

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS**

GIULLIANA MONDELLI

**Integração de diferentes técnicas de investigação
para avaliação da poluição e contaminação de uma
área de disposição de resíduos sólidos urbanos**

**SÃO CARLOS
2008**

Apoio:



GIULLIANA MONDELLI

**Integração de diferentes técnicas de investigação
para avaliação da poluição e contaminação de uma
área de disposição de resíduos sólidos urbanos**

Tese apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São
Paulo para obtenção do Título de Doutor em
Geotecnia.

Área de concentração: Geotecnia Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Heraldo Luiz Giacheti

SÃO CARLOS
2008

Apoio:



AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTES TRABALHOS, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

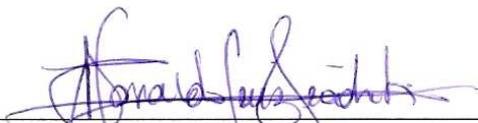
M741i Mondelli, Giulliana
Integração de diferentes técnicas de investigação para avaliação da poluição e contaminação de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos / Giulliana Mondelli ; orientador Heraldo Luiz Giacheti. -- São Carlos, 2008.

Tese (Tese-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Geotecnia) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.

1. Investigação geoambiental. 2. Solos tropicais. 3. Resíduos sólidos urbanos. 4. Monitoramento. 5. Resistividade Elétrica. 6. Atenuação. I. Título.

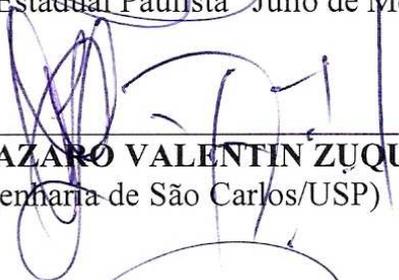
Candidata: Engenheira **GIULLIANA MONDELLI**

Tese defendida e julgada em 03/10/2008 perante a Comissão Julgadora:



Prof. Dr. **HERALDO LUIZ GIACHETI (Orientador)**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP/Campus de Bauru)

Aprovada



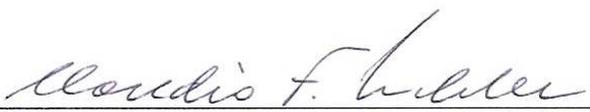
Prof. Titular **LAZARO VALENTIN ZUQUETTE**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovada



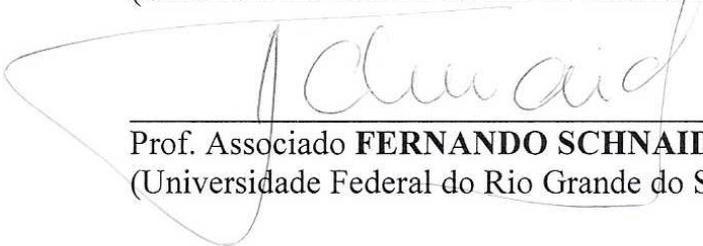
Prof. Dr. **VAGNER ROBERTO ELIS**
(Instituto Astronômico e Geofísico/USP)

Aprovada



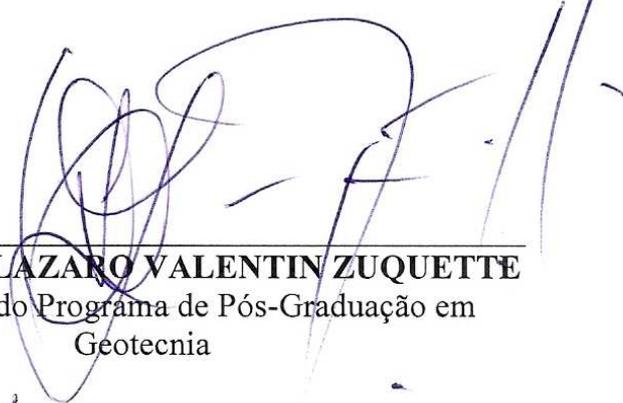
Prof. Associado **CLAUDIO FERNANDO MAHLER**
(Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ)

APROVADA



Prof. Associado **FERNANDO SCHNAID**
(Universidade Federal do Rio Grande do Sul/UFRGS)

APROVADA



Prof. Associado **LAZARO VALENTIN ZUQUETTE**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Geotecnia



Prof. Associado **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

Á minha mãe *Sarah*, ao meu pai *Antonio*, ao meu querido *Rodrigo* e aos meus irmãos *Nico e Mariana* e amigo *Arnaldo*, por todo suporte e carinho, indispensáveis a mais esta importantíssima etapa de minha vida. Também a todos aqueles que um dia usufruírem das informações contidas aqui.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Heraldo Luiz Giacheti, pelos nove anos de trabalho, aprendizado e sucesso. Sucesso este com o significado de que grandes valores - como esforço, vontade, honestidade e seriedade - ainda trazem grandes conquistas.

Ao Prof. Dr. Lázaro Valentin Zuquette, por ter possibilitado a realização deste projeto junto ao Depto. de Geotecnia, co-orientação e sempre presente na solução dos problemas mais difíceis.

Ao Prof. Dr. John A. Howie pelo seu grande interesse e por possibilitar a realização do estágio junto à *University of British Columbia*, Canadá.

Ao Prof. Dr. Vagner R. Elis, por mais uma indispensável participação na realização deste projeto, sempre entendendo o significado da palavra “multidisciplinariedade”.

Aos Profs. Drs. Loretta Li e James Atwater pelas preciosas contribuições e discussões durante a realização do estágio junto à *University of British Columbia*, Canadá.

Ao Profs. Drs. Edmundo Rogério Esquível e Jorge Hamada, pela amizade, disponibilidade e auxílio para resolução desse trabalho.

À Dra. Janaina Palma, pelas sempre bem-vindas sugestões durante o Exame de Qualificação.

A todos os técnicos e funcionários do Departamento de Geotecnia, EESC/USP e Departamento de Engenharia Civil, Unesp/Bauru, em especial Srs. Antonio e Felisberto, pela paciência e disposição em sempre melhor atender os alunos e sem os quais não seria possível a realização prática desse trabalho.

À Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano e Rural de Bauru (EMDURB), em especial Sra. Solange e Sr. Mário, por permitir a realização dessa pesquisa junto à área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru e por entender a importância da mesma.

Aos Laboratórios de Saneamento e de Física Aplicada da USP - São Carlos pela realização das análises químicas.

Aos demais professores da USP, Unesp e UBC pelo conhecimento adquirido e por todo auxílio fornecido.

Aos maravilhosos amigos que me acompanharam e muito me ajudaram durante essa longa e maravilhosa estrada, passando por Bauru, São Paulo, São Carlos e Vancouver.

À FAPESP e à CAPES pelas bolsas e auxílios concedidos.

*“Quando nada parece ajudar,
eu vou e olho o cortador de pedras
martelando sua rocha talvez cem vezes
sem que nem uma só rachadura apareça.
No entanto, na centésima primeira martelada,
a rocha se abre em duas,
e eu sei que não foi aquela a que conseguiu,
mas sim todas aquelas que vieram antes.”*

Jacob Riis

RESUMO

MONDELLI, G. **Integração de diferentes técnicas de investigação para avaliação da poluição e contaminação de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos.** 2008. 362 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

Nos últimos anos, a preocupação com a poluição e a contaminação do subsolo provocadas pela disposição de resíduos sólidos urbanos ou industriais tem crescido no Brasil, principalmente no que diz respeito aos lixões e aterros controlados em operação ou desativados na maioria das cidades brasileiras de pequeno e médio porte. A Tese apresenta os resultados de diversas campanhas de investigação realizadas no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, situado no centro do Estado de São Paulo e sobre o aquífero Bauru, que aflora em cerca da metade de todo o território paulista. O objetivo foi avaliar a poluição e a contaminação do entorno e do subsolo do aterro, através da utilização de diferentes técnicas de investigação. Entre as técnicas utilizadas, incluem-se: geofísica de superfície, poços de monitoramento, piezocone (CPTU), piezocone de resistividade (RCPTU) e amostragem de solo e água. Ensaios de laboratório de caracterização, resistividade elétrica e com percolação de chorume em amostras indeformadas de solo foram realizados para confirmar e entender melhor o caminhamento e a interação das plumas de contaminação com o meio. Uma revisão de todas as informações prévias sobre as características físicas, hidrogeológicas e de operação do aterro, desde sua implantação, em 1992, foi fundamental para a escolha dos locais para realização dos novos ensaios de campo e re-interpretação dos mesmos. As principais contribuições são: a) Aplicação de novas técnicas de investigação em solos tropicais contaminados; b) Desenvolvimento de um sistema em laboratório para estimativa de parâmetros de transporte de poluentes e para medida de resistividade elétrica em solos tropicais; c) Avaliação da resistividade elétrica como uma ferramenta promissora para investigação geoambiental; d) Avaliação da contaminação e da poluição no aterro a partir de diferentes técnicas de investigação; e) Orientação e sugestões para realização de futuras investigações, sejam na área de estudo ou em outros solos tropicais. Os ensaios geofísicos facilitaram a visualização da dimensão espacial e a detecção dos sentidos das plumas de contaminação existentes na área. Os ensaios de piezocone confirmaram essa contaminação em alguns pontos, utilizando-se amostradores especiais de solo e água. As campanhas de coleta de água dos poços de monitoramento permitiram avaliar a evolução da pluma de contaminação com o tempo. As medidas de resistividade em laboratório possibilitaram definir valores de referência para os solos do aterro, confirmando a grande influência exercida pela mineralogia, intemperismo e grau de evolução dos solos tropicais nos valores de resistividade. Os elevados valores de permeabilidade e dispersividade explicam o aparecimento de mais de uma pluma de contaminação na área: uma principal e permanente a oeste; uma ao sul do aterro, na região de disposição dos resíduos hospitalares; uma a leste do sentido do fluxo subterrâneo, que sofria influência dos elevados níveis piezométricos de chorume dentro da massa de lixo; e pontos de contaminação centrais, que ocorrem abaixo e a grandes profundidades da base do aterro. Os resultados confirmaram a importância de se integrar diferentes técnicas de investigação geoambiental, diretas e indiretas, para melhor avaliar casos de contaminação e poluição em solos tropicais, de gênese e comportamento complexos, e presentes em grande parte do território brasileiro. Propostas para melhoramento e realização de futuros ensaios na área, assim como de ordem prática para recuperação, monitoramento e operação do aterro são apresentadas, a fim de melhorar a qualidade das condições *in situ* locais.

Palavras-chave: Investigação Geoambiental; Solos Tropicais; Resíduos Sólidos Urbanos; Monitoramento; Resistividade Elétrica; Atenuação.

ABSTRACT

MONDELLI, G. **Integration of different site investigation techniques to assess pollution and contamination in a municipal solid waste disposal site.** 2008. 362 p. Thesis (Doctoral) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

For the last years, the concern about pollution and contamination of the soil and groundwater caused by the industrial and municipal solid waste disposal sites has increased in Brazil. Due to the non-application of the environmental guidelines for landfill construction and operation, dumps and controlled dumps in operation or deactivated, located in small and medium-size Brazilian cities, have called the attention about this problem. This Thesis presents the results of several tests carried out at the Bauru's municipal solid waste disposal site, located in the center of São Paulo State and above the Bauru's Aquifer, which appears at approximately half São Paulo State superficial area. The main objective was to assess the pollution and contamination caused by this landfill, using different techniques for geoenvironmental site investigation. These techniques included: superficial geophysics, monitoring wells, piezocone (CPTU), resistivity piezocone (RCPTU) and soil and water sampling. Laboratory tests including characterization, electrical resistivity measurements and pollutant transport in undisturbed soil samples were conducted to verify and to better understand the contamination plumes pathways and their interaction with the environmental site. A review of all existing data about the site, hydrogeological characteristics and operation of the landfill, since it was idealized in 1992, were also important for a better selection of new in situ tests and (re) interpretation of them. The main contributions are: a) Application of new site investigation techniques in contaminated tropical soils; b) Development of a system in laboratory for pollutants transport parameters estimation and electrical resistivity measurements in tropical soils; c) Evaluation of the electrical resistivity measures as a promising tool for geoenvironmental researches; d) Pollution and contamination assessment of the site based on the different techniques; e) Directions and suggestions for future site investigations at the study site or in other tropical areas. The geophysical tests facilitated the visualization of the spatial distribution and directions of the local contamination plumes. The piezocone tests confirmed this contamination in some local spots, supported by special soil and water samplers. Numerous groundwater samples collected from the permanent monitoring wells allowed the assessment of the contamination plumes evolution as time passed by. The resistivity measurements in laboratory detected background resistivity values for the local soils, confirming the great influence of the mineralogy, weathering and degree of evolution of the tropical soils. The high permeability and dispersivity values explain the occurrence of more than one contamination plume at the site: a principal and permanent plume located to the west side; on the south of the landfill, where medical wastes were disposed; to the east side of the groundwater flow, caused by the high piezometric leachate levels inside the landfill; and some central spots of contamination occurring below and deep inside the landfill. The results confirmed the importance of the integration of different techniques for geoenvironmental site investigation, using direct and indirect methods to better understand the contamination and pollution in tropical soils, which have complex genesis and behavior, and take place in a great part of the Brazilian territory. Practical proposals to improve and carry out new tests at the site, as well as for recovering plans, monitoring and operation of the landfill are presented in order to improve the local in situ conditions.

Keywords: Geoenvironmental Site Investigation; Tropical Soils; Municipal Solid Wastes; Monitoring; Electrical Resistivity; Attenuation.

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 2.1.</i> Influência da contaminação do solo nos receptores bióticos (YONG, 2001).	12
<i>Figura 2.2.</i> Diagrama esquemático mostrando plumas de contaminação formadas por LNAPL e por DNAPL (YONG, 2001).	15
<i>Figura 2.3.</i> Diferentes etapas de investigação geoambiental de áreas potencialmente contaminadas do Estado de São Paulo, Brasil (CETESB, 1999).	19
<i>Figura 2.4.</i> Esquema geral da proposta canadense para investigação de áreas potencialmente contaminadas (CSMWG, 2000).	20
<i>Figura 2.5.</i> Definição das condições de contorno para investigação geoambiental de áreas potencialmente contaminadas nos Estados Unidos (US EPA, 1996).	21
<i>Figura 3.1.</i> Arranjo de campo <i>Schlumberger</i> - Sondagem Elétrica Vertical (ELIS, 1999).	34
<i>Figura 3.2.</i> Disposição no campo do arranjo dipolo-dipolo - Caminhamento Elétrico (ELIS, 1999).	35
<i>Figura 3.3.</i> Esquema típico do método do geo-radar (AQUINO, 1999).	37
<i>Figura 3.4.</i> Método eletromagnético indutivo (AQUINO, 1999).	41
<i>Figura 3.5.</i> Interior do piezocone e suas principais medidas (SGI, 1995).	44
<i>Figura 3.6.</i> Carta de classificação de solos utilizando CPT elétrico (ROBERTSON et al., 1986).	47
<i>Figura 3.7.</i> Proposta para classificação de solos tropicais com base em ensaios de cone elétrico (DE MIO, 2005).	47
<i>Figura 3.8.</i> Desenho esquemático de um RCPTU (DAVIES; CAMPANELLA, 1995a).	51
<i>Figura 3.9.</i> Arranjo <i>Wenner</i> (ELIS, 1993).	51
<i>Figura 3.10.</i> Perfil esquemático de poço de monitoramento (CETESB, 1999; 2004).	56
<i>Figura 3.11.</i> Tipos de poços para monitoramento de níveis distintos (LAGREGA et al., 1994).	57
<i>Figura 3.12.</i> Desenho esquemático de um amostrador de solo para uso na investigação geoambiental (GIACHETI, 2001).	60
<i>Figura 3.13.</i> Sistema BAT de amostragem de água (TORSTENSSON, 1986).	61
<i>Figura 3.14.</i> Duplo engate rápido utilizado no UBC K-BAT (GIACHETI, 2001).	62
<i>Figura 3.15.</i> Desenho esquemático do sistema UBC K BAT (WILSON; CAMPANELLA, 1997).	62
<i>Figura 3.16.</i> Sistema de amostragem de água <i>Hydropunch</i> (http://www.conetec.com/Pdf/cpt_ground.pdf em 07/2002).	63
<i>Figura 3.17.</i> Pluma de contaminação e capacidade atenuação natural do solo (YONG, 2001).	66
<i>Figura 3.18.</i> Curvas de eluição típicas (YONG, 2001).	68
<i>Figura 3.19.</i> Procedimento para realização dos ensaios de coluna com posterior seccionamento das amostras (YONG, 2001).	70
<i>Figura 3.20.</i> Procedimento para realização do ensaio de difusão: a) Perfil de concentração do reservatório; b) Perfil de concentração do solo (SHACKELFORD; DANIEL, 1991).	71
<i>Figura 3.21.</i> Procedimento para realização de ensaios de equilíbrio em lote (modificado de YONG, 2001).	72
<i>Figura 3.22.</i> Diferentes tipos de isotermas de sorção (YONG, 2001).	75
<i>Figura 3.23.</i> Razão entre as resistividades do solo não saturado e saturado em função da	80

saturação normalizada (FROHLICH; PARKE, 1989).

- Figura 3.24.* Câmara de sedimentação para medida da resistividade em laboratório (JACKSON et al., 1978). 81
- Figura 3.25.* Fator de formação versus porosidade para amostras artificiais com esfericidade decrescente (JACKSON et al., 1978). 82
- Figura 3.26.* Célula para medidas seqüenciais de resistividade, com oito eletrodos (KALINSKY; KELLY, 1994). 82
- Figura 3.27.* Molde de compactação para medida da resistividade elétrica (ABU-HASSANEIN; BENSON, 1994). 83
- Figura 3.28.* Relação entre a resistividade e a saturação inicial de compactação para dois tipos de solos argilosos (ABU-HASSANEIN; BENSON, 1994). 84
- Figura 3.29.* Resistividades elétricas horizontais e verticais medidas para um solo argiloso, a diferentes teores de umidade e para dois diferentes esforços de compactação (ABU-HASSANEIN et al., 1996). 84
- Figura 3.30.* Variação da resistividade elétrica medida para diferentes amostras de solo no teor de umidade ótimo em função do índice de plasticidade (ABU-HASSANEIN et al., 1996). 85
- Figura 3.31.* Variação da resistividade elétrica medida para diferentes amostras de solo no teor de umidade ótimo em função da fração grossa (ABU-HASSANEIN et al., 1996). 86
- Figura 3.32.* Relação entre o índice de vazios e a resistividade elétrica para uma argila pouco ativa (*Kibushi Clay*), usando corrente elétrica de 0,1 mA e 1000 Hz (FUKUE et al., 1999). 87
- Figura 3.33.* Relação entre o índice de vazios e a resistividade elétrica para uma argila bentonita, durante adensamento (FUKUE et al., 1999). 87
- Figura 3.34.* Relação entre a resistividade e o teor de umidade para a *Kibushi Clay* (FUKUE et al., 1999). 88
- Figura 3.35.* Fator de formação versus porosidade para areias de praias de Niterói – RJ e caulim (PACHECO, 2004). 91
- Figura 3.36.* Resultados de medida de resistividade em laboratório utilizando diferentes solos e fluidos: (a) Variação do fator de formação; (b) Influência da concentração de chorume (YOON et al., 2002). 92
- Figura 3.37.* Mini-sonda desenvolvida para medida da resistividade elétrica em laboratório (KECHAVARZI & SOGA, 2002). 92
- Figura 3.38.* Curvas de calibração obtidas para três diferentes mini-sondas. Fator de formação em função da saturação de uma areia pura (KECHAVARZI; SOGA, 2002). 92
- Figura 3.39.* Detalhe da caixa, ERB (a) e da sonda, ERP (b) utilizados em laboratório para medida da resistividade elétrica de amostras deformadas e indeformadas (SCREEDEEP et al., 2004). 93
- Figura 3.40.* Relação entre a resistividade elétrica e o grau de saturação para dois tipos de solos diferentes da Índia (SCREEDEEP et al., 2004). 93
- Figura 3.41.* Efeito da variação do grau de saturação na resistividade (DANIEL et al., 2002). 96
- Figura 3.42.* Perfis de resistividade obtidos para a zona saturada do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP. a) Ensaio RCPTU 15 realizado muito próximo ao aterro; b) Ensaio RCPTU 3 realizado distante da cava preenchida com resíduos. 97
- Figura 3.43.* Relação entre resistividade e corrente elétrica obtida em laboratório por Fukue et al. (2001): a) Para areia quartzosa; b) Para argila *Kibushi*. 99
- Figura 3.44.* Perfil de resistividade do cone obtido em laboratório com a variação de NaCl 99

(FUKUE et al., 2001).

<i>Figura 3.45.</i> Efeito da contaminação com combustível na condutividade elétrica de um solo granular (STRUTYNSKY et al., 1992).	100
<i>Figura 4.1.</i> Localização de Bauru no Estado de São Paulo e do aterro de resíduos sólidos urbanos da cidade (http://www.vidagua.org.br em 02/2004).	104
<i>Figura 4.2.</i> Mapa geológico do Estado de São Paulo (ROCHA, 2005).	111
<i>Figura 4.3.</i> Coluna estratigráfica provável para a região de Bauru-SP (CAVAGUTI, 1981).	112
<i>Figura 4.4.</i> Base e espessura saturada do Aquífero Bauru no Estado de SP (MANCUSO; CAMPOS, 2005).	114
<i>Figura 4.5.</i> Porcentagem, por município, de uso da água subterrânea para abastecimento público no Estado de SP (SÃO PAULO, 2006).	114
<i>Figura 4.6.</i> Mapa geológico da região de Bauru-SP (adaptado de IPT, 1981, segundo LAGO et al., 2006).	116
<i>Figura 4.7.</i> Modelo digital do terreno mais atual, realizado em agosto de 2006, englobando a área de localização do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.	120
<i>Figura 4.8.</i> Modelo digital do terreno obtido através do levantamento topográfico realizado em 2002.	120
<i>Figura 4.9.</i> Modelo digital do terreno antes da implantação do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.	121
<i>Figura 4.10.</i> Modelo digital do terreno atual e antes da implantação do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.	121
<i>Figura 4.11.</i> Localização de todos os ensaios realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.	123
<i>Figura 4.12.</i> Modelo digital englobando a superfície atual do terreno, assim como as principais camadas adjacentes a esta.	124
<i>Figura 4.13.</i> Seções de resistividade e cargabilidade da Linha 4, 1ª fase: a) Interpretada qualitativamente; b) Interpretada quantitativamente (LAGO, 2004).	126
<i>Figura 4.14.</i> Resultados dos ensaios de piezocone de resistividade localizados a jusante do aterro e sobre a Linha Geofísica 4.	127
<i>Figura 4.15.</i> Resultados dos ensaios de piezocone de resistividade localizados a jusante do aterro, com coleta de água e solo.	127
<i>Figura 4.16.</i> Interpretação da SEV-3, localizada à jusante dos resíduos dispostos no aterro de Bauru (LAGO, 2004).	130
<i>Figura 4.17.</i> Estimativa do fluxo subterrâneo atual com base nos níveis d'água medidos a partir dos poços de monitoramento em abril de 2008.	131
<i>Figura 4.18.</i> Representação esquemática de fluxo estimada para uma seção na direção norte-sul, ligando os poços PP-13 (recarga) ao PP-1 (descarga).	132
<i>Figura 4.19.</i> Estimativa do fluxo subterrâneo atual com base na correção dos níveis d'água medidos através dos poços de monitoramento em agosto de 2007 e abril de 2008 e com o auxílio das sondagens elétricas verticais realizadas em 2003.	133
<i>Figura 4.20.</i> Mapa de resistividade do nível teórico 22 m do aterro de resíduos sólidos de Bauru (LAGO et al., 2006).	134
<i>Figura 4.21.</i> Plumas de contaminação relacionadas à fonte e às condições físicas locais (MCCARTHY; 1998).	139
<i>Figura 5.1.</i> Seção de resistividade aparente da Linha C1, 2ª fase interpretada qualitativamente (LAGO, 2004).	145
<i>Figura 5.2.</i> Seção de resistividade “real” interpretada através do software de inversão	146

RES2DINV da Linha Geofísica 5. Sentido leste-oeste (LAGO, 2004).

<i>Figura 5.3.</i> Resultados obtidos para a SEV-10, localizada ao norte do aterro (MONDELLI et al., 2008).	149
<i>Figura 5.4.</i> Resultados obtidos para o caminhamento elétrico dipolo-dipolo realizado ao longo do perfil Norte-Sul (MONDELLI et al., 2008).	151
<i>Figura 5.5.</i> Foto aérea do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com a localização do levantamento 3-D (USTRA, 2008).	152
<i>Figura 5.6.</i> Síntese dos resultados obtidos com geofísica 3-D à oeste do aterro (modificado de USTRA et al., 2008).	154
<i>Figura 5.7.</i> Representação esquemática e foto de piezocone de resistividade com quatro eletrodos dispostos em arranjo <i>Wenner</i> .	157
<i>Figura 5.8.</i> Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado a leste do aterro.	161
<i>Figura 5.9.</i> Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado ao sul do aterro.	161
<i>Figura 5.10.</i> Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado a oeste do aterro.	162
<i>Figura 5.11.</i> Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado a oeste do aterro.	162
<i>Figura 5.12.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro.	163
<i>Figura 5.13.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro.	163
<i>Figura 5.14.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro e próximo ao poço PP-3A (resíduos de saúde).	164
<i>Figura 5.15.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro e próximo às erosões.	164
<i>Figura 5.16.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado ao sul do aterro e próximo à nascente.	165
<i>Figura 5.17.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste e próximo do aterro.	165
<i>Figura 5.18.</i> Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste e próximo do aterro.	166
<i>Figura 5.19.</i> Correlação entre a porcentagem de finos e o índice de material (I_c), obtida para os solos do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.	169
<i>Figura 5.20.</i> Relação entre porcentagem de finos e índice de material (I_c) para diferentes materiais.	170
<i>Figura 5.21.</i> Relação entre a resistividade elétrica do solo e a porcentagem de finos aparente, utilizando-se os resultados dos ensaios de piezocone de resistividade na zona saturada.	171
<i>Figura 5.22.</i> Relação entre a resistividade elétrica do solo e o índice de material (I_c), utilizando-se os resultados dos ensaios de piezocone de resistividade na zona saturada.	172
<i>Figura 5.23.</i> Variação da resistividade elétrica para as camadas de solo saturadas com a caracterização da fração fina dos solos coletados com o amostrador <i>Geoprobe</i> .	173
<i>Figura 5.24.</i> Perfil típico dos poços de monitoramento permanentes instalados no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Setembro de 2002.	180
<i>Figura 5.25.</i> Perfil típico dos poços de monitoramento permanentes instalados no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Fevereiro de 2006.	181
<i>Figura 5.26.</i> Perfil típico dos poços de monitoramento permanentes instalados no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Agosto de 2006.	182
<i>Figura 5.27.</i> Rebaixamento do nível d'água de alguns poços ao longo do tempo.	196

<i>Figura 5.28.</i> Valores de pH da água de alguns poços ao longo do tempo.	197
<i>Figura 5.29.</i> Valores de condutividade elétrica da água de alguns poços ao longo do tempo.	198
<i>Figura 5.30.</i> Valores de cálcio e cloretos para a água de alguns poços ao longo do tempo.	199
<i>Figura 5.31.</i> Concentrações de nitrogênio amoniacal e zinco na água de alguns poços ao longo do tempo.	200
<i>Figura 5.32.</i> Concentrações de ferro e demanda química de oxigênio na água de alguns poços ao longo do tempo.	202
<i>Figura 5.33.</i> Concentrações de sódio e potássio na água de alguns poços ao longo do tempo.	203
<i>Figura 5.34.</i> Resultado do ensaio de dispersão de cloretos obtido para o poço PP-10.	209
<i>Figura 5.35.</i> Resultado do ensaio de dispersão de cloretos obtido para o poço PP-10 – Estimativa do coeficiente de permeabilidade (k).	210
<i>Figura 5.36.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-10.	215
<i>Figura 5.37.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-11.	216
<i>Figura 5.38.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-12.	216
<i>Figura 5.39.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-13.	217
<i>Figura 5.40.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-3A.	217
<i>Figura 5.41.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-5A.	218
<i>Figura 5.42.</i> Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-5B.	218
<i>Figura 5.43.</i> Seção geológico-geotécnica Norte-Sul obtida através de vários ensaios e levantamentos realizados no aterro de resíduos sólidos de Bauru desde 1992.	219
<i>Figura 5.44.</i> Seção geológico-geotécnica Leste-Oeste obtida através de vários ensaios e levantamentos realizados no aterro de resíduos sólidos de Bauru desde 1992.	220
<i>Figura 5.45.</i> Características das amostras de solo obtidas durante a investigação realizada.	223
<i>Figura 5.46.</i> Curva de ATD obtida para a fração fina do arenito do Grupo Bauru.	235
<i>Figura 5.47.</i> Curva típica de ATD para os solos residuais pesquisados.	235
<i>Figura 5.48.</i> Difratoograma de raios-X obtido para a amostra 3, arenito do Grupo Bauru.	236
<i>Figura 5.49.</i> Difratoograma de raios-X obtido para a amostra 5, residual do Grupo Bauru.	237
<i>Figura 5.50.</i> Variação do pH em relação à razão solo-solução para a amostra 4 (areia argilosa residual de arenito).	241
<i>Figura 5.51.</i> Variação da condutividade elétrica em relação à razão solo-solução para a amostra 4 (areia argilosa residual de arenito).	241
<i>Figura 5.52.</i> Isoterma de sorção da amostra 4 (areia argilosa residual de arenito) obtida para o ferro.	241
<i>Figura 5.53.</i> Variação dos coeficientes de permeabilidade determinados em água e em solução salina com o número de volume de vazios percolados para a amostra 3(c).	247
<i>Figura 5.54.</i> Variação dos coeficientes de permeabilidade determinados em água e em solução salina com o número de volume de vazios percolados para a amostra 5(d).	248
<i>Figura 5.55.</i> Variação dos coeficientes de permeabilidade com percolação de água e chorume com o número de volume de vazios percolados para a amostra 3 (b).	249

