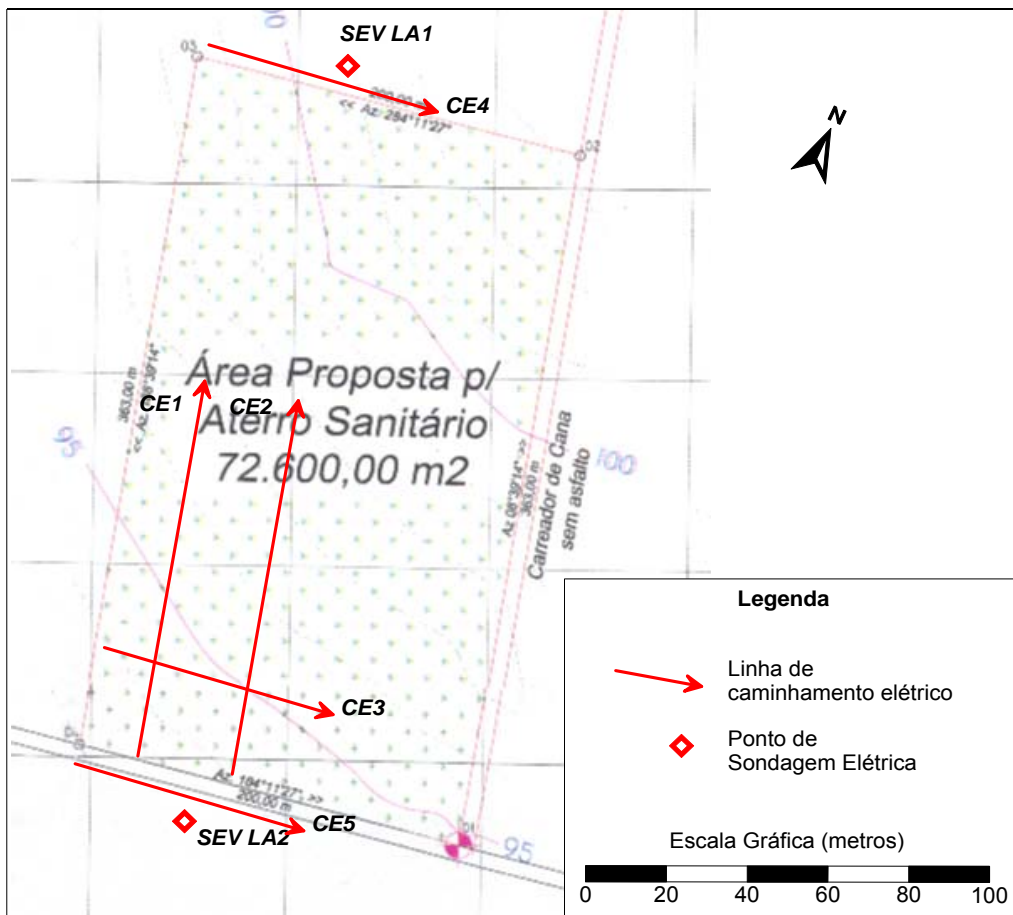
Assim, considera-se que o local de implantação do aterro sanitário em valas de Jaci atende aos critérios para dispensa de impermeabilização complementar, estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010. O aspecto mais desfavorável verificado, está relacionado à permeabilidade natural do solo local, caracterizado como arenoso, porém, este aspecto é compensado pela espessa camada de solo não saturado.

6.1.3 Aterro sanitário em valas de Luiz Antônio – SP

6.1.3.1 Ensaios geofísicos

O aterro em valas de Luís Antônio está ativo desde 1999. Conforme verificado no local, as valas neste aterro têm cerca de 6 m de profundidade. Os ensaios geofísicos no aterro sanitário de Luiz Antônio foram executados entre os dias 18 e 19 de outubro de 2010. As sondagens elétricas verticais foram efetuadas em duas posições, identificadas por pontos vermelhos. Foram realizadas cinco linhas de caminhamento elétrico, identificadas por setas vermelhas, de acordo com o mapa de distribuição da Figura 98.

Figura 98. Mapa da área com a localização dos ensaios geofísicos.



Para a interpretação dos dados geofísicos é importante a adição de informações diretas e da geologia local. A área do aterro está em um alto topográfico, com solo característico da Formação Serra Geral. A empresa

Citrosuco fez um poço a cerca de 500 m do local do aterro com 148 m de profundidade, e o perfil do poço indica solo argiloso até 10 m e basalto a partir de 10 m.

Sondagens Elétricas Verticais - SEVs

Os ensaios de SEV foram realizados com arranjo Schlumberger com abertura máxima $AB/2$ de 150 metros. A SEV 1 foi realizada na parte superior da área, a montante das valas (Figura 99). A SEV 2, cujos resultados são apresentados na Figura 100, foi realizada na parte inferior da área, mais próxima da Rodovia. Esses ensaios apresentaram modelos geoeletricos que possibilitam caracterizar horizontes de solo, rocha alterada e rocha sã. A zona saturada não foi identificada.

Figura 99. Resultado da SEV1.

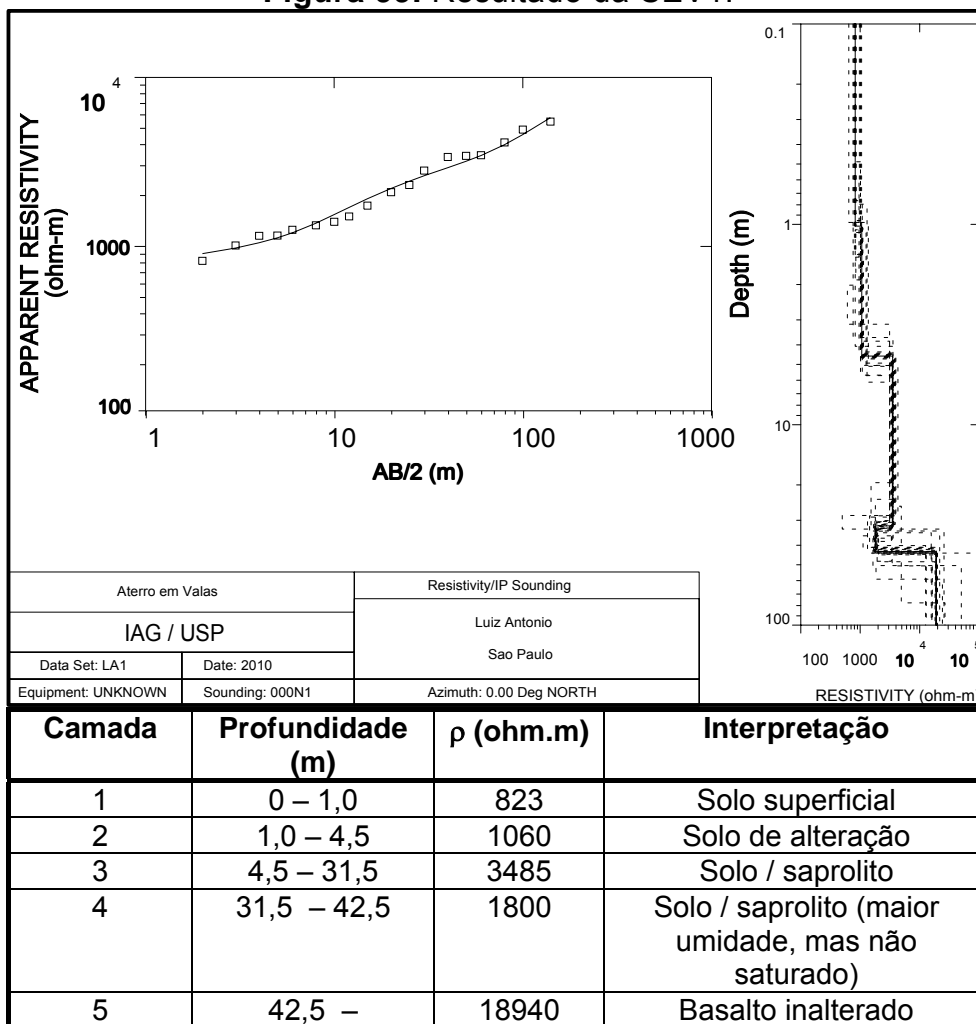
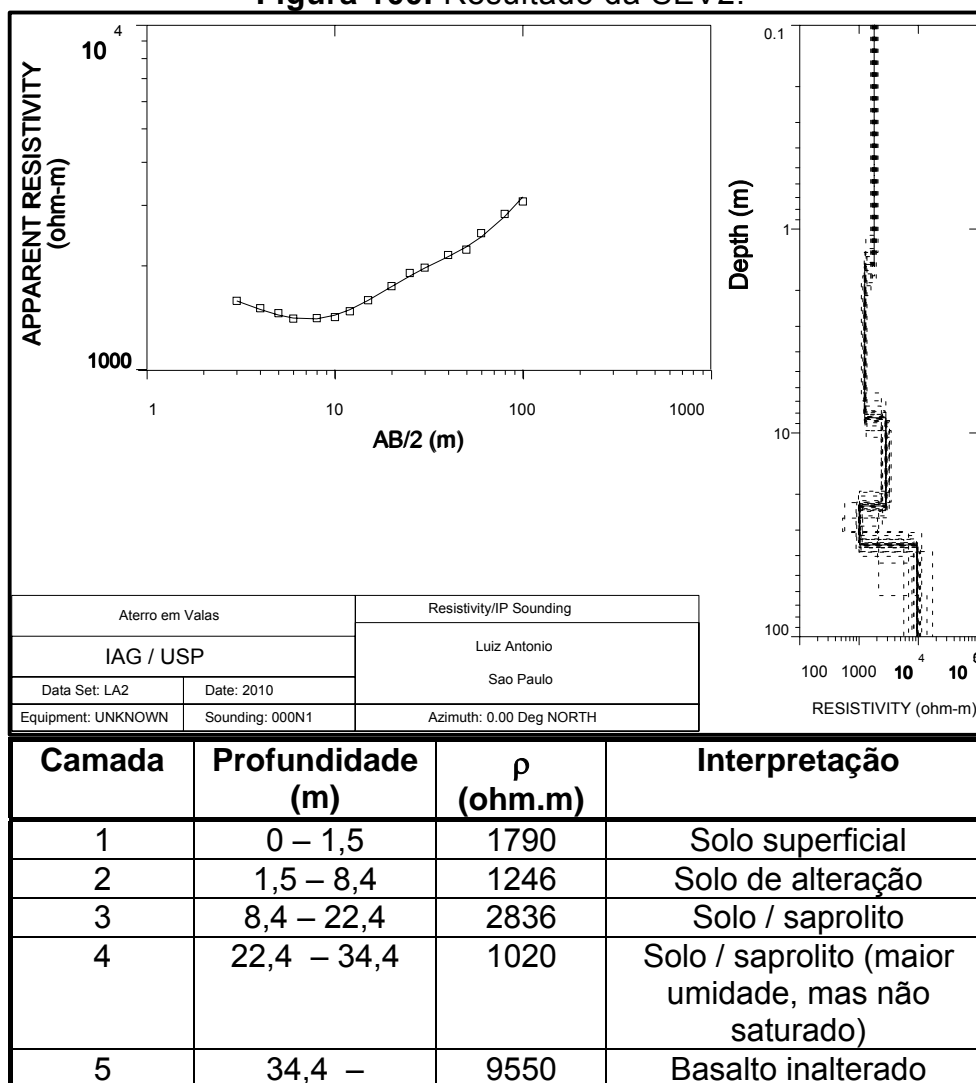


Figura 100. Resultado da SEV2.