<i>Figura 5.56.</i> Variação dos coeficientes de permeabilidade com percolação de água e chorume com o número de volume de vazios percolados para a amostra 5 (b).	249
<i>Figura 5.57.</i> Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 3 (c) – Água e Solução Salina.	252
<i>Figura 5.58.</i> Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 5 (d) – Água e Solução Salina.	252
<i>Figura 5.59.</i> Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 3 (b) – Água e Chorume.	253
<i>Figura 5.60.</i> Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 5 (b) – Água e chorume.	253
<i>Figura 5.61.</i> Curva de eluição obtida para a amostra 3 (c), percolada com solução salina.	255
<i>Figura 5.62.</i> Curva de eluição obtida para a amostra 5 (d), percolada com solução salina.	255
<i>Figura 5.63.</i> Curva de eluição obtida para a amostra 3 (b), percolada com chorume.	256
<i>Figura 5.64.</i> Curva de eluição obtida para a amostra 5 (b), percolada com chorume.	256
<i>Figura 5.65.</i> Curva de calibração obtida para o sistema de medida de resistividade em laboratório – Condutividade elétrica.	264
<i>Figura 5.66.</i> Curva de calibração obtida para o sistema de medida de resistividade em laboratório - Resistividade.	264
<i>Figura 5.67.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 1 em estado natural e percolada com água deionizada.	265
<i>Figura 5.68.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 2 em estado natural e percolada com água deionizada.	265
<i>Figura 5.69.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 3 em estado natural e percolada com água deionizada.	266
<i>Figura 5.70.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 4 percolada com água deionizada.	266
<i>Figura 5.71.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 5 em estado natural e percolada com água deionizada.	267
<i>Figura 5.72.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo naturais e ensaiadas com água deionizada.	269
<i>Figura 5.73.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo ensaiadas com solução salina a 1000 ppm.	270
<i>Figura 5.74.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com água de torneira.	271
<i>Figura 5.75.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com solução salina a 200 ppm.	271
<i>Figura 5.76.</i> Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com chorume.	273
<i>Figura 5.77.</i> Detalhe da resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com chorume.	273
<i>Figura 5.78.</i> Resistividade elétrica em função da umidade volumétrica para as diversas amostras de solo percoladas com solução salina a 1000 ppm.	275
<i>Figura 5.79.</i> Resistividade elétrica em função da umidade volumétrica para as diversas amostras de solo percoladas com chorume.	276
<i>Figura 5.80.</i> Estimativa do parâmetro “a” da Lei de Archie, utilizando-se solução salina a 1000 ppm como fluido de percolação.	276

<i>Figura 5.81.</i> Estimativa do parâmetro “a” da Lei de Archie, utilizando-se chorume como fluido de percolação.	277
<i>Figura 5.82.</i> Variação da resistividade elétrica com as características físico-químicas das amostras estudadas.	280
<i>Figura 5.83.</i> Estimativa do fator de formação médio para os solos estudados em laboratório utilizando chorume e NaCl a 1000 ppm como fluidos de percolação.	282
<i>Figura 5.84.</i> Estimativa da concentração de sódio a partir da medida da condutividade elétrica do solo em laboratório.	283
<i>Figura 5.85.</i> Relação entre os fatores de formação e as porosidades obtidas para os corpos de prova quasi-saturados com NaCl a 1000 ppm e chorume.	284
<i>Figura 5.86.</i> Relação entre os fatores de formação e as umidades volumétricas obtidas para os corpos de prova quasi-saturados com NaCl a 1000 ppm e chorume.	284
<i>Figura 6.1.</i> Faixa de variação dos valores de resistividade para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com base nos resultados dos ensaios de campo e laboratório.	290
<i>Figura 6.2.</i> Faixa de variação dos valores de cargabilidade para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com base nos resultados dos ensaios de campo.	291
<i>Figura 6.3.</i> Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 1 (modificado de ELIS, 2008).	291
<i>Figura 6.4.</i> Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 2 (modificado de ELIS, 2008).	292
<i>Figura 6.5.</i> Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 3a (modificado de ELIS, 2008).	292
<i>Figura 6.6.</i> Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 3b (modificado de ELIS, 2008).	293
<i>Figura 6.7.</i> Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 4 (modificado de ELIS, 2008).	293
<i>Figura 6.8.</i> Seção de resistividade da Linha 5 (modificado de ELIS, 2008).	294
<i>Figura 6.9.</i> Resultados dos ensaios CPTU-4, RCPTU-1, 2, 3 e 9 realizados à oeste do aterro de Bauru em diferentes épocas e a menos de 2 m de distancia entre eles (MONDELLI, 2004).	297
<i>Figura 6.10.</i> Mapas de resistividade e cargabilidade na profundidade 10 metros (modificado de LAGO et al., 2006).	299
<i>Figura 6.11.</i> Mapas de resistividade e cargabilidade na profundidade 22 metros (modificado de LAGO et al., 2006).	300
<i>Figura 6.12.</i> Monitoramento da resistividade elétrica das águas subterrâneas.	306
<i>Figura 6.13.</i> Monitoramento do pH das águas subterrâneas.	307
<i>Figura 6.14.</i> Monitoramento da concentração de ferro total nas águas subterrâneas.	308
<i>Figura 6.15.</i> Monitoramento da concentração de cálcio nas águas subterrâneas.	309
<i>Figura 6.16.</i> Monitoramento da concentração de sódio nas águas subterrâneas.	311
<i>Figura 6.17.</i> Monitoramento da concentração de cloretos nas águas subterrâneas.	312
<i>Figura 6.18.</i> Monitoramento da concentração de potássio nas águas subterrâneas.	314
<i>Figura 6.19.</i> Monitoramento da concentração de zinco nas águas subterrâneas.	315
<i>Figura 6.20.</i> Estimativa da concentração de sódio nas águas subterrâneas assumindo fator de formação (FF) igual a 4,3.	318
<i>Figura 6.21.</i> Monitoramento da demanda química de oxigênio das águas subterrâneas.	319
<i>Figura 6.22.</i> Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio das águas subterrâneas.	320
<i>Figura 6.23.</i> Relação entre demanda bioquímica e química de oxigênio das águas subterrâneas.	321
<i>Figura 6.24.</i> Representação das etapas e seqüência para investigação geoambiental de solos tropicais.	331

LISTA DE FOTOS

<i>Foto 3.1.</i> Piezocone de resistividade com quatro eletrodos dispostos em arranjo <i>Wenner</i> .	51
<i>Foto 3.2.</i> <i>Cone Sipper</i> (http://tech.inel.gov/documents/Type_B_Probes/Vapor_Port/01-GA51177-02.pdf , em 07/2002).	64
<i>Foto 3.3.</i> Foto do equipamento desenvolvido por Daniel (1997) para medida da resistividade em laboratório para amostras compactadas.	88
<i>Foto 4.1.</i> Preparação da base do aterro: a) compactação do solo; b) Aplicação de imprimação betuminosa.	107
<i>Foto 4.2.</i> Sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT realizadas em 1992.	108
<i>Foto 4.3.</i> Lagoa de chorume sobre os resíduos, em segundo plano, e transbordamento de chorume pelo dreno vertical de gás, em primeiro plano (Agosto, 2005).	108
<i>Foto 4.4.</i> Vista geral da área escavada para futuro armazenamento de chorume. Destaque para o perfil geológico mostrado através do talude, com continuidade para a área escavada da lagoa.	109
<i>Foto 4.5.</i> Vista geral das lagoas de chorume sendo impermeabilizadas com geomembrana (Agosto, 2007).	109
<i>Foto 4.6.</i> Vista geral das lagoas de chorume em funcionamento (Abril, 2008).	110
<i>Foto 4.7.</i> Imagens de satélite do solo (a) e do relevo (b), englobando a área onde está localizado o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (MIRANDA, 2005).	117
<i>Foto 4.8.</i> Foto aérea do local de implantação do aterro de resíduos sólidos de Bauru (EMDURB, 2002).	118
<i>Foto 4.9.</i> Vista aérea do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (EMDURB, 2006).	119
<i>Foto 4.10.</i> Erosão localizada à jusante do aterro de resíduos sólidos de Bauru, onde é possível observar a heterogeneidade do solo que ocorre no local.	125
<i>Foto 5.1.</i> Levantamento geofísico 3-D sendo realizado na parte oeste do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.	147
<i>Foto 5.2.</i> Equipamento <i>Syscal Pro</i> com 10 canais utilizado durante o levantamento 3-D.	147
<i>Foto 5.3.</i> Caminhamento elétrico sendo realizado sobre os resíduos.	147
<i>Foto 5.4.</i> Equipamento <i>Syscal R-2</i> utilizado durante o caminhamento elétrico e a SEV.	148
<i>Foto 5.5.</i> SEV-10 sendo executada próxima ao poço PP-13 e do local onde foram coletadas as amostras indeformadas 1 e 2.	148
<i>Foto 5.6.</i> Equipamento utilizado para realização dos ensaios de piezocone no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.	158
<i>Foto 5.7.</i> Poço de monitoramento sendo construído no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Setembro de 2002.	179
<i>Foto 5.8.</i> Poço de monitoramento sendo construído no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Fevereiro de 2006.	180
<i>Foto 5.9.</i> Detalhe do cravador dinâmico utilizado para a perfuração dos poços, em Fevereiro de 2006.	181
<i>Foto 5.10.</i> Vala séptica escavada ao redor do aterro de Bauru para disposição de resíduos de saúde.	181

<i>Foto 5.11.</i> Hastes graduadas para medida da elevação do nível d'água após seu esgotamento e bóia feita com garrafa de refrigerante PET de 2 litros.	205
<i>Foto 5.12.</i> Detalhe do ensaio de recuperação sendo realizado: a) Bomba utilizada para esgotamento dos poços; b) Medida da recuperação do nível freático.	206
<i>Foto 5.13.</i> Detalhe do <i>bailer</i> utilizado durante as coletas de água dos poços, assim como durante a realização do ensaio de dispersão no poço PP-10.	208
<i>Foto 5.14.</i> Algumas amostras coletadas durante a execução das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT e dos poços de monitoramento.	214
<i>Foto 5.15.</i> Amostragem do arenito do Grupo Bauru na área do aterro de Bauru (Julho de 2006).	222
<i>Foto 5.16.</i> Ensaio de azul de metileno sendo executado e os resultados obtidos.	229
<i>Foto 5.17.</i> Equipamento utilizado para os ensaios de ATD, Departamento de Geotecnia, EESC-USP.	230
<i>Foto 5.18.</i> Lâminas preparadas, durante secagem, para serem analisadas por difração de Raios-X.	230
<i>Foto 5.19.</i> Ensaio para medida do pH dos solos (velocidade igual a 42 rpm por 30 min).	230
<i>Foto 5.20.</i> Diluição das amostras de solo em água deionizada para medida da condutividade elétrica dos solos.	231
<i>Foto 5.21.</i> Ensaio de equilíbrio em lote em andamento e filtragem das amostras.	239
<i>Foto 5.22.</i> Sistema desenvolvido para realização de ensaios de coluna em amostras de solo indeformadas e predominantemente arenosas.	245
<i>Foto 5.23.</i> Detalhe do sistema desenvolvido para medida de resistividade elétrica em laboratório.	262

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 2.1</i> - Comparação entre as propostas vigentes no Brasil e no Canadá para avaliação de áreas contaminadas.	18
<i>Tabela 4.1</i> - Características gerais do Aquífero Bauru – Escala Geológica (MANCUSO; CAMPOS, 2005).	115
<i>Tabela 4.2</i> - Estimativa do fator de formação do solo para amostras de água coletadas na mesma época da realização dos ensaios RCPTU (MONDELLI et al., 2007).	130
<i>Tabela 4.3</i> - Caracterização do chorume gerado e recirculado do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.	140
<i>Tabela 5.1</i> - Resultados dos ensaios de caracterização das amostras de solo coletadas com amostrador <i>Geoprobe</i> (MONDELLI, 2004).	159
<i>Tabela 5.2</i> - Análise obtida para as amostras de água subterrânea coletadas com amostrador <i>Geoprobe</i> (MONDELLI, 2004).	160
<i>Tabela 5.3</i> - Fatores de formação (FF) determinados a partir dos resultados de alguns ensaios de piezocone de resistividade realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru utilizando amostradores <i>Geoprobe</i> .	175
<i>Tabela 5.4</i> - Interpretação dos ensaios de dissipação do excesso de poro-pressão realizados para camadas onde a penetração do piezocone foi não-drenada (adaptado de MONDELLI, 2004).	175
<i>Tabela 5.5</i> - Resultados de todas as análises químicas realizadas para as águas subterrâneas coletadas dos poços de monitoramento do aterro de resíduos sólidos de Bauru.	183-189
<i>Tabela 5.6</i> - Análise química das águas superficiais localizadas ao sul do aterro.	193-194
<i>Tabela 5.7</i> - Classificação dos solos existentes no Aterro de Bauru.	232
<i>Tabela 5.8</i> - Índices físicos <i>in situ</i> e características químicas das amostras de solo coletadas.	232
<i>Tabela 5.9</i> - Resultados obtidos a partir do ensaio de adsorção de azul de metileno.	233
<i>Tabela 5.10</i> - Resultados dos ensaios de equilíbrio em lote realizados com chorume.	243
<i>Tabela 5.11</i> - Coeficientes de permeabilidade (k) determinados para os diferentes materiais coletados no entorno do aterro de Bauru, percolados com diferentes fluidos.	246
<i>Tabela 5.12</i> - Estimativa dos parâmetros de transporte de poluentes com base nos resultados dos ensaios de coluna.	258
<i>Tabela 5.13</i> - Parâmetros de cimentação (m) e saturação (s) da Lei de Archie estimados para as amostras de solo estudadas em laboratório.	278
<i>Tabela 5.14</i> - Faixa de variação dos valores de resistividade elétrica determinados para as amostras de solo estudadas em laboratório.	279
<i>Tabela 5.15</i> - Fatores de formação (FF) obtidos para as amostras percoladas com diferentes fluidos.	281
<i>Tabela 6.1</i> - Valores de resistividade elétrica de materiais conhecidos (ELIS, 1993).	288
<i>Tabela 6.2</i> - Valores de resistividade e cargabilidade propostos a partir das sondagens elétricas verticais realizadas no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (ELIS, 2003b).	289
<i>Tabela 6.3</i> - Valores de resistividade e cargabilidade típicos para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com base nos resultados dos ensaios de campo e laboratório.	290
<i>Tabela 6.4</i> - Principais mecanismos de atenuação que afetam o comportamento de alguns íons provenientes do chorume (CHRISTENSEN et al., 2001).	304

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

<i>ABGE</i>	<i>Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental</i>
<i>ABMS</i>	<i>Associação Brasileira de Mecânica dos Solos</i>
<i>ABNT</i>	<i>Associação Brasileira de Normas Técnicas</i>
<i>AC</i>	<i>Área Contaminada</i>
<i>AC</i>	<i>Corrente alternada</i>
<i>AGS</i>	<i>Association of Geotechnical & Geoenvironmental Specialists</i>
<i>AP</i>	<i>Área Potencialmente Contaminada</i>
<i>AS</i>	<i>Área Suspeita de Contaminação</i>
<i>ASCE</i>	<i>American Society of Civil Engineers</i>
<i>ASTM</i>	<i>American Society for Testing and Materials</i>
<i>ATD</i>	<i>Análise Térmica Diferencial</i>
<i>CAPES</i>	<i>Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior</i>
<i>CCME</i>	<i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i>
<i>CE</i>	<i>Caminhamento Elétrico</i>
<i>CETESB</i>	<i>Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental</i>
<i>CM-30</i>	<i>Asfalto diluído com cura média e viscosidade igual a 30</i>
<i>CONAMA</i>	<i>Conselho Nacional do Meio Ambiente</i>
<i>CPRM</i>	<i>Companhia de Recursos Minerais - Serviço Geológico do Brasil</i>
<i>CPT</i>	<i>Ensaio de Penetração do Cone</i>
<i>CPTU</i>	<i>Ensaio de Penetração do Piezocone</i>
<i>CSMWG</i>	<i>Contaminated Sites Management Working Group</i>
<i>DAIA</i>	<i>Departamento de Avaliação de Impacto Ambiental</i>
<i>EC</i>	<i>Condutividade Elétrica (Electrical Conductivity)</i>
<i>ECI</i>	<i>Environmentally Conservative Isotherms</i>
<i>EESC</i>	<i>Escola de Engenharia de São Carlos</i>
<i>EIA</i>	<i>Estudo de Impacto Ambiental</i>
<i>EM</i>	<i>Eletromagnético</i>
<i>EMBRAPA</i>	<i>Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária</i>
<i>EMDURB</i>	<i>Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano e Rural de Bauru</i>
<i>EPI</i>	<i>Equipamento de Proteção Individual</i>
<i>EPUSP</i>	<i>Escola Politécnica da Universidade de São Paulo</i>
<i>ER</i>	<i>Eletrorresistividade</i>
<i>ERB</i>	<i>Electrical Resistivity Box</i>
<i>ERP</i>	<i>Electrical Resistivity Probe</i>
<i>FAPESP</i>	<i>Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo</i>
<i>FEB</i>	<i>Faculdade de Engenharia de Bauru - Unesp</i>
<i>FIPAI</i>	<i>Fundação para o Incremento da Pesquisa e Aperfeiçoamento Industrial</i>
<i>GPR</i>	<i>Ground Penetration Radar</i>
<i>HDPE</i>	<i>High Density Polyethylene</i>
<i>IAG</i>	<i>Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas</i>
<i>IBGE</i>	<i>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística</i>
<i>INPE</i>	<i>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais</i>
<i>IP</i>	<i>Polarização Induzida (Induced Polarization)</i>
<i>IPT</i>	<i>Instituto de Pesquisas Tecnológicas</i>
<i>IQR</i>	<i>Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos</i>
<i>ISSMGE</i>	<i>International Society for Soil Mechanics and Geotechnical Engineering</i>
<i>ISTG</i>	<i>In Situ Testing Group</i>
<i>LNAPL</i>	<i>Light Non-Aqueous Phase Liquid</i>
<i>MCT</i>	<i>Miniatura – Compactação – Tropical</i>

<i>MDT</i>	<i>Modelo Digital do Terreno</i>
<i>NA</i>	<i>Nível d'água</i>
<i>NaCl</i>	<i>Cloreto de Sódio</i>
<i>NAPL</i>	<i>Non-Aqueous Phase Liquid</i>
<i>NBR</i>	<i>Norma Brasileira da ABNT</i>
<i>ND</i>	<i>Não Determinado; Não Detectado</i>
<i>NE</i>	<i>Não Existia</i>
<i>PET</i>	<i>Politereftalato de etila</i>
<i>PNSB</i>	<i>Pesquisa Nacional de Saneamento Básico</i>
<i>PP</i>	<i>Poço de monitoramento permanente</i>
<i>PT</i>	<i>Poço de monitoramento temporário</i>
<i>PVC</i>	<i>Poli Cloreto de Vinila</i>
<i>RCPTU</i>	<i>Piezocone de Resistividade</i>
<i>RIMA</i>	<i>Relatório de Impacto do Meio Ambiente</i>
<i>RP</i>	<i>Proctor Reduzido (Reduced Proctor)</i>
<i>RSS</i>	<i>Razão solo-solução</i>
<i>RSU</i>	<i>Resíduos Sólidos Urbanos</i>
<i>SBT</i>	<i>Soil Behavior Type</i>
<i>SEV</i>	<i>Sondagem Elétrica Vertical</i>
<i>SGI</i>	<i>Statens Geotekniska Institut</i>
<i>SP</i>	<i>Potencial Espontâneo (Spontaneous Potential)</i>
<i>SP</i>	<i>Proctor Normal (Standard Proctor)</i>
<i>SPT</i>	<i>Sondagem de Simples Reconhecimento (Standard Penetration Test)</i>
<i>SRTM</i>	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
<i>SSFA</i>	<i>Selective Soil Fraction Addition</i>
<i>SSFR</i>	<i>Selective Soil Fraction Removal</i>
<i>SSSA</i>	<i>Soil Science Society of America</i>
<i>TDEM</i>	<i>Time Domain Electromagnetics</i>
<i>TDR</i>	<i>Reflectometria no Domínio do Tempo (Time Domain Reflectometry)</i>
<i>UBC</i>	<i>University of British Columbia</i>
<i>Unesp</i>	<i>Universidade Estadual Paulista</i>
<i>Unicamp</i>	<i>Universidade Estadual de Campinas</i>
<i>US EPA</i>	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
<i>USP</i>	<i>Universidade de São Paulo</i>
<i>UVIF-CPT</i>	<i>Ultra Violet Induced Fluorescence Cone Penetration Test</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

#	Abertura padronizada de peneira
%F	Porcentagem de finos (partículas menores que 0,075mm)
α	Constante relacionada à energia de ligação ou sorção da Isoterma de Langmuir
α	Fator empírico utilizado no cálculo de M a partir de q_c
α	Dispersividade dinâmica longitudinal
ϕ	Diâmetro
Δh	Carga altimétrica média para cada linha equipotencial
ΔpH	Diferença entre os pHs da suspensão do solo em KCl e em água
Δt	Intervalo de tempo
ΔV	Diferença de potencial
γ_w	Peso específico da água
ρ	Massa específica do solo
ρ	Resistividade elétrica
ρ_b	Resistividade elétrica integral do solo (bulk resistivity)
ρ_d	Massa específica seca do solo
ρ_f	Resistividade elétrica do fluido
ρ_{nat}	Massa específica natural do solo
ρ_s	Resistividade elétrica de superfície
ρ_s	Massa específica dos sólidos
ρ_{sat}	Resistividade elétrica do solo saturado
ρ_{us}	Resistividade elétrica do solo não-saturado
ρ_w	Massa específica da água
θ	Teor de umidade volumétrico
σ	Condutividade elétrica
σ'_{vo}	Tensão vertical efetiva
σ_{vo}	Tensão vertical total
V_1	Volume total de injeção de solução no poço
V_2	Volume total bombeado do poço
a	Distância entre eletrodos (arranjo Wenner)
a	Fator de áreas desiguais do piezocone
a	Fator de escala da Lei de Archie
a	Área da seção transversal
A	Índice de atividade do solo
A e B	Eletrodos externos (eletrorresistividade)
A_{cb}	Quantidade de azul de metileno adsorvida para 100 g de argila
A_L	Área de influencia da ponta do cone
A_N	Área efetiva do cone
A_S	Área da luva de atrito
A_T	Área total da ponta do cone
A_U	Área de influencia da poro-pressão na luva de atrito
b	Fator de correção geométrico do cone devido ao atrito lateral
B_q	Índice de poro-pressão
c	Constante de calibração do sistema de resistividade
C	Condutividade elétrica
$C.O.$	Carbono orgânico total
$c; C$	Concentração
$C_0; C_0$	Concentração inicial de soluto na solução
$CaCO_3$	Carbonato de Cálcio

c_e	Concentração de soluto no tempo de equilíbrio
CE	Condutividade elétrica
c_h	Coefficiente de adensamento na direção horizontal
CH ₄	Gás metano
CO ₂	Gás carbônico
CTC	Capacidade de troca catiônica
d	Diâmetro; distância
D^*	Coefficiente de difusão
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
D_h	Coefficiente de dispersão hidrodinâmica
D_m	Dispersão mecânica
DQO	Demanda Química de Oxigênio
D_r	Densidade Relativa
e	Índice de vazios
E_h	Potencial de oxi-redução
F	Razão de atrito normalizada
$F_{\text{ponta do cone}}$	Força de reação na ponta do cone
F_a	Fator de formação aparente
F_c	Força axial do cone
FF	Fator de formação
F_i	Fator de formação intrínseco
F_{luva}	Força de reação na luva de atrito
F_s	Força de atrito do cone
f_s	Atrito lateral
f_T	Atrito lateral corrigido
h	Carga altimétrica
HCl	Ácido clorídrico
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
h_i	Profundidade do nível d'água na posição i
i	Gradiente hidráulico
I	Corrente elétrica
I_c	Índice de material
IP	Índice de plasticidade
k	Coefficiente de permeabilidade do solo a diferentes fluidos
K	Constante proporcional à capacidade de sorção – Isoterma de Freundlich
$k_{20^\circ C}$	Condutividade hidráulica corrigida para temperatura de 20° C
K, k_r	Fator geométrico que depende do espaçamento entre os eletrodos
K_b	Condutância total do meio
KCl	Cloro de potássio
k_d	Condutividade específica da fase dispersa (matriz granular)
K_d	Coefficiente de distribuição ou partição
K_d	Condutância das partículas de solo
k_f	Condutividade específica do fluido
K_f	Condutância do fluido
k_s	Condutividade específica da superfície dos grãos, que depende da resistividade, da composição iônica, do pH do fluido e da capacidade de troca catiônica
K_s	Condutância devido à dupla camada elétrica
L	Menor distância entre duas partículas de solo
L, l	Comprimento
LA'	Solo arenoso de comportamento laterítico
L_b	Distância tortuosa entre duas partículas de solo
L_d	Distância de fluxo através das partículas de solo
LL	Limite de liquidez

LP	<i>Limite de plasticidade</i>
m	<i>Constante da Lei de Archie que depende do tipo e da cimentação do solo</i>
M	<i>Razão entre resistividades de superfície e saturada</i>
M	<i>Massa de solo seco no ensaio de equilíbrio em lote</i>
M	<i>Cargabilidade</i>
M	<i>Módulo de deformabilidade confinado</i>
M e N	<i>Eletrodos internos (eletrorresistividade)</i>
Ma	<i>Cargabilidade aparente</i>
M_s	<i>Massa de sólidos</i>
M_w	<i>Massa de água no solo</i>
n	<i>Porosidade do solo</i>
N	<i>Coefficiente dependente da declividade da Isoterma de Freundlich</i>
N	<i>Resistência à penetração (n° de golpes do SPT)</i>
ne	<i>Número de equipotenciais</i>
NH_4	<i>Nitrogênio amoniacal</i>
NO_2	<i>Nitrogênio nitrito</i>
NO_4	<i>Nitrogênio nitrato</i>
OCR	<i>Razão de sobre-adensamento</i>
pH	<i>Potencial hidrogeniônico</i>
pH_0 ; P_{esz}	<i>Ponto de efeito salino zero</i>
PO_4	<i>Fosfato</i>
ppm	<i>Partes por milhão</i>
Q	<i>Resistencia de ponta normalizada</i>
q_c	<i>Resistência de ponta</i>
q_t	<i>Resistência de ponta corrigida</i>
r	<i>Raio</i>
R	<i>Resistência elétrica; Resistividade elétrica</i>
R_1	<i>Razão de injeção de solução no poço</i>
R^2	<i>Coefficiente de determinação</i>
R_b	<i>Resistência elétrica total do meio</i>
R_d	<i>Fator de retardamento</i>
R_d	<i>Resistência elétrica das partículas de solo</i>
R_f	<i>Razão de atrito</i>
R_f	<i>Resistência elétrica do fluido</i>
Rho	<i>Resistividade elétrica</i>
R_s	<i>Resistência elétrica devido à dupla camada elétrica</i>
RSS	<i>Razão solo-solução</i>
s	<i>Constante de Lei de Archie que depende da mineralogia</i>
S	<i>Grau de sorção e/ou adsorção</i>
S	<i>Coefficiente que relaciona o comprimento do filtro e o raio do poço</i>
SE	<i>Superfície específica dos grãos</i>
SO_4	<i>Sulfato</i>
S_p	<i>Área da superfície intersticial total dos poros por volume de poro de uma amostra</i>
S_r	<i>Grau de saturação</i>
S_t	<i>Sensibilidade</i>
t	<i>Tempo</i>
T	<i>Tortuosidade</i>
T	<i>Fator tempo ou volume de poros percolados</i>
u	<i>Velocidade específica</i>
U, u	<i>Porosidade</i>
U_1 ; u_1	<i>Porosidade gerada na ponta do cone</i>
U_2 ; u_2	<i>Porosidade gerada imediatamente atrás da ponta do cone</i>
U_3 ; u_3	<i>Porosidade gerada imediatamente atrás da luva de atrito</i>

u_i	<i>Pressão piezométrica na posição i</i>
u_o	<i>Poropressão hidrostática</i>
U_U	<i>Poropressão corrigida devido à geometria da luva de atrito</i>
v	<i>Velocidade de percolação</i>
V	<i>Volume</i>
V	<i>Voltagem</i>
V_b	<i>Valor de azul de metileno consumido para 100 g de solo</i>
V_s	<i>Volume de sólidos</i>
V_t	<i>Volume total</i>
V_v	<i>Volume de vazios</i>
V_w	<i>Volume de água no solo</i>
w	<i>Teor de umidade do solo</i>
z	<i>Direção de fluxo</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Geral.....	1
1.2	Objetivos.....	5
1.3	A Tese.....	7
2	ÁREAS CONTAMINADAS.....	11
2.1	Definições.....	11
2.2	Procedimentos Brasileiro e Norte-Americano para Investigação Geoambiental.....	16
3	INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL.....	25
3.1	Definição.....	25
3.2	Técnicas Aplicadas na Investigação de Áreas Contaminadas	28
3.2.1	Técnicas Aplicadas em Campo.....	29
3.2.1.1	Geofísica de Superfície.....	29
3.2.1.2	Ensaio de Piezocone.....	42
3.2.1.3	Amostragem e Monitoramento.....	53
3.2.2	Ensaio de Laboratório.....	65
3.2.2.1	Ensaio de Coluna.....	68
3.2.2.2	Ensaio de Difusão.....	70
3.2.2.3	Ensaio de Equilíbrio em Lote.....	72
3.3	A Resistividade Elétrica na Detecção de Solos Contaminados.....	75
3.3.1	Princípios Básicos e Interpretação.....	76
3.3.2	Exemplos de Aplicação.....	80
3.3.2.1	Em Laboratório.....	80
3.3.2.2	Ensaio de Campo.....	94
4	O ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE BAURU.....	103
4.1	Aspectos Gerais.....	103
4.2	Aspectos Geológicos, Hidrogeológicos e Topográficos.....	110
4.3	Ensaio Realizados Anteriormente.....	122
4.4	Caracterização da Fonte de Contaminação.....	135
4.5	Avaliação Geral Preliminar do Aterro.....	136

5	METODOLOGIA E INTERPRETAÇÃO.....	141
5.1	Ensaio de Campo.....	141
5.1.1	Geofísica de Superfície.....	143
5.1.1.1	Metodologia e Ensaio Previamente Realizados.....	143
5.1.1.2	Resultados e Discussão.....	148
5.1.1.3	Considerações Sobre a Geofísica de Superfície como Técnica de Investigação Geoambiental.....	155
5.1.2	Ensaio de Piezocone e Acessórios.....	156
5.1.2.1	Metodologia e Ensaio Previamente Realizados.....	156
5.1.2.2	Resultados e Discussão.....	158
5.1.2.3	Re-interpretação dos Ensaio de Piezocone.....	166
5.1.2.4	Considerações Sobre os Ensaio de Piezocone e seus Acessórios como Técnica de Investigação Geoambiental.....	176
5.1.3	Poços de Monitoramento do Aquífero Freático	178
5.1.3.1	Construção dos Poços de Monitoramento.....	178
5.1.3.2	Análise Geral dos Resultados Obtidos.....	182
5.1.3.3	Evolução da Contaminação no Tempo.....	195
5.1.3.4	Ensaio de Recuperação e de Dispersão <i>In Situ</i>	204
5.1.3.5	Considerações Sobre os Poços de Monitoramento como Técnica de Investigação Geoambiental.....	210
5.1.4	Ensaio Direto de Investigação.....	212
5.1.4.1	Perfil Geológico-Geotécnico.....	212
5.1.4.2	Amostragem de Solo.....	222
5.1.4.3	Considerações Sobre os Ensaio Direto como Técnica de Investigação Geoambiental.....	224
5.2	Ensaio de Laboratório.....	225
5.2.1	Ensaio de Caracterização.....	228
5.2.1.1	Metodologia.....	228
5.2.1.2	Resultados e Discussão.....	231
5.2.1.3	Considerações Sobre os Ensaio de Caracterização na Investigação Geoambiental.....	237
5.2.2	Ensaio de Equilíbrio em Lote.....	238
5.2.2.1	Metodologia.....	238
5.2.2.2	Resultados e Discussão.....	240
5.2.2.3	Considerações Sobre os Ensaio de Equilíbrio em Lote na Investigação Geoambiental.....	243

5.2.3	Ensaio de Coluna.....	244
5.2.3.1	Metodologia.....	244
5.2.3.2	Coeficiente de Permeabilidade (k)	245
5.2.3.3	pH.....	251
5.2.3.4	Coeficientes de Dispersão Hidrodinâmica (D_h) e de Retardamento (R_d).....	254
5.2.3.5	Considerações Sobre os Ensaio de Coluna na Investigação Geoambiental.....	260
5.2.4	Sistema para Medida da Resistividade Elétrica em Laboratório.....	262
5.2.4.1	Metodologia e Calibração	262
5.2.4.2	Resultados e Discussão.....	264
5.2.4.3	Estimativa dos Parâmetros da Lei de Archie.....	274
5.2.4.4	Análise Geral dos Resultados.....	278
5.2.4.5	Considerações Sobre a Medida da Resistividade Elétrica na Investigação Geoambiental.....	285
6	INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS.....	287
6.1	Ensaio Indiretos.....	287
6.2	Ensaio Diretos.....	302
6.3	Avaliação da Poluição e da Contaminação do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru.....	322
6.4	Orientação para Investigação Geoambiental de Solos Tropicais.....	328
7	CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA CONTINUIDADE.....	333
7.1	Conclusões Principais.....	333
7.2	Sugestões para Continuidade de Operação e Pesquisas no Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru.....	340
7.3	Propostas para Atividades Futuras.....	342
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	345

1 INTRODUÇÃO

1.1 Geral

Áreas com disposição inadequada de resíduos são um importante problema da atualidade, podendo causar conseqüências adversas ao Meio Ambiente e à Saúde Pública. Investigações e monitoramentos detalhados estão sendo realizados com maior freqüência nessas áreas, com o objetivo de melhor caracterizar e quantificar os impactos ambientais e de efetuar estudos para alternativas de remediação.

Os locais de disposição de resíduos sólidos urbanos ou industriais têm tido especial atenção nos últimos anos, por serem potencialmente uma significativa fonte de contaminação do solo, da água e do ar. Diversos são os locais em que os resíduos não estão dispostos adequadamente, não observando as limitações impostas pelo ambiente e desobedecendo as regras e as técnicas de manejo adequado.

O último Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares apresentado pela CETESB (2004a) mostra que as condições de disposição dos resíduos domiciliares no Estado de São Paulo melhorou muito durante o período de 1997 a 2003. Contudo, lembra-se que dos 645 municípios do Estado, ainda existem 179 que dispõem seus resíduos de forma inadequada e 196 que dispõem de forma controlada. Já no Brasil, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (IBGE, 2002), das 125.281 toneladas de lixo geradas diariamente, 30,5 % são destinadas em lixões a céu aberto, 22,3 % são levadas a aterros controlados e 47,1 % vão para aterros sanitários. Apesar da destinação adequada do lixo ter melhorado bastante nos últimos anos (apenas 10,7 % do lixo gerado era disposto em aterros sanitários e/ou controlados em 1989), 63,6 % dos municípios brasileiros ainda dispõe seus resíduos em lixões.

Jucá (2004) observa que os dados apresentados pela PNSB 2000 indicam uma situação exageradamente favorável no que se refere à quantidade de lixo disposto nas unidades de

destinação final, pois aproximadamente 73 % de todo o lixo coletado no Brasil estaria tendo um destino final relativamente adequado, em aterros sanitários ou controlados. Porém, quando se analisam as informações tomando-se por base o número de municípios, o resultado já não é tão favorável, pois 63,1 % deles informam que depositam seus resíduos em lixões e apenas 13,7 % declaram que possuem aterros sanitários. Além disso, dos 5.561 municípios brasileiros, 73,1 % têm população inferior a 20.000 habitantes. Nestes municípios, 68,5 % dos resíduos gerados são dispostos em locais inadequados.

O grande número de indústrias e aterros desativados na Região Metropolitana de São Paulo provocou o surgimento da Lei Estadual 9.999, de 9 e junho de 1998, que estabelece a necessidade de realização de estudos sobre a qualidade do solo previamente à construção de imóveis para uso residencial, comercial ou institucional nas chamadas zonas de uso predominantemente industrial. Com isso, em 2003, a CETESB lançou o Guia para Avaliação do Potencial de Contaminação de Imóveis, que tem como principal objetivo orientar os interessados quanto às precauções que devem ser tomadas e aos procedimentos que devem ser adotados, antes da realização de uma transação imobiliária, ou antes do início da implantação de um empreendimento, para verificar se a área a ser ocupada apresenta contaminação que coloque em risco a saúde humana e o meio ambiente.

Sánchez (2001) explica que a presença de áreas contaminadas dificulta o desenvolvimento urbano e, para que a existência da contaminação seja confirmada, é necessária a realização de investigações de campo, as quais podem representar um custo significativo do valor do terreno.

Contudo, essas investigações de campo, podendo ser generalizadas para investigações geoambientais, incluindo também ensaios de laboratório, são essenciais para caracterização e quantificação da contaminação e/ou poluição possivelmente existentes, sendo fundamentais

na indicação de um reuso adequado do terreno, implicando em alternativas de remediação viáveis.

Para que as atividades realizadas nas proximidades desses locais, urbanos ou rurais, não sejam prejudicadas, e para que possa haver um aproveitamento futuro dessas áreas, técnicas de investigação geoambiental são necessárias para a definição da(s) fonte(s), do formato e extensão da área comprometida pela contaminação.

Os aspectos apresentados acima mostram a grande necessidade do desenvolvimento de técnicas de investigação de áreas contaminadas, ou potencialmente contaminadas, de modo a torná-las cada vez mais rápidas, práticas e de menor custo.

Recentemente, a utilização de ensaios de geofísica de superfície, seguidos da realização de ensaios de piezocone de resistividade (RCPTU) e de poços de monitoramento do aquífero freático, têm proporcionado uma melhor caracterização geoambiental do subsolo, especialmente em países desenvolvidos. Segundo Davies e Campanella (1995b), a investigação geoambiental refere-se a uma representação sub e superficial do terreno, indicando de forma aproximada as suas condições *in situ*. Esta representação é geralmente obtida a partir de um programa de investigação que inclui tanto o reconhecimento superficial como subsuperficial do terreno.

A aplicação desta proposta no Brasil é recente, principalmente no que diz respeito a utilização de ensaios de piezocone de resistividade. Apenas casos recentes publicados na literatura têm mostrado a aplicação da geofísica de superfície como etapa de investigação e monitoramento de locais de disposição de resíduos. A prática de escavação direta a partir de ensaios prévios para caracterização do terreno como a sondagem de simples reconhecimento com medida de SPT e monitoramento a partir de poços de monitoramento da água subterrânea e piezômetros são considerados tradicionais e correntes no Brasil. A presente Tese apresenta, discute e propõe a utilização de outras práticas, principalmente no que diz respeito às técnicas

indiretas de investigação. Nesse sentido, grande esforço foi concentrado na medida da resistividade elétrica, por ser uma propriedade bastante dependente da litologia e da contaminação, fatores essenciais a serem detectados numa investigação geoambiental.

Bolinelli Jr. et al. (2005) apresentam resultados de ensaios RCPTU realizados em solos do Estado de São Paulo e do litoral do Paraná. Os resultados mostram a forte influência das diferentes características dos solos pesquisados nos valores de resistividade, como a gênese, textura, o tipo de argilomineral presente na fração fina do solo e, principalmente, o grau de saturação. Os autores concluem que em solos com nível d'água profundo, e que contêm alguma quantidade de argila, a estimativa da contaminação do subsolo fica mais complexa.

Estudos realizados por Nacci et al. (2003b) em Porto Alegre-RS, por Pacheco (2004) no Rio de Janeiro-RJ e por Mondelli (2004) em Bauru-SP, mostram a importância da realização de coletas discretas de água junto aos ensaios RCPTU, para que se possa estimar o fator de formação do solo, conforme definido por Archie (1942). O fator de formação contribuiria para a interpretação desses ensaios, e vem sendo estimado em laboratório para areias puras saturadas a diferentes concentrações salinas e porosidades (NACCI et al., 2003a; PACHECO, 2004).

Mondelli (2004) procurou identificar a poluição do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP a partir da realização de ensaios RCPTU, os quais foram interpretados com o auxílio de ensaios SPT, geofísicos e a partir da análise química de amostras de solo e água subterrâneos. Mas para que a interpretação de ensaios de resistividade na investigação de locais possivelmente contaminados se torne mais fácil, e assim, mais prática e de menor custo, é necessário que estudos sejam realizados em solos tropicais não saturados, que ocorrem em diferentes partes do Mundo.

Fukue et al. (2000) e Screedeep et al. (2004) procuraram relacionar valores de resistividade a diferentes concentrações solutos orgânicos e inorgânicos, e graus de saturação, respectivamente. Os resultados são promissores, mostrando a grande importância da correta interpretação dos valores de resistividade na investigação de diferentes solos, e possivelmente contaminados.

1.2 Objetivos

A fim de dar continuidade aos estudos iniciados por Mondelli (2004), o presente trabalho tem como principal objetivo avaliar a poluição e a contaminação da área onde se encontra o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, para que questões sobre o caminamento da pluma de contaminação do local possam ser melhor entendidas. A proposta de utilização de uma metodologia que engloba ensaios geotécnicos, geofísicos e geoambientais continuará sendo estudada e desenvolvida para que problemas de contaminação causados pela disposição inadequada de resíduos sejam corretamente solucionados. Esta metodologia de estudo a ser empregada nesse aterro poderá servir como base e orientação para estudos em outros locais específicos com características geológico-geotécnicas semelhantes (grande área abrangida pelo Aquífero Bauru no Estado de São Paulo), além de poder contribuir com futuras pesquisas a serem desenvolvidas em outras partes do Brasil que tratam da problemática dos solos contaminados.

A seguir, os objetivos são explicitamente relacionados:

- Re-interpretar todos os resultados gerados em pesquisas realizadas anteriormente no aterro de resíduos sólidos de Bauru e dar continuidade ao monitoramento da área a partir de coletas periódicas de água e medição de nível dos poços de monitoramento instalados. Esta re-interpretação, considerando novas informações sobre os aspectos geológicos e topográficos locais, facilitará o entendimento das informações previamente obtidas, no

presente e no futuro sobre a contaminação e a poluição da área, assim como orientar a na locação de novos ensaios de campo na área;

- Determinar, coletar e caracterizar os materiais influenciados pela contaminação proveniente do aterro;
- Implantar um sistema para medida da resistividade de amostras indeformadas de solo em laboratório, visando estudar a variação da resistividade com o grau de saturação e com a adição de chorume proveniente do aterro;
- Avaliar a aplicabilidade da Lei de Archie em solos tropicais a partir da estimativa dos parâmetros a , m e s para os ensaios de resistividade realizados em campo e em laboratório, a partir dos resultados dos ensaios descritos acima;
- Determinar os parâmetros hidráulicos, de fluxo, e de retenção de poluentes dos solos estudados, a partir da realização de ensaios de coluna e de equilíbrio em lote. Os ensaios de coluna, em especial, permitirão obter amostras de solo saturadas após a percolação de água destilada, solução salina e o chorume coletado do aterro, as quais foram utilizadas nos ensaios de resistividade de laboratório, descritos acima;
- Interpretar conjuntamente os resultados obtidos durante a execução das diversas campanhas de ensaios no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, a fim de se obter parâmetros representativos das condições de campo e avaliar a aplicabilidade e eficiência de cada técnica;
- Re-interpretar os resultados provenientes dos ensaios de campo com base naqueles provenientes do laboratório e de ensaios de campo anteriores à pesquisa de laboratório;
- Propor uma orientação para investigações geoambientais futuras em solos tropicais potencialmente contaminados, com base na avaliação das diferentes técnicas aplicadas na área do aterro de Bauru, sobre solos residuais e o arenito do Grupo Bauru.

- Sugerir melhorias para operação, monitoramento e medidas imediatas de recuperação do aquífero freático e superficial existente no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, assim como para futuras pesquisas e investigações a serem realizadas na área.

1.3 A Tese

A idéia da presente Tese surgiu quando da necessidade de se entender melhor os resultados gerados em pesquisas anteriores no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (LAGO, 2004; BOLINELLI JR.; 2004, MONDELLI, 2004; CINTRA, 2004; LOPES, 2007; USTRA, 2008). Apesar dos diversos estudos realizados, havia a necessidade de integrá-los de modo a melhor entender o problema da contaminação e poluição provocadas pelo aterro e pré-indicadas na área. Os resultados revelaram a complexidade do problema em questão, que mesmo com o desenvolvimento de novas pesquisas na área, ainda necessita de mais ensaios e estudos detalhados em laboratório e em campo, para que o real comportamento da pluma de contaminação seja identificado e entendido. Estudos como esses necessitam de diferentes especialistas em diferentes áreas do conhecimento, para que cada questão abordada nesta Tese seja muito bem compreendida.

O estudo da contaminação provocada pelo aterro de Bauru envolveu, no período de 2002 a 2008, a participação de diferentes grupos de pesquisa no Brasil e no Canadá. Entre eles:

- 1) Grupo de pesquisa em solos tropicais e resíduos sólidos da *Unesp – Bauru*, coordenado pelos professores Heraldo L. Giacheti e Jorge Hamada e participação da professora Anna Sílvia P. Peixoto;
- 2) Grupo de pesquisa em métodos elétricos do *Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas* da USP – São Paulo, coordenado pelo professor Vagner R. Elis;

- 3) Grupo de pesquisa em Geotecnia Ambiental da *Escola Politécnica da USP* – São Paulo, coordenado pela professora Maria E. G. Boscov;
- 4) Grupo de pesquisa em Geotecnia Ambiental da *Escola de Engenharia de São Carlos da USP* – São Carlos, coordenado pelo professor Lázaro V. Zuquette;
- 5) Grupo de pesquisa em *Geotecnia Ambiental da UBC* – Vancouver, com a participação dos professores John Howie, Loretta Li e James Atwater.

É importante salientar que a participação e o interesse de todos esses profissionais contribuiu de forma decisiva no desenvolvimento e na conclusão da presente Tese. Ela está estruturada de modo que uma abordagem geral fosse dada aos diferentes métodos de investigação correntes e utilizados neste estudo de caso, que envolveu a investigação geoambiental de um aterro de resíduos sólidos urbanos, situado em região tropical. Atenta-se para o fato de que cada tópico apresentado aqui merece uma abordagem mais profunda e quantitativa, para que esses resultados sejam confirmados ou até mesmo modelados numericamente. Estudos como esse são raros no Mundo, pois além da hidrogeologia complexa, aterros sanitários são grandes, variáveis, heterogêneos e possuem diversos tipos de contaminantes, que podem ser estudados caso a caso, com detalhe.

O Capítulo 2 apresenta a definição das áreas contaminadas, poluentes e contaminantes como um todo, e o que se tem feito no Brasil para regulamentação e investigação dessas áreas. Uma comparação com as legislações vigentes na América do Norte também é apresentada e é proposta como exemplo. O Capítulo 3 apresenta a definição de investigação geoambiental, assim como as técnicas de uso freqüente, suas aplicações e principais inovações. Uma revisão sobre a resistividade elétrica e suas principais aplicações e resultados experimentais em campo e em laboratório também é apresentada no Capítulo 3.

O Capítulo 4 apresenta um estudo geral sobre o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, englobando suas características gerais, geológicas, as campanhas de investigação

preliminares e as características do chorume local. O Capítulo 5 apresenta todas as metodologias utilizadas, desenvolvidas e interpretadas, para que uma melhor avaliação da contaminação do aterro fosse alcançada. As vantagens e desvantagens observadas sobre cada técnica também são apresentadas nesse capítulo.

O Capítulo 6 apresenta uma interpretação geral e integrada de todos os resultados obtidos para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, dividindo-se em ensaios diretos e indiretos, a fim de re-interpretar os resultados gerados em campo com base nos resultados provenientes do laboratório. Além disso, apresenta uma abordagem geral da situação atual da contaminação e da poluição existentes no aterro de Bauru e as diferentes plumas de contaminação diagnosticadas na área. Uma orientação metodológica para investigação geoambiental de áreas tropicais potencialmente contaminadas também é apresentada nesse capítulo.

O Capítulo 7 apresenta as principais conclusões e sugestões sobre a metodologia empregada no presente trabalho, assim como considerações sobre os resultados alcançados. Também são propostas atividades para recuperação e continuidade de operação do aterro de Bauru, mesmo para continuidade de pesquisas na área. Propostas para pesquisas futuras que envolvem o termo “investigação geoambiental” finalizam a Tese. Todas as referências bibliográficas citadas e consultadas durante a pesquisa encontram-se em seguida.

2 ÁREAS CONTAMINADAS

2.1 Definições

Uma área contaminada pode ser definida como um local onde há comprovadamente poluição ou contaminação, causadas pela introdução de substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados, de forma planejada ou acidental. Nessa área, os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se no ar, nas águas superficiais, no solo, nos sedimentos, ou nas águas subterrâneas. Os poluentes ou contaminantes podem ainda ser transportados a partir desses meios, propagando-se por diferentes vias, como por exemplo o ar, o próprio solo, as águas subterrâneas e superficiais, alterando suas características naturais ou qualidades e determinando impactos negativos e/ou riscos sobre os bens a proteger, localizados na própria área ou em seus arredores (CETESB, 2004b).

Sánchez (2001) registra que a contaminação do solo apresenta dois agravantes quando comparada com a poluição do ar e das águas: seu caráter cumulativo e a baixa mobilidade dos poluentes. Ou seja, as substâncias nocivas acumuladas apenas uma vez no solo ali permanecem e lentamente podem poluir as águas subterrâneas ou superficiais e afetar a biota. A Figura 2.1 apresenta uma visão esquemática do que e como a contaminação do solo pode afetar a saúde humana, direta ou indiretamente.

O termo solo contaminado costuma ser mais freqüentemente encontrado e utilizado na literatura do que o termo solo poluído e, por isso, alguns autores utilizam ambos como sinônimos. Outros autores procuram fazer alguma distinção entre poluentes e contaminantes, mas de forma bastante singela. Yong (2001) e Yong e Mulligan (2004) comentam que o termo poluente é utilizado para indicar que um dado contaminante, que está sendo discutido ou investigado, é considerado como potencial fonte de risco à saúde humana e ao meio

ambiente. Deste modo, o termo contaminante se aplica de forma mais geral em considerações sobre solos contaminados.

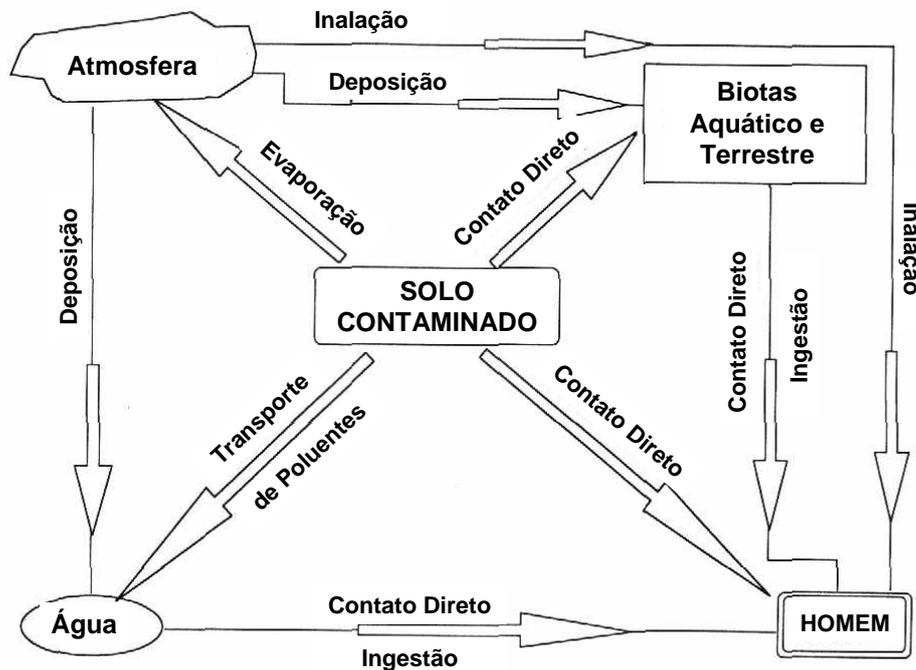


Figura 2.1. Influência da contaminação do solo nos receptores bióticos (YONG, 2001).

Em se tratando de águas poluídas, ou contaminadas, encontra-se um sentido diferente dado pela literatura especializada. A contaminação, nesse caso, refere-se à transmissão de substâncias ou microorganismos nocivos à saúde pela água, não implicando necessariamente em um desequilíbrio ecológico do meio (BRAGA et al., 2002). A Lei nº 6.938/81, art. 3º, III define poluição como

a degradação da qualidade ambiental resultante de atividade que direta ou indiretamente:

- prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população;
- criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- afetem desfavoravelmente a biota;
- afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Nass (2002) comenta que uma característica que deixa clara a distinção entre poluição e contaminação é a passividade comumente associada à primeira. O fator de poluição não

costuma agir ativamente sobre o ser vivo, mas indiretamente retira dele as condições adequadas à sua vida, principalmente no meio aquático.

Observa-se que a distinção entre poluição e contaminação depende do ambiente que está poluído ou contaminado, seja ele o ar, a água ou o solo. Sendo área contaminada o local geográfico onde ocorre o solo poluído ou contaminado, adotar-se-á neste trabalho o termo solo contaminado como forma mais geral, por ser mais comumente empregado no dia-a-dia e adotado por alguns autores especializados, como Sánchez (2001) e Yong (2001).

A contaminação do solo pode ocorrer devido a diversos tipos de despejo, com diferentes objetivos, situações e resíduos. São citadas a seguir algumas situações que podem provocar a contaminação do solo:

- Contaminação do solo rural, devido ao emprego de fertilizantes sintéticos e defensivos;
- Despejo de águas residuárias no solo, podendo se caracterizar por um possível sistema de tratamento ou como método apropriado de disposição final;
- Contaminação do solo urbano, proveniente dos resíduos gerados pelas atividades econômicas que são típicas das cidades, como a indústria, o comércio e os serviços, além dos provenientes do grande número de residências presentes em áreas relativamente restritas;
- Contaminação do solo provocada por resíduos industriais, seus respectivos efluentes e aerossóis, podendo ser citados aqui os óleos, detergentes, pesticidas, hidrocarbonos aromáticos, solventes, além de demais resíduos perigosos.

Dependendo do tipo de local a ser investigado, diferentes tipos de poluentes deverão ser estudados. Basicamente, os poluentes encontrados em áreas contaminadas podem ser divididos em dois grupos (YONG, 2001):

- *Substâncias inorgânicas*: incluem principalmente os metais pesados, como o Pb, Cu, Cd, Cr, Ni, Fe, Zn, Hg, Mn, As, além dos metais alcalinos e alcalinos terrosos, como o Na, Ca,

Mg, K etc. Os metais pesados são encontrados em elevadas concentrações em aterros de resíduos perigosos, e em baixas concentrações em aterros de resíduos sólidos domiciliares, devido à presença de materiais eletrônicos, latas, pilhas, baterias, embalagens de tintas etc. Os metais alcalinos e alcalinos terrosos são encontrados em elevadas concentrações no chorume, tendo como principais fontes os entulhos de construção, cascas de ovos e materiais orgânicos;

- *Compostos orgânicos*: incluem os grupos dos hidrocarbonos, dos compostos halogenados orgânicos e daqueles que contêm oxigênio na composição química, como os fenóis e metanóis. Os compostos orgânicos incluem substâncias não-miscíveis mais leves que a água (LNAPL), como gasolina e óleos, e mais densas que a água (DNAPL), como o 1.1.1-tricloroetano, creosoto, tetracloreto de carbono, pentaclorofenóis, diclorobenzenos e tetracloroetilenos. É importante saber distinguir entre os NAPLs (non-aqueous phase liquids) leves e densos, pois o comportamento da pluma de contaminação se dará de modo diferente para cada um deles: os primeiros tendem a permanecer sobre o nível freático e os segundos tendem a migrar verticalmente sobre a influência da aceleração da gravidade, como mostra a Figura 2.2.

A obtenção de valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) auxilia na determinação da fase de decomposição que o aterro se encontra, uma vez que são valores indicadores da quantidade de matéria orgânica presente em um determinado volume de líquido, como por exemplo, o chorume. Para mais informações a respeito do chorume e as diferentes fases de decomposição do lixo, consultar IPT/CEMPRE (2000) e Christensen et al. (2001).

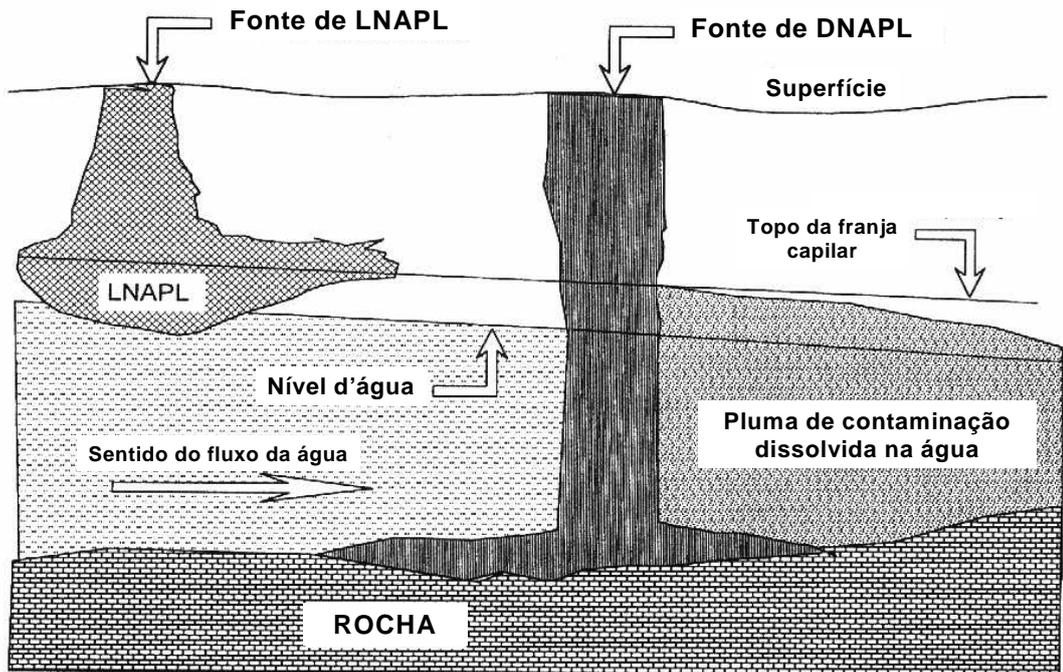


Figura 2.2. Diagrama esquemático mostrando plumas de contaminação formadas por LNAPL e por DNAPL

(YONG, 2001).

Nem todas as áreas contaminadas representam um risco para o meio ambiente ou à saúde humana. Um aspecto fundamental, para a configuração de risco, em uma área contaminada, é o uso e ocupação do solo no seu entorno. Um risco só existirá se as concentrações de contaminantes excederem determinados limites considerados aceitáveis e se existirem receptores sensíveis e a possibilidade de um evento adverso.

A CETESB (2001; 2005), a exemplo de países com tradição na questão do monitoramento da qualidade de solos e águas subterrâneas e no controle de áreas contaminadas, publicou uma lista preliminar de valores orientadores para proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas, os quais, sempre que possível, foram estabelecidos com base em dados nacionais e em avaliação de risco à saúde humana. Estes valores de referência de qualidade foram estabelecidos para serem utilizados como instrumento ágil e de fácil aplicação no suporte às decisões para as ações de prevenção e controle da poluição dos solos e das águas subterrâneas.

Muitas vezes, observa-se que os valores de intervenção para as águas subterrâneas adotados pela CETESB (2001; 2005) podem ser muito rigorosos quando aplicados às águas do entorno de um local de disposição de resíduos, uma vez estes foram determinados a partir dos padrões de potabilidade para o consumo humano do Ministério da Saúde (Portaria 518). A exemplo da Resolução do CONAMA nº 357, de 17/03/2005, que estabelece limites para diferentes usos das águas superficiais, uma nova Resolução do CONAMA No 396, de 03/04/2008, estabelece limites para diferentes usos das águas subterrâneas brasileiras. Além do consumo humano, sugere valores para dessedentação de animais, irrigação e recreação. Apesar dos recentes avanços, nota-se ainda a inexistência de limites para alguns parâmetros importantes na avaliação da poluição e da contaminação das águas subterrâneas, como a DBO, DQO, alcalinidade, condutividade elétrica, etc.

Sánchez (2001) lembra que, apesar da facilidade, o uso de padrões de qualidade pode originar situações rígidas em excesso ou mesmo insuficiente protetoras do meio em questão. Ou seja, pode causar situações desnecessariamente protetoras da qualidade ambiental em função do uso futuro do terreno, já que certos usos não exigem uma qualidade ótima do solo. Por isso, o autor comenta que a análise de risco pode fornecer uma base mais confiável para decisões de remediação e de uso futuro do solo.

2.2 Procedimentos Brasileiro e Norte-Americano para Investigação Geoambiental

Para avaliação das metodologias de investigação geoambiental que vem sendo empregadas no Brasil, incluindo aquela utilizada no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, a Tabela 2.1 apresenta uma comparação entre as regulamentações vigentes no Brasil e no Canadá, que é considerado uma referência no controle e investigação de áreas (potencialmente) contaminadas. Destaca-se que parte da presente Tese foi desenvolvida no

Canadá, onde pôde-se avaliar vários documentos relacionados à legislações vigentes naquele país. As Figuras 2.3 e 2.4 apresentam um resumo desses procedimentos sugeridos pela CETESB e pela CSMWG, respectivamente.

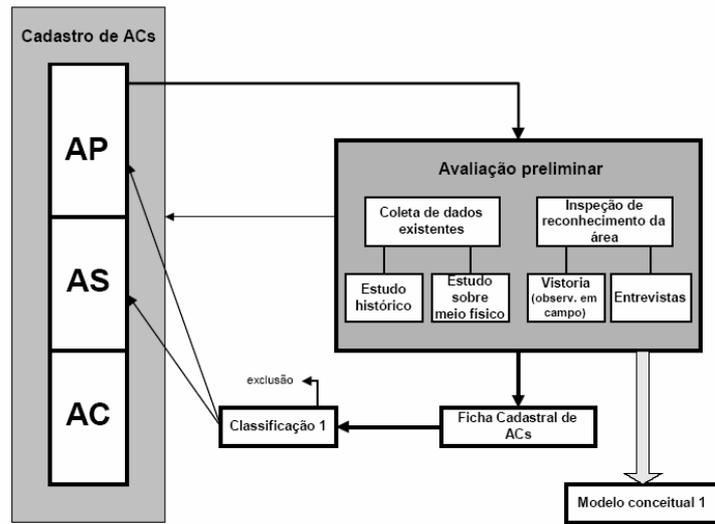
Os Estados Unidos (US EPA, 1996) possui um plano mais detalhado e numérico de investigação, que prevê um conhecimento das condições de contorno da contaminação e do terreno afetado (Figura 2.5). Esse é um modelo difícil de ser adotado em regiões tropicais, onde na maioria das vezes é difícil a definição de um perfil estratigráfico detalhado e, principalmente, a pluma de contaminação. Além da complexidade geológica existente em regiões tropicais, existe o custo da investigação, que pode aumentar devido à grande quantidade de coleta de amostras e de análises de laboratório, que segundo a proposta da US EPA (1996), devem ser coletadas em superfície e a intervalos de até 60 cm de profundidade. Por isso, acredita-se que as legislações vigentes no Canadá, mais gerais e que utilizam maior quantidade de ensaios de campo, possam ser tomadas como referência e modelo a ser seguido por países como Brasil.