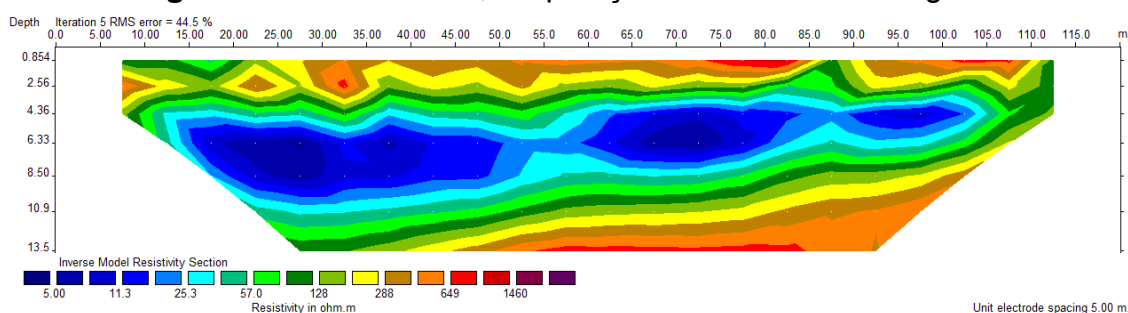


Caminhamentos Elétricos – CEs

Os ensaios de CE foram realizados com arranjo dipolo-dipolo com espaçamento de 5 metros e 9 níveis de investigação. Dessa forma, pretende-se estudar as valas e a possível zona de influência do lixiviado até a profundidade de 14 metros. As posições das linhas são apresentadas no mapa da Figura 98. As informações sobre as disposições das valas indicam que estas estão alinhadas aproximadamente norte-sul. Dessa forma, as linhas de CE foram executadas de forma a tentar interceptar e entender as posições das valas (CE1, CE2 e CE3) bem como avaliar possível alteração na qualidade do solo (CE4, montante, e C5, jusante).

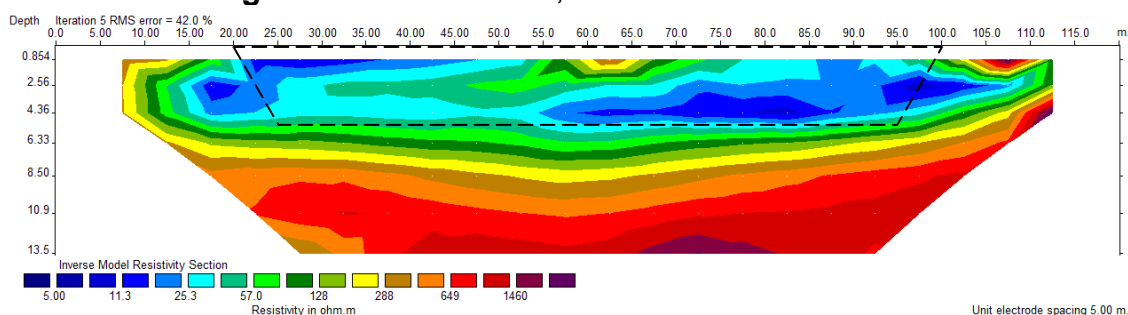
A Linha CE1 foi realizada na vala mais antiga. Como pode ser observado na figura 101, na parte superior não apresenta valores baixos de resistividade, mas a partir de 3 metros até cerca de 12 metros mostra anomalias condutoras (com área consideráveis com menos de 20 ohm.m), indicando alterações, possivelmente associadas à infiltração de lixiviados na base da vala. O solo natural, não alterado, pode ser caracterizado pelos valores de resistividade mais altos em profundidades maiores que 10 – 12 metros.

Figura 101. Linha CE1, na posição da vala mais antiga.



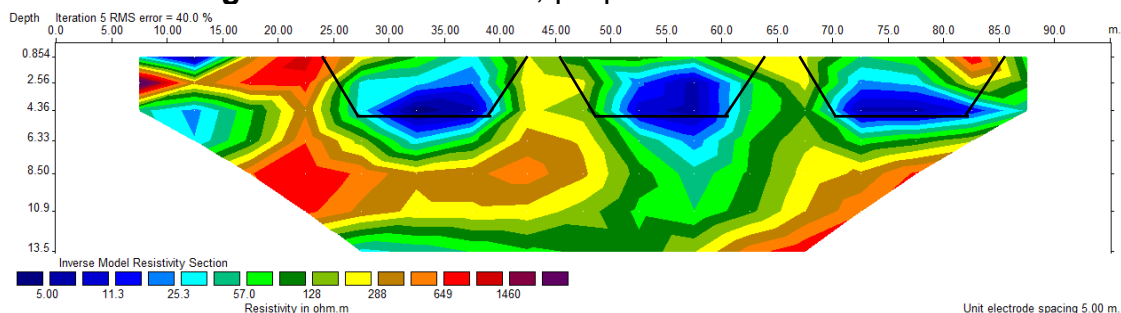
A Linha CE2 (figura 102) foi posicionada em cima da vala mais nova. Este caminhamento mostrou zonas de baixa resistividade, desde a superfície, das posições 20 até 80 metros. A linha tracejada mostra o possível formato da vala. Isso indica os limites da vala, que estão mais claros em relação à Linha CE2 devido ao fato dos resíduos depositados serem mais recentes. A zona de baixa resistividade ocorre até a profundidade de cerca de 6 m, o que indica que ainda não ocorreu infiltração do lixiviado de forma tão marcante como na vala mais antiga.

Figura 102. Linha CE2, na vala mais recente.



O CE3 (figura 103) foi realizado de maneira a cruzar perpendicularmente as valas. As anomalias de baixa resistividade geradas pelas valas podem ser observadas claramente. Foi possível identificar três grandes anomalias, que foram ocasionadas pelas três valas. Principalmente a vala central sugere infiltração de lixiviados até a profundidade de 14 metros.

Figura 103. Linha CE3, perpendicular às valas.



O linhas CE4 e CE 5 (figura 104 e figura 105) foram executadas fora da área do aterro, a montante e a jusante, respectivamente. Os dois caminhamentos resultaram em perfis com altas resistividades, mostrando não haver presença de contaminantes naquelas regiões.

Figura 104. Linha CE4, a montante do aterro.

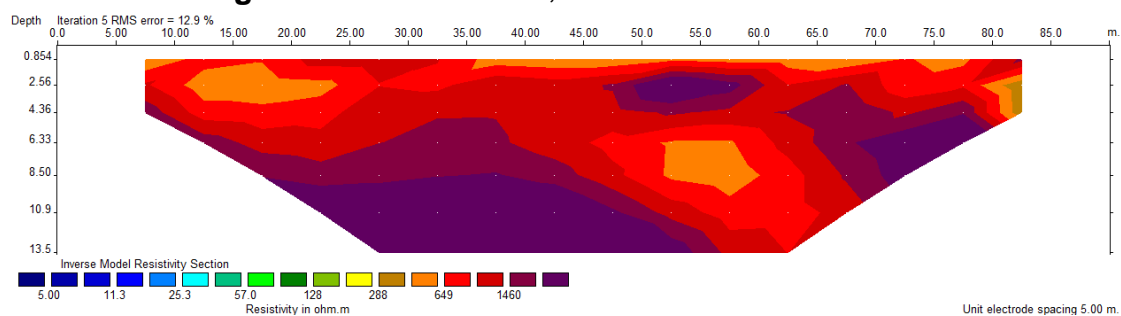
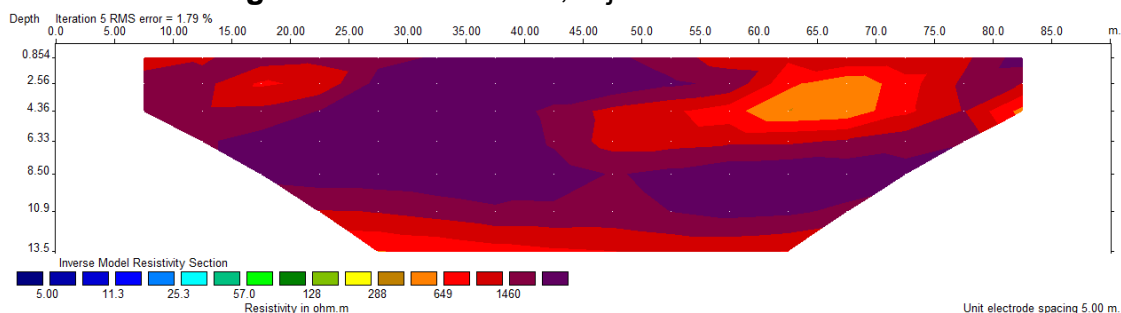


Figura 105. Linha CE5, a jusante das valas.



Na figura 106 e na figura 107 são apresentadas algumas imagens dos trabalhos de campo no aterro em valas de Luiz Antônio.

Figura 106. Estaqueamento do perfil para a realização do ensaio de caminhamento elétrico no aterro de Luiz Antônio



Figura 107. Detalhe dos eletrodos cravados no solo para a realização dos ensaios



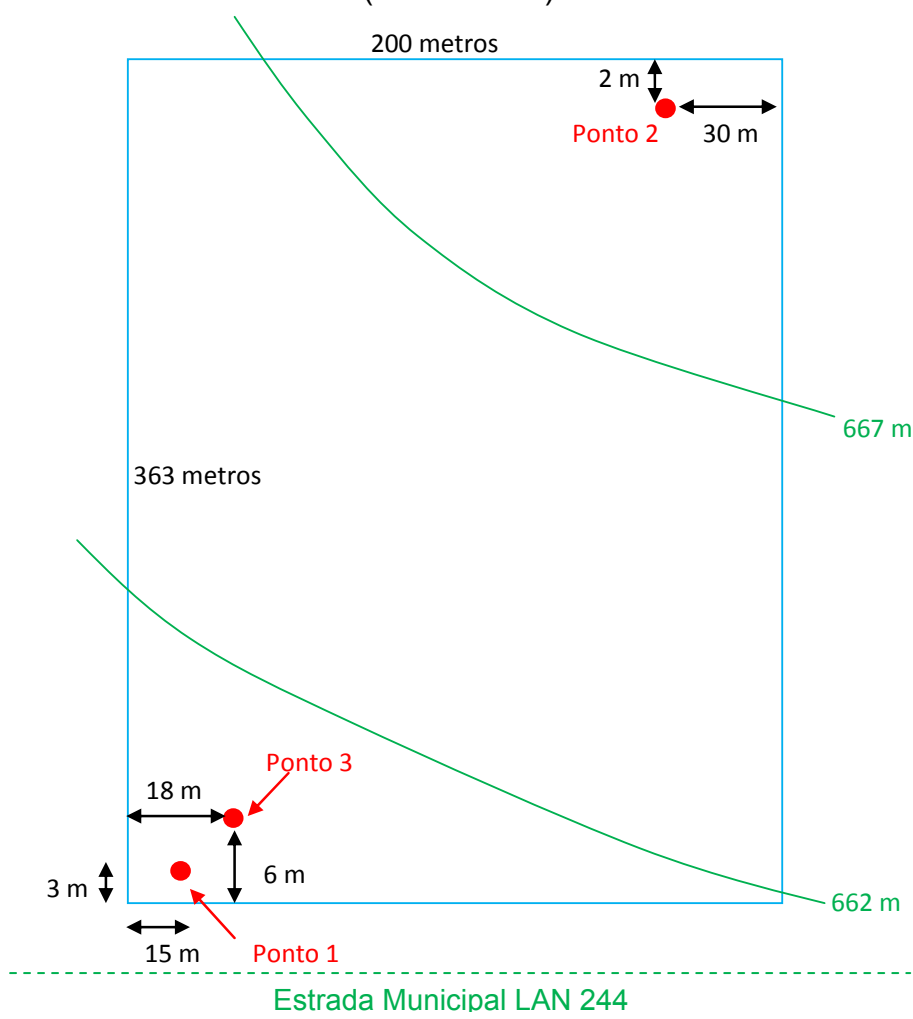
6.1.3.2 Solo

As amostragens de solo no aterro sanitário de Luiz Antônio foram efetuadas entre os dias 23 e 25 de março de 2011.

Ao todo foram coletadas 10 (dez) amostras de solo para as análises físico-químicas, divididas em 2 (dois) pontos de amostragens (Ponto 2 e Ponto 3), o outro ponto de sondagem (Ponto 1) foi utilizado para a retirada de amostras para a caracterização física do solo.

Na figura 108 apresenta-se um croqui com a localização dos pontos de sondagens.

Figura 108. Croqui de localização dos pontos de sondagens, no aterro sanitário de Luiz Antônio (sem escala)



Observa-se que o Ponto 2 está localizado a montante das valas utilizadas para a disposição de resíduos, sendo utilizado como referência para comparação com os resultados dos demais pontos, o ponto 3 está localizado exatamente sobre a vala mais antiga do aterro, cuja disposição iniciou-se no ano de 1999 e o ponto 1 localiza-se a jusante da área ocupada pelas valas. Destaca-se que não foi detectado o nível d'água em nenhuma das sondagens efetuadas. Na tabela 39 são apresentadas informações sobre os pontos de sondagens.