Analisando-se a Tabela 2.1, verifica-se, primeiramente, que enquanto no Brasil a preocupação com a avaliação e cadastramento de áreas potencialmente contaminadas iniciou-se há alguns anos a partir da CETESB, no Canadá esse já é um problema que possui legislações para todas as províncias, e em escala Federal também. A preocupação com áreas contaminadas no Estado de São Paulo foi iniciada devido ao grande interesse imobiliário existente na Grande São Paulo, onde existem muitas indústrias desativadas. No Canadá, essa preocupação se deve à preservação do meio ambiente, incluindo-se aí todos os seres vivos que fazem parte ou necessitam do mesmo para sobreviverem. Inclui-se aí a saúde dos seres humanos.

Tabela 2.1 - Procedimentos vigentes no Brasil e no Canadá para avaliação de áreas contaminadas.

	BRASIL	CANADÁ
Órgão	CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental)	CCME (<i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i>)
Ano	1999	1997
Escala	Estadual	Federal
Interesse	Imobiliário e passo inicial para uma legislação federal sobre o assunto	Governmental
Superposição	Estadual inclui regulamentos nacionais, além de ser mais detalhada	Se existem regulamentos Provincial e Federal, prevalece o mais criterioso
Objetivo	Gerenciar as áreas contaminadas no Estado de SP	Se aproximar do ecossistema natural
Águas Superficiais e Subterrâneas	Federal (CONAMA e Ministério da Saúde para consumo humano)	Provincial e Federal (para usos em agricultura, consumo animal e humano e para vida aquática)
1ª questão	-----	A remediação é necessária?
Problemas	Quem é o responsável?	Quem é o responsável?
Fases de Investigação	Figura 2.3	Figura 2.4
	1) Preliminar	1) Consulta ao sistema de classificação Federal
	2) Ficha cadastral	2) Avaliação de toda informação existente da área
	3) Confirmatória - Geofísica - Amostragem - Caracterização em laboratório	3) Investigação de reconhecimento - Geofísica - Amostragem - Caracterização em campo ou laboratório - Investigação Hidrogeológica - Modelagem de fluxo - Avaliação biológica
	4) Detalhada - Características do contaminante - Investigação Hidrogeológica - Modelagem de fluxo	4) Detalhada: Identificar com detalhe os limites e todos os caminhos da pluma de contaminação, para dar todos os subsídios necessários ao plano de remediação
	5) Avaliação de Risco	5) Plano de Remediação
	6) Investigação para Remediação	6) Execução da remediação
	7) Execução da remediação	-
Remediação obrigatória	Priorizar as áreas mais afetadas e próximas de grandes populações e de reservas ecológicas	Diferentes níveis: agricultura, parques, zonas residenciais, comerciais e industriais
Classificação	Está sendo realizada, utilizando-se técnicas de investigação nas diferentes fases descritas. A base de dados está sendo construída com base em informações detalhadas sobre as áreas de risco potencial.	Estudo realizado com base em informações já existentes sobre as áreas. Existe base de dados e informações disponíveis. Classificação numérica, considerando as características dos contaminantes, o caminho de transporte prováveis e os receptores existentes ou não.
	- Área suspeita de contaminação (AS)	- Classe 1 (70 a 100 pontos): ação necessária
	- Área potencialmente contaminada (AP)	- Classe 2 (50 a 69,9 pontos): ação provavelmente necessária
	- Área contaminada (AC)	- Classe 3 (37 a 49,9 pontos): ação pode ser necessária
	---	- Classe N (< 37 pontos): ação provavelmente não é necessária
---	- Classe I (≥ 15 pontos): informação insuficiente	
Outros aspectos	---	- Cursos de treinamento para as pessoas que irão trabalhar ou morar em áreas contaminadas e/ou remediadas - comunicação e plano de aviso à mídia e aos cidadãos comuns e moradores da área

A) Investigação Preliminar



B) Investigação Confirmatória

C) Investigação Detalhada

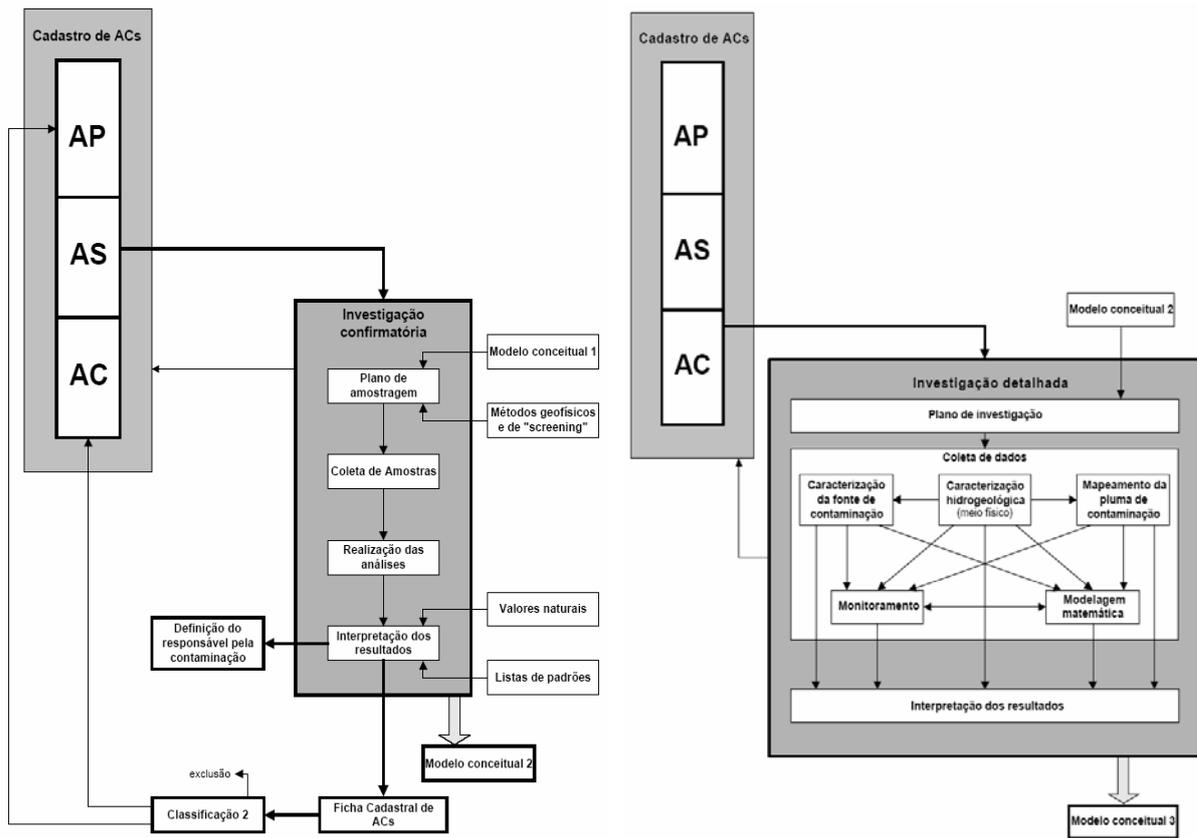


Figura 2.3. Diferentes etapas de investigação geoambiental de áreas potencialmente contaminadas do Estado de São Paulo, Brasil (CETESB, 1999).

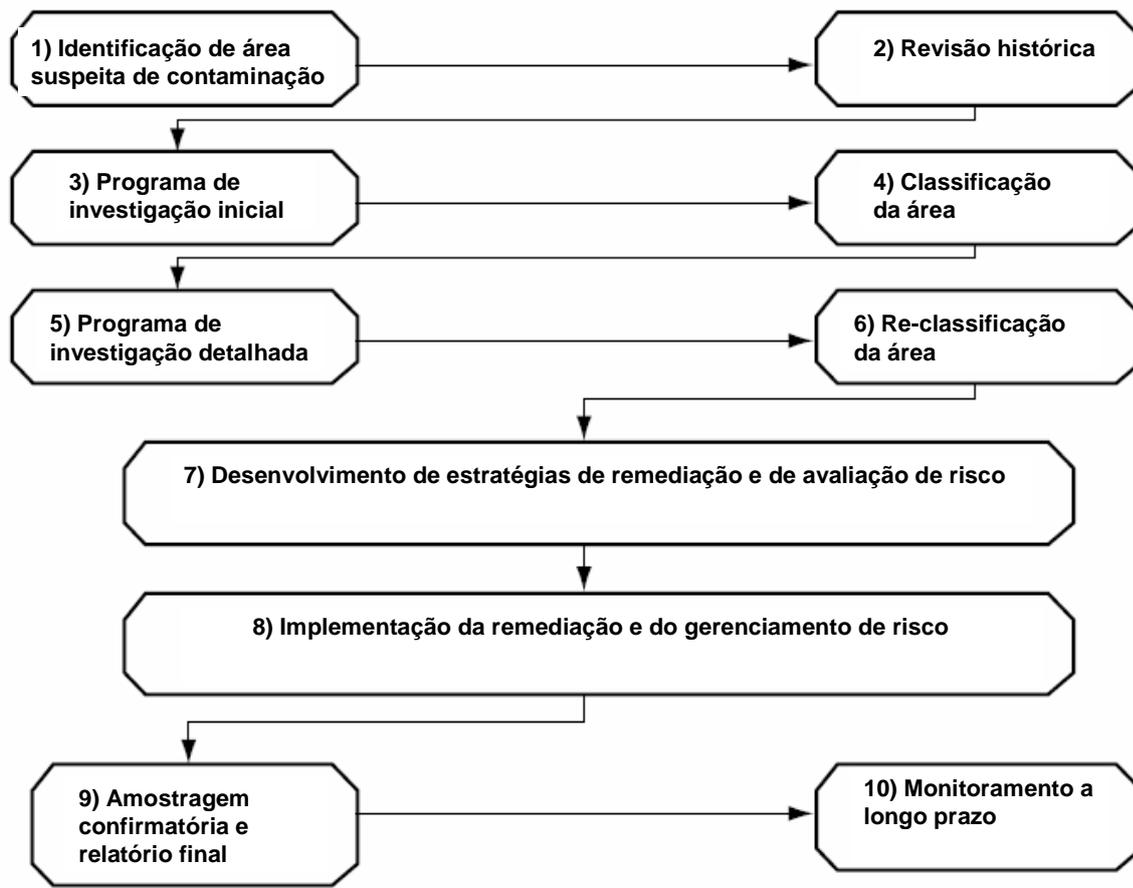


Figura 2.4. Esquema geral da proposta canadense para investigação de áreas potencialmente contaminadas (CSMWG, 2000).

Com relação às fases de investigação de áreas potencialmente contaminadas, observa-se que no Canadá já existe um cadastro das mesmas, assim como cadastros que contêm informações do meio físico. Deste modo, é possível fazer uma pré-classificação da área, a qual também está descrita na Tabela 2.1. No Estado de São Paulo, esse cadastro está sendo realizado e a proposta de investigação visa principalmente a preservação da saúde humana e das reservas ambientais.

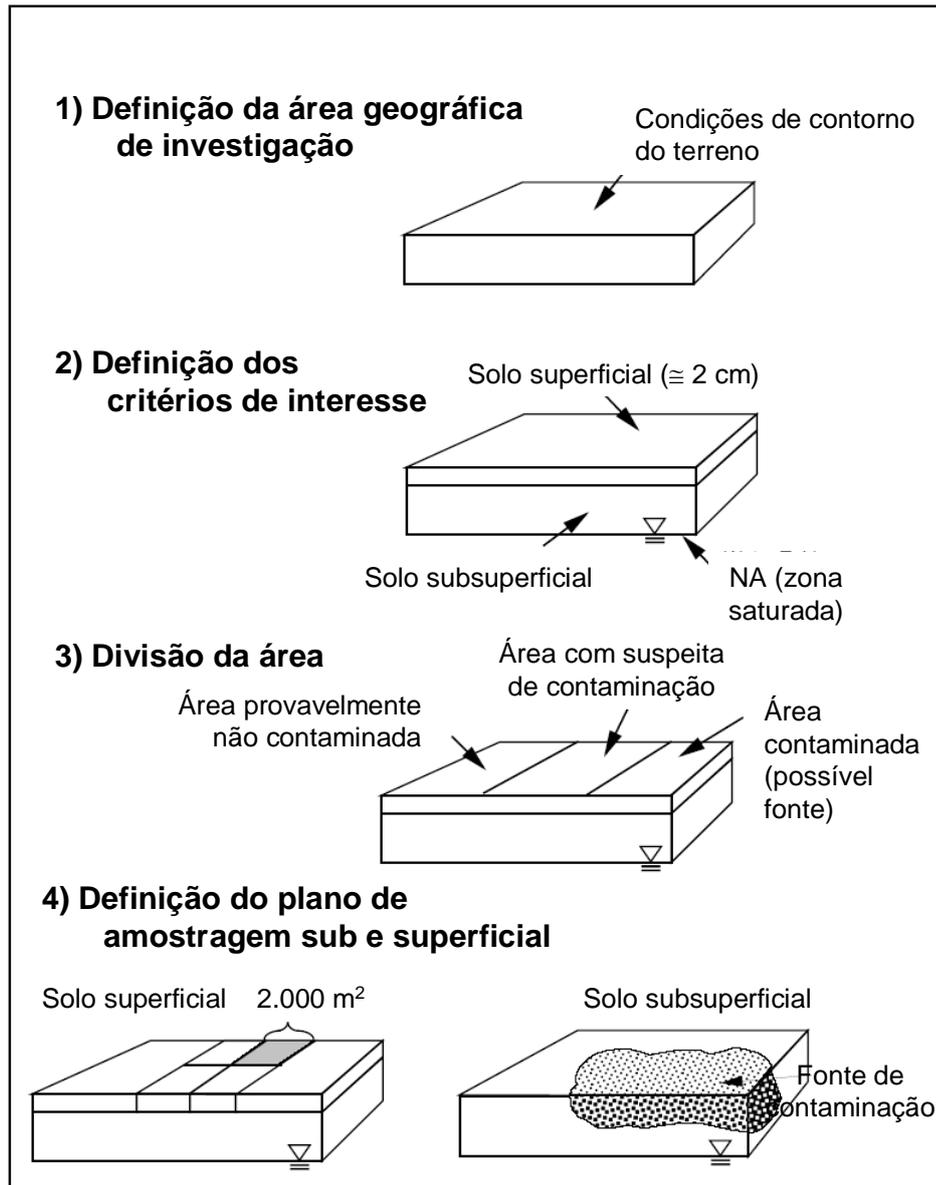


Figura 2.5. Definição das condições de contorno para investigação geoambiental de áreas potencialmente contaminadas nos Estados Unidos (US EPA, 1996).

Todas as agências ambientais optam pela investigação preliminar de pesquisa e vistoria da área. A importância desta etapa foi confirmada no presente trabalho, para o adequado desenvolvimento do mesmo. As etapas de investigação confirmatória e de reconhecimento se distinguem um pouco entre Brasil e Canadá. Ambas as propostas começam com a utilização da geofísica de superfície, que também se mostrou uma ferramenta fundamental para investigação e monitoramento geoambientais no presente estudo. Além das

amostragens de solo e água e respectivas análises de laboratório, a proposta canadense ainda inclui a opção de realização da caracterização das amostras em campo, e a realização da modelagem de fluxo e de avaliação biológica.

A maior diferença fica por conta da investigação detalhada. Enquanto a legislação canadense prevê a determinação de todos os subsídios necessários para a execução do plano de remediação, a proposta da CETESB prevê a realização da modelagem de fluxo e a caracterização hidrogeológica e dos contaminantes nesta fase. Somente após a etapa de investigação para remediação é que será possível executar as medidas de remediação e/ou recuperação.

O manual de avaliação da subsuperfície de áreas contaminadas do Canadá (CCME, 1994) apresenta as seguintes etapas de investigação: revisão de escritório; geofísica de superfície e intrusiva; poços de monitoramento e conhecimento hidráulico e hidrogeológico; amostragem de sólidos, líquidos e gasosos; análises químicas, biológicas, geoquímicas e geotécnicas; modelagem matemática da pluma de contaminação; e investigação para monitoramento do programa de remedição executado.

O Canadá possui experiência na investigação de áreas contaminadas, com o desenvolvimento de técnicas modernas de investigação e análise, além da aplicação e utilização das mesmas. Uma investigação bastante completa foi realizada num aterro sanitário em Cambridge, Ontário, nos anos 70 (Dillon Lmt., 1989), em que as seguintes etapas foram realizadas e que podem ser tomadas como referência:

- 1) Quais os possíveis alvos de contaminação?
- 2) O que era a área antes da disposição dos resíduos?
- 3) O que já foi depositado no aterro?
- 4) Topografia, Hidrologia, Geologia (rochas e depósitos), Hidrogeologia (aqüíferos e poços de abastecimento urbano).

- 5) Programa de investigação de campo (poços de monitoramento dentro e fora do aterro, multiníveis ou não, amostragem de água, solo e chorume, ensaios hidráulicos de campo e caracterização em laboratório).
- 6) Perfil Estratigráfico (geológica, textural, do nível d'água e dos resíduos).
- 7) Gradientes hidráulicos, condutividades hidráulica (fórmula de Hazen, bombeamento do aquífero rochoso e recuperação de nível nos poços), velocidades de fluxo, fluxo superficial e subterrâneo.
- 8) Monitoramento do gás metano (interessante para estudo do caminhamento da pluma na zona não saturada).
- 9) Análise orgânica e inorgânica do chorume.
- 10) Balanço hídrico do chorume.
- 11) Avaliação da vegetação.
- 12) Avaliação de impacto ambiental (interpretação).
- 13) Conclusões e recomendações.

3 INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL

3.1 Definição

A investigação geoambiental é um tema recente que vem sendo abordado no campo das Geociências e da Geotecnia. Existem diferentes interpretações para o significado do termo “geoambiental”. Desta maneira, pode ser entendido como "o campo de estudo que faz a ligação entre geologia, geotecnia, engenharia ambiental e ciências correlatas, para dar origem a uma área de interesse que inclui todas as preocupações ambientais dentro do meio geológico natural ou modificado" (DAVIES; CAMPANELLA, 1995b).

Almeida e Miranda Neto (2003) definem a investigação geoambiental como uma coleta sistemática de dados que visa determinar o grau de contaminação de uma área. Esses dados podem ser obtidos não apenas por amostragens e ensaios, mas também por pesquisa documental, entrevistas, visitas de reconhecimento, inspeções e levantamentos. Os autores alertam que a investigação geoambiental deve levar em consideração o contexto da análise de risco, pois o contrário pode acarretar na coleta de dados errados ou desnecessários sobre a cadeia fonte-caminho-alvo. O conhecimento desta cadeia é essencial para a determinação do quanto se deverá intervir sobre a área contaminada e do risco que ela oferece.

Deste modo, o objetivo principal da investigação geoambiental é promover informações suficientes sobre a fonte, os caminhos e os alvos para permitir uma avaliação de risco tal que seja possível delinear ações de remediação, ou dispensá-las. E ainda, conforme sugerido por Petts et al. (1997), a investigação geoambiental tem como objetivos:

- Determinar a natureza, forma, extensão e distribuição de qualquer contaminação presente na área investigada;
- Caracterizar o meio físico, determinando o contexto geológico, hidrológico, geotécnico e suas características relevantes;

- Entender a natureza dos potenciais alvos da contaminação e a relação entre a fonte e seus efeitos;
- Dar suporte às decisões gerenciais e de remediação.

Nem sempre o termo “geoambiental” é encontrado na literatura brasileira. Em se tratando da avaliação do comportamento de aterros sanitários ao longo do tempo, fala-se em monitoramento geotécnico (ou geomecânico) e em monitoramento ambiental, de forma separada, conforme encontrado em Jorge et al. (2004) e em Cepollina et al. (2004). O primeiro tem por objetivo analisar comportamento deformacional do maciço de lixo e identificar feições de degradação, de instabilidade e de situação de risco quanto à perda ou redução da estabilidade global do maciço e de seus taludes. O segundo, visa identificar alterações nos padrões de qualidade ambiental dos solos e das águas subterrâneas e superficiais decorrentes da instalação do aterro.

A AGS (2000) propõe a realização conjunta de investigações geotécnicas e geoambientais para detecção de contaminação, com as primeiras visando as propriedades físicas e mecânicas do solo e as segundas visando a definição da composição química do solo, da água e dos gases. Brandl e Robertson (1997) comentam que os objetivos da investigação geoambiental podem ser bastante diferentes da investigação geotécnica tradicional, pois em empreendimentos geoambientais, além das características geotécnicas, a distribuição e a composição dos contaminantes também devem ser identificadas. Nesses empreendimentos, as etapas de monitoramento e de amostragens devem ser planejadas em longo prazo, englobando as etapas de implantação, desativação e remediação.

Em se tratando de locais de disposição de resíduos sólidos urbanos, Jewell et al. (1993) dão especial atenção à evolução do impacto hidrogeológico, uma vez que, a poluição, atingindo o aquífero, pode se espalhar de diferentes maneiras, dependendo do tipo de poluente

(miscível ou não, denso ou não) e das características do aquífero. Deste modo, uma caracterização detalhada do meio hídrico deve compreender:

- Avaliação da geologia regional e local, incluindo o perfil geotécnico, estruturas e principais litologias, decomposição das rochas e depósitos superficiais;
- Avaliação da hidrologia superficial local, incluindo balanço hidrometeorológico, escoamentos principais e afluentes, nível d'água e contribuição do lençol freático ao fluxo;
- Identificação das unidades hidrogeológicas principais presentes (aquíferos);
- Avaliação dos prováveis mecanismos de fluxo de água subterrâneo;
- Identificação de feições locais que possam controlar o fluxo de água subterrâneo;
- Medida dos níveis de água subterrânea para o cálculo do gradiente hidráulico local;
- Medida da condutividade hidráulica das principais unidades hidrogeológicas identificadas;
- Avaliação das características de atenuação dos materiais presentes nas zonas saturada e não saturada;
- Análise química da água do lençol freático;
- Identificação de algum potencial uso benéfico da água subterrânea;
- Identificação de lençóis subterrâneos e águas superficiais susceptíveis à contaminação.
- Em termos práticos, lembra-se que durante a etapa de investigação de campo nem sempre se consegue obter todos os fatores delineados acima, o que vai depender diretamente dos custos envolvidos, dos objetivos a serem alcançados, das características geológicas, hidrogeológicas e geotécnicas do local, que podem limitar ou não o emprego de algumas técnicas importantes de investigação.

Boscov (2008) define o termo “Investigação e Monitoramento Geoambiental” como parte da Geotecnia Ambiental, sendo que os trabalhos geotécnicos e ambientais estão inseridos dentro do mesmo. Na presente Tese, considera-se que o termo “Investigação

Geoambiental” engloba todos os ensaios de campo e laboratório, monitoramentos e pesquisas, visando um melhor entendimento das condições *in situ* dos diferentes materiais, aquíferos e contaminantes presentes na área estudada. Cabe salientar que a diferença entre os termos “investigação” e “monitoramento” é evidente, sendo o primeiro relacionado ao fato de “descobrir” e caracterizar as condições existentes *in situ*, e o segundo relacionado ao controle ao longo do tempo das variáveis do problema, seja com base na avaliação das técnicas de remediação, investigação e/ou soluções estruturais empregadas na área em questão. Por isso, o termo “monitoramento” pode ser inserido dentro do termo “investigação”, sendo este último considerado mais amplo.

3.2 Técnicas Aplicadas na Investigação de Áreas Contaminadas

Dentre os diferentes tipos de técnicas empregadas na investigação geoambiental de áreas contaminadas, existem aquelas realizadas *in situ*, e aquelas realizadas em laboratório em amostras de solo coletadas em campo. Com exceção dos trabalhos correntes de caracterização e monitoramento geoquímicos, químicos e geotécnicos, que fazem parte da fase de investigação confirmatória, os ensaios de laboratório que envolvem a estimativa de parâmetros de transporte de poluentes fazem parte da etapa de investigação detalhada, visando quantificar e/ou estimar a evolução da pluma de contaminação com o tempo.

A seguir, são apresentadas as principais técnicas de investigação geoambiental que vêm sendo aplicadas na detecção de plumas de contaminação para diferentes tipos de fonte, mas principalmente para casos de contaminação provocada por aterros sanitários e lixões.

3.2.1 Técnicas Aplicadas em Campo

3.2.1.1 Geofísica de Superfície

Segundo Greenhouse et al. (1995), geofísica é a aplicação dos princípios físicos no estudo da Terra. Sua tarefa fundamental é detectar um alvo em subsuperfície, o que dependerá do contraste entre as propriedades físicas do alvo e do meio em que ele está. Deste modo, os resultados obtidos a partir da geofísica proporcionam a distribuição no tempo ou no espaço de algumas propriedades físicas do meio em estudo, como a condutividade ou resistividade elétrica, a permissividade e a constante dielétrica, a susceptibilidade magnética, densidade, velocidades sísmicas, entre outras.

Os ensaios geofísicos englobam uma série de métodos aéreos, superficiais e dentro de furos visando a investigação do subsolo. Eles podem ser empregados nos mais diversos ambientes, como rios, solos, resíduos e até corpos d'água congelados. Benson e Yuhur (1995) comentam que o método a ser utilizado deve ser cuidadosamente selecionado, de acordo com as condições específicas do local e dos objetivos a serem alcançados pela investigação.

Entre todos os métodos geofísicos existentes, os superficiais são os mais aplicados e difundidos em todo o Mundo, incluindo o Brasil. Uma das principais vantagens da aplicação dos métodos geofísicos de superfície em relação aos métodos tradicionais de investigação de subsuperfície como, por exemplo, as sondagens e a perfuração de poços, é a rapidez na avaliação de grandes áreas com menor custo (CETESB, 1999; 2004). Além disso, são fáceis de operar e relativamente rápidos.

Aquino (1999) define os métodos geofísicos como técnicas indiretas de investigação do subsolo a partir da aquisição em superfície de dados instrumentais, caracterizando-se, portanto, como métodos não invasivos ou não destrutivos.

Segundo Elis (2003a), a utilização da geofísica na caracterização de uma área afetada por substâncias poluentes consiste na obtenção de informações a respeito da detecção e

mapeamento da extensão da área afetada, profundidade da zona saturada, direção do fluxo subterrâneo e profundidade do substrato rochoso inalterado. Em alguns casos informações mais específicas podem ser importantes, como velocidade de fluxo, presença de fraturas e fluxo na zona saturada, avaliação de interação entre os poluentes e o meio físico, detecção de tipos específicos de materiais em áreas de disposição de resíduos, definição da espessura e estrutura de depósitos de resíduos.

A realização dos levantamentos geofísicos pode ser efetuada nas diferentes etapas de atividades estabelecidas para o gerenciamento de áreas contaminadas (CETESB, 1999; 2004):

- Na etapa de investigação confirmatória, os métodos geofísicos são utilizados para localizar os pontos de amostragem e de sondagens mais adequados, através da determinação de anomalias que representam os locais com maiores concentrações de contaminantes;
- Quando da investigação detalhada e para remediação, os métodos geofísicos podem ser empregados para o mapeamento e monitoramento da propagação da contaminação;
- Na fase de remediação de áreas contaminadas, estes métodos podem ser aplicados na avaliação da eficiência dos trabalhos de recuperação pela confirmação das reduções das concentrações dos contaminantes.

Existe uma variedade de métodos geofísicos de superfície que podem ser utilizados em estudos geoambientais. Entre eles, destacam-se: o Geo-radar (GPR), os Eletromagnéticos (Indutivo-EM e Domínio do Tempo-TDEM), a Eletrorresistividade (ER), a Magnetometria, os Sísmicos (reflexão e refração), o Potencial Espontâneo (SP) e a Polarização Induzida (IP).

Para avaliação geológica e hidrogeológica, praticamente todos os métodos mencionados acima podem ser aplicados com eficiência, cada um com uma particularidade, dependendo dos objetivos a serem alcançados pela investigação e das características do próprio meio (profundidade, saturação, fraturas, tipo de solo, etc). Para detecção e

mapeamento de cavas, tanques, limites de aterros sanitários e resíduos e condutos enterrados, os métodos eletromagnéticos, o geo-radar e a magnetometria podem ser aplicados com grande eficiência, conforme explicam Benson e Yuhur (1995). Já para detecção e mapeamento de plumas de contaminação e vazamentos em *liners*, os autores destacam os métodos elétricos, como a eletrorresistividade, potencial espontâneo e polarização induzida para detecção de plumas inorgânicas. Para detecção de plumas orgânicas, principalmente de NAPLs, o geo-radar tem demonstrado grande aplicação.

Pereira van Elk et al. (2007) apresentam um interessante trabalho sobre a estimativa da compressibilidade e dos recalques em função do tempo, a partir de ensaios sísmicos com base na medida da velocidade das ondas P e S.

A aplicação de dois ou mais métodos geofísicos distintos aumenta a precisão das interpretações, sendo que a natureza dos contaminantes e a geologia local são os fatores decisivos na seleção dos métodos geofísicos a serem utilizados (AQUINO, 1999). Atualmente, vários são os trabalhos encontrados na literatura que utilizam dois ou mais métodos geofísicos, com medidas de propriedades físicas distintas, para explicar ambigüidades de medida que podem ocorrer em meios geológicos contaminados (GRAZINOLLI et al., 1999; LAGO et al., 2003; MACHADO et al., 2003; ANIRBAN DE et al., 2004). Como exemplo dessa ambigüidade, tem-se a medida da resistividade em um solo argiloso contaminado com substâncias inorgânicas: tanto para o solo argiloso como para os poluentes a resistividade será baixa.

É importante salientar que os ensaios de geofísica de superfície têm permitido a detecção e a determinação do formato e da extensão da pluma de contaminação, sendo fundamentais na locação dos ensaios diretos, possibilitando assim reduzir o número desses ensaios, que permitirão um estudo mais detalhado da pluma, conforme já demonstrado em diversas pesquisas, como aquelas realizadas por Elis (1999; 2003b) e Elis et al. (2004).

A seguir, é apresentado um resumo sobre os métodos geofísicos mais aplicáveis na detecção e no mapeamento de plumas de contaminação, como a eletrorresistividade, o georadar, o potencial espontâneo, a polarização induzida e o eletromagnético indutivo. Para maiores detalhes sobre esses e os demais métodos geofísicos, recomenda-se consultar Telford et al., 1990, Greenhouse et al., 1995, Vogelsang, 1995, Reynolds, 1997 e Elis, 2003a.

a) Eletrorresistividade (ER)

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 (ELIS, 2003a). Para esse dispositivo de quatro eletrodos a resistividade é assumida como constante e pode ser calculada através da expressão:

$$\rho = K \cdot \Delta V / I \quad (3.1)$$

onde:

ρ = resistividade elétrica (ohm.m);

K = fator geométrico;

ΔV = diferença de potencial entre os eletrodos M e N;

I = intensidade de corrente que passa entre os eletrodos A e B.