Tabela 39. Informações sobre os pontos de sondagens

Ponto	Coordenadas		Cota (m)	Profundidade (m)
	UTM-E (m)	UTM-N (m)		
1	210.281	7.615.496	659,9	26,0
2	210.294	7.615.504	660,1	24,0
3	210.339	7.615.850	668,5	24,0

Conforme resultados das análises granulométricas efetuadas a partir das amostras obtidas nas sondagens, o solo local é composto predominantemente por argila / areia fina. Na tabela 40 são apresentados os resultados dos ensaios de granulometria.

Tabela 40. Resultados dos ensaios de granulometria

Ponto	Profund. (m)	Massa específica (g/cm ³)	COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA					Predominância
			Areia grossa	Areia média	Areia fina	Silte	Argila	
1	0 - 1	2,786	0,8%	20,7%	26,8%	12,5%	39,2%	Argila / areia fina
1	2 - 4	2,798	0,4%	15,6%	27,4%	8,1%	48,5%	Argila / areia fina
1	4 - 12	2,823	0,4%	15,2%	22,4%	27,6%	34,4%	Argila / silte / areia fina
1	12 - 20	2,854	0,3%	14,4%	27,0%	19,6%	38,7%	Argila / areia fina
1	20 - 22	2,724	0,3%	17,0%	26,9%	17,4%	38,4%	Argila / areia fina
1	22 - 24	2,814	0,3%	13,8%	29,3%	13,5%	43,1%	Argila / areia fina
1	24 - 26	2,815	0,8%	18,4%	29,3%	15,3%	36,2%	Argila / areia fina

Na tabela 41 são apresentados os resultados das análises físico-químicas das amostras de solo.

Tabela 41. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Luiz Antônio

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			Ponto 2			Ponto 3						
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	6 metros	12 metros	24 metros	6 metros	8 metros	10 metros	12 metros	16 metros	20 metros	24 metros
pH					5,46	5,54	5,67	5,18	5,63	5,72	5,80	5,72	5,86	5,76
Cloreto	mg/Kg				< 12	< 12	< 11	< 12	15	< 12	< 12	< 12	< 12	17
Fluoreto	mg/Kg				< 1,2	< 1,2	< 1,1	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2
Sulfato	mg/Kg				< 12	< 12	< 11	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12	< 12
Sódio	mg/Kg				26,1	19,5	23,9	46,2	83,3	66,2	106,0	27,0	33,3	< 10,0
Nitrato	mg/Kg	-	-	-	< 1,2	< 1,2	< 1,1	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,2	3,7
Nitrito	mg/Kg				< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Nitrogênio Kjeldahl Total	mg/Kg				101	< 100	< 100	144	156	< 100	< 100	< 100	< 100	119
Carbono Orgânico Total - COT	%				1,60	3,03	1,93	2,80	2,63	4,16	2,35	2,42	< 1,00	< 1,00
Alcalinidade Total	%				< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Potencial Redox	mV				-131	-93	-149	-61	-154	-149	-131	-165	-104	-139
Fenóis Totais	mg/Kg	na	0,2	5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5	< 3,5
Alumínio	mg/Kg	-	-	-	87817	54086	41855	66687	64659	66522	51923	54624	43594	49393
Arsênio	mg/Kg	3,5	15	35	4,69	3,82	2,28	4,44	4,14	4,75	4,06	3,65	3,22	5,05
Bário	mg/Kg	75	150	300	29,1	57,1	182	16,8	16,5	18,4	16,5	17,0	21,2	29,6
Cádmio	mg/Kg	< 0,5	1,3	3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Chumbo	mg/Kg	17	72	180	12,9	8,95	7,12	12,8	11,8	16,4	13,7	13,2	10,1	9,0
Cobre	mg/Kg	35	60	200	15,9	20,9	11,1	23,2	14,9	27,1	21,4	16,9	17,7	22,1
Cromo	mg/Kg	40	75	150	17,6	7,37	5,78	13,3	25,9	16,0	12,4	16,5	13,2	11,8
Ferro	mg/Kg	-	-	-	154109	102510	63576	85615	88415	85139	81201	85282	78737	71720
Manganês	mg/Kg	-	-	-	298	378	341	178	176	191	187	197	203	194
Mercúrio	mg/Kg	0,05	0,5	12	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Níquel	mg/Kg	13	30	70	6,51	5,82	3,59	7,26	3,46	29,8	4,16	3,12	3,58	2,94

"Continua"

Tabela 41. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Luiz Antônio (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			Ponto 2			Ponto 3						
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	6 metros	12 metros	24 metros	6 metros	8 metros	10 metros	12 metros	16 metros	20 metros	24 metros
Selênio	mg/Kg	0,25	5	-	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Zinco	mg/Kg	60	300	450	37,1	32,5	15,9	25,3	17,8	24,5	21,3	20,3	22,3	26,2
Varredura de Compostos Orgânicos Voláteis														
1,1 Dicloro - 1 - propeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,1,1 Tricloroetano	mg/Kg	na	-	11000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,1,2 Tetracloroetano	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,2 Tricloroetano	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1,2,2 Tetracloroetano	mg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,1 Dicloroetano	mg/Kg	na	-	8500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,1 Dicloroetano	mg/Kg	na	-	5000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2 Diclorobenzeno	mg/Kg	na	730	150000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2 Dicloroetano	mg/Kg	na	75	150	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,2,3 Triclorobenzeno	mg/Kg	na	10	5000	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
1,2,3 Tricloropropano	mg/Kg				< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
1,2,4 Triclorobenzeno	mg/Kg	na	11	7000	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,2,4 Trimetilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,2 Dibromoetano	mg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
1,2 Dicloropropano	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,3,5 Triclorobenzeno	mg/Kg	na	500	-	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,3,5 Trimetilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,3 Diclorobenzeno	mg/Kg	na	390	-	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1,3 Dicloropropano	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
1,4 Diclorobenzeno	mg/Kg	na	390	50000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0

"Continua"

Tabela 41. Resultados das análises físico-químicas das amostras de solo – Luiz Antônio (continuação)

Parâmetro	Unidade	VMP – Valor Máximo Permitido			Ponto 2			Ponto 3						
		Referência Qualidade	Prevenção	VI Agrícola	6 metros	12 metros	24 metros	6 metros	8 metros	10 metros	12 metros	16 metros	20 metros	24 metros
1 Cloro - 2 - Metilbenzeno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
1 Cloro - 4 - Metilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Benzeno	mg/Kg	na	30	60	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Bromobenzeno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Bromoclorometano	mg/Kg				< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0	< 30,0
Bromodiclorometano	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Bromofórmio	mg/Kg				< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0
cis - 1,2 - Dicloroeteno	mg/Kg	na	-	1500	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Cloreto de Metileno	mg/Kg	na	18	4500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Cloreto de Vinila	mg/Kg	na	3	5	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Clorobenzeno	mg/Kg	na	410	40000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Clorofórmio	mg/Kg	na	1750	3500	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Dibromoclorometano	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Dibromometano	mg/Kg				< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0	< 70,0
Estireno	mg/Kg	na	200	15000	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
Etilbenzeno	mg/Kg	na	6200	35000	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Hexaclorobutadieno	mg/Kg				< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0	< 40,0
Isopropilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
m,p - Xileno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
n - Butilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
n - Propilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
o - Xileno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
p - Isopropiltolueno	mg/Kg				< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0	< 20,0
sec - Butilbenzeno	mg/Kg				< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0

"Continua"

Para as amostras de solo coletadas no aterro sanitário de Luiz Antônio, segundo os métodos analíticos adotados, não foram detectadas concentrações de Compostos Orgânicos Voláteis – VOC's. Deve-se ressaltar que os Limites de Quantificação dos métodos analíticos estão abaixo dos Valores de Prevenção estabelecidos na legislação Federal e Estadual, portanto não indicando qualquer alteração na qualidade do solo em relação a esses parâmetros.

Quanto aos Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's, detectou-se a presença de Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno e Criseno, porém, em concentrações inferiores ao Valor de Prevenção. Detectou-se, ainda, a presença de Antraceno, em concentração acima do Valor de Prevenção, não havendo Valor de Intervenção estabelecido na legislação Estadual ou Federal para este parâmetro.

Foram detectadas concentrações de Alumínio, Ferro, Manganês, Cloreto, Sódio, Nitrogênio Kjeldahl Total e Nitrato, para os quais não há valores de referência estabelecidos na legislação nacional.

Não foram detectadas concentrações de Mercúrio e Selênio, porém o limite de quantificação do método está acima do Valor de Referência de Qualidade, mas abaixo do Valor de Prevenção, portanto não indicando alterações prejudiciais à qualidade do solo para estes parâmetros.

Para os parâmetros Níquel e Arsênio, foram detectadas concentrações acima do Valor de Referência de Qualidade, porém abaixo do Valor de Prevenção, portanto não sendo indicada a necessidade de nenhuma ação de prevenção relacionada a este parâmetro.

Não foram detectadas concentrações de Fenóis Totais, porém o limite de quantificação do método está acima do Valor de Prevenção, mas abaixo do Valor de Intervenção Agrícola, portanto não sendo relevante para efeitos de classificação de alteração significativa da qualidade do solo.

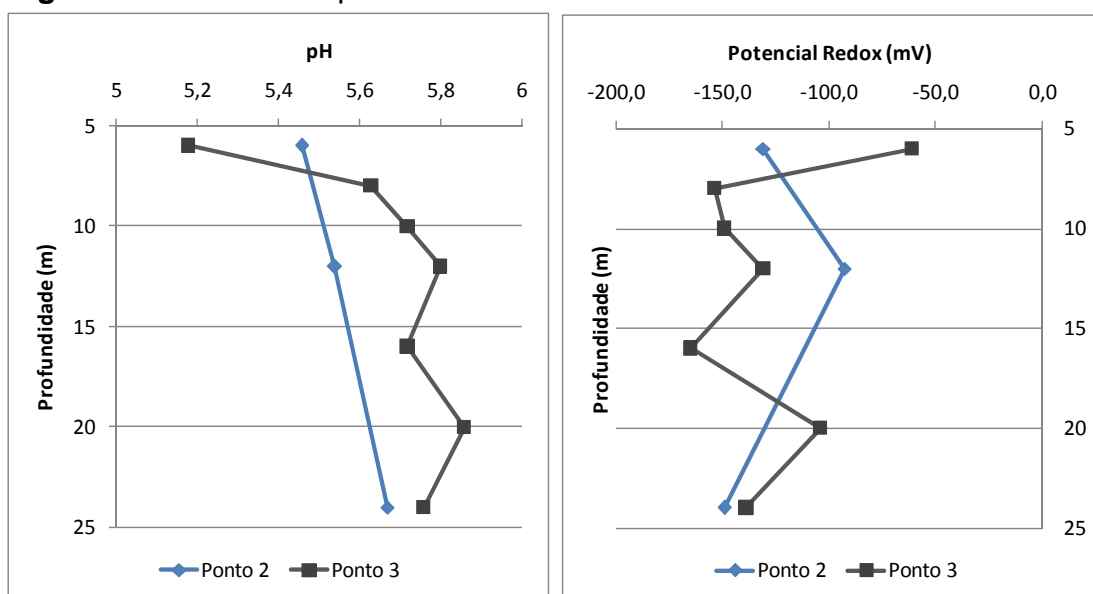
Para o parâmetro Bário, foram detectadas, em uma amostra, concentrações superiores ao Valor Prevenção, porém inferiores ao Valor de Intervenção – VI, para cenário de exposição agrícola, pode indicar a necessidade de se manter o monitoramento.

Desta forma, verifica-se que, para as amostras de solo analisadas, não foram excedidos, para nenhum dos parâmetros avaliados, o Valor de Intervenção Agrícola, portanto não indicando a existência de riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico.

Para melhor visualização e comparação dos resultados e tendências apresenta-se os gráficos a seguir, relacionando as concentrações das substâncias encontradas, pela profundidade nos pontos analisados.

Conforme pode-se observar na figura 109, os valores do pH do solo mantiveram-se entre 5,1 e 5,8, ou seja, levemente ácido, o que propicia a dissolução de metais adsorvidos no solo para a solução. Esta condição também é favorecida pela diminuição do Potencial Redox, uma vez que, conforme pode-se observar, todas as amostras apresentaram valores negativos.

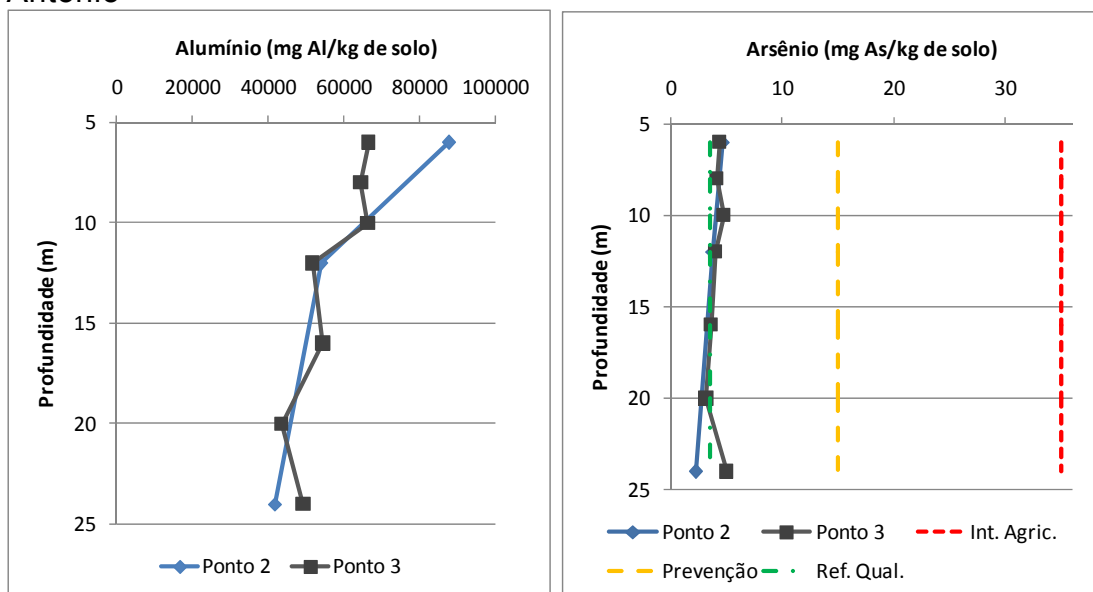
Figura 109. Perfis do pH e Potencial Redox no solo - Luiz Antônio



As concentrações de Alumínio não apresentaram variações significativas quando comparados o ponto de montante (Ponto 02), com o ponto situado sobre a área de disposição de resíduos (Ponto 03), conforme mostrado na Figura 110.

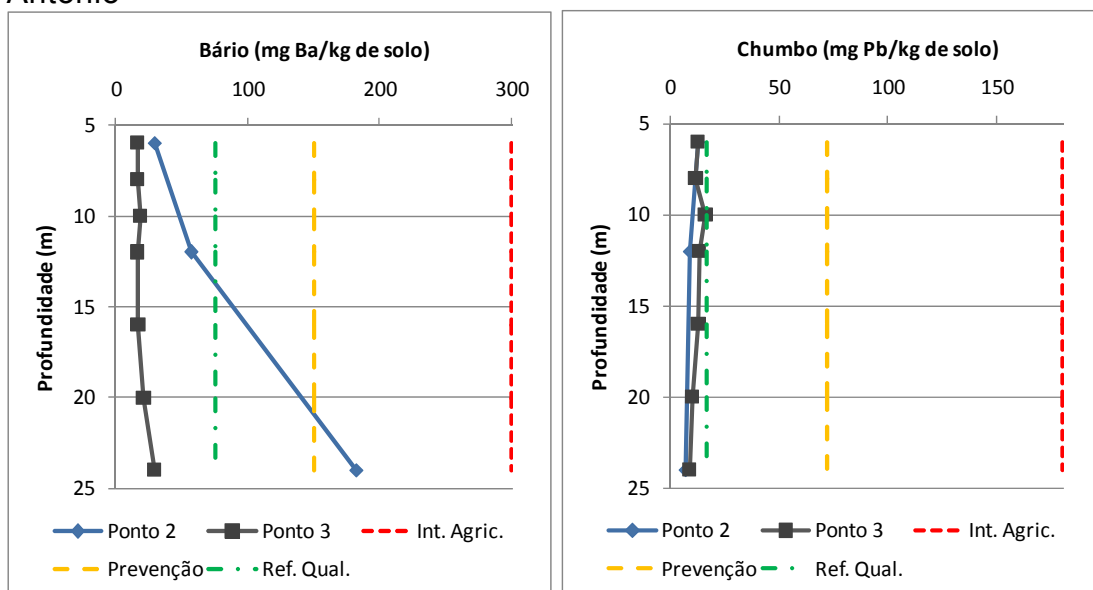
As concentrações de Arsênio nas amostras de solo, conforme figura 110, apresentaram resultados semelhantes para os dois pontos avaliados, com alguns valores acima do Valor de Referência de Qualidade, porém, mantendo-se abaixo do Valor de Prevenção.

Figura 110. Perfis da concentração de Alumínio e Arsênio no solo - Luiz Antônio



Na figura 111 são apresentados os resultados relativos às análises dos parâmetros Bário e Chumbo.

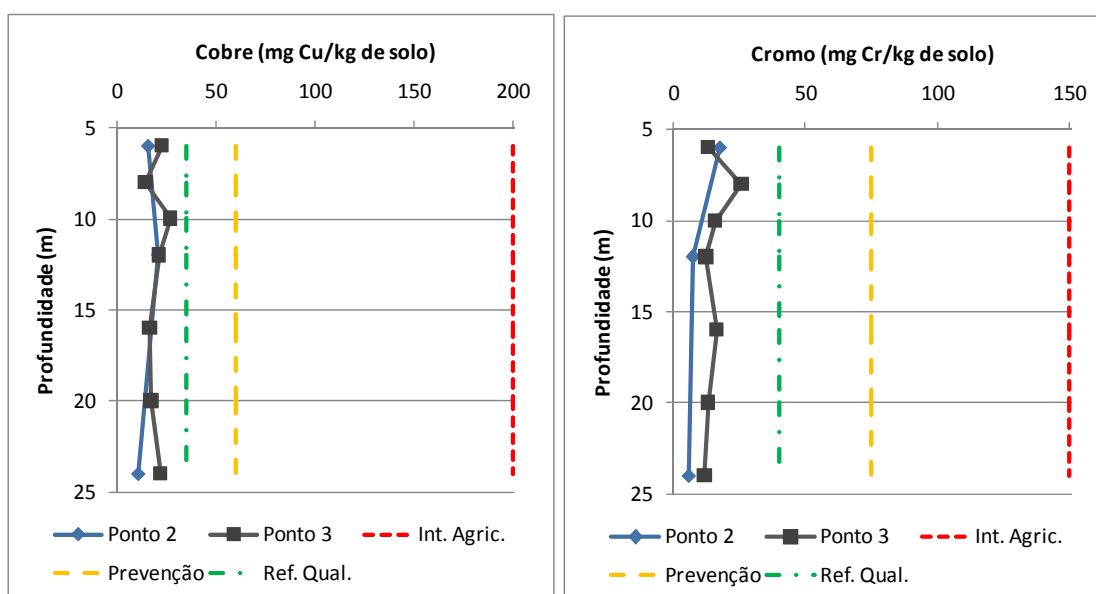
Figura 111. Perfis da concentração de Bário e Chumbo no solo - Luiz Antônio



Para o parâmetro Bário, observa-se que as concentrações mais elevadas, chegando a ultrapassar o Valor de Prevenção, foram detectadas no ponto de montante (Ponto 02), portanto, não sendo possível associar os resultados obtidos ao uso atual da área. Observa-se que, para o ponto localizado sobre a área de disposição de resíduos (Ponto 03), todos os resultados situaram-se abaixo do Valor de Referência de Qualidade.

Quanto aos parâmetros Chumbo, Cobre e Cromo, estes últimos mostrados na figura 112, observa-se que todos os resultados obtidos mantiveram-se abaixo do Valor de Referência de Qualidade e, ainda, não apresentando variações significativas quando comparados o ponto de montante (Ponto 02), com o ponto situado sobre a área de disposição de resíduos (Ponto 03).

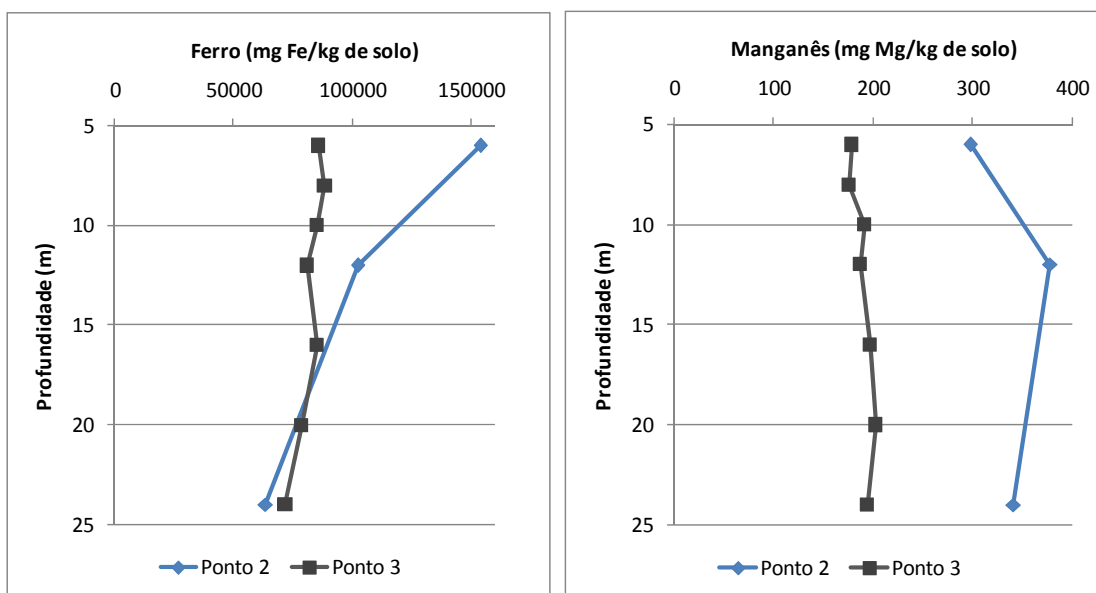
Figura 112. Perfis da concentração de Cobre e Cromo no solo - Luiz Antônio



De acordo com o demonstrado na figura 113, as maiores concentrações detectadas para os parâmetros Ferro e Manganês, referem-se às amostras obtidas no ponto situado a montante da área de disposição de resíduos (Ponto 02), portanto não podendo ser associadas ao uso atual da área. Para o ponto situado sobre a área de disposição de resíduos (Ponto 03), observa-se, também, que não são verificadas variações significativas ao longo do perfil.

Destaca-se que as concentrações de Ferro nas amostras desta área apresentaram valores superiores aos verificados nas demais áreas avaliadas.

Figura 113. Perfis da concentração de Ferro e Manganês no solo - Luiz Antônio

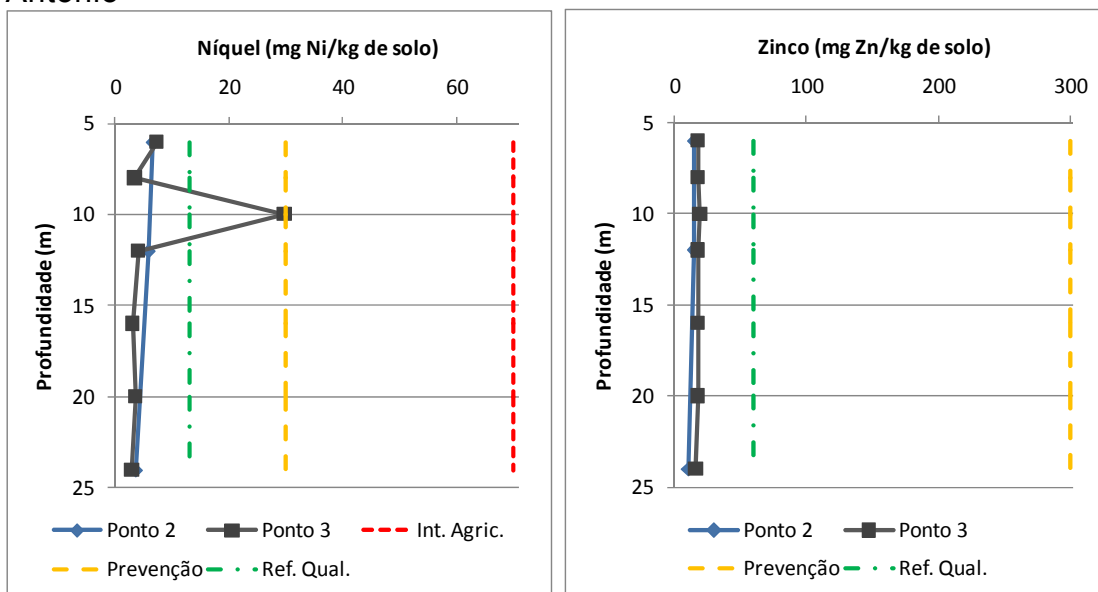


Na figura 114 são apresentados os resultados relativos às análises dos parâmetros Níquel e Zinco.