O fator K depende da geometria do arranjo de eletrodos na superfície e pode ser calculado através da fórmula geral:

$$K = 2\pi / [(1/AM) - (1/AN) - (1/BM) + (1/BN)] \quad (3.2)$$

O parâmetro resistividade é o inverso da condutividade elétrica, e depende da natureza e estado físico do material. A resistividade elétrica relaciona-se aos mecanismos de propagação de corrente elétrica nos materiais, sendo que a condutividade em solos e rochas

pode ser devido à presença de minerais metálicos e grafita (condutores) em sua matriz, o que é denominado de condutividade eletrônica, ou devido ao deslocamento de íons dissolvidos na água contida nos poros e fissuras dos solos e rochas, respectivamente, o que é denominado de condutividade eletrolítica.

Os equipamentos utilizados consistem basicamente de uma fonte controlada para emissão de corrente elétrica e medidores para a corrente e a diferença de potencial gerada. A potência da fonte pode variar de centenas de watts até alguns kilowatts. O circuito emissor pode medir valores entre 5 e 500 mA, e o potencial normalmente lido no circuito receptor varia entre 10 mV a 20 V. Esses equipamentos podem trabalhar com corrente contínua ou corrente alternada de baixa frequência, preferivelmente menor que 60 Hz (TELFORD et al., 1990).

Dentro do método da eletrorresistividade existem várias técnicas de aplicação dos ensaios em campo. São divididas basicamente em técnicas de sondagem elétrica e caminhamento elétrico, dentro das quais existe uma grande variedade de configurações possíveis de eletrodos, o que confere ao método grande versatilidade.

A técnica de sondagem elétrica vertical (SEV) caracteriza-se por uma série de determinações de resistividade aparente, efetuadas com um dispositivo eletródico e com separação crescente entre os eletrodos de emissão e recepção. Esse procedimento permite a observação dos valores de resistividade aparente, em um ponto fixo, a profundidades cada vez maiores, através da separação crescente entre os eletrodos A e B de corrente.

Os valores de resistividade aparente obtidos nas SEVs são representados, em relação às distâncias entre os eletrodos de corrente, através de uma curva construída sobre uma base bi-logarítmica. Esse gráfico é normalmente denominado de curva de sondagem elétrica vertical e é o que se toma como base para interpretação quantitativa do ensaio (Elis, 1999).

O arranjo de campo *Schlumberger* é o mais utilizado em SEVs, devido à qualidade das curvas de campo, facilidade e rapidez na execução do ensaio e menor susceptibilidade às variações laterais de resistividade e ruídos, como correntes naturais no subsolo. A principal característica desse arranjo é que a distância MN deve ser bastante pequena em relação a AB, procurando sempre satisfazer a relação $MN \leq (AB/5)$ (Figura 3.1).

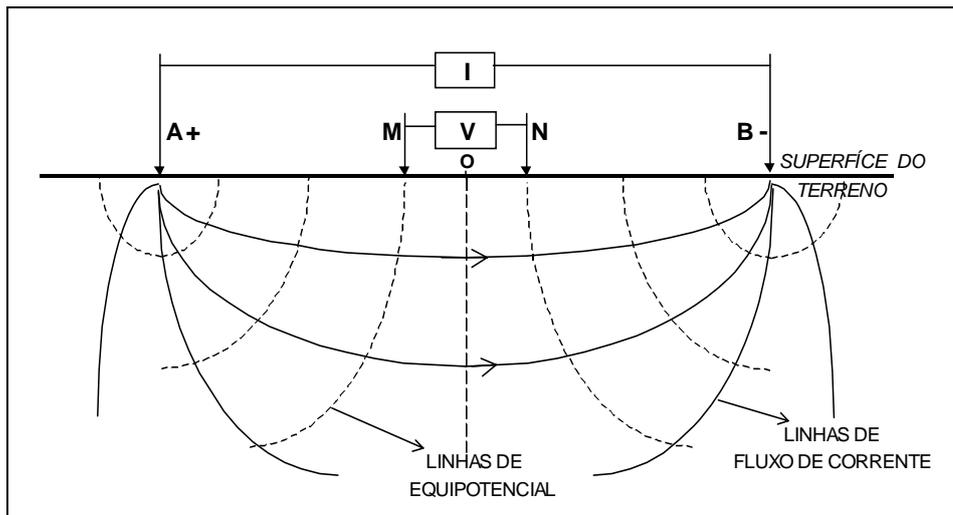


Figura 3.1. Arranjo de campo *Schlumberger* - Sondagem Elétrica Vertical (ELIS, 1999).

As investigações pela técnica do caminhamento elétrico (CE) são realizadas ao longo de perfis e os resultados obtidos se relacionam entre si através de um estudo em mapas a uma ou mais profundidades determinadas, ou através de seções com várias profundidades de investigação (ELIS, 1999).

A Figura 3.2 ilustra a disposição no campo dos eletrodos de emissão de corrente e de recepção de potencial na realização da técnica do CE - arranjo de campo dipolo-dipolo. Nesse tipo de arranjo, a profundidade teórica atingida em cada nível investigado pode ser tomada como sendo $R/2$.

O ensaio é desenvolvido ao longo de perfis previamente estaqueados, com espaçamento constante, em função das profundidades de investigação requeridas, pois tanto o

espaçamento entre os dipolos como o número de dipolos utilizados regulam as profundidades de investigação atingidas.

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

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 o ponto médio entre os centros destes dipolos.

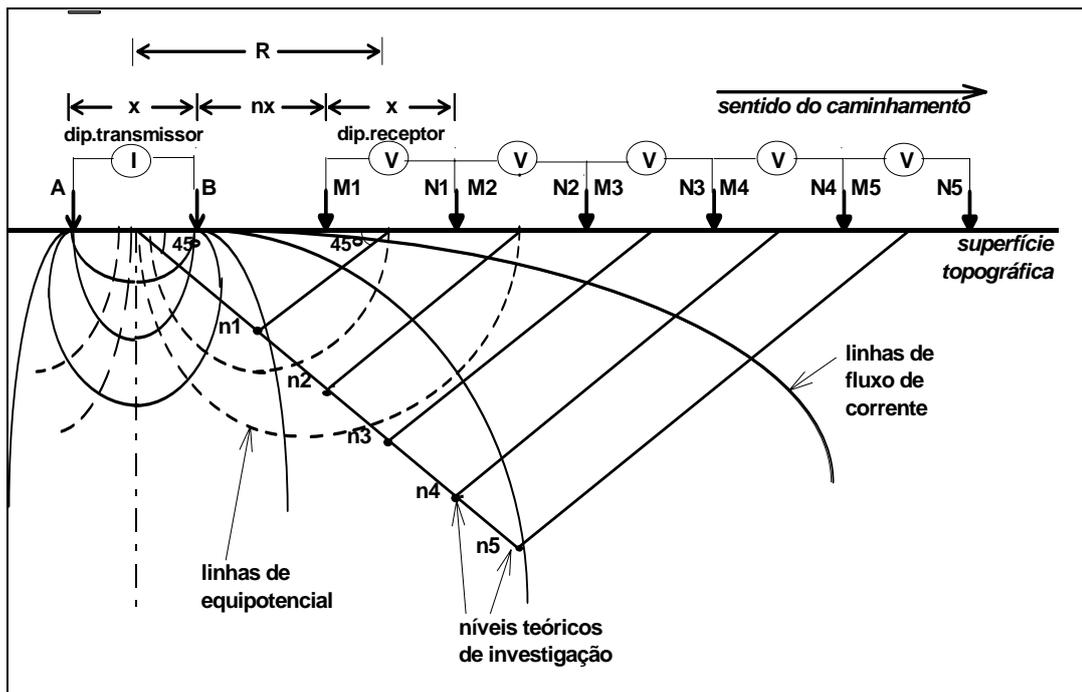


Figura 3.2. Disposição no campo do arranjo dipolo-dipolo - Caminhamento Elétrico (ELIS, 1999).

A resistividade real de um terreno homogêneo e isotrópico é calculada diretamente através da Equação 3.1. Mas em um terreno heterogêneo e anisotrópico, a resistividade calculada pode variar dependendo da posição, direção e arranjo dos eletrodos. Quando essa variação ocorre, é medida a resistividade aparente do solo (ρ_a), de modo que para cada arranjo

e posição dos eletrodos é realizada a medida da resistividade aparente um terreno homogêneo e isotrópico num semi-espaço (WARD, 1990). Apesar da resistividade aparente não ser diretamente representativa de uma média das resistividades reais de cada elemento existente no terreno, ela varia sistematicamente com o perfil geológico e pode diagnosticada para diferentes camadas e também na presença de heterogeneidades condutivas e resistivas.

A interpretação dos resultados dos ensaios geofísicos elétricos têm sido realizada através de modelagens diretas e/ou inversas. A primeira é recomendada quando já existem informações prévias sobre a subsuperfície, também podendo ser utilizada com o objetivo de esclarecer a interpretação dos dados de campo. Os valores de resistividade aparente são calculados pelos métodos de diferenças finitas ou elementos finitos. Já os processos de inversão tentam determinar um modelo para o qual a resposta da subsuperfície esteja de acordo com o dado medido. O modelo invertido é uma representação matemática idealizada de uma seção do terreno, que possui um conjunto de parâmetros que são as quantidades físicas que se procura estimar a partir dos dados observados (USTRA, 2008). A resposta do modelo são os dados sintéticos que podem ser calculados a partir de relações matemáticas que definem o modelo para um dado conjunto de parâmetros. Em todos os métodos de otimização, o modelo inicial é modificado de modo iterativo, de modo que a diferença entre a resposta do modelo e os dados observados seja reduzida (LOKE, 2002).

b) Geo-radar (GPR)

O emprego do geo-radar consiste na emissão e reflexão de ondas eletromagnéticas em subsuperfície (Figura 3.3), na faixa de frequência entre 10 e 1000 MHz (alta resolução). Quando as ondas emitidas atingem estruturas geológicas de diferentes propriedades elétricas, como a permissividade dielétrica e/ou a condutividade elétrica, essas ondas são refletidas e

registradas no equipamento, que proporciona seções contínuas dos perfis levantados, gerando imagens do subsolo (AQUINO, 1999).

Em estudos ambientais, a aplicação do radar tem se prestado, até o momento, ao mapeamento detalhado de estruturas e do nível d'água, e no mapeamento de plumas contaminantes orgânicas e inorgânicas. Meios muito condutivos atenuam de forma marcante o sinal, o que possibilita a aplicação dessa metodologia na identificação de plumas de contaminação (ELIS, 2003a).

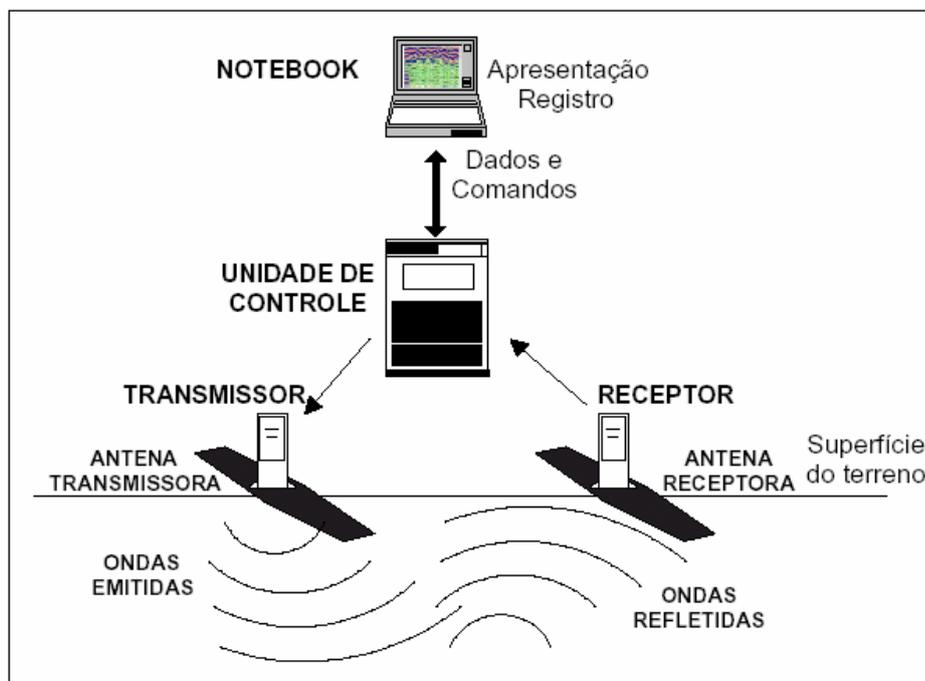


Figura 3.3. Esquema típico do método do geo-radar (AQUINO, 1999).

c) Potencial Espontâneo (SP)

Potenciais elétricos naturais ou espontâneos ocorrem na subsuperfície terrestre, causados por atividade eletroquímica e eletrocinética. De acordo com Telford et al. (1990), o fator de controle, em todos os casos, é a água subterrânea. Os potenciais podem estar associados à presença de corpos metálicos, contatos entre rochas de diferentes propriedades elétricas (principalmente condutividade), atividade bioelétrica de materiais orgânicos,

gradientes térmicos e de pressão nos fluídos subterrâneos, e outros fenômenos de natureza similar (LAGO, 2004).

Entre os principais mecanismos de geração de potenciais naturais, o de potencial eletrocinético (também conhecido como eletrofiltração) é o mais importante em estudos ambientais. Ele é observado quando uma solução é forçada através de um meio poroso ou capilar. Consiste, fundamentalmente, na produção de um campo elétrico pelo movimento de eletrólitos (águas subterrâneas) no subsolo.

O equipamento utilizado para os ensaios é um milivoltímetro (um módulo receptor para ensaios de resistividade). Os ensaios de campo exigem a utilização de eletrodos não-polarizáveis, pois o uso de eletrodos de metais convencionais poderia gerar uma ação eletroquímica no contato com o solo, o que resultaria em potenciais da mesma magnitude daqueles que estão sendo medidos. Esses eletrodos não polarizáveis, consistem de um metal imerso em solução saturada de seu próprio sal, no caso o cobre (Cu) em sulfato de cobre (CuSO₄), dentro de um recipiente poroso que permite que a solução vaze lentamente e faça contato com o solo (ELIS, 2003a).

Existem dois arranjos de aplicação dos ensaios em campo (ORELLANA, 1972), sendo usado sempre dois eletrodos, medindo-se o potencial entre eles:

- *Método de potenciais*: consiste em se manter fixo um eletrodo e deslocar o outro pelos pontos de medida;
- *Método de gradientes*: consiste em deslocar os dois eletrodos simultaneamente, mantendo-se uma distância fixa entre eles.

Os resultados obtidos são apresentados em perfis e mapas de contorno de equipotenciais. A interpretação é basicamente qualitativa, procurando associar as zonas anômalas a corpos ou estruturas de interesse.

O potencial espontâneo tem sido aplicado na locação de falhas, cavidades e outras feições estruturais que afetam os padrões de fluxo subterrâneo. Recentemente, trabalhos sobre a aplicação do método do potencial espontâneo em áreas de disposição de resíduos têm sido apresentados, mostrando a existência de atividade geoquímica entre os resíduos e o meio geológico. Por outro lado, a presença de material metálico dentro de áreas de disposição de resíduos podem gerar anomalias que afetam a interpretação (ELIS, 2003a).

d) Polarização Induzida (IP)

A Polarização Induzida é um fenômeno elétrico estimulado por corrente, observado como resposta retardada à voltagem, em materiais naturais (SUMNER, 1976). Em alguns corpos que são atravessados por uma corrente elétrica, quando esta corrente é cortada, o campo elétrico não desaparece imediatamente e nem exponencialmente, mas de um modo mais lento. Esta é a chamada polarização induzida ou residual (LAGO, 2004).

Durante o tempo do fluxo original de corrente, ocorre armazenamento de energia química no material. Este armazenamento de energia química é o resultado de: variações na mobilidade de íons fluindo através da estrutura da rocha, denominado de polarização de membrana; e variações entre condutividade iônica e eletrônica onde minerais metálicos estão presentes, que é a polarização de eletrodo (ELIS, 2003a).

As medidas de IP podem ser realizadas de duas formas, denominadas de domínio do tempo e domínio das frequências, sendo a primeira a mais comum. O parâmetro medido em IP – domínio do tempo é chamado de cargabilidade (M), dada pela relação entre a voltagem residual medida em um intervalo de tempo, e a voltagem primária transmitida. Como a voltagem residual é muito menor que a primária, os valores de cargabilidade são dados em milivolt por volt (mV/V).

As medidas de IP normalmente são realizadas de forma muito semelhante as de resistividade, podendo analisar as diferenças de polaridade do meio no sentido vertical (Sondagem IP), como também no sentido horizontal profundidades constantes (Caminhamento IP). Os equipamentos utilizados para os ensaios de IP normalmente fazem simultaneamente medidas de resistividade, pois os dados utilizados para medir os efeitos de IP, tanto no domínio do tempo como no domínio da frequência, são os mesmos usados para calcular a resistividade (ELIS, 2003a).

O equipamento utilizado para realização de medidas de IP domínio do tempo compreende uma unidade de emissão de corrente elétrica acoplado a um gerador (necessário para a emissão de correntes suficientemente altas para que seja possível a análise da curva de descarga) e uma unidade receptora que executa os trabalhos de captação das tensões geradas, compensação do potencial espontâneo (pois como os parâmetros de interesse são tensões residuais da curvas de descarga, o potencial espontâneo é um fator indesejável) e a sincronização automática, através dos eletrodos, ao conjunto de emissão.

Em estudos ambientais, as pesquisas com o método da polarização induzida são relativamente recentes, porém mostram alguns resultados importantes, inclusive em locais com contaminação por intrusão salina. A contaminação por água salgada é caracterizada por valores baixos de resistividade e cargabilidade, o que permite a sua diferenciação de horizontes argilosos, que também apresentam baixa resistividade, porém valores de cargabilidade mais altos, devido ao efeito IP de membrana (ELIS, 2003a). Ensaios realizados em laboratório mostram que a cargabilidade tende a crescer com o aumento da concentração de sais e a partir de uma determinada concentração, o comportamento se inverte, tendendo a valores muito baixos. Isso explica por que a água do mar, com alta concentração de NaCl, apresenta valores bastante baixos de cargabilidade. Segundo Elis (2003a), no caso de

depósitos de resíduos, ainda não são conhecidos satisfatoriamente os materiais que apresentam altas cargabilidades.

e) Eletromagnético Indutivo (EM)

O método eletromagnético indutivo se baseia na indução de um campo eletromagnético primário (H_p) para a subsuperfície, através de uma bobina transmissora. Este campo causa o fluxo de correntes secundárias, que ao fluírem por um condutor qualquer, criam um novo campo, o campo eletromagnético secundário (H_s). A combinação destes dois campos é medida pela bobina receptora (Figura 3.4). A propriedade física envolvida nesse método é a condutividade elétrica, que é proporcional à relação entre os campos eletromagnéticos primário e secundário. A profundidade de investigação desse método depende da frequência de operação e da distância entre as bobinas (AQUINO, 1999).

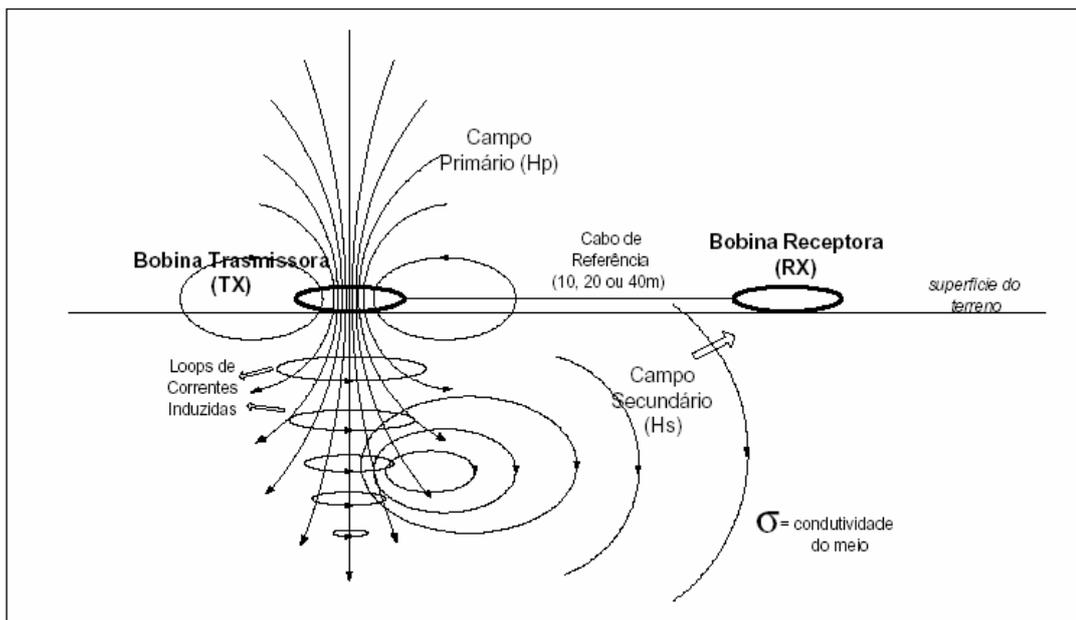


Figura 3.4. Método eletromagnético indutivo (AQUINO, 1999).

Os equipamentos mais empregados são o EM-31 e o EM-34, para investigar as profundidades pré-determinadas de 3 e 6 metros, dependendo da orientação das bobinas (EM-31) e de 7,5 a 60 metros, dependendo do comprimento do cabo de referência e da orientação

das bobinas (EM-34). Os ensaios de campo são geralmente caminhamentos, que, devido a praticidade de operação e transporte dos equipamentos, são realizados com muita rapidez. Como as profundidades de investigação são pré-determinadas, os equipamentos são bastante limitados para a execução de sondagens (ELIS, 2003a).

Os dados de condutividade podem ser plotados em perfis, em função da distância, e um conjunto de perfis permite a confecção de mapas. A interpretação desses dados é qualitativa, porém existem, em desenvolvimento, softwares para quantificação desses dados. Assim como a eletrorresistividade, o método eletromagnético indutivo é bastante aplicado em estudos para detecção e monitoramento da poluição gerada por resíduos industriais e urbanos (ELIS, 2003a).

3.2.1.2 Ensaios de Piezocone

Com a utilização de ensaios de piezocone (CPTU) é possível obter a descrição contínua do perfil estratigráfico, a definição do nível d'água e do regime hidrológico, assim como estimar parâmetros mecânicos e geoquímicos do solo a partir de dispositivos especiais que estão sendo incorporados ao piezocone (DAVIES; CAMPANELLA, 1995b). Alguns desses dispositivos, capazes de detectar os poluentes *in situ* e em tempo real, têm reduzido a necessidade da coleta de amostras a serem analisadas em laboratório, além de evitar a exposição direta do operador com material contaminado e não causar grandes perturbações no terreno. Hoje, toda a tecnologia do piezocone está sendo comercializada e empregada em vários países, devido ao seu rápido desenvolvimento e à grande importância que tem sido dada às questões ambientais.

O emprego de sensores elétricos como resistividade, sísmica, potencial espontâneo, polarização induzida, laser induzido, ultra-violeta induzido, entre outros, no piezocone padrão, têm sido desenvolvidos na América do Norte e Europa. Apesar do CPTU já ser uma

ferramenta consagrada para uso na Engenharia Geotécnica, ele não consta nos manuais de técnicas de investigação geoambiental, ou então é tratado como uma ferramenta de geofísica *downhole*. Apesar do piezocone ser uma ferramenta com medidas indiretas tanto para caracterização do solo e de contaminantes, ele é mais do que uma ferramenta geofísica, pois permite a definição do perfil estratigráfico e também amostragens utilizando a tecnologia *direct-push*. Por isso, o ensaio de piezocone deve ser encarado como uma técnica especial de investigação do subsolo e sua aplicação em solos tropicais contaminados merece ser desenvolvida e avaliada.

a) O Piezocone Padrão

O piezocone é um ensaio de penetração quasi-estática *in situ* que permite identificar e avaliar o perfil e os parâmetros geotécnicos do solo (LUNNE et al., 1997). Nos Estados Unidos, o procedimento está normalizado de acordo com a ASTM D3441 (1986), tanto para o ensaio com medida de poro-pressões (CPTU), como para o ensaio sem essa medida (CPT).

Nesse ensaio, uma ponteira em forma cônica, que é conectada à extremidade de um conjunto de hastes, é introduzida no solo a uma velocidade constante igual a 2 cm/s (aproximadamente igual a 1 m/min). O cone tem um vértice de 60° e um diâmetro típico de 35.68 mm (que corresponde a uma área de 10 cm²). O diâmetro das hastes é igual ou menor do que o diâmetro do cone. Durante o ensaio, a resistência à penetração da ponta do cone é medida constantemente. Também é medida a resistência à penetração de uma luva de atrito que é alojada logo atrás do cone (Figura 3.5).

Os penetrômetros elétricos possuem células de carga que registram a resistência de ponta (q_c) e o atrito lateral (f_s). Valores da poro-pressão (U) atrás do cone durante a penetração são determinados através de um transdutor de pressão. Alguns piezocones

possuem múltiplos transdutores de pressão, permitindo determinar também a poro-pressão na ponta (U_1), atrás da ponta (U_2) e atrás da luva de atrito (U_3).

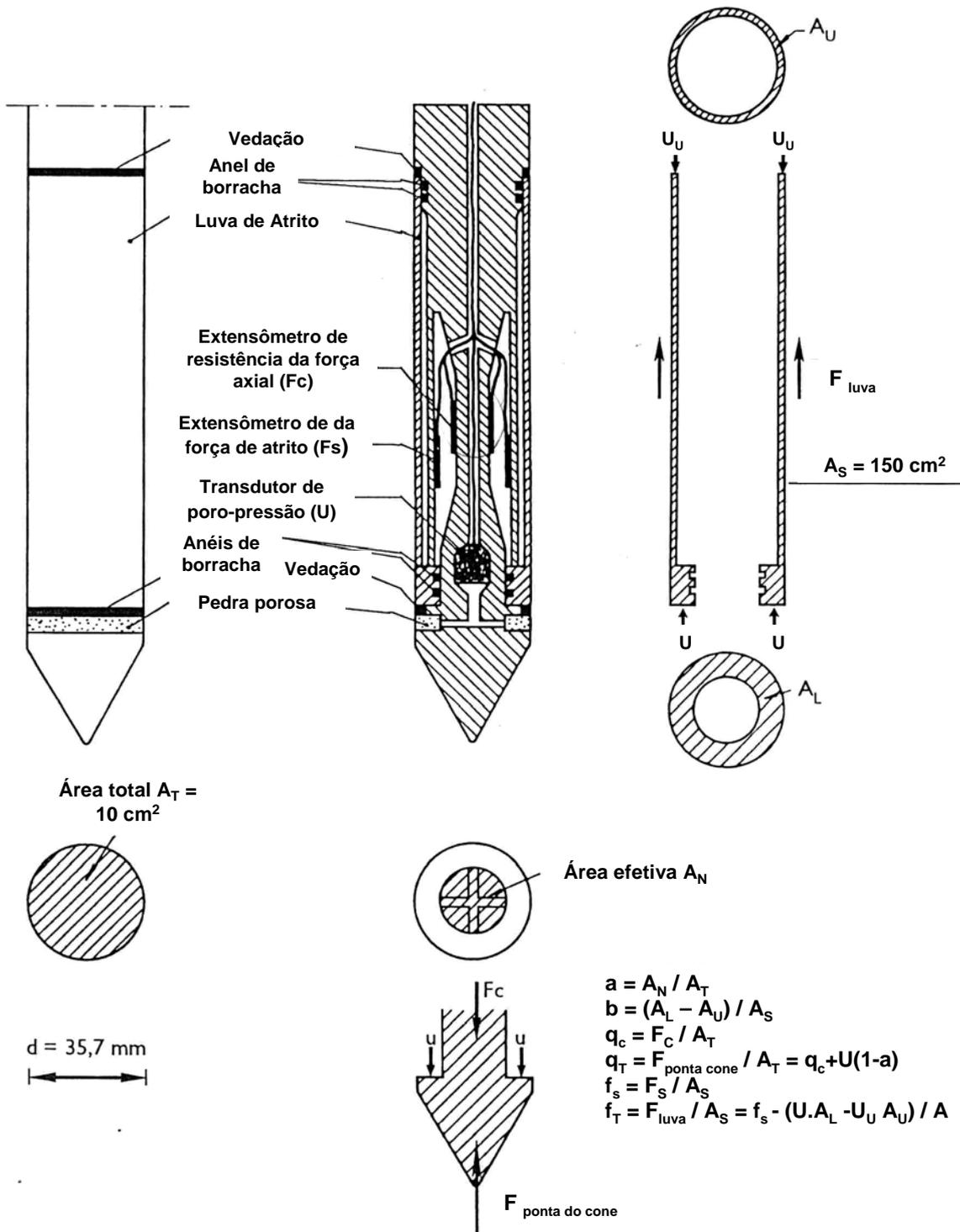


Figura 3.5. Interior do piezocone e suas principais medidas (SGI, 1995).

O procedimento de ensaio CPT e CPTU é o mesmo, com exceção da preparação do piezo-elemento. Essa preparação consiste na deaeração do elemento de filtro poroso e do próprio cone. O sistema de reação utilizado para penetração consiste em um sistema hidráulico, normalmente com capacidade entre 100 a 200 kN, geralmente montado sobre carretas ou carroceria de caminhões, conhecido como sistema *direct-push* de cravação.

Em um piezocone elétrico os sinais são normalmente transmitidos através de um cabo que passa pelo interior das hastes de cravação do cone. Os dados são digitalizados, e normalmente gravados a cada 2,5 ou 5 cm de variação da profundidade. Esses sistemas de aquisição de dados permitem a apresentação, em tempo real dos resultados obtidos durante a penetração, utilizando gráficos da variação da resistência de ponta (q_c), o atrito lateral (f_s) e a poro-pressão (u) com a profundidade.