Conforme pode-se observar, as concentrações de Níquel mantiveram-se abaixo do Valor de Referência de Qualidade, com exceção de uma amostra referente ao ponto situado sobre a área de disposição de resíduos (Ponto 03) à 10 metros de profundidade, sendo que esta alteração pode estar associada a disposição de resíduos no local, porém, deve-se ressaltar que mesmo para esta amostra o resultado obtido encontra-se abaixo do Valor de Prevenção, portanto não sendo necessário, nesse momento, nenhuma ação relacionada a este parâmetro.

Observa-se, ainda, que as concentrações de Zinco obtidas para as amostras de solo analisadas, mantiveram-se abaixo do Valor de Referência de Qualidade, não apresentando alterações significativas quando comparados os resultados obtidos para o ponto de montante (Ponto 02) com aqueles relativos ao ponto situado na área de disposição de resíduos (Ponto 03).

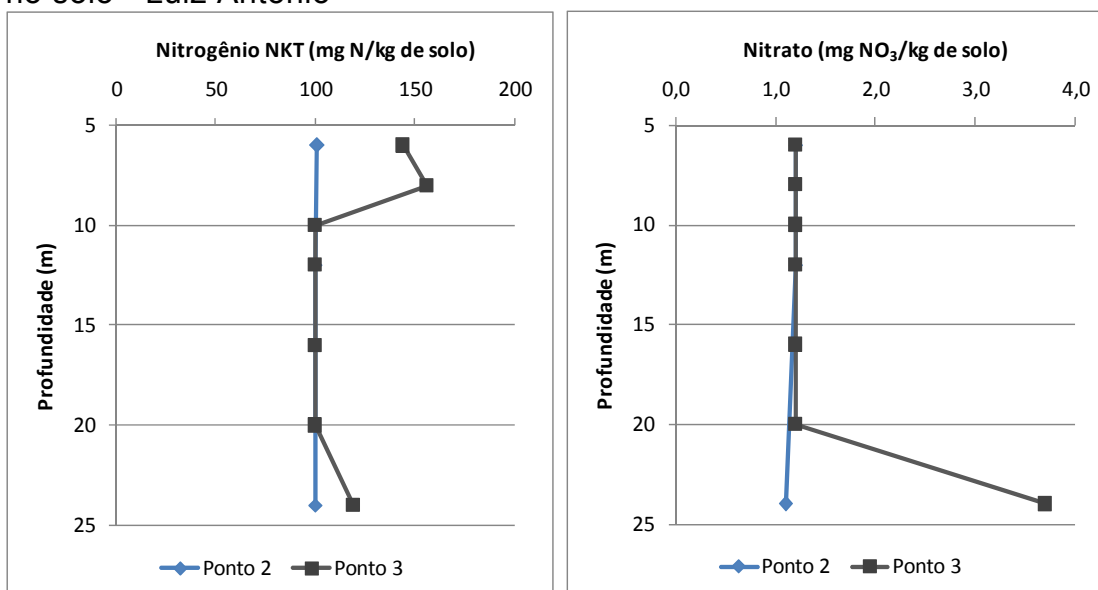
Figura 114. Perfis da concentração de Níquel e Zinco no solo - Luiz Antônio



Na figura 115 são apresentados os resultados relativos às análises de Nitrogênio Kjeldahl Total – NKT e Nitrato.

Foram detectadas concentrações de NKT no ponto situado na área de disposição de resíduos (Ponto 03), nas amostras até 8 metros de profundidade e na amostra referente a 24 metros, sendo que essa foi a única amostra em que foi detectada concentração de Nitrato. Observa-se que não há valores de referência estabelecidos para esses parâmetros.

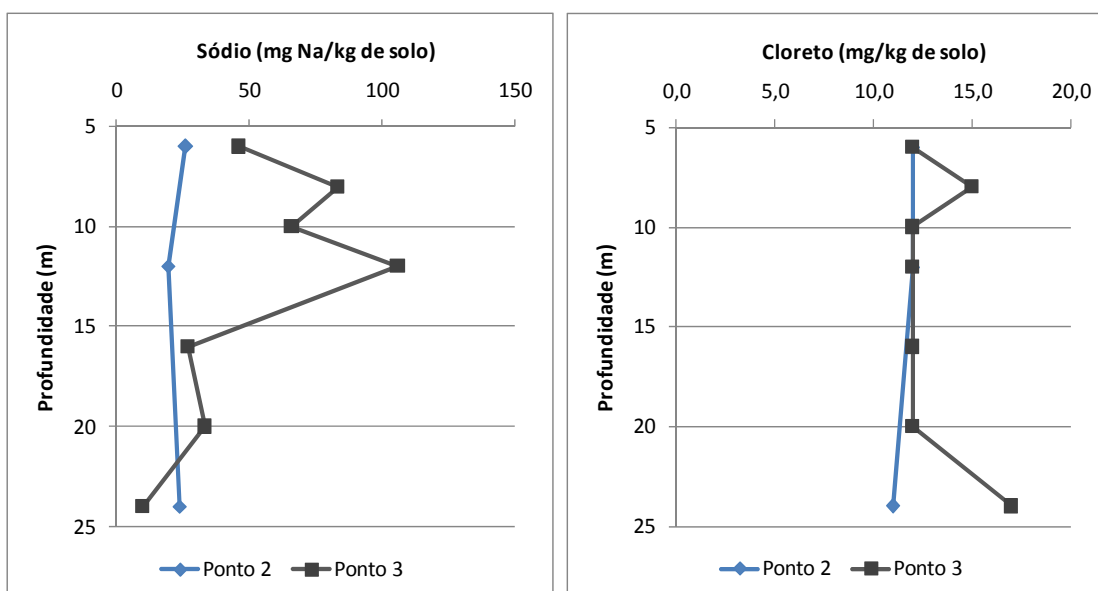
Figura 115. Perfis da concentração de Nitrogênio Kjeldahl Total e Nitrato no solo - Luiz Antônio



Para os parâmetros Sódio e Cloreto, mostrados na figura 116, observam-se concentrações diferenciadas para as amostras referentes ao ponto situado na área de disposição de resíduos (Ponto 03), até a profundidade de 12 metros.

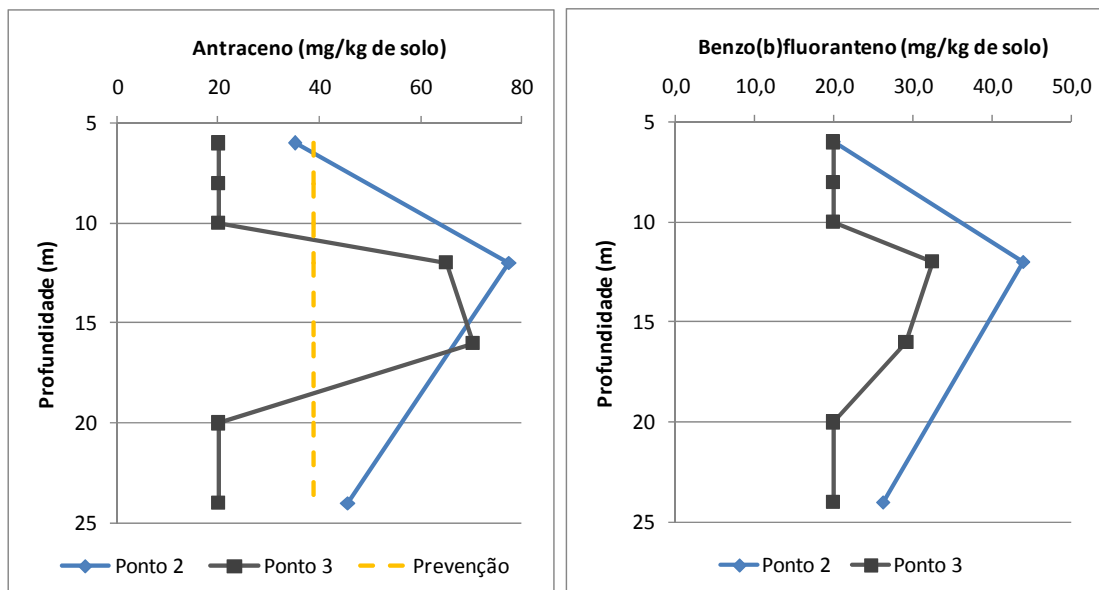
Destaca-se que estas alterações, bem como aquelas observadas anteriormente para os parâmetros NKT e Níquel, podem estar associadas à disposição de resíduos no local, corroborando os resultados dos estudos geofísicos, que apontaram valores baixos de resistividade, a partir de 3 metros até cerca de 12 metros de profundidade, indicando a alteração ocasionada pela infiltração de lixiviados na base da vala.

Figura 116. Perfis da concentração de Sódio e Cloreto no solo - Luiz Antônio



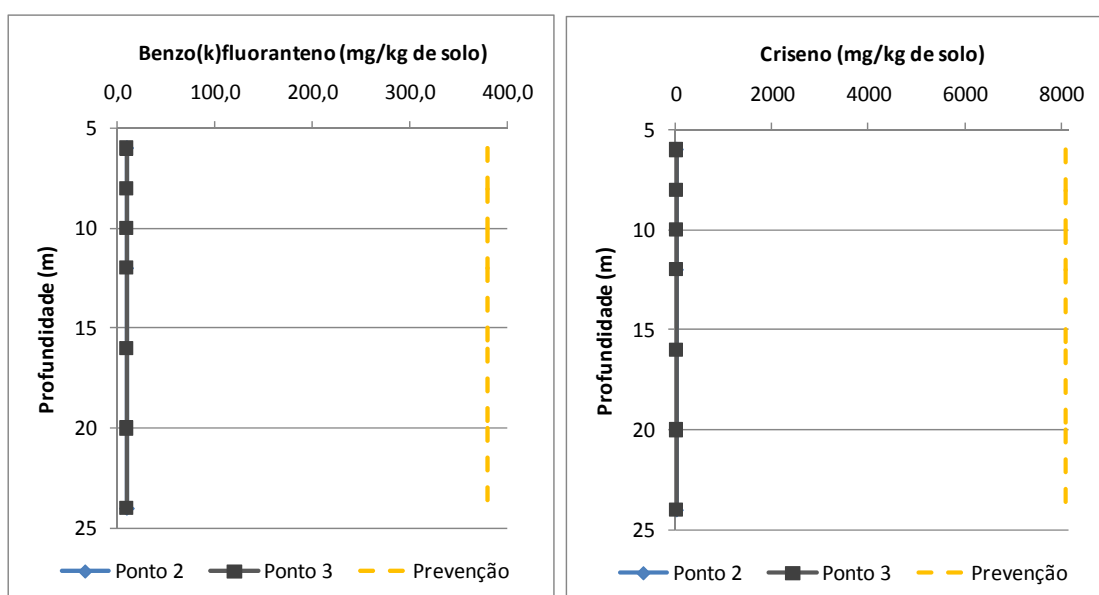
Observa-se, na figura 117, que foram detectadas concentrações de Antraceno, acima do Valor de Prevenção e de Benzo(b)fluoranteno, para o qual não há valores de referência estabelecidos, em amostras obtidas em profundidades superiores a 12 metros. Entretanto, deve-se ressaltar que os resultados obtidos para o ponto de montante (Ponto 02) são superiores aos relativos ao ponto situado na área de disposição de resíduos (Ponto 03), dessa forma entende-se que estas alterações não podem ser associadas à disposição de resíduos no local.

Figura 117. Perfis da concentração de Antraceno e Benzo(b)fluoranteno no solo - Luiz Antônio



Para os parâmetros Benzo(k)fluoranteno e Criseno, mostrados na figura 118, foram detectadas concentrações em apenas uma amostra, relativa ao ponto de montante (Ponto 02) a 24 metros de profundidade, portanto, não podendo ser associado ao uso atual da área, sendo destacado, ainda, que os resultados encontram-se muito abaixo do Valor de Prevenção.

Figura 118. Perfis da concentração de Benzo(k)fluoranteno e Criseno no solo - Luiz Antônio



Em face dos resultados obtidos, observa-se que, apesar das condições favoráveis a dissolução de metais, relativas aos valores de pH e Potencial Redox, não são verificadas concentrações elevadas dessas substâncias.

Quanto aos Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares – HAP's detectados em algumas amostras de solo, estes não devem estar associados à disposição de resíduos no local, uma vez que os resultados obtidos para o ponto de montante (Ponto 02) são superiores aos relativos ao ponto situado na área de disposição de resíduos (Ponto 03). De qualquer forma, as concentrações verificadas não demonstram a necessidade de quaisquer intervenções.

As concentrações mais elevadas de Nitrogênio Kjeldahl Total – NKT, Sódio e Cloreto, detectadas nas amostras imediatamente abaixo da camada de resíduos, podem indicar a migração de lixiviado no solo, corroborando os resultados obtidos nos estudos geofísicos, quando foram detectadas anomalias de baixa resistividade em profundidades de até 12 metros.

De qualquer forma, verifica-se que os resultados obtidos, para os parâmetros analisados nas amostras de solo, não demonstraram alterações significativas, sob os aspectos ambientais, causados pela disposição de resíduos no local.

6.1.3.3 Águas subterrâneas

Conforme informado anteriormente, foram efetuadas 3 (três) perfurações na área do aterro sanitário de Luiz Antônio, a profundidades de até 26 metros, não sendo detectado o nível d'água. Nos ensaios geofísicos também não foi detectada a zona saturada, identificando-se a rocha sã (basalto inalterado) entre 34,4 e 42,5 metros.

Desta forma, não foi efetuada a instalação de poços de monitoramento neste aterro. Tal fato não prejudica os resultados obtidos, uma vez que, considerando a espessura da camada de solo não saturado e os resultados obtidos na caracterização físico-química deste, não são esperados alterações na qualidade das águas subterrâneas, decorrentes da disposição de resíduos no local.

6.1.3.4 Dados complementares

De forma análoga ao efetuado para as demais áreas de estudo, foram obtidos dados relativos à quantidade de resíduos depositada no aterro sanitário em valas de Luiz Antônio, bem como, quanto à climatologia regional (pluviometria, temperatura, balanço hídrico) e demais parâmetros de projeto, visando comparar com os critérios estabelecidos para dispensa da impermeabilização complementar, por meio da Norma ABNT 15849:2010.

Taxa de aplicação de resíduos

O aterro sanitário em valas de Luiz Antônio possui uma área total de 72.600 m², prevendo-se a ocupação, pela disposição de resíduos de uma área de 30.976 m², tendo-se iniciado a disposição de resíduos no local em 1999, portanto totalizando 12 anos de operação nesta área.

Atualmente encontra-se ocupada o equivalente à metade da área prevista inicialmente, assim, estima-se que a área de disposição possui cerca de 15.000 m².

Conforme Inventário Estadual de Resíduos Sólidos elaborado pela CETESB, a quantidade estimada de resíduos gerados no município é de 4,4 t/dia.

Observa-se, porém, que no licenciamento ambiental do empreendimento, foi previsto o recebimento de resíduos (sanitários, escritório e restaurante) de uma indústria localizada próxima ao aterro, estimando-se uma quantidade de 0,5 t/dia.

Desta forma, adotou-se uma quantidade média de 5,0 t/dia, obtendo-se uma quantidade total de 21.900 toneladas de resíduos dispostos nesta área ao longo destes 12 anos.

Finalmente, dividindo-se esta quantidade pela área total ocupada, temos uma taxa de aplicação de resíduos de aproximadamente 1,5 t/m² ou 15.000 t/ha.

Observa-se que a taxa de aplicação de resíduos no aterro de Luiz Antônio é superior ao verificado nas demais áreas de estudo, devido à utilização de valas de dimensões superiores ao usual, com aproximadamente 10 metros de largura e 6 metros de profundidade.

Avaliação dos critérios estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010

Apresenta-se a seguir as informações pertinentes, para verificação do atendimento aos critérios estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010.

Para a estimativa do excedente hídrico da região, foram considerados os dados disponibilizados pelo CIIAGRO (2011), cujo método de cálculo adotado foi abordado no item 5.7 deste trabalho.

Na tabela 42 são apresentados os dados climáticos e o excedente hídrico relativos à estação meteorológica de Ribeirão Preto, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.

Destaca-se que foram considerados os valores médios mensais, relativos aos últimos 10 anos.

Tabela 42. Dados climáticos relativos à estação meteorológica de Ribeirão Preto, no período de 01/01/2001 até 31/12/2010.

Mês	Pluviometria Média (mm)	Temperatura Média Diária (°C)	Temperatura Média Diária Máxima (°C)	Temperatura Média Diária Mínima (°C)	Excedente Hídrico (mm)
Janeiro	320,7	24,6	28,0	19,0	213
Fevereiro	208,1	25,0	28,3	19,2	93
Março	147,2	24,8	28,0	19,1	32
Abril	65,3	23,7	27,1	15,8	27
Maio	67	20,4	25,7	13,0	5
Junho	18,2	19,9	24,0	10,1	2
Julho	25,7	20,0	24,3	11,7	0
Agosto	21	21,7	26,1	14,9	2
Setembro	60,8	23,4	29,3	13,7	12
Outubro	96	24,7	30,3	18,6	10
Novembro	173,3	24,5	28,5	19,1	27
Dezembro	244,3	24,7	28,1	17,4	93
Média Anual	1447,6	23,1	27,3	16,0	516

Fonte: CIIAGRO, 2011.

Conforme pode-se observar, o excedente hídrico médio, considerando os últimos 10 anos, foi de 516 mm/ano.

Com relação à porcentagem de resíduos orgânicos, considerando a estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil (MMA, 2011), temos aproximadamente de 51,4% de

matéria orgânica. Considerando, ainda, que o município de Luiz Antônio conta com coleta seletiva de materiais recicláveis, considera-se que a porcentagem de matéria orgânica nos resíduos coletados no município é superior aos 30%, estabelecidos como um dos critérios na Norma ABNT 15849:2010.

Quanto à profundidade do aquífero freático, destaca-se que quando da realização das sondagens, não foi detectado o nível d'água até 26 metros de profundidade. Nos estudos geofísicos executados, também não foi detectada a zona saturada, sendo que a camada de solo foi estimada em, no mínimo 34,4 metros, sobre o basalto inalterado. Assim, para fins de comparação com os critérios da Norma, será considerada a profundidade das sondagens, por ser a mais desfavorável. Portanto a camada de solo não saturado nesta região será de 20,0 metros.

A permeabilidade natural do solo local, segundo dados dos ensaios realizados por ocasião do licenciamento ambiental da área, foi estimada em 1×10^{-5} cm/s.

Em face do exposto, temos resumidamente os seguintes dados:

- Excedente Hídrico: 516 mm
- Fração orgânica dos resíduos: > 30%
- Profundidade do freático: 20,0 metros
- Coeficiente de permeabilidade do solo local: 1×10^{-5} cm/s

Assim, considera-se que o local de implantação do aterro sanitário em valas de Luiz Antônio atende aos critérios para dispensa de impermeabilização complementar, estabelecidos na Norma ABNT 15849:2010. O aspecto mais desfavorável, comparando-se as demais áreas de estudo, está relacionado ao excedente hídrico, porém, este aspecto é compensado pela espessa camada de solo não saturado.

Observa-se, porém, que diferentemente dos demais locais de estudo, em face da camada de resíduos possuir aproximadamente 6 metros de espessura, seria recomendável a implantação de sistema de drenagem de gases neste aterro, ou então, reduzir a dimensão das valas.

6.2 Síntese dos resultados e discussão

Na presente pesquisa, foram utilizados métodos consagrados de investigação ambiental, amplamente conhecidos pela comunidade científica, porém, ainda não aplicados sobre esta tipologia de empreendimento, com a finalidade de obtenção de resultados práticos que fundamentassem uma avaliação crítica da concepção desta tecnologia, principalmente sob o aspecto da atenuação natural dos contaminantes, promovida pelo solo. Foram avaliados os parâmetros constantes da listagem de substâncias de interesse na realização de investigação confirmatória de áreas de disposição de resíduos sólidos de origem urbana, conforme roteiro da CETESB, 2008, efetuando-se um levantamento de informações relativas aos seus potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

Apresenta-se a seguir uma compilação dos resultados mais relevantes, visando facilitar o entendimento e comparação entre as áreas de estudo.

6.2.1 *Angatuba*

Nas prospecções efetuadas no aterro sanitário em valas de Angatuba verificou-se que o nível do aquífero freático encontrava-se muito 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 Norma ABNT 15849:2010.

A despeito disso, os estudos geofísicos demonstraram que a zona de influência dos resíduos tende a ficar até cerca de 10 metros da área de disposição no plano horizontal e até 8,5 metros de profundidade, a partir da superfície, devendo-se considerar que o fundo das valas encontra-se, em média, a 4 metros de profundidade.

O solo local é predominantemente argiloso, porém apresentando significativa permeabilidade, possivelmente devido ao elevado teor de ferro e alumínio, estruturado em nódulos concrecionais. De maneira geral, 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, como pH e Potencial Redox. Entretanto, verifica-se que os valores obtidos para os parâmetros analisados, com exceção do Bário, não demonstraram alterações significativas sob os aspectos ambientais. Lembrando que as amostras que apresentaram maiores concentrações, foram aquelas retiradas imediatamente abaixo da vala de resíduos, portanto na 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.

Com relação às águas subterrâneas, para os parâmetros que podem estar associados à disposição de resíduos no local, mesmo considerando que foram excedidos os valores de intervenção para algumas substâncias, as alterações são localizadas, não se denotando, até o momento, a migração vertical ou horizontal de contaminantes ou a formação de pluma. O único ponto considerado crítico está situado imediatamente abaixo da massa de resíduos. Assim, em um modelo conceitual, utilizado no gerenciamento de áreas contaminadas baseado no risco à saúde humana, os quais são calculados com base na concentração de contaminantes e nas vias de exposição dos receptores, não seriam identificadas vias de exposição à eventuais receptores. Desta forma, não haveria medidas de intervenção a serem implementadas, além daquelas relativas ao isolamento e restrições ao uso futuro da área, inerentes a atividade desenvolvida na área (aterro sanitário).

6.2.2 Jaci

Os estudos geofísicos efetuados no aterro sanitário em valas de Jaci comprovaram que a configuração das valas não seguiu o projeto, sendo executadas com dimensões e posições aleatórias, porém, com profundidades inferiores ao previsto, caracterizando o sub-aproveitamento da área pela baixa taxa de aplicação de resíduos estimada.

Anomalias de baixa resistividade foram detectadas, nos estudos geofísicos, a até 8 metros de profundidade, indicando a influência da infiltração de lixiviados.

Para as amostras de solo analisadas, do aterro de Jaci, não foram excedidos, para nenhum dos parâmetros avaliados, o Valor de Intervenção Agrícola, portanto não indicando a existência de riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico. Apesar da alta permeabilidade do solo verificado no aterro de Jaci, caracterizado como arenoso, verifica-se que em função da espessura elevada da camada de solo não saturado, com no mínimo 13,7 metros, não são verificadas alterações na qualidade das águas subterrâneas, para os parâmetros que podem estar associados à disposição de resíduos no local.

6.2.3 *Luiz Antônio*

No aterro sanitário de Luiz Antônio, os estudos geofísicos demonstraram que a camada de solo não saturado possui de 34 a 42 metros de espessura, não sendo identificada a zona saturada. As sondagens efetuadas até 26 metros de profundidade comprovaram esta premissa, desta forma, não foi possível obter amostras de água subterrânea para este local.