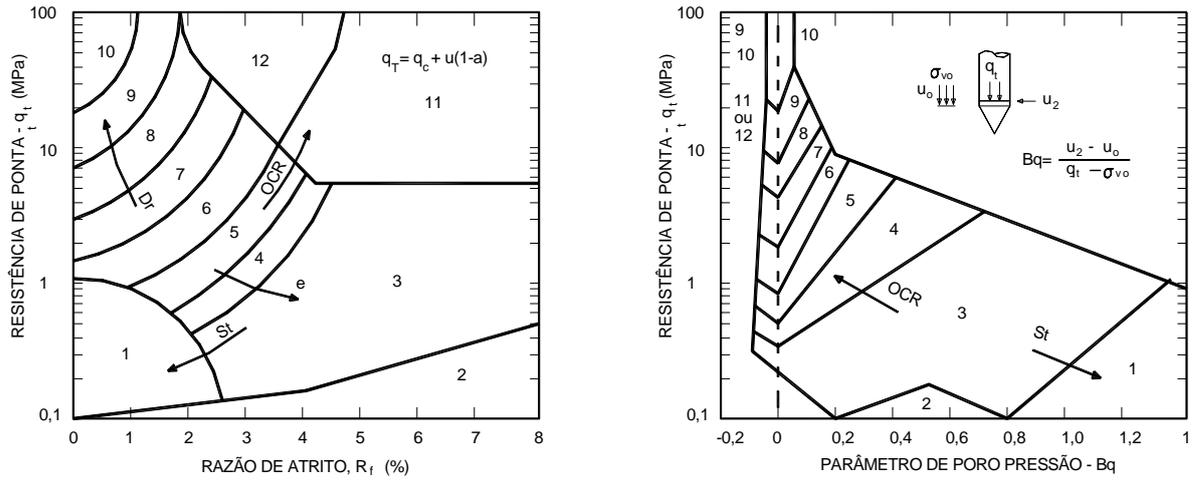
A medida das poro-pressões, além de auxiliar na definição do perfil estratigráfico, permite a estimativa do coeficiente de permeabilidade a partir do ensaio de dissipação do excesso de poro-pressão. Este pode ser facilmente conduzido em qualquer profundidade através de uma interrupção no processo de penetração do piezocone. Com o sistema paralisado, monitora-se a dissipação do excesso das poro-pressões em função do tempo, obtendo-se assim uma estimativa do coeficiente de permeabilidade do solo. Para mais informações a respeito da saturação do piezo-elemento e do ensaio de dissipação, recomenda-se consultar Teh e Houlby (1991), Robertson e Campanella (1986), Larsson (1995), Campanella et al. (1995), Lunne et al. (2007), Giacheti (2001), Mondelli (2004), De Mio et al. (2004).

Uma das principais aplicações do piezocone é para a identificação do perfil estratigráfico a partir do emprego de cartas de classificação. A experiência tem demonstrado que tipicamente a resistência de ponta (q_c) é alta em areias e baixa em argilas e o atrito lateral (f_s) é baixo em areias e alto em argilas.

Douglas e Olsen (1981) foram os pioneiros a propor uma carta de classificação de solos a partir da resistência de ponta (q_c) e razão de atrito (R_f) determinado com cones elétricos. Uma das cartas de classificação mais utilizadas é a proposta por Robertson et al. (1986), apresentada na Figura 3.6. Esta carta utiliza a resistência de ponta corrigida (q_T) e a razão de atrito corrigida ($R_f = (q_T / f_s) * 100$). A carta mostra, além da classificação dos solos, a tendência de variação da densidade relativa (D_r), do histórico de tensões (OCR), da sensibilidade (S_t) e do índice de vazios (e). O piezocone permite ainda que se classifique o solo utilizando a informação de poro-pressão, através do índice de poro-pressão (B_q). Este recurso é interessante especialmente para solos moles, onde os valores de resistência de ponta são baixos e a geração de poro-pressão é elevada.

A resistência de ponta e o atrito lateral aumentam com a profundidade devido à tensão de confinamento. Portanto, os dados obtidos pelo CPT necessitam de correções, especialmente para as sondagens mais profundas. Por exemplo, em uma camada espessa de argila pré-adensada, a resistência do cone aumentará com a profundidade, resultando em mudanças aparentes na classificação (ROBERTSON, 1998). Assim, uma nova carta de classificação com base em dados obtidos em ensaios CPTU foi proposta por Robertson (1990) e é recomendada para sondagens com profundidade superior a 30 m.

De Mío (2005) apresenta a primeira proposta de classificação de solos tropicais utilizando a relação q_c versus R_f (Figura 3.7). Sua pesquisa consistiu na interpretação de resultados de ensaios de cone elétrico realizados em quatro cidades brasileiras com ocorrência de solos tropicais (Bauru-SP, Campinas-SP, São Carlos-SP e Londrina-PR).



SBT	Tipo de comportamento do solo
1	Solos finos sensíveis
2	Solos orgânicos
3	Argila
4	Argila siltosa a argila
5	Silte argiloso a argila siltosa
6	Silte arenoso a silte argiloso
7	Areia siltosa a silte arenoso
8	Areia a areia siltosa
9	Areia
10	Areia pedregulhosa a areia
11	Solo fino muito rijo *
12	Areia a areia pedregulhosa *

* Pré-adensado ou cimentado

Figura 3.6. Carta de classificação de solos utilizando CPT elétrico (ROBERTSON et al., 1986).

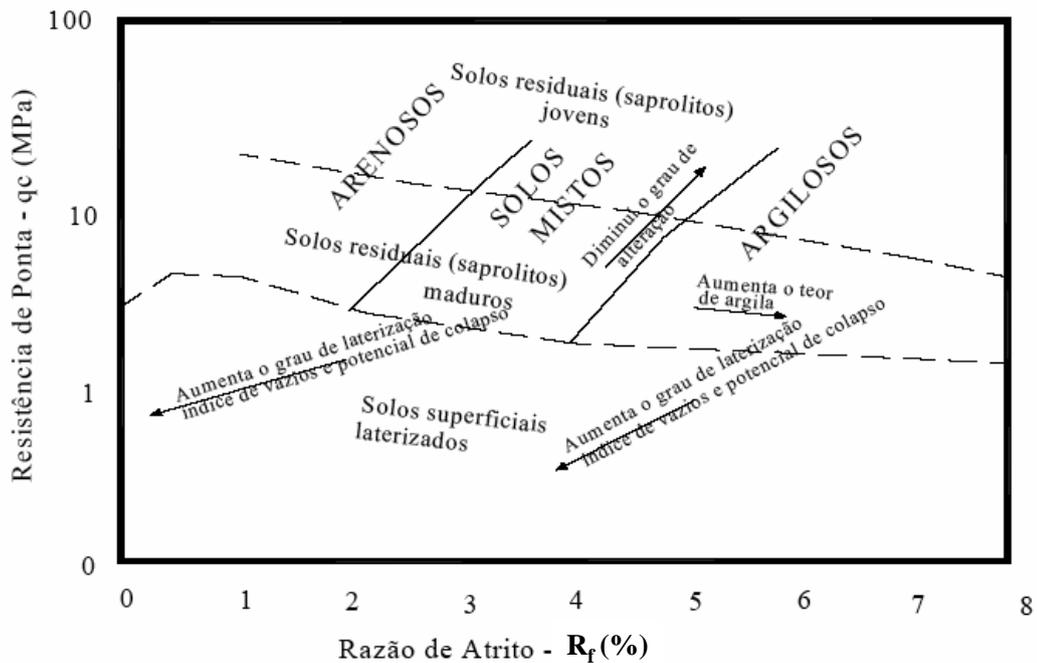


Figura 3.7. Proposta para classificação de solos tropicais com base em ensaios de cone elétrico (DE MIO, 2005).

b) O Piezocone de Resistividade (RCPTU)

Dentre os sensores incorporados ao piezocone para investigação geoambiental, o de medida da resistividade elétrica é o mais conhecido e aplicado em todo o Mundo, em conjunto com os sensores de temperatura, pH e TDR. Este recurso permite medir continuamente a resistência a um fluxo de corrente elétrica aplicada ao solo.

Segundo Campanella e Weemees (1990), a resistividade elétrica dos solos é determinada, primeiramente, medindo-se a resistência elétrica. Isso é feito a partir da medida da voltagem, através de um par de eletrodos alimentados com uma frequência de corrente conhecida. Essa resistência é calculada a partir da Lei de Ohm.

$$R = \frac{\Delta V}{I} \quad (3.3)$$

onde:

R = Resistência;

I = Corrente elétrica;

ΔV = Diferença de Potencial.

Entretanto, a resistência medida não é uma propriedade intrínseca do material, mas uma função da área da seção transversal e do comprimento do material que conduz corrente. Assim, a resistividade (ρ) pode ser definida como:

$$\rho = \frac{a}{l} R = \frac{1}{C} \quad (3.4)$$

onde:

ρ = Resistividade (ohm.m);

a = Área de seção transversal (m²);

l = Comprimento (m);

R = Resistência (ohm);

C = Condutividade.

Como a condutividade (C) é o inverso da resistividade (ρ), é fácil converter uma na outra de acordo com a seguinte expressão:

$$C (\mu\text{s/cm}) = 10.000/\rho (\text{ohm.m}) \quad (3.5)$$

Para o caso de um par de eletrodos num meio condutor homogêneo e isotrópico existe uma relação linear entre resistência e resistividade:

$$\rho = k_r \cdot R \quad (3.6)$$

onde k_r é a constante do aparelho, função da geometria do par de eletrodos.

Para transformar resistência em resistividade, uma calibração de laboratório deve ser feita para os pares de eletrodos. Para minimizar os efeitos de borda no campo elétrico gerado, o RCPTU é colocado em um reservatório com água que envolva totalmente o dispositivo. Esse reservatório é preenchido com água e então, adiciona-se cloreto de potássio (KCl) pouco a pouco, e mede-se a condutividade para diferentes concentrações. Essa condutividade é medida com um condutivímetro portátil e os valores são comparados com a condutividade (resistividade) medida pelo RCPTU (WEEMEES, 1990).

A medida da resistividade é uma função da resistividade tanto do fluido presente nos poros como das partículas sólidas. O mecanismo de condução de corrente elétrica dominante é a transferência de carga através da condução eletrolítica, isto é, movimento físico de íons em resposta à aplicação de um campo elétrico. Em geral, quanto mais íons presentes no fluido dos poros, menor será a resistividade e maior será a condutividade (CAMPANELLA; WEEMEES, 1990).

Solos contaminados são normalmente um sistema multifásico composto de partículas sólidas do solo, fluido e ar. Deste modo, a medida da resistividade do solo é o resultado da condução (ou falta de condução), através dos componentes mencionados acima e da interação de um com outro. A dificuldade é identificar qual componente provoca mudanças na resistividade. Nos item 3.3 esses fatores são detalhadamente discutidos.

Assim, é possível detectar a presença de certas substâncias ou se suas concentrações presentes no lençol freático estão acima de um determinado valor de referência. Esses valores de referência são estabelecidos a partir da experiência de campo ou a partir de ambientes geológicos similares. Em áreas em que os valores de referência são excedidos, pode-se então efetuar uma avaliação complementar através da coleta, em profundidades discretas, de amostras da água subterrânea, para uma posterior análise química.

Solos úmidos possuem resistividades menores do que solos secos. Solos finos (argilosos) possuem resistividades menores do que solos grossos (areias). Solos não-saturados e saturados com compostos imiscíveis (NAPLs), como hidrocarbonetos, possuem resistividades elevadas, enquanto que compostos inorgânicos miscíveis, como soluções salinas e chorume possuem baixos valores de resistividade. Dessa maneira, pode-se concluir que a resistividade do solo é influenciada pela porosidade, pela permeabilidade, pela porcentagem de íons no fluido contido nos poros e também pelos argilominerais.

O dispositivo apresentado na Figura 3.8 é composto por um arranjo de quatro eletrodos, do tipo *Schlumberger*, onde a corrente é fornecida pelos dois eletrodos mais externos e a diferença de potencial é medida através dos dois eletrodos internos. Como descrito no item 3.2.1.1, a principal característica deste arranjo é que a distância entre os dois eletrodos internos (MN) deve ser bastante pequena em relação à distância dos dois eletrodos externos (AB), procurando satisfazer a relação $MN \leq AB/5$.

Existem também os dispositivos compostos pelo arranjo *Wenner*, onde a única diferença em relação ao arranjo *Schlumberger* é a distância entre os quatro eletrodos, que é igual entre todos eles (distância “a”). A Figura 3.9 apresenta um desenho esquemático deste tipo de arranjo e a Foto 3.1 mostra um piezocone de resistividade com este tipo de arranjo.

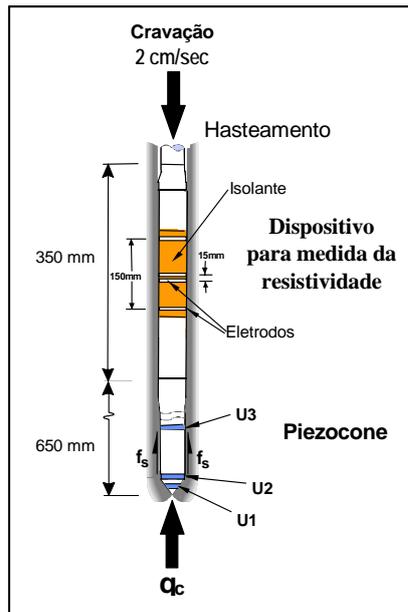


Figura 3.8. Desenho esquemático de um RCPTU (DAVIES; CAMPANELLA, 1995a).

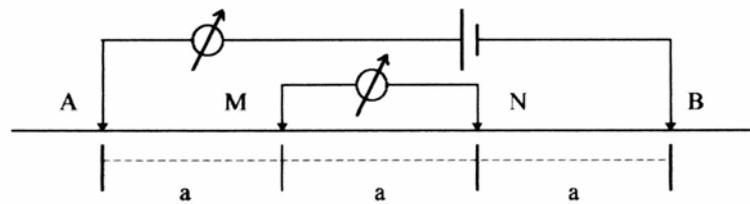


Figura 3.9. Arranjo *Wenner* (ELIS, 1993).



Foto 3.1. Piezocone de resistividade com quatro eletrodos dispostos em arranjo *Wenner*.

Os preparativos envolvidos no ensaio RCPTU são similares àqueles de qualquer outro ensaio CPT (ROBERTSON; CAMPANELLA, 1988). O único procedimento adicional é a

conexão de um gerador de sinal no sistema de aquisição de dados para controlar o nível de corrente e a frequência para as medidas de resistência elétrica. Weemees (1990) discute a importância de se trabalhar com corrente alternada e com frequências elevadas o bastante para evitar a polarização dos eletrodos externos. Normalmente, recomenda-se a utilização de 1000 Hz de frequência.

c) Demais Sensores Incorporados ao Piezocone

Dependendo do tipo de contaminante a ser investigado (orgânico ou inorgânico; DNAPL ou LNAPL), outros sensores podem ser incorporados ao (R)CPTU, como por exemplo (BURNS; MAYNE, 1998):

- *Sensor de Temperatura*: frequentemente incorporado ao piezocone e de grande aplicabilidade geoambiental;
- *Sensor de pH*: capaz de identificar se a área contaminada, monitorada ou remediada está ácida ou básica;
- *Nêutron e Radiação Gamma*: para avaliação do teor de umidade e a densidade relativa do solo;
- *Reflectometria no Domínio do Tempo (TDR)*: para medida da constante dielétrica do solo e do fluido dos poros, a qual pode ser correlacionada com o teor de umidade volumétrico;
- *Potencial de Oxi-Redução (Redox)*: permite que seja realizada a medida da capacidade de troca de oxigênio do terreno.
- *Sensor Ótico-eletrônico Integrado*: desenvolvido para determinar a concentração química do solo e do aquífero *in situ*. Este sensor depende da ocorrência de uma reação química, adsorção ou absorção do contaminante de interesse com um revestimento polimérico num guia de onda óticamente transparente;

- *Video Cone*: para obtenção de imagens gravadas do solo ao longo da extremidade do cone durante a penetração;
- *Polarização Induzida*: assim como medidas resistividade elétrica podem ser anexadas ao piezocone, de cargabilidade também. A UBC desenvolveu essa ferramenta, apresentada por Kristiansen (1997);
- *Ultra-Violeta Induzido*: Biggar et al. (2003) apresentam a aplicação do “UVIF-CPT” na detecção de óleos e gases em Alberta, Canadá.

3.2.1.3 Amostragem e Monitoramento

Os diversos sensores que podem ser acoplados ao piezocone para investigação geoambiental do subsolo, apresentados anteriormente, podem diminuir significativamente a necessidade de coleta de amostras a serem analisadas geotecnicamente ou quimicamente em laboratório, o que requer custos mais elevados e estudos mais detalhados. Contudo, os ensaios indiretos de investigação, que apresentam a grande vantagem de não haver contato direto do operador com o material contaminado, dificilmente substituirão por completo as informações obtidas a partir das análises de amostras de solo, água e gás, pois as variáveis envolvidas na investigação geoambiental são muitas (meio geológico, sazonalidade, hidrogeologia, etc). As amostras, além de confirmar os dados obtidos a partir das técnicas indiretas, auxiliam na análise quantitativa da contaminação em questão.

Diversas são as técnicas existentes atualmente para amostragem de solo, água e/ou gás. Elas variam desde sondagens à percussão e a trado, até amostradores especiais que utilizam o sistema *direct-push* de cravação (TORSTENSSON e PETSOK, 1988; DAVIES, 1999). Poços de monitoramento do aquífero freático continuam sendo de fundamental importância para coleta de amostras de água de modo contínuo e em longo prazo.

A realização de sondagens de simples reconhecimento (SPT) e a utilização de trados manuais especiais, como o trado oco (*Hollow Stem Auger*) descrito por Quaresma (1999), utilizando *liners* para acondicionamento das amostras, possibilitam a obtenção de amostras de solo de modo contínuo e de ótima qualidade. Lagrega et al. (1994), Brandl e Robertson (1995), Codo (2006) e Agena et al. (2006) descrevem diferentes métodos de perfuração aplicados a diferentes tipos de solos e rochas, os quais futuramente permitirão a instalação de instrumentos de investigação (piezômetros, sensores) e de poços de monitoramento permanentes.

A NBR-13895/97, a CETESB (1999; 2004), Lagrega et al. (1994) e Rebouças (2006) descrevem os principais componentes de um poço de monitoramento permanente adequado, como mostra a Figura 3.10:

- *Revestimento interno*: pode ser de aço inoxidável, ferro fundido ou plástico. É encaixado no interior da perfuração, com a função de revestir a parede da mesma;
- *Filtro*: tem a propriedade de permitir a entrada de água e de impedir a penetração de algumas impurezas plásticas do poço. Deve estar sempre abaixo do nível d'água;
- *Pré-filtro*: ocupa o espaço anular, entre o filtro e a parede de perfuração. É constituído de areia lavada de grãos quartzosos ou pedrisco de quartzo;
- *Proteção sanitária*: tem a função de evitar que a água superficial contamine o poço através da infiltração pelo espaço anular. É o conjunto formado pelo selo sanitário e pela laje de proteção;
- *Tampão*: a extremidade superior do tubo deve ser protegida contra a penetração de substâncias indesejáveis, que podem alterar os resultados da análise. É necessário instalar um tampão removível com chave. Na extremidade inferior do tubo, um tampão fixo, de preferência rosqueado, tem a função de evitar a entrada do material sólido no tubo;

- *Caixa de proteção*: o tubo de revestimento sobressai ao nível do terreno aproximadamente 0,2 m para evitar a penetração de água superficial e de elementos estranhos no poço. A caixa de proteção de alvenaria ou tubo de aço deve ter dimensões apenas suficientes para envolver a parte saliente do tubo de revestimento. Uma tampa na parte superior permite o acesso ao poço. Essa tampa pode manter-se fechada a chave para melhor proteção do poço;
- *Selo*: tem a função de vedar o espaço anular em torno do tubo de revestimento, acima do limite máximo de variação do nível do aquífero, evitando a contaminação do poço por líquidos percolados pelo espaço anular. Serve também para delimitar a camada de interesse dentro da zona saturada. O material vedante (bentonita, cimento) deve obstruir uma pequena parte do espaço anular, o suficiente para impedir a passagem de água de um nível para o outro;
- *Preenchimento*: o espaço anular entre a parede de perfuração e o tubo de revestimento deve ser preenchido por material impermeável (argila, solo de escavação) em toda a extensão não saturada, a fim de fixar o tubo de revestimento e dificultar a penetração de líquidos provenientes da superfície;
- *Guias centralizadoras*: dispositivos salientes, distribuídos ao longo do tubo de revestimento, fixados por seu lado externo. Tem a função de mantê-lo centrado em relação ao eixo do poço.

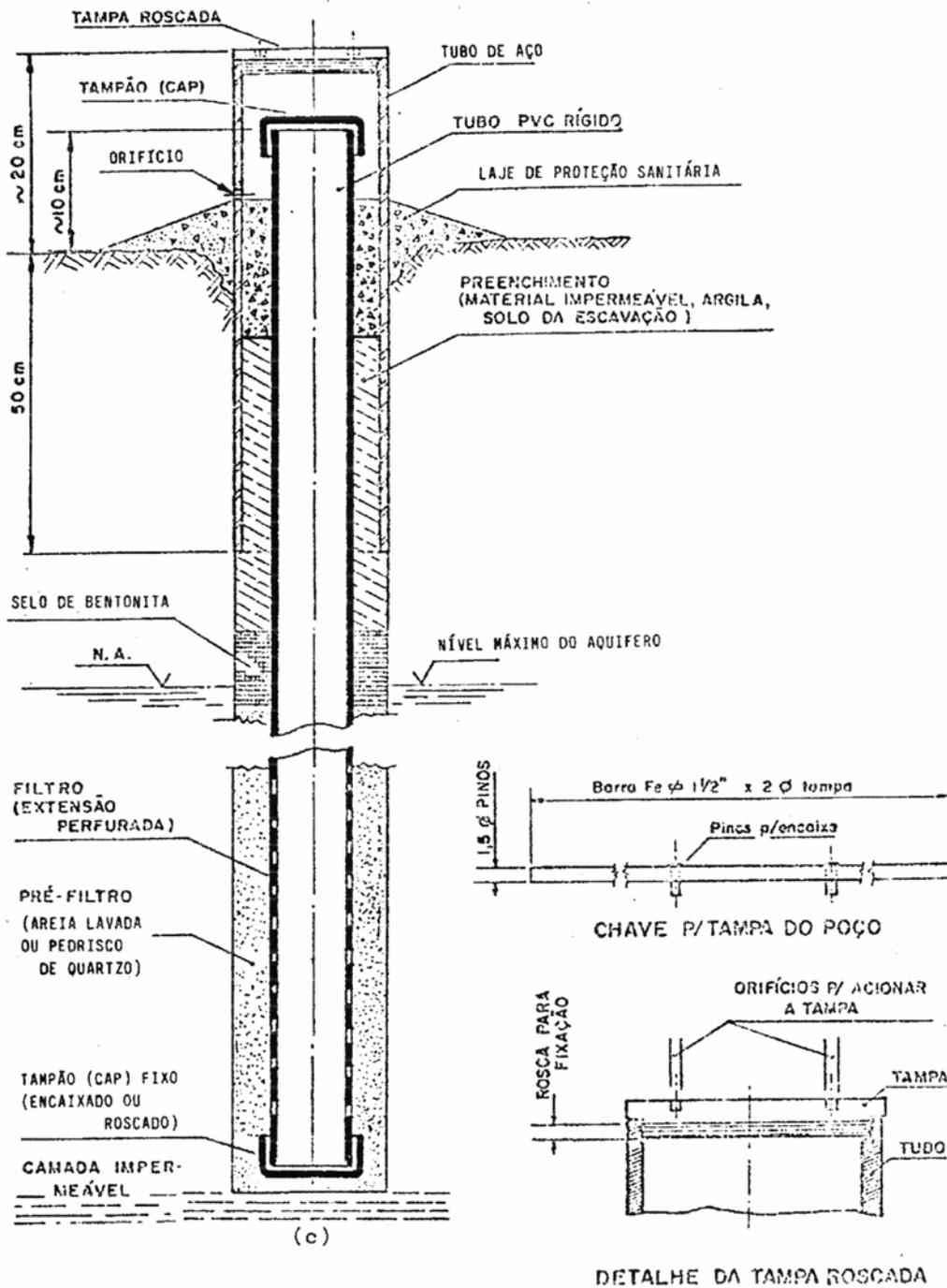


Figura 3.10. Perfil esquemático de poço de monitoramento (CETESB, 1999; 2004).

Uma vez instalados os poços de monitoramento, além da coleta de amostras de água, o nível d'água e a pressão piezométrica devem ser medidos constantemente, assim como ensaios de permeabilidade também poderão ser realizados. Quando da existência de aquífero confinado, deve-se medir a pressão piezométrica e coletar amostras de água em diferentes

níveis, interceptando todo o fluxo subterrâneo, a partir de múltiplos poços alinhados ou a partir de um único poço multi-nível, como mostra a Figura 3.11. O poço multi-nível em um único furo tem a vantagem de ser mais barato, mas pode ocorrer contaminação cruzada devido a imperfeições no selo de bentonita entre os pré-filtros (LAGREGA et al., 1994).

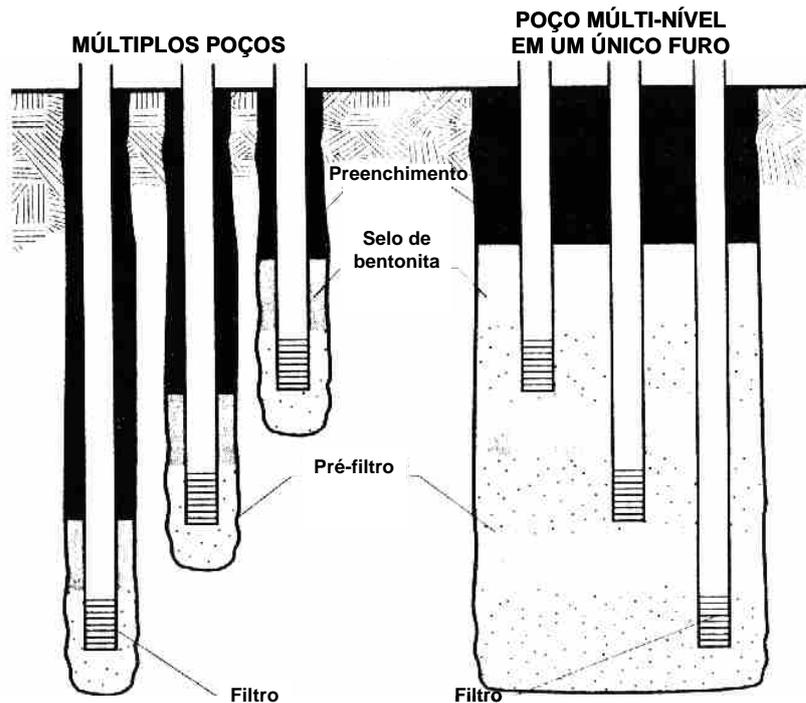


Figura 3.11. Tipos de poços para monitoramento de níveis distintos (LAGREGA et al., 1994).

Uma vez instalados, os poços de monitoramento passam a integrar um programa de monitoramento, cujo principal enfoque é determinar a distribuição espacial da qualidade da água e como esta varia no tempo. Segundo Hirata e Fernandes (2006), além da coleta e análise da água, o monitoramento é uma seqüência de procedimentos e ações para caracterização do aquífero. Contudo, os autores não apresentam técnicas que possam complementar um trabalho de monitoramento geoambiental, uma vez que nem sempre a investigação da zona saturada é suficiente para entender e diagnosticar as diversas variáveis existentes no problema *in situ*.

Apesar de caros, os poços de monitoramento possuem a vantagem de atingir grandes profundidades e de usar técnicas simples de amostragem de água (através de *bailers* ou bombas). Para amostragem de gases ou preservação dos íons voláteis, Rebouças (2006) apresenta novos amostradores e detectores de contaminantes disponíveis no mercado.

A preocupação com a qualidade da construção dos poços de monitoramento assim como o desenvolvimento de um protocolo e novas técnicas para construção e amostragem de água foi relatada no *Symposium on Field Methods for Ground-Water Contamination Studies*, realizado na Florida, EUA, em 1986. Muitos dos trabalhos apresentados nesse simpósio, deram origem às primeiras normas da ASTM sobre o assunto. Trabalhos como de Riggs e Hatheway (1988) e Patton e Smith (1988) alertam para uma adequada e padronizada construção dos poços de monitoramento, assim como a utilização do selo do cimento em toda a profundidade do mesmo, com exceção da seção do filtro. Isto garante que apenas a região de interesse do aquífero seja amostrada, além de impedir influência das águas de drenagem superficial e a diluição das amostras. Também são relatados nesse simpósio as primeiras tentativas de se utilizar a geofísica integrada aos dados provenientes dos poços de monitoramento (STIERMAN; RUEDISILI, 1988).

Para evitar esses problemas, amostradores especiais de solo, água e/ou gás têm sido cada vez mais desenvolvidos e utilizados. Geralmente, eles são cravados no terreno através da tecnologia *direct-push*, adjacentes a ensaios CPT, até a profundidade desejada. Muitas vezes, o amostrador é cravado no mesmo furo do CPT, desde que o amostrador tenha maior diâmetro que as hastes do CPT (BRANDL; ROBERTSON, 1997). Isto é uma grande vantagem dessa técnica, pois com o perfil definido pelo CPT, sabe-se qual camada deverá ser melhor investigada e detalhada. Além disso, poços de monitoramento temporários, de pequeno diâmetro, podem ser instalados a partir da colocação de filtros e tubos de PVC para bombeamento da água.

Uma limitação dos sistemas *direct-push* é a profundidade alcançada em solos densos e não-saturados, muitas vezes não sendo possível atingir o nível d'água. Mas diferentes técnicas de cravação, como aquelas que utilizam penetração dinâmica, já vêm sendo desenvolvidas para sanar esse problema.

Especial atenção deve ser dada aos materiais que constituem os amostradores, assim como os recipientes e locais de acondicionamento das amostras. Caso exista compatibilidade química entre a amostra e o material utilizado, a integridade da amostra não será mantida, e assim, as análises químicas ficarão comprometidas. Em geral, metais como o aço inoxidável, são mais aplicáveis a amostras com constituintes orgânicos, enquanto materiais orgânicos, como o Teflon e o PVC, são mais aplicados na análise de metais (BURNS; MAYNE, 1998). Brandl e Robertson (1997) lembram que latão, cromo laminado, níquel laminado e materiais galvanizados não devem ser utilizados na análise de metais pesados na água. A CETESB (1999; 2004) relaciona as substâncias a serem analisadas aos materiais que devem constituir os recipientes de acondicionamento de amostras de água, assim como as melhores formas de preservação e armazenamento destas.

A seguir, é apresentado um resumo sobre os principais amostradores que utilizam a tecnologia *direct-push*.

a) Amostradores de Solo

O amostradores de solo ligados à tecnologia *direct-push* geralmente utilizam um mesmo sistema de amostragem, como o *Gouda*, o MOSTAP e o *Geoprobe*, como aquele mostrado na Figura 3.12. Primeiramente, o amostrador é cravado, com as mesmas hastes utilizadas nos ensaios CPT, até a cota de desejada, quando a ponteira cônica é destravada. Sendo assim, apenas o conjunto haste-amostrador é empurrado até a cota final de amostragem. Terminado este procedimento, o amostrador é puxado para a superfície, sendo

que nesta etapa a ponteira de PVC flexível que havia sido colocada na extremidade do amostrador, é fechada pelo peso próprio do solo, impedindo que o mesmo caia dentro para dentro do furo.

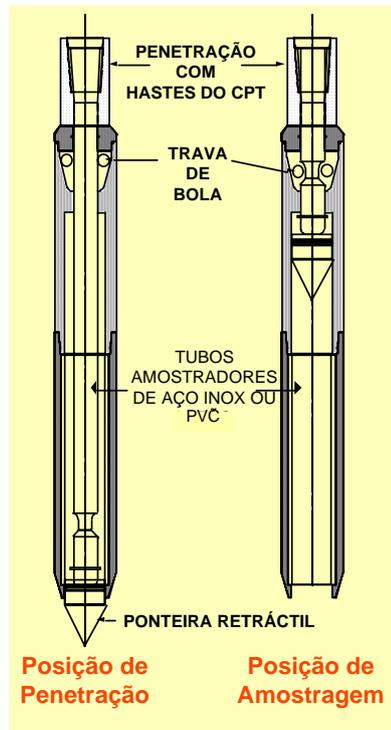


Figura 3.12. Desenho esquemático de um amostrador de solo para uso na investigação geoambiental (GIACHETI, 2001).

b) Sistema BAT

O penetrômetro BAT possibilita a realização da amostragem discreta de água subterrânea no próprio local, assim como é possível, também, medir a poro-pressão e o coeficiente de permeabilidade de solos saturados (Figura 3.13).

O kit para amostragem permite a obtenção tanto de gás como de fluido presentes nos poros. Utiliza-se para tanto um tubo de ensaio esterilizado, selado e com vácuo no seu interior. O emprego desse kit permite que se obtenha uma amostra, conectando-se esse tubo de ensaio à ponteira filtro. O gradiente de pressão criado entre o tubo de ensaio e o fluido/gás que preenche os poros em torno da ponteira é o responsável pela amostragem. Esse tubo de ensaio é colocado dentro do furo, utilizando-se um conjunto de pesos, cabos, além do

dispositivo com uma agulha de duas pontas. Ao término da amostragem, iça-se o tubo, o qual se fecha automaticamente quando é desconectado da agulha, devido à existência de um septo. A amostra no interior do tubo, poderá ser ensaiada no próprio local onde, em geral, mede-se a condutividade, o pH e a temperatura. Em seguida, a amostra é enviada para o laboratório onde serão realizados outros ensaios químicos específicos (TORSTENSSON; PETSONK, 1988).

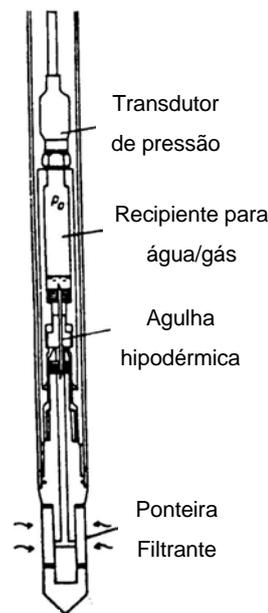


Figura 3.13. Sistema BAT de amostragem de água (TORSTENSSON, 1986).

c) Sistema UBC K BAT

Devido à pequena quantidade de líquido que passará pela agulha quando se utiliza o sistema BAT convencional, o ISTG UBC adaptou um sistema duplo engate-rápido (Figura 3.14), para substituir o sistema tradicional de agulha/septo. Esse engate rápido é uma válvula auto-vedante especial, fabricada para trabalhar de modo que, quando a parte superior entra em contato com a inferior, essa última abre primeiro e assim o vácuo aplicado no tubo de ensaio não se perde antes do início do ensaio de permeabilidade. Esse novo dispositivo permite uma rápida entrada de água quando se faz ensaios em areias.

Na Figura 3.15, tem-se o desenho esquemático do penetrômetro UBC K BAT. Uma das alterações foi a posição do elemento filtrante para 125 mm atrás da ponta do amostrador. A principal vantagem dessa mudança é poder utilizar o sistema em materiais mais densos. Outra modificação foi aumentar o diâmetro do amostrador para 50 mm. Isso permite que o novo penetrômetro seja cravado num pré-furo do piezocone, que tem 44 mm de diâmetro, reduzindo o nível de perturbação provocado no solo e aumentando o contato entre a parede do elemento filtrante e o material ensaiado (WILSON; CAMPANELLA, 1997).

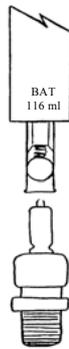


Figura 3.14. Duplo engate rápido utilizado no UBC K-BAT (GIACHETI, 2001).

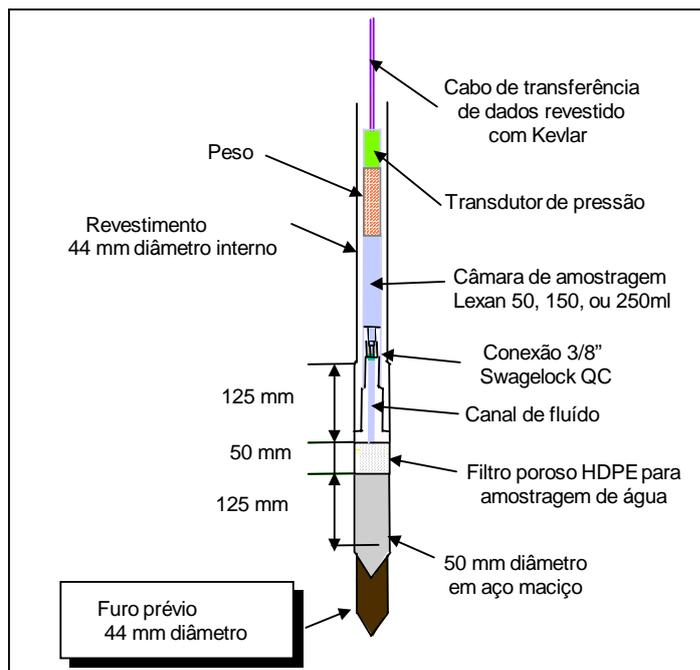


Figura 3.15. Desenho esquemático do sistema UBC K BAT (WILSON; CAMPANELLA, 1997).

d) *Hydropunch*

O *Hydropunch*® é um amostrador de água e gases subterrâneos que, como os outros amostradores, pode ser cravado no terreno até a profundidade desejada para ser realizada a amostragem. Inicialmente, é cravada apenas a haste do amostrador, o que permite que a água o preencha hidrostáticamente. O amostrador é de aço inoxidável, o que permite que sejam realizadas várias amostragens em um mesmo furo. Para que a água seja levada à superfície, um recipiente com cerca de 12,7 a 19 mm de diâmetro é abaixado através da cavidade da haste do cone até alcançar a amostra (Figura 3.16). Bombas peristálticas podem ser utilizadas para bombear grandes volumes de líquidos não-voláteis para a superfície (http://www.conetec.com/Pdf/cpt_ground.pdf em 07/2002).

Versões modificadas do *Hydropunch*® têm sido desenvolvidas para a instalação de poços de monitoramento em longo prazo. Estas incluem técnicas inovadoras para lacrar e rebocar o amostrador dentro solo, depois que este é empurrado para a profundidade desejada (ROBERTSON, 1998).

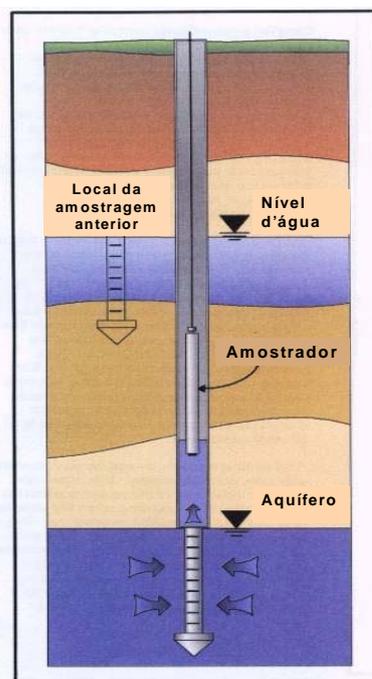


Figura 3.16. Sistema de amostragem de água *Hydropunch* (http://www.conetec.com/Pdf/cpt_ground.pdf em 07/2002).

f) *Cone Sipper*

O *Cone Sipper* foi desenvolvido com o objetivo de coletar amostras de gás e de água em cotas profundas, sendo o amostrador acoplado ao cone, permitindo assim a retirada de várias amostras de um mesmo furo (http://www.cmst.org/cmst/Cmst-Cp_reports/May95/SR153002.html, em 07/2002).

Para a obtenção da amostra, o cone é cravado até a profundidade desejada, que muitas vezes trata-se da zona vadosa, isto é, a camada de solo localizada logo acima do nível d'água. A válvula de dentro do cone é aberta e a amostra é então atraída para dentro da câmara coletora pelo gradiente natural ou com a ajuda de um pequeno vácuo (Foto 3.2). O líquido ou o gás passa para dentro da câmara através de um filtro que os separa das partículas de solo. Depois que a amostra é coletada, a válvula é fechada e é aplicada pressão para que a amostra chegue à superfície para posterior análise química. Este procedimento pode se repetir desde que o amostrador seja descontaminado, utilizando-se água destilada, ar ou nitrogênio puro.

O caminho que leva a amostra do penetrômetro até a superfície são tubos de plástico de pequeno diâmetro, que podem ser vistos na Foto 3.2. O fato do diâmetro ser pequeno restringe a perda de componentes voláteis que podem estar presentes na água na interface entre o líquido e o ar, assegurando assim a integridade da amostra.

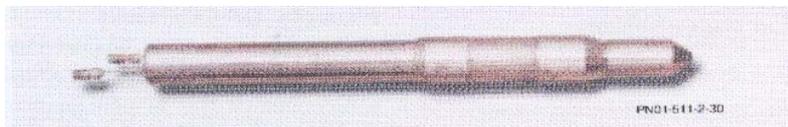


Foto 3.2. *Cone Sipper* (http://tech.inel.gov/documents/Type_B_Probes/Vapor_Port/01-GA51177-02.pdf, em 07/2002).

g) *Envirocone*®

O *Envirocone*® é constituído por um piezocone convencional de maior diâmetro (43,7 mm), especialmente equipado para permitir a análise química de água e vapor, além da

amostragem de solo (PICCOLI; BENOÎT, 1995). Gases podem ser amostrados da zona vadosa usando vácuo, enquanto a amostragem de água é feita através do filtro localizado atrás da ponta do cone, a partir de uma bomba especial localizada no corpo do cone. Uma célula de fluxo localizada dentro do caminhão de cravação do penetrômetro, recebe as amostras, que são então diretamente analisadas química e fisicamente a partir de espectrofotômetro e de cromatógrafo, além das medidas de pH, potencial de redox, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura.

3.2.2 Ensaio de Laboratório

Um dos principais problemas na avaliação do potencial de migração da pluma de contaminação é a sorção e a capacidade de tamponamento do solo. A Figura 3.17 apresenta o problema para o caso de um aterro sanitário, onde existe a geomembrana, que devido a uma instalação inadequada ou dano pode não evitar a passagem do chorume para o subsolo, formando assim a pluma de contaminação. O transporte desta pluma através do subsolo deve ser analisado quanto ao risco que ela apresenta ao aquífero e ao entorno do aterro. E esta análise implica no conhecimento da capacidade de atenuação natural do solo e da barreira de proteção (YONG, 2001).

Nos processos de atenuação natural, destacam-se os processos de retenção e retardamento dos poluentes pelo solo: os primeiros referem-se à acumulação dos poluentes nas frações de solo devido a sorções irreversíveis, enquanto os segundos apenas atrasam o avanço da pluma, devido aos processos de advecção, difusão, dispersão e sorções reversíveis.

O termo sorção abrange os processos de adsorção responsáveis pela transferência dos solutos dissolvidos da fase aquosa (íons, moléculas e compostos) para a superfície das partículas de solo. Entre estes processos, estão a adsorção física (ligações iônicas e de van der Waals), a adsorção química (ligações covalentes) e a precipitação. Segundo Yong (2001),

essas reações são governadas basicamente pelas propriedades superficiais das partículas de solo, pelas propriedades químicas dos poluentes e do meio aquoso, além da relação entre o potencial de oxi-redução (Eh) e o potencial hidrogeniônico (pH) do ambiente de interação.

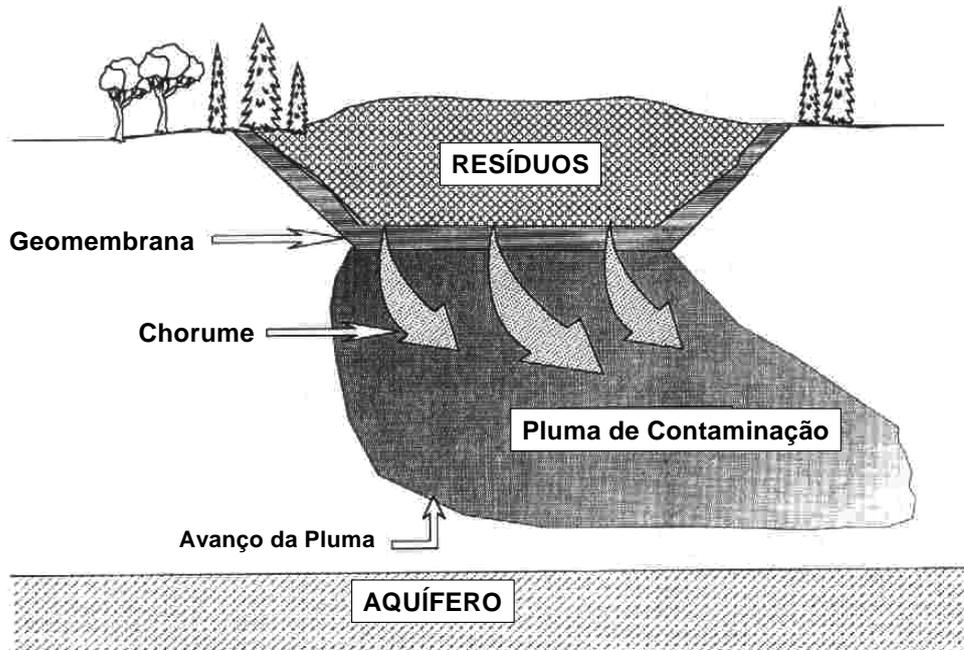


Figura 3.17. Pluma de contaminação e capacidade atenuação natural do solo (YONG, 2001).

Para que todos esses mecanismos sejam quantificados, ensaios de laboratório que envolvem tanto o transporte como a interação de poluentes com o solo têm sido realizados. Sendo ultimamente bastante difundidos e realizados em diferentes partes do Mundo, esses ensaios envolvem a estimativa de parâmetros de transporte, como por exemplo: o coeficiente de permeabilidade – k e o coeficiente de dispersão hidrodinâmica - D_h (ensaios de coluna), coeficiente de difusão - D^* (ensaios de difusão), coeficiente de distribuição - K_d (ensaios de equilíbrio em lote e de difusão) e fator de retardamento - R_d (ensaios de coluna, de difusão e de equilíbrio em lote).

Cada um desses parâmetros estão relacionados com mecanismos físicos e químicos de transporte, já descritos por vários autores, como Freeze e Cherry (1979), Shackelford (1993), Yong et al. (1992), Boscov (1997), Ritter (1998) e Boff (1999). A equação geral que indica o

fluxo unidimensional total de massa de um soluto inerte dissolvido na água ($\partial c/\partial t$), em um solo homogêneo isotrópico saturado, constitui a soma dos fluxos difusivo, dispersivo e advectivo e também as reações químicas devido à sorção, sendo dada por:

$$\left(1 + \frac{\rho_d \cdot K_d}{n}\right) \frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - u \frac{\partial c}{\partial z}$$

ou

$$R_d \frac{\partial c}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - u \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.7)$$

onde:

ρ_d = massa específica seca do solo;

K_d = coeficiente de distribuição, ou adsorção, do soluto;

n = porosidade do solo;

R_d = fator de retardamento;

c = concentração do soluto;

t = tempo;

D_h = coeficiente de dispersão hidrodinâmica, correspondente à soma dos coeficientes de dispersão mecânica (D_m) e de difusão (D^*);

z = direção de fluxo;

u = velocidade específica.

A interpretação da Equação 3.7 exige o uso de modelos matemáticos, uma vez que trata-se de uma equação diferencial de segunda ordem. Para mais informações sobre os modelos de transporte de contaminantes, consultar Shackelford e Rowe (1998) e Yong e Mulligan (2004).

A seguir, são apresentados os principais aspectos dos ensaios de laboratório que envolvem a obtenção de parâmetros para a estimativa do fluxo de poluentes em meios porosos.

3.2.2.1 Ensaios de Coluna

Os ensaios de coluna têm o objetivo de simular a passagem do contaminante através de uma amostra de solo indeformada ou compactada, no caso da simulação de *liners*. O procedimento básico do ensaio é percolar uma solução contaminante através do solo e coletar o efluente da coluna, analisando-se a sua concentração com o tempo. Os resultados são apresentados na forma de concentração do soluto, ou concentração relativa (c/c_0), em função do volume de poros percolados (curva de eluição), Figura 3.18.

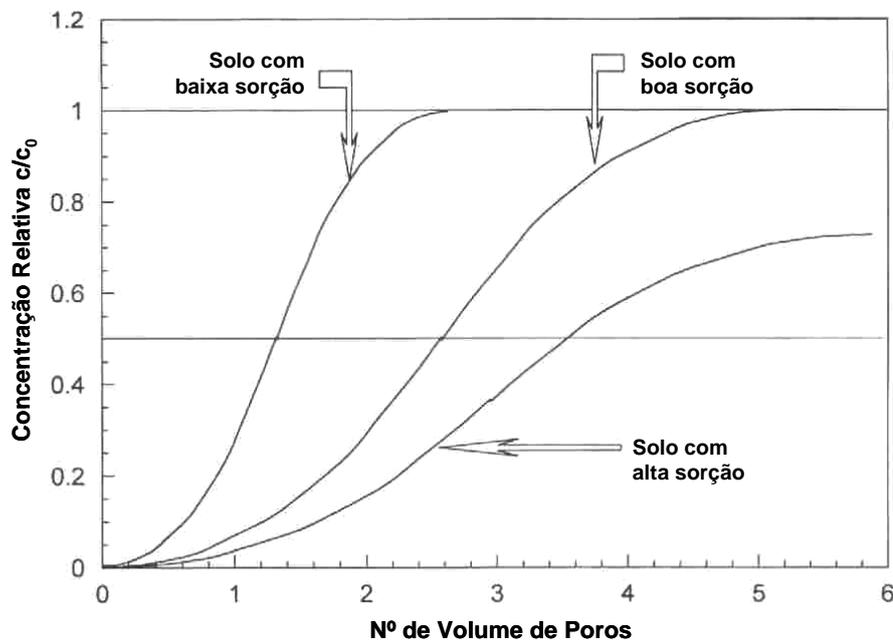


Figura 3.18. Curvas de eluição típicas (YONG, 2001).

Diferentes tipos de equipamentos têm sido desenvolvidos para a realização dos ensaios de coluna, de acordo com a disponibilidade e demanda de cada laboratório. Boff (1999) relaciona as principais diferenças construtivas encontradas na literatura:

- Sistemas de pressão distintos para produção de gradientes hidráulicos: bomba peristáltica, interfaces ar-água e ar-solução (expansão de membrana), coluna de mercúrio, frasco de Mariotte, etc;

- Câmaras triaxiais ou colunas de PVC para acondicionamento da amostra de solo: colunas de parede flexível (membrana de látex) e de parede rígida;
- Equipamentos compostos por diferentes materiais, em geral, inertes às soluções: polipropileno, teflon, PVC, aço inox, plexiglass, acrílico.

A Figura 3.19 ilustra os procedimentos para realização de ensaios de coluna com amostras replicadas, para posterior seccionamento e análise química, tanto das partículas de solo como do fluido dos poros, obtendo-se assim perfis de concentração para cada amostra. Este procedimento permite a obtenção da quantidade de soluto sorvida pelo solo, uma vez que nem sempre a diferença entre a concentração inicial e a do efluente da coluna corresponde à quantidade de soluto sorvida pelo solo (YONG, 2001). Isto porque a quantidade de soluto sorvido pelas partículas de solo não dependerá apenas da natureza e das superfícies reativas disponíveis, mas também do pH do sistema. A precipitação de alguns elementos, principalmente metais pesados, pode ocorrer a pHs elevados, permitindo assim que os poluentes fiquem concentrados também no fluido dos poros do solo.

Yong (2001) descreve algumas técnicas para avaliar a distribuição da sorção de metais pesados pelos diferentes minerais constituintes do solo. Entre as técnicas apresentadas pelo autor, estão:

- *SSE – Selective Sequential Extraction*: consiste em remover o íon sorvido de diferentes frações do solo, utilizando reagentes químicos e de maneira seqüencial;
- *SSFA – Selective Soil Fraction Addition*: consiste na adição sistemática de frações de um certo tipo de solo capaz de sorver o íon investigado;
- *SSFR – Selective Soil Fraction Removal*: consiste em remover diferentes componentes do solo aos poucos com a utilização de reagentes, obtendo-se a concentração dos íons para cada situação.

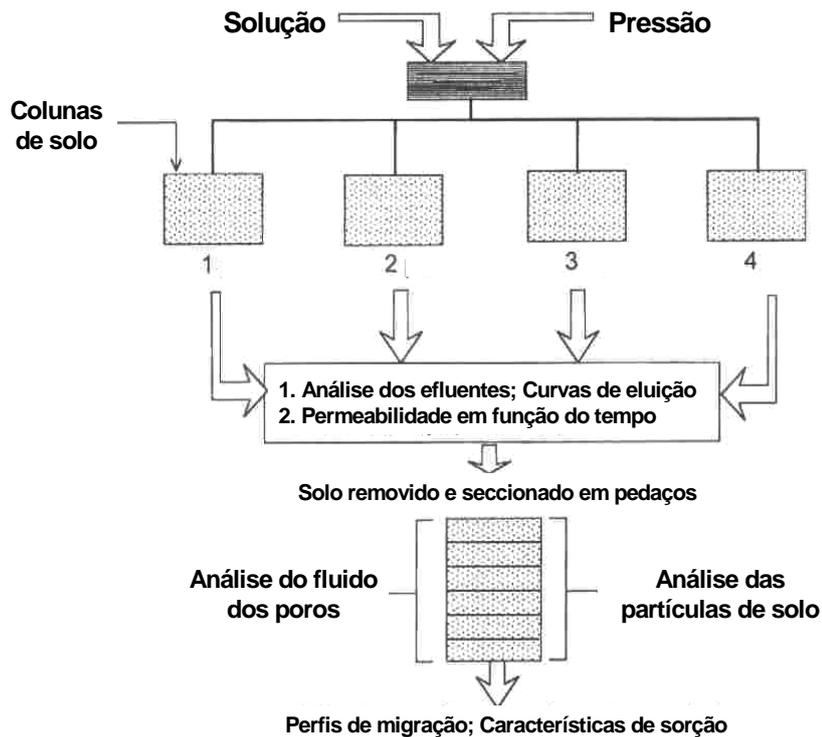


Figura 3.19. Procedimento para realização dos ensaios de coluna com posterior secionamento das amostras (YONG, 2001).

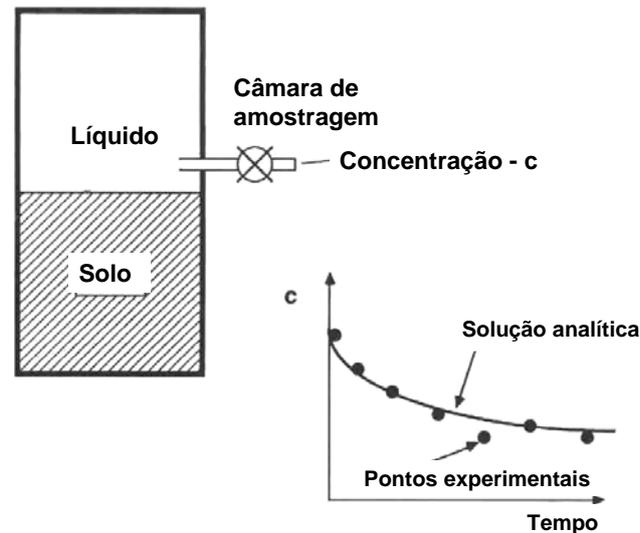
3.2.2.2 Ensaios de Difusão

Os ensaios de difusão foram desenvolvidos para o projeto de barreiras de argila compactadas, quando o coeficiente de permeabilidade, ou o gradiente hidráulico, dos contaminantes sobre a barreira são muito baixos, de modo que o fluxo é governado pelo mecanismo de difusão. Para essas condições, os parâmetros de controle de fluxo da Equação 3.7 tornam-se o coeficiente de difusão (D^*) e o termo de adsorção ($\rho.K_d$) (BARONE et al., 1989).

Para a realização do ensaio de difusão, uma amostra de solo é compactada em um molde de material inerte, saturada e então é exposta à solução contaminante em um reservatório. A diferença de concentração dos solutos estabelece um gradiente de concentração entre o reservatório e o solo compactado, e a concentração dos solutos no reservatório decrescem com o tempo (Figura 3.20 a). No final do ensaio, o solo é seccionado em diferentes partes, e a fase aquosa de cada parte é extraída para análise química, obtendo-se

o perfil de concentração dos solutos dentro do solo (Figura 3.20 b). O coeficiente de difusão para um soluto não reativo, ou a razão D^*/R_d para um soluto reativo, são calculados a partir da variação da concentração do soluto no reservatório versus tempo e também a partir do perfil de concentração de soluto no solo (SHACKEFORD; DANIEL, 1991).

a) DURANTE O ENSAIO



b) APÓS O ENSAIO

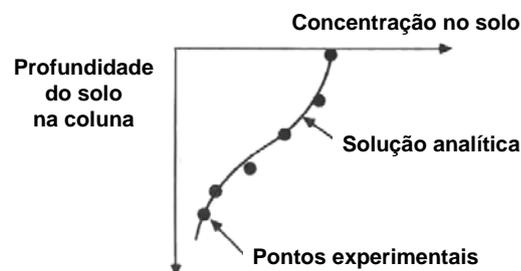


Figura 3.20. Procedimento para realização do ensaio de difusão: a) Perfil de concentração do reservatório; b) Perfil de concentração do solo (SHACKELFORD; DANIEL, 1991).

Exemplos de estimativa de parâmetros de transporte a partir de ensaios de difusão e demais variações dos equipamentos de ensaio são apresentados por Rowe et al. (1988), Barone et al. (1989) Shackelford et al. (1989), Boscov et al. (1999), Ritter et al. (1999), Leite e Paraguassú (2002), entre outros. Paula et al. (1999), por exemplo, apresentam um estudo para estimativa do coeficiente de difusão em solo arenoso, quando o efeito da difusão é desprezível se comparado aos mecanismos de advecção e dispersão.

3.2.2.3 Ensaios de Equilíbrio em Lote

A caracterização da capacidade de sorção dos solos geralmente é feita com a realização de ensaios de equilíbrio em lote. Estes ensaios são feitos com suspensões de solo, preparadas com solo seco ao ar e peneirado, misturado com várias concentrações de uma solução contaminante (Figura 3.21). Yong (2001) comenta que o processo se caracteriza pela adsorção de um soluto por um sistema constituído por partículas de solo completamente dispersas, estando praticamente toda a superfície das partículas exposta e disponível para a sorção de poluentes. Desde que a maioria dos solos contém diferentes tipos de frações de solo, e estas possuem diferentes áreas de superfície específica, espera-se que os resultados obtidos pelo ensaio apresentem um efeito médio de sorção entre todas as superfícies constituintes do solo.

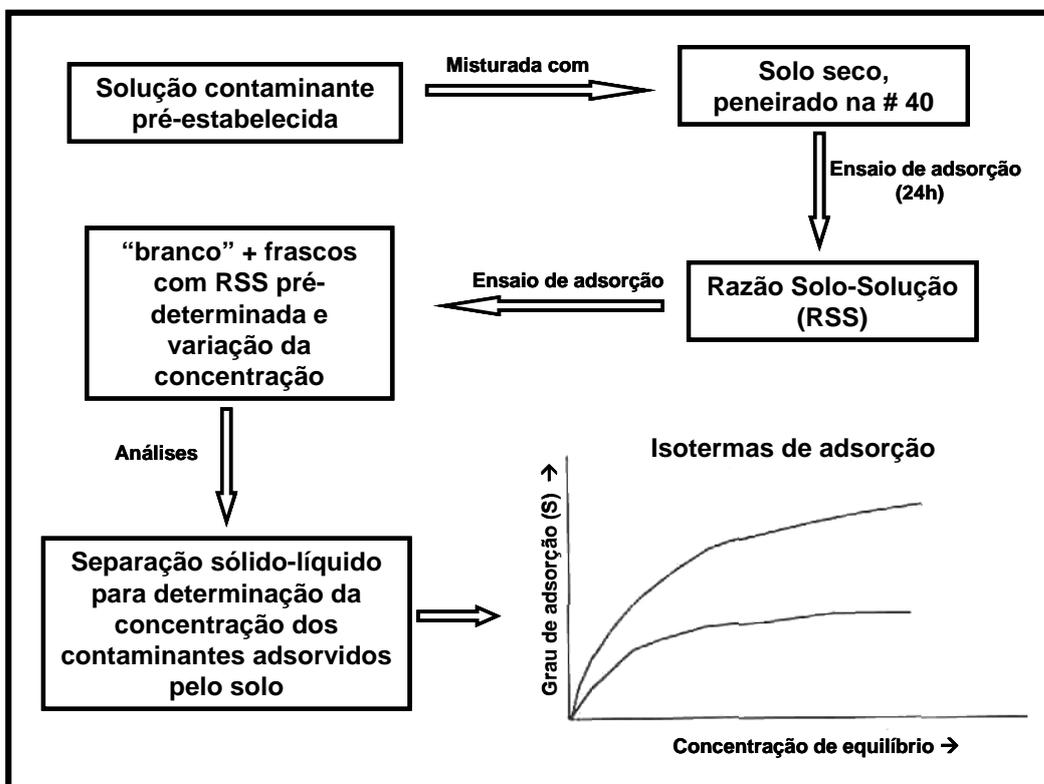


Figura 3.21. Procedimento para realização de ensaios de equilíbrio em lote (modificado de YONG, 2001).

A aparelhagem consta de frascos inertes para colocação das razões solo-solução (RSS), um equipamento para agitação dos frascos e um equipamento para separação das fases (centrífuga). Em um frasco, denominado “branco”, só é colocada a solução, sem solo. No final do ensaio, a diferença entre a concentração inicial da solução e a concentração final no frasco “branco” indica se houve adsorção ou desadsorção em outras superfícies, que não a do adsorvente, além de fornecer informações sobre a instabilidade do soluto com o tempo (BOSCOV, 1997).

Os ensaios são levados até o tempo de equilíbrio da solução, definido como o intervalo mínimo de tempo necessário para garantir que a variação na concentração seja menor ou igual a 5%. O tempo de equilíbrio é determinado experimentalmente.

Segundo Boscov (1997), muitos parâmetros experimentais podem afetar a adsorção de um dado constituinte químico pelo solo. Para solutos inorgânicos, os parâmetros são, entre outros: tempo de contato ou de equilíbrio, temperatura, método de mistura, razão solo-solução, teor de umidade do adsorvente (solo), pH da solução, hidrólise, e presença de outros produtos químicos dissolvidos na solução. Para solutos orgânicos, além dos parâmetros já mencionados, acrescentam-se: carbono orgânico dissolvido, volatilidade do adsorvato (soluto), fotodegradação, biodegradação e estabilidade do composto.

As isotermas de sorção são curvas que relacionam o grau de sorção de um elemento no solo à concentração de equilíbrio desse elemento na solução após o contato com o solo. O grau de sorção (S) é definido pela seguinte equação:

$$S = \frac{(c_0 - c_e)}{M} \cdot V \quad (3.8)$$

onde:

c_0 = concentração inicial da solução (“branco”);

c_e = concentração no tempo de equilíbrio;

V = volume da solução no frasco;

M = massa de solo seco.

As isotermas de sorção podem ser obtidas fixando-se uma RSS e variando a concentração da solução aplicada ao solo (isoterma CSI – *Constant Soil-Solution Ratio Isotherm*), ou fixando-se a concentração da solução e variando o volume de solução aplicado ao solo (isoterma ECI – *Environmentally Conservative Isotherms RSS*) (LEITE, 2001).

Os modelos de isotermas mais aplicados para interpretação dos resultados dos ensaios de equilíbrio em lote são (Figura 3.22):

Isoterma Linear:

$$S = K_d \cdot c_e \quad (3.9)$$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} K_d \quad (3.10)$$

Isoterma de Freundlich:

$$S = K \cdot c_e \cdot N \quad (3.11)$$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} K \cdot N \cdot c_e^{N-1} \quad (3.12)$$

onde:

K = constante proporcional à capacidade de sorção;

N = coeficiente dependente da declividade da curva.

Isoterma de Langmuir:

$$S = \frac{\alpha \cdot \beta \cdot c_e}{(1 + \alpha \cdot c_e)} \quad (3.13)$$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} \cdot \frac{\alpha \cdot \beta}{(1 + \alpha \cdot c_e)^2} \quad (3.14)$$

onde:

α = constante relacionada à energia de ligação ou sorção;

β = quantidade máxima de soluto que pode ser adsorvida pelo solo.

Observa-se que os modelos de isotermas Linear e de Freundlich não apresentam um limite de quantidade de soluto adsorvido pelo solo, enquanto que a isoterma de Langmuir considera que existe um máximo de partículas que podem ser adsorvidas para um certo volume de solo.

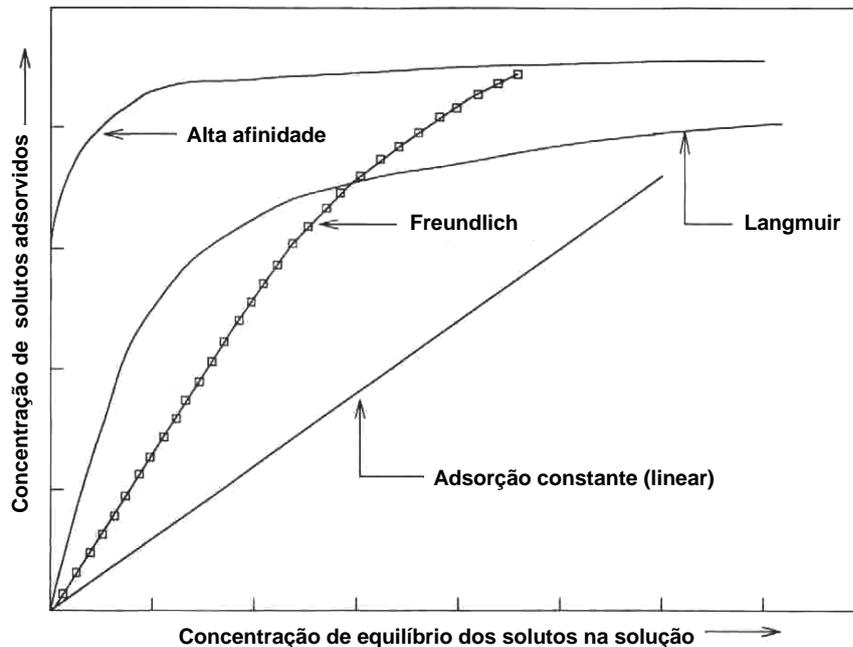


Figura 3.22. Diferentes tipos de isotermas de sorção (YONG, 2001).

3.3 A Resistividade Elétrica na Detecção de Solos Contaminados

A resistividade elétrica é uma das propriedades mais importantes e versáteis do solo para detecção de poluentes no subsolo de forma indireta, seja a partir de técnicas invasivas ou não invasivas. Isto ocorre porque ela é sensível a diferentes tipos de solos (de argilosos a arenosos), resíduos (metálicos, orgânicos e inorgânicos), plumas de contaminação (orgânicas e inorgânicas) e ainda, a rejeitos de mineração.

A seguir são apresentados os princípios, a interpretação e os principais fatores que afetam a medida da resistividade elétrica em meios porosos, seguidos de alguns exemplos de aplicação, tanto em laboratório como em campo.

3.3.1 Princípios Básicos e Interpretação

Um dos primeiros passos na interpretação de ensaios com medida de resistividade é relacionar a resistividade do solo com a resistividade do fluido, procurando considerar os diversos fatores que afetam essa relação. A Lei de Archie (1942) é uma das leis mais simples e famosas que relaciona diferentes componentes do solo para determinação da resistividade elétrica, sendo dada por:

$$FF = \frac{\rho_b}{\rho_f} = a \cdot n^{-m} \cdot S_r^{-s} \quad (3.15)$$

onde:

FF = fator de formação;

ρ_b = resistividade integral do sistema;

ρ_f = resistividade do fluido;

n = porosidade;

S_r = grau de saturação;

a = fator de escala da equação, que depende da mineralogia do solo. Para solos normalmente adensados, adota-se $a \cong 1$;

m = constante que depende do tipo do solo. Para areias, $m \cong 1,5$ e para uma série de argilas, $m = 1,8$ a $3,0$ (JACKSON et al., 1978);

s = expoente que também depende da mineralogia do solo, que Archie estimou como sendo igual a $2,0$ e DUNLAP et al. (1949) sugeriu valores de $1,0$ a $2,5$ (DANIEL, 1997).

Essa fórmula foi desenvolvida para areias e rochas com praticamente nenhuma quantidade de argila, não levando em consideração o efeito da camada dupla causada pelos argilominerais ou pela interface sólido-fluido nos valores de resistividade.

O termo fator de formação apresentado na Equação 3.15 pode ser definido como fator de formação aparente (F_a) ou intrínseco (F_i). Urish (1981) apresenta o conceito fator de

formação aparente, que inclui o efeito da condução de superfície e demais contribuições intergranulares devido à presença de fluidos nos poros. O fator de formação aparente medido em areias limpas, saturadas, não adensadas e não condutivas é uma função de diversas variáveis, que interagem de forma complexa entre si. São elas:

$$F_a = f(k_d, k_f, n, T, S_p, k_s) \quad (3.16)$$

onde:

k_d = condutividade específica da fase dispersa (matriz granular);

k_f = condutividade específica do fluido;

n = porosidade;

T = tortuosidade = $(L/L_b)^2$, sendo L a menor distância entre dois pontos de uma amostra e, L_b , o caminho tortuoso entre esses dois pontos;

S_p = área da superfície intersticial total dos poros por volume de poro de uma amostra;

k_s = condutividade específica da superfície dos grãos, que depende da resistividade, da composição iônica e do pH do fluido, além da capacidade de troca catiônica dos minerais.

Pfannkuch (1972) apresenta o conceito do fator de formação intrínseco, que envolve apenas os caminhos percorridos pelo fluxo nos poros, considerando a matriz do solo (ou rocha) perfeitamente não condutiva:

$$F_i = T / n \quad (3.17)$$

Sendo a condução de superfície uma fração considerável da condução total de um eletrólito em um meio poroso, Pfannkuch (1972) introduziu o termo k_s num modelo de resistência em paralelo, uma vez que a resistência total (R_b) dependerá da resistência de três diferentes fases (do fluido - R_f , do sólido - R_d e da dupla camada elétrica na interface sólido-fluido - R_s). Deste modo, a resistência combinada do sistema será dada por:

$$\frac{1}{R_b} = \frac{1}{R_f} + \frac{1}{R_d} + \frac{1}{R_s} \quad (3.18)$$

ou, em termos de condutância:

$$K_b = K_f + K_d + K_s \quad (3.19)$$

Quando esse modelo é expresso em termos da geometria do sistema, incorporando o conceito de tortuosidade, Pfanckuch (1972) transformou a condutância em condutividade, obtendo:

$$k_b = k_f \frac{n}{T} + k_d (1-n) \left(\frac{L_b}{L_d} \right)^2 + k_s \left(\frac{n}{T} \right) S_p \quad (3.20)$$

onde L_d é o caminho do fluxo que passa pelo material sólido.

Substituindo a Equação 3.17 na Equação 3.20, e considerando o fator de formação aparente igual à relação entre a condutividade do fluido e a condutividade total do sistema ($F_a = k_f/k_b$), tem-se:

$$F_i = F_a \left[1 + \frac{k_d}{k_f} \frac{(1-n)}{n} \left(\frac{L_b}{L_d} \right)^2 + \frac{k_s}{k_f} S_p \right] \quad (3.21)$$

Especial atenção deve ser dada às razões k_d/k_f e k_s/k_f , que determinam a magnitude da correção a ser introduzida na transformação de F_a em F_i . Considerando que o meio poroso é constituído por grãos de areia, a condutividade da matriz granular será muito baixa, com o termo k_d/k_f tendendo a zero. Quanto à razão k_s/k_f , observa-se que quanto maior é a condutividade do fluido, mais esse termo se aproxima de zero. Ou seja, a razão k_s/k_f pode ser escrita em função da concentração molar do fluido dos poros (PFANNKUCH, 1972; URISH, 1981).

Frohlich e Parke (1989) apresentam uma expansão da Lei de Archie, incluindo a resistividade de superfície (ρ_s) no modelo de resistência em paralelo:

$$\frac{1}{\rho_b} = \frac{n^m}{a \cdot \rho_f} \cdot S_r^n + \frac{1}{\rho_s} \quad (3.22)$$

Essa expressão relaciona a resistividade elétrica resultante de uma zona não saturada à resistividade do fluido, à porosidade, à saturação e à resistividade da interface sólido-fluido, causada pela dupla camada elétrica. Nesse caso, a resistividade da matriz granular (ρ_d) foi desprezada, mas pode-se estimar sua importância na resistividade resultante medindo-se o fator de formação de uma amostra saturada com fluidos a diferentes resistividades.

Para poder estimar a contribuição relativa de ρ_s na resistividade total do meio, Frohlich e Parke (1989) escreveram a Equação 3.21 em função da resistividade do solo não saturado (ρ_{us}) e da resistividade do solo saturado (ρ_{sat}), que podem ser medidas diretamente:

$$\frac{1}{\rho_{us}} = \frac{S_r^n}{\rho_{sat}} + \frac{1}{\rho_s} \quad (3.23)$$

Aplicando função logarítmica em ambos os lados da equação e escrevendo ρ_s em função de ρ_{sat} , introduzindo a razão $M = \rho_s/\rho_{sat}$, os autores obtiveram a seguinte expressão:

$$\log \rho_{us} = \log (\rho_{sat} \cdot M) - \log (M \cdot S_r \cdot n + 1) \quad (3.24)$$

A Figura 3.23 apresenta uma série de curvas da razão ρ_{us}/ρ_{sat} versus S_r em escala bi-logarítmica, para $n = 2$ e $\rho_{sat} = 1$, sendo cada curva representada por um diferente valor de M . Essa figura mostra que quanto mais seco fica o solo, maior é a contribuição da resistividade de superfície na resistividade total do meio poroso. Para saturações mais elevadas, o coeficiente n pode ser determinado como o coeficiente angular da reta. Observa-se também que quanto menor M , ou quanto maior a condutividade da superfície, mais as curvas se desviam dessa reta.

Frohlich e Parke (1989) concluem que qualquer aplicação de medida de resistividade elétrica em zonas não saturadas deve incluir uma estimativa da condutividade da superfície do grão, que é possível a partir da medida da resistividade a diferentes graus de saturação.

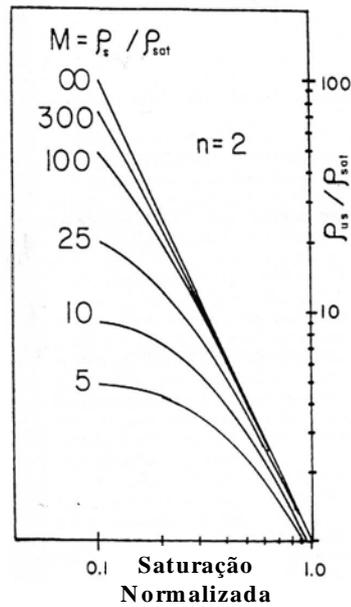


Figura 3.23. Razão entre as resistividades do solo não saturado e saturado em função da saturação normalizada (FROHLICH; PARKE, 1989).

3.3.2 Exemplos de Aplicação

3.3.2.1 Em Laboratório

Uma forma de estudar as relações entre a resistividade e os diversos fatores que a influencia é a partir de ensaios de laboratório, onde as diversas variáveis encontradas durante a análise dos ensaios de campo podem ser controladas. Vários autores têm apresentado diferentes técnicas para medir a resistividade elétrica de solos em laboratório e para diferentes finalidades.

Jackson et al. (1978) apresentam um dos primeiros aparatos para a medida da resistividade elétrica de meios porosos em laboratório. Como mostra a Figura 3.24, trata-se de uma câmara para sedimentação de areias, com base larga e graduada. Cada lado da câmara era composto por uma placa contendo 81 parafusos de aço inoxidável conectados alternadamente, constituindo os eletrodos de corrente e os de potencial separadamente. Os autores obtiveram mostraram que o expoente m da Lei de Archie depende da forma dos grãos, crescendo quando eles se tornam menos esféricos. Já as variações no tamanho e na distribuição dos grãos não

tiveram muito efeito sobre este parâmetro. A Figura 3.25 apresenta valores de m variando entre 1,2 e 1,85, quando utilizados materiais granulares artificiais e saturados.

Com o objetivo de avaliar a qualidade da compactação dos solos, incluindo aqueles utilizados em liners, Kalinsky e Kelly (1994) e Abu-Hassanein e Benson (1994) desenvolveram aparatos para a medida da resistividade elétrica em laboratório para amostras compactadas.

Kalinsky e Kelly (1994) desenvolveram uma célula circular de material isolante, com oito eletrodos, como mostra a Figura 3.26. Assim, oito medidas de resistência eram realizadas de forma separada, utilizando quatro eletrodos de cada vez, sendo os dois mais externos utilizados como eletrodos de corrente e os internos como eletrodos potenciais.

Abu-Hassanein e Benson (1994) construíram um molde em PVC para compactação, com as mesmas medidas daquele empregado no ensaio de compactação Proctor Normal. O campo elétrico era induzido através de dois discos de cobre posicionados nas extremidades do corpo de prova, enquanto a diferença de potencial era medida entre duas barras, também de cobre, cravadas no corpo de prova (Figura 3.27). Os resultados desses ensaios mostraram que a resistividade de argilas compactadas é sensível ao teor de umidade, ao esforço de compactação e à saturação inicial do corpo de prova.

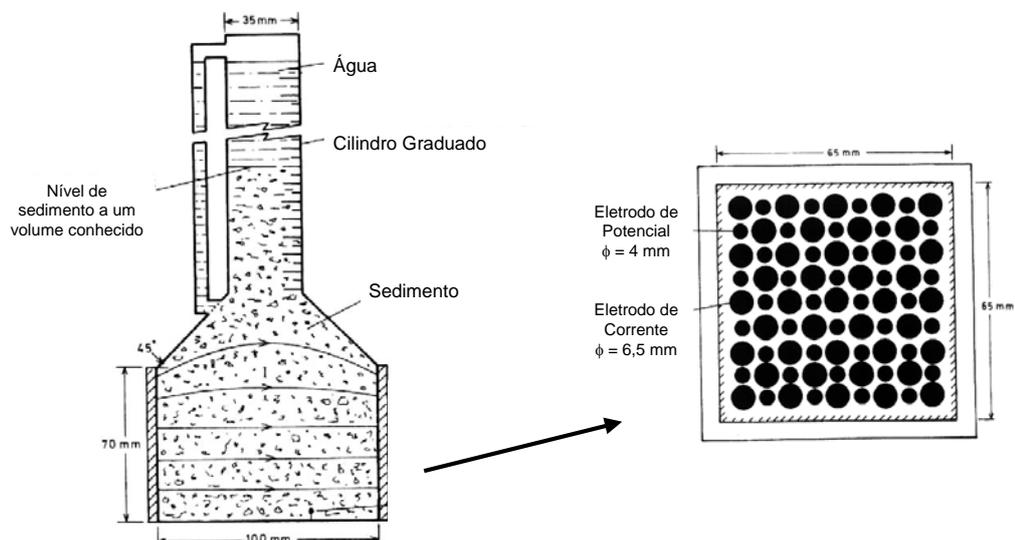


Figura 3.24. Câmara de sedimentação para medida da resistividade em laboratório (JACKSON et al., 1978).

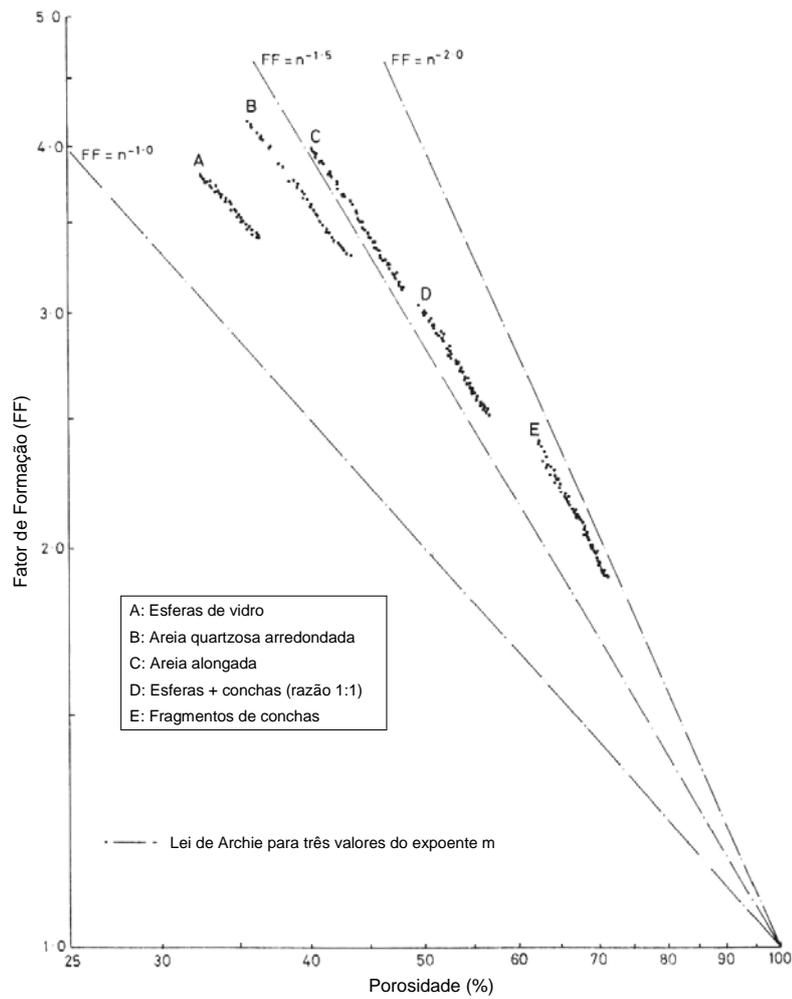


Figura 3.25. Fator de formação versus porosidade para amostras artificiais com esfericidade decrescente (JACKSON et al., 1978).

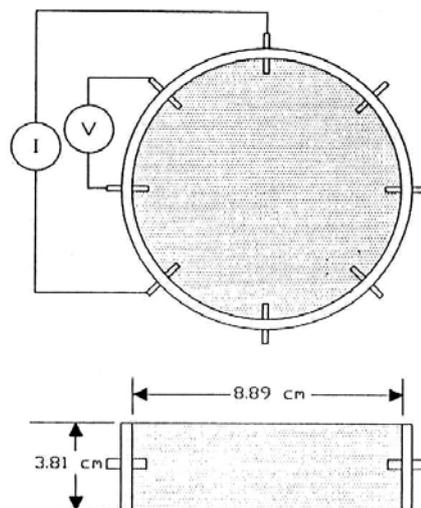


Figura 3.26. Célula para medidas sequenciais de resistividade, com oito eletrodos (KALINSKY; KELLY, 1994).

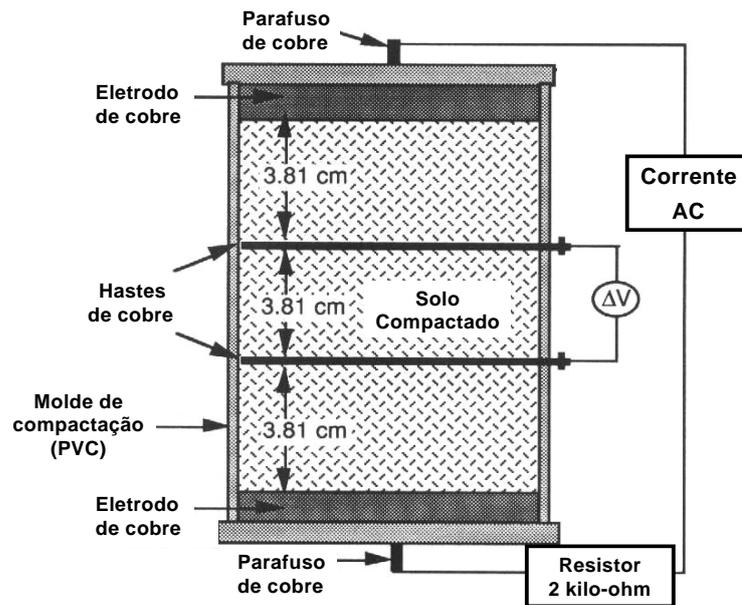


Figura 3.27. Molde de compactação para medida da resistividade elétrica (ABU-HASSANEIN; BENSON,1994).

A Figura 3.28 mostra a relação entre a resistividade e saturação inicial para dois solos argilosos distintos. Observa-se que o solo de *Sauk County* é mais resistivo que o solo de *Wilsonville*, apesar do primeiro ter maior porcentagem de argila (40 %) que o segundo (20%). Contudo, o solo de *Sauk County* tem porcentagem de areia e pedregulho um pouco maiores. Isto mostra a complexidade dos fatores que influenciam a medida da resistividade em diferentes tipos de solos.

Com o mesmo aparato da Figura 3.27, Abu-Hassanein et al. (1996) apresentam uma série de outras relações entre a resistividade e algumas características de diferentes tipos de solos argilosos.

Primeiramente, os autores destacam a importância da anisotropia na medida da resistividade em laboratório, uma vez que os métodos utilizados em campo empregam campos elétricos tridimensionais. A Figura 3.29 apresenta os resultados da medida da resistividade de um solo ensaiado nas direções vertical e horizontal, compactado nas energias Proctor normal (SP) e reduzido (RP – metade do número de golpes do Proctor normal), para diferentes teores de umidade. Os resultados mostram que, para umidades abaixo da ótima

(ramo seco da curva de compactação), os valores de resistividade medidos para as amostras ensaiadas na direção horizontal variam entre 75 e 80 % daqueles medidos para as amostras ensaiadas na direção vertical. Para maiores teores de umidade, já no ramo úmido da curva de compactação, o efeito da anisotropia sobre os valores de resistividade horizontais é menor, com estes variando entre 90 e 95% dos valores de resistividade medidos para amostras ensaiadas na direção vertical. Os autores comentam que os solos compactados a teores de umidade elevados tornam-se mais homogêneos, uma vez que no ramo seco existe a presença da macroestrutura entre os grãos de argila.

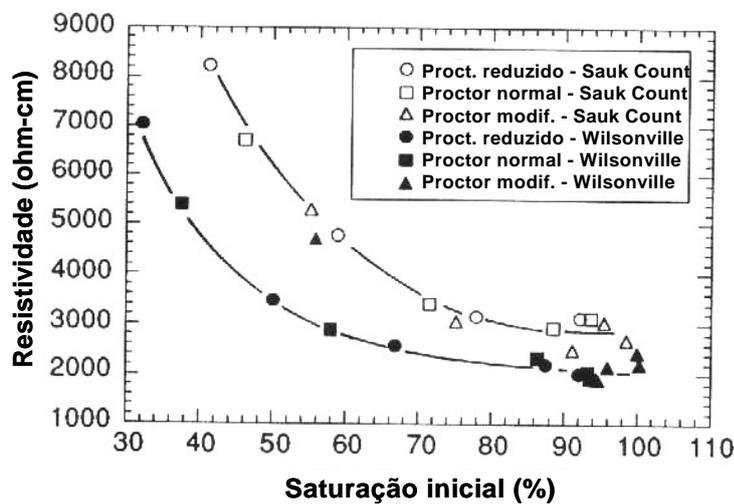


Figura 3.28. Relação entre a resistividade e a saturação inicial de compactação para dois tipos de solos argilosos para energias de compactação (ABU-HASSANEIN; BENSON, 1994).

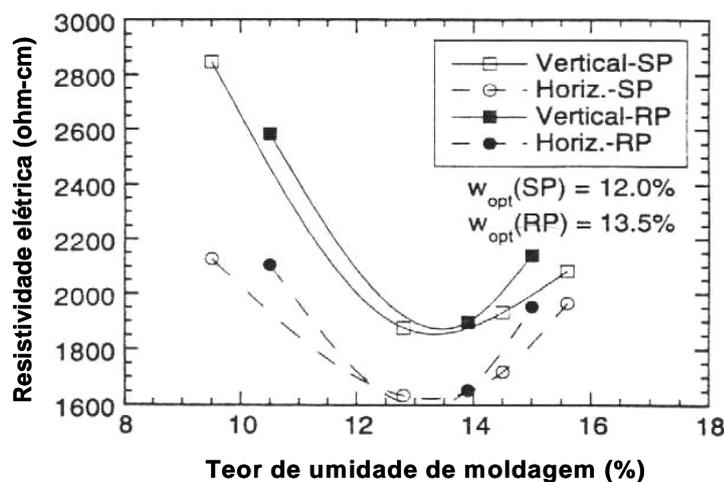


Figura 3.29. Resistividades elétricas horizontais e verticais medidas para um solo argiloso, a diferentes teores de umidade e para duas diferentes energias de compactação (ABU-HASSANEIN et al., 1996).

Abu-Hassanein et al. (1996) apresentam ainda variações da resistividade elétrica com o coeficiente de permeabilidade, limite de liquidez, limite de plasticidade, porcentagem de finos, fração argilosa, fração de grossos e temperatura. Os resultados com relação à medida do coeficiente de permeabilidade mostraram que esta tende a crescer com aumento da resistividade. Porém, para a metade dos solos ensaiados, não foi possível obter uma única correlação do coeficiente de permeabilidade com a resistividade, uma vez que o coeficiente de permeabilidade depende da saturação inicial do corpo de prova e esta também varia com a resistividade, como mostrado na Figura 3.28. Com relação aos demais parâmetros, ficou clara a diminuição da resistividade com o aumento do limite de liquidez, do índice de plasticidade (Figura 3.30), da porcentagem de finos, da fração argila e da temperatura. Os autores explicam a elevada resistividade do solo C devido à grande porcentagem de grossos existente nesse solo. A Figura 3.31 mostra que os valores de resistividade crescem com o aumento da porcentagem de grossos.

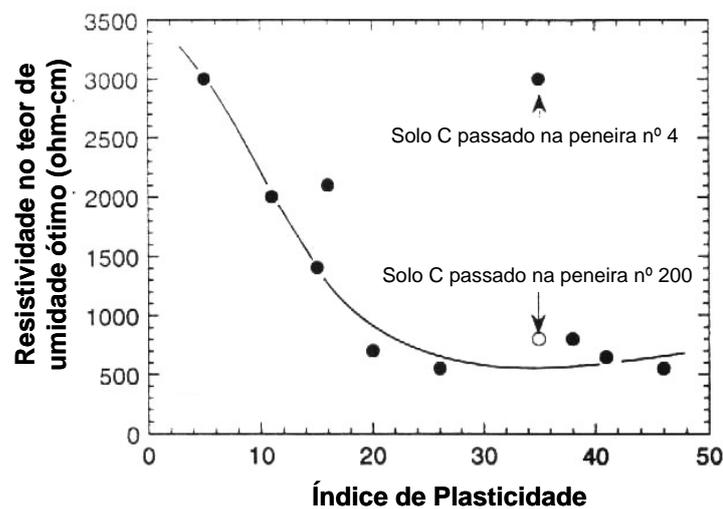


Figura 3.30. Variação da resistividade elétrica medida para diferentes amostras de solo no teor de umidade ótimo em função do índice de plasticidade (ABU-HASSANEIN et al., 1996).

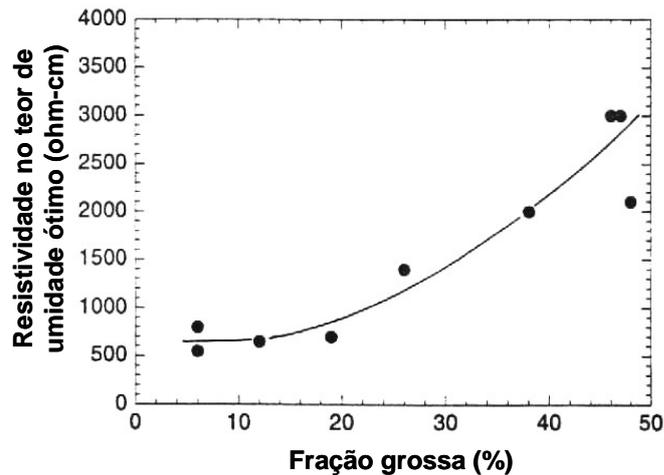


Figura 3.31. Variação da resistividade elétrica medida para diferentes amostras de solo no teor de umidade ótimo em função da fração grossa (ABU-HASSANEIN et al., 1996).

Fukue et al. (1999) realizaram ensaios de adensamento com medida de resistividade para verificar a influencia desta com a estrutura de solos argilosos saturados. As Figuras 3.32 e 3.33 apresentam a variação do índice de vazios com a resistividade para uma argila pouco ativa (*Kibushi Clay*) e para uma argila bentonita, respectivamente. Os resultados mostram que a resistividade aumenta com a diminuição dos índices de vazios, sendo função principalmente da porosidade para a argila menos ativa (Figura 3.32). A influência da dupla camada elétrica aparece nos resultados obtidos para a argila bentonita (Figura 3.33), com grandes variações nos valores de resistividade devido às diferentes tensões aplicadas. Segundo Waxman e Smith (1968) apud Fukue et al. (1999), as propriedades elétricas das argilas são mais complexas que das areias em termos de esqueleto estrutural, uma vez que a condutividade elétrica da dupla camada existente na interface sólido-líquido é diferente (na maioria das vezes maior) daquela do líquido contido nos poros.

Fukue et al. (1999) também relacionaram a resistividade com o teor de umidade para estas mesmas argilas remoldadas, a uma carga constante. Observa-se, na Figura 3.34, um abrupto decréscimo da resistividade quando o teor de umidade se aproximava do limite de plasticidade. Os autores também relacionaram esta diferença de comportamento com a

descontinuidade da água existente nos poros no trecho em que os valores de resistividade são muito elevados, existindo