As alterações na resistividade, que podem indicar a influência dos lixiviados, foram detectadas nos ensaios geofísicos a até 14 metros de profundidade.

O solo local possui composição granulométrica predominante de argila e areia fina, com permeabilidade ligeiramente inferior às demais áreas de estudo.

Os resultados obtidos, para os parâmetros analisados nas amostras de solo do aterro de Luiz Antônio, não demonstraram alterações significativas, sob os aspectos ambientais, não sendo excedido o Valor de Intervenção Agrícola, portanto, analogamente ao verificado no aterro de Jaci, não indicando a existência de riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico.

6.2.4 *Comparativo entre as áreas*

Avaliando-se comparativamente os resultados obtidos para as áreas estudadas, em que pese estas terem sido escolhidas propositadamente devido as suas características diferenciadas, observa-se que em todas, as concentrações dos contaminantes são pouco relevantes.

Sob os aspectos operacionais, o aterro de Angatuba é o que apresenta rotineiramente condições mais adequadas, seguido pelo aterro de Luiz Antônio, apesar das dimensões diferenciadas das valas que reflete em uma maior taxa de aplicação de resíduos. O aterro de Jaci é o que apresenta as piores condições operacionais, com uma ocupação de forma desordenada, o que também reflete em um subaproveitamento da área e conseqüentemente uma menor taxa de aplicação de resíduos, o que pode ter colaborado para a reduzida concentração de contaminantes.

As áreas que apresentaram os resultados mais favoráveis a aplicação do método foram aquelas que possuem maior espessura de camada de solo não saturado, corroborando a eficácia da atenuação natural promovida pelo solo.

Assim, fica comprovado que a avaliação dos aspectos relacionados ao meio físico, como as características do solo e profundidade de nível d'água são fundamentais na escolha de áreas para implantação de aterros sanitários de pequeno porte, visando à minimização dos riscos de contaminação ambiental.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir deste estudo, foi possível obter subsídios técnicos para avaliar as possibilidades reais dos impactos causados ao meio ambiente e à saúde pública, pela operação dos aterros sanitários de pequeno porte em valas.

Observa-se que a utilização desse método simplificado possui significativo potencial de expansão no Brasil, ou em outros países em desenvolvimento, considerando os dados constantes da versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (MMA, 2011), de que ainda há 2.906 lixões no Brasil, distribuídos em 2.810 municípios, que devem ser erradicados. Destacando-se que 98% dos lixões existentes concentram-se nos municípios de pequeno porte, e 57% estão no nordeste.

De maneira geral, para as áreas avaliadas, desprovidas de impermeabilização e outros dispositivos de controle, a despeito das alterações verificadas na qualidade do solo e nas águas subterrâneas, as concentrações dos contaminantes são minimizadas pelo efeito da atenuação natural do solo, não trazendo, até o momento, riscos significativos ao meio ambiente ou à saúde humana.

Os resultados indicam que o uso da capacidade da atenuação do solo, embora deva ser avaliada com critério, está relacionada a duas questões fundamentais: a carga de contaminantes aplicada, a qual depende da caracterização dos resíduos, além dos aspectos executivos e operacionais; e aos mecanismos físicos, químicos e microbiológicos, que estão relacionados à caracterização do solo, que poderia ser avaliada por meio de ensaios de atenuação que possam ser padronizados.

Para os condicionantes existentes nas áreas estudadas, e as taxas de aplicação de resíduos variando aproximadamente de 8.000 a 15.000 t/ha, conclui-se que os solos dessas áreas, têm sido capazes de promover a atenuação natural.

Verifica-se que o emprego do método geofísico da eletroresistividade, demonstra eficiência para o acompanhamento da migração de contaminantes no solo e nas águas subterrâneas, ao longo do tempo e do

espaço, caracterizando-se pela rapidez de execução e baixo custo, porém não devendo ser utilizada como ferramenta única de avaliação.

Quanto aos critérios previstos na Norma ABNT 15.849/2010, para a dispensa da impermeabilização complementar, considerando-se que das três áreas avaliadas no presente estudo, a única que apresentou concentrações, para os parâmetros avaliados, acima dos padrões estabelecidos para a qualidade do solo e das águas subterrâneas, mesmo que não significativas, foi aquela que não atenderia às condicionantes estabelecidas na referida norma, desta forma, entende-se que os critérios adotados podem ser considerados adequados.

Por outro lado, entende-se que, em face da limitação da capacidade de atenuação natural do solo, deveria ser estabelecida uma taxa máxima de aplicação de resíduos, considerando as características locais, tendo como referência os valores avaliados neste estudo.

Desta forma, entende-se que a concepção dos aterros sanitários de pequeno porte tem-se mostrado adequada. Entretanto, deve ser limitada a utilização de valas, que apresenta uma taxa de aplicação reduzida, além de outras vantagens como o confinamento dos resíduos e simplicidade operacional, restringindo-se, assim a utilização de aterros em trincheiras ou camadas, desprovidos dos sistemas de proteção ambiental convencionais, considerando, ainda, a complexidade de implantação e operação desses sistemas.

Para a utilização do método de aterro sanitário em valas, considera-se fundamental a avaliação dos aspectos relacionados ao meio físico, como as características do solo e profundidade de nível d'água e, se possível, o potencial de atenuação natural em função do tipo de solo.

A partir dos resultados obtidos nessa pesquisa, bem como, avaliando-se outros estudos relativos à investigação de áreas de disposição final de resíduos sólidos, inclusive antigos vazadouros de resíduos, observa-se que comumente, não são verificadas formações de extensas plumas de contaminação das águas subterrâneas, geralmente ficando restrita à área do

empreendimento. Por outro lado, os maiores problemas relacionados a estas áreas de disposição, são referentes à migração de gases no solo.

Especificamente quando se trata de aterros sanitários de pequeno porte em valas, não é usual a implantação de sistemas de drenagem de gases, dada as pequenas espessuras da camada de resíduos, aliada aos baixos índices de compactação, permitindo uma maior aeração, minimizando a geração dos gases.

Assim, apesar de não ter-se avaliado a geração ou migração de gases no presente estudo, entende-se que, como medida de precaução, além das restrições de uso futuro na área de disposição de resíduos, deveria ser previsto um perímetro de proteção a partir da borda dessas áreas, sobre o qual seriam estabelecidas medidas de controle, como a proibição da construção de habitações ou outras edificações, o cultivo de culturas de consumo direto, o uso da água subterrânea para consumo humano ou animal, entre outras. Para isso, é necessário estabelecer, por meio de legislação municipal, restrições ao uso e ocupação do solo nestas áreas.

Finalmente, fica evidenciado que não é somente com o emprego de tecnologias altamente avançadas e dispendiosas que são conquistados ganhos ambientais e à saúde pública. Deve-se compreender e aceitar a progressividade das ações, visando atingir as metas destinadas a obter esses ganhos. Assim, é preciso viabilizar condições intermediárias para uma evolução sistemática e contínua na destinação final dos resíduos sólidos, chegando a soluções adequadas e sustentáveis.

Neste contexto, dada a situação atual da destinação de resíduos no Brasil, permanecendo a utilização de inúmeros vazadouros a céu aberto (lixões), considera-se que os aterros sanitários de pequeno porte em valas representam uma alternativa viável para os municípios que geram até 10 toneladas por dia de resíduos, adotando-se, assim, o princípio da transitoriedade, visando posteriormente chegar a tecnologias mais adequadas.

Ressalta-se, porém, que a experiência adquirida ao longo dos anos no acompanhamento desses empreendimentos, demonstra que de nada

adianta a escolha de uma área adequada, a elaboração de um bom projeto, com a obtenção de todas as licenças ambientais necessárias e, ainda, a existência de equipamentos e infra-estrutura, se a operação do aterro sanitário em valas não for desenvolvida de forma ambientalmente correta.

Esta operação deve estar diretamente relacionada a todas as etapas de concepção, projeto e implantação do aterro sanitário em valas, bem como deve considerar o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município como um todo, uma vez que a frequência, o horário de coleta, o tipo de equipamento empregado, a existência de coleta diferenciada, entre outros fatores, irão influenciar diretamente a operação.

De qualquer forma, também não devem ser esquecidas as ações voltadas à redução, reutilização e reciclagem dos resíduos, investindo em ações de longo prazo, como a educação ambiental, seguindo os princípios e diretrizes estabelecidos na Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual prevê, também, que até o ano de 2014 todos os municípios deverão ter implantado sistemas de disposição final ambientalmente adequados dos rejeitos. Dessa forma, mantém-se a importância da viabilização de alternativas, principalmente para municípios de pequeno porte, com recursos técnicos e econômicos escassos.

Salienta-se que esta pesquisa está sendo fomentada pela FAPESP e, considerando que esta agência autorizou a prorrogação do estudo por mais dois anos, serão efetuadas novas amostragens visando-se obter maior representatividade dos resultados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.
2. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13.896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.
3. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO/IEC 17.025 - Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração. Rio de Janeiro, 2005.
4. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.492 – Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento. Rio de Janeiro, 2007a.
5. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.495-1- Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares — Parte 1: Projeto e construção. Rio de Janeiro, 2007b.
6. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.515-1- Passivo ambiental em solo e água subterrânea - Parte 1: Avaliação preliminar. Rio de Janeiro, 2007c.
7. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.495-2 - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – Parte 2: Desenvolvimento. Rio de Janeiro, 2008.
8. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.847 - Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga. Rio de Janeiro, 2010a.
9. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.849 - Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte. Rio de Janeiro, 2010b.

10. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.935 - Investigações ambientais – Aplicação de métodos geofísicos. Rio de Janeiro, 2011.
11. ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010. 202 p. São Paulo, 2011.
12. ALBERTE, E.P.V.; Carneiro, A.P.; Kan, L., Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana. Ano III, n. 5. Bahia, 2005.
13. ALBUQUERQUE, H.R., Guia avançado sobre água subterrânea. Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <http://www.meioambiente.pro.br/agua/guia/aguasubterranea.htm>. Acesso em 03.09.2011.
14. BAGCHI, A., Design, Constrution, and Monitoring of Landfills. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc. ISBN 0-471-30681-9. 361 p. 1994
15. BAIRD, C. Química Ambiental. 2a ed.: Ed. Bookman, 622p. Porto Alegre 2002.
16. BESEN, G. R., Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade. São Paulo 2011. 274 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo, São Paulo – SP.
17. BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos. EESC/USP. 1999.
18. BOCCHIGLIERI, M.M., O Lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos. São Paulo, 2010. 257p.. Tese (Doutorado em Saúde Pública) Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo, São Paulo – SP.
19. BORTOLIN, J.R.M.; MALAGUTTI FILHO, W., Método da eletrorresistividade aplicado no monitoramento temporal da pluma de

- contaminação em área de disposição de resíduos sólidos urbanos. 367-374. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental Vol. 15 nº 4 – ABES – Rio de Janeiro – RJ, 2010.
20. BRASIL. Lei 11.445 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 08 de janeiro de 2007.
21. BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 03 de agosto de 2008.
22. BRASIL. Decreto 7.404 de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 23 de dezembro de 2010.
23. CALÇAS, D.A.N.Q.P. Atenuação da carga orgânica do chorume de aterro sanitário em solos arenosos compactados. Dissertação de Mestrado. 144p. Faculdade de Engenharia de Bauru. UNESP - SP. 2001.
24. CASTILHOS JR, A. B. (Coordenador), Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Projeto PROSAB - 294 p, ABES. Rio de Janeiro, 2003.
25. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Aterros Sanitários em Valas. Apostilas Ambientais. São Paulo, 1997
26. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental / GTZ, Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. 2ª Ed. 389 p. São Paulo. 2001.
27. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria nº 195-2005-E, 4p São Paulo. 2005.

28. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Decisão de Diretoria nº 103//2007/C/E, 40 p São Paulo. 2007.
29. 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.
30. CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Manual de operação de aterro sanitário em valas. 24 p. São Paulo, 2010.
31. CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares 2010. Arquivo digital disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br>. 186p. São Paulo. 2011.
32. CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do Solo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/Informações-Básicas/2-Definição>. Acesso em: 10.09.2011.
33. CHASIN A.A.M e CARDOSO L.M.N. Metais: gerenciamento da toxicidade F.A. Azevedo, A.A.M Chasin (editores), Editora Atheneu, 554p. São Paulo, 2003.
34. CIIAGRO – Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas CIIAGRO ONLINE – Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em 03.09.2011.
35. CONDER - Companhia De Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia. Projeto, concepção e manual de operação de aterros sanitários manuais – modelo CONDER, 28 p. Salvador - BA, 2002
36. DÉPORTES, I.; BENOIT-GUYOD, J.L.; ZMIROU, D., Hazard to man and the environment posed by the use of urban solid waste compost: a review. The Science of the Total Environment 172: 197-222. 1995.
37. DONAIRE, P.P.R., Tratamento de água subterrânea contaminada com BTEX utilizando fotocatalise heterogênea. Tese de Doutorado – Instituto de Química – UNICAMP. Campinas – SP, 2007.

38. DUTRA, D.J.V., A legalidade como forma do Estado de direito. Belo Horizonte, *Kriterion* 109: 57-80. 2004.
39. 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, 273 p. 1998.
40. 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.
41. FILIK, A.V., et al, Criação de parques urbanos em aterros sanitários desativados, estudo do aterro Sapopemba, São Paulo, SP. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*. Vol. 2, nº 3, São Paulo, 2007.
42. FREITAS, M.B., BRILHANTE, O. M. & ALMEIDA, L. M., Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. *Caderno Saúde Pública*, 17. p. 651-660. Rio de Janeiro, 2001.
43. GOOGLE EARTH. Disponível em: <http://earth.google.com/intl/pt/>.
44. HAMADA, J. Efeitos do escoamento de chorume de aterro sanitário em solos arenosos naturais e recompactados. Relatório Final FAPESP, Processo 99/09766-7. 134 p. 2001.
45. HAMADA, J. Concepção de Aterros Sanitários: Análise Crítica e Contribuições para seu Aprimoramento no Brasil. Texto de Livre Docência, Faculdade de Engenharia de Bauru. UNESP – São Paulo. 254 p. 2003.
46. HAMADA, J. Plano de Adequação e Encerramento do vazadouro de resíduos de Andradina. Relatório Técnico. 2008.
47. IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Rio de Janeiro. 219 p. 2010. CD-ROM.

48. IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. Sinopse do Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro. 261 p. 2011. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em 27 agosto de 2011.
49. INMET – Instituto Nacional de Meteorologia – Agrometeorologia – Balanço Hídrico climático, disponível em: <http://www.inmet.gov.br/>. Acesso em 03.09.2011.
50. INTERPEX LIMITED – RESIX-IP v. 2.0 – DC Resistivity and Induced Polarization Data Interpretation Software. User's Manual. INTERPEX Limited, Golden, Colorado, U.S.A., 1993.
51. IWAI, C.K., Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos. 222 p. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia de Bauru – UNESP. Bauru – SP. 2005.
52. IWAI, C.K., Hamada, J, Emprego do Inventário de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo como Ferramenta de Análise e Gestão de Resíduos Domiciliares - 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte - MG. ABES, 2007.
53. JONES, M.F.D.L., Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. Bioresource Technology 100: 4301-4310, 2009.
54. Kinnaman, T.C., The economics of municipal solid waste management. Waste Management 29: 2615-2617. 2009.
55. LIMA, J. D. Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Rio de Janeiro: ABES, 267 p, 2001.
56. LIN, C.; WEN, L.; TSAI, Y., Applying decision-making tools to national e-waste recycling policy: an example of analytic hierarchy process. Waste Management 30: 863-869. 2010.

57. LOKE, M. H. – RES2DINV - Rapid 2d Resistivity & Ip Inversion Using The Least-Square Method – Geoelectrical Imaging 2-D & 3d. Geotomo Software, Penang, 129p. Malaysia, 2003.
58. LOPES, F.; MERTEN, G.H.; FRANZEN, M.; GIASSON, E.; HELFER, F.; CYBIS, L.F.A., Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. vol.11 no.3. Campina Grande - PB, 2007
59. MCBEAN, E.A., ROVERS, F.A., FARQUHAR, G.J., Solid Waste Landfill Engineering and Design. Prentice Hall, Inc. p. 521, ISBN 0-13-079187-3. 1995.
60. MAHLER, C.F, Avaliação de aspectos de saúde e geo ambientais de aterros de resíduos sólidos. Tese de Livre Docência, Faculdade de Saúde Pública – USP. São Paulo, 2006. 243 p.
61. MARIANO, A.P., Avaliação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel. Tese (Doutorado em Geociências). 162 p. Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP, Rio Claro, São Paulo, 2006.
62. MAY, M.S.S., Contribuição para construção de instrumento para análise e avaliação de aterros simplificados de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte. Salvador, 2008. 166 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) Escola Politécnica – Universidade Federal da Bahia, Salvador – BA.
63. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 18 de março de 2005.
64. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 396 de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais

para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 07 de abril de 2008.

65. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 404 de 11 de novembro de 2008. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 12 de novembro de 2008.
66. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n° 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 30 de dezembro de 2009.
67. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Versão Preliminar para Consulta Pública. Brasília – DF, setembro de 2011. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/pnrs/index.php>. Acesso em: 24.09.2011.
68. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n° 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 26 de março de 2004.
69. MOREIRA, C.A., Geofísica aplicada no monitoramento de área de disposição de resíduos sólidos domiciliares. Tese (Doutorado em Geociências) Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP. 167p. Rio Claro – São Paulo, 2009.
70. OLIVEIRA, F.J.S., JUCÁ, J.F.T., Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma

- célula de um aterro de resíduos sólidos. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 9 n° 3, p 211-217 – ABES. Rio de Janeiro, 2004.
71. PASSARINI, F.; VASSURA, I.; MONTI, F.; MORSELLI, L.; VILLANI, B., Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions. Waste Management. Doi:10.1016/j.wasman. 2011.
72. PERALTA-ZAMOURA, P. TIBURTIUS, E. R. L., EMMEL, A., LEAL, E., S. Degradação de BTX's via Processos Oxidativos Avançados. Química Nova – Sociedade Brasileira de Química. Vol. 28, p.61-64. São Paulo, 2005.
73. 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 – CD-ROM. Programa Geologia do Brasil - PGB, CPRM, São Paulo 2004.
74. PIVELI, R. P., KATO, M.T., Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos, ABES. 285 p. São Paulo, 2006.
75. PIZARRO, M.L.P., Simulação de fluxo de água e transporte de solutos na zona não-saturada do solo pelo método de elementos finitos adaptativo. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 185 p, São Carlos, 2009.
76. PREFEITURA DE SÃO PAULO, LIMPURB – Departamento de Limpeza Urbana. Caracterização Gravimétrica e Físico-Química dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município de São Paulo. São Paulo, 2003.
77. QASIM, S.R., Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment. Technomic Pub. Co. Inc. 339 p, 1994. ISBN 1-56676-129-8.
78. RESENDE, A.V., Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nutrientes, 2004. Disponível em: <http://www.drashirleydecampos.com.br/noticias/9159>. Acesso em: 09.08.2011.

79. RINO, A.A.F., Avaliação da gestão dos resíduos sólidos urbanos no município de Jaú – SP. – Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória. Espírito Santo: ABES, 2002.
80. ROCCA, A.C.C., et al, (1993) Resíduos Sólidos Industriais. 2ª ed. CETESB. 233 p. São Paulo, 1993.
81. SAKATA, Y., A choice experiment of the residential preference of waste management services – the example of Kagoshima city, Japan. Waste Management 27: 639-644. 2007.
82. SÃO PAULO (Estado). Decreto 44.760, de 13 de março de 2000. Autoriza a Secretaria do Meio Ambiente a, representando o Estado, celebrar convênios com Municípios Paulistas, integrantes do Vale do Ribeira, visando à implantação de aterros sanitários em valas para resíduos sólidos. Diário Oficial do Estado de São Paulo – D.O.E. Executivo, São Paulo, 14 de março de 2000.
83. SÃO PAULO (Estado). Decreto 45.001, de 27 de junho de 2000. Autoriza o Secretário do Meio Ambiente a celebrar convênios com Municípios Paulistas, relacionados no Anexo I deste decreto, visando à implantação de aterros sanitários em valas para resíduos sólidos. Diário Oficial do Estado de São Paulo – D.O.E. Executivo, São Paulo, 28 de junho de 2000.
84. SÃO PAULO (Estado). Lei nº 12.300, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes. Diário Oficial do Estado de São Paulo – D.O.E. Executivo, São Paulo, 17 de março de 2006.
85. SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 54.645, de 05 de agosto de 2009. Regulamenta dispositivos da Lei nº 12.300 de 16 de março de 2006, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Diário Oficial do Estado de São Paulo – D.O.E. Executivo, São Paulo, 06 de agosto de 2009.
86. SCHNEIDER, M., R. Intemperismo de fontes de contaminação em aquíferos impactados por derramamentos de gasolina e álcool e a

- influência sobre o risco à saúde humana. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
87. SCHUELER, A.S., Estudo de caso e proposta para classificação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 2005. 223 p. Tese (Doutorado em Ciências) Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia – COPPE – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ
88. SEADE – www.seade.gov.br – Perfil municipal – acesso em 10 de agosto de 2011.
89. SHARMA, H.D., Lewis, S.P., Waste Containment Systems, Waste Stabilization, and Landfills: Design and Evaluation. John Wiley & Sons, Inc. 588 p. ISBN 0-471-57536-4. 1994.
90. SILVA, R.R., Seleção de cultivares de mamona com diferentes doses de composto de lixo para vegetação de aterros de resíduos sólidos urbanos. Dissertação (Mestrado em Ciências). 99 p. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia – COPPE – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2005.
91. SILVEIRA, L.R., Desafios do manejo de resíduos sólidos: a gestão de seis aterros sanitários simplificados no Estado da Bahia. Salvador 2008. 166 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) Escola Politécnica – Universidade Federal da Bahia, Salvador – BA.
92. SLACK, R.J.; BONIN, M.; GRONOW, J.R.; SANTEN, A.V.; VOULVOULIS, N., Household hazardous waste data for the UK by direct sampling. *Environment Science & Technology* 41: 2566-2571. 2007.
93. SMA – Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Procedimentos para Implantação de Aterros Sanitários em Valas. 31p. São Paulo. 2005.
94. SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. - 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte - MG, ABES 2007.

95. SPERLING, V. M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. DESA-UFMG, 452p. Belo Horizonte – MG, 2005.
96. SUMI, E.M., Estudo hidrogeológico de um aterro sanitário instalado em uma antiga área de disposição irregular de resíduos sólidos. São Paulo, 2009. 164 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) Instituto de Geociências – Universidade de São Paulo, São Paulo – SP.
97. TEIXEIRA, E. N., Avaliação do Potencial Poluidor/Contaminador de Aterros em Vala. Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, México, 2002.
98. THOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIRGIL, S., Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill, Inc., International Edition. ISBN 0-07-063237-5. 978 p. 1993.
99. ZHANG, D.; KEAT, T.S.; GERSBERG, R.M., A comparison of municipal solid waste management in Berlin and Singapore. Waste Management 30: 921-933. 2010.
100. WENTZ, C.A., Hazardous Waste Management. McGraw-Hill, New York, 1989
101. WHITE, P.R., Franke, M., Hindle, P., Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory. Blackie Academics & Professional (imprint of Chapman & Hall). ISBN 0-7514-0046-7. 362 p. 1993.
102. WIKIPÉDIA: A enciclopédia livre. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/>. Acesso em 09.08.2011.

Currículo Lattes

Autor: M.Sc. Cristiano Kenji Iwai

Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2001) e mestrado em Engenharia Industrial pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2005). Atualmente é Doutorando em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo e Gerente da Divisão de Apoio ao Controle de Fontes de Poluição da CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Saneamento Ambiental. Atuando principalmente nos seguintes temas: Aterro Sanitário, Lixiviado, Resíduos Sólidos.

Orientador: Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini

Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (1978), mestrado em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo (1997), doutorado em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo (2001) e livre-docência em saneamento básico e ambiental pela Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo (2006). Atualmente é professor associado da Universidade de São Paulo e Superintendente de Gestão Ambiental da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Tratamento de Esgotos, atuando principalmente nos seguintes temas: tratamento de esgotos para pequenas comunidades, disposição de esgotos no solo, saneamento básico, tecnologias de baixo custo, tratamento de águas e gestão ambiental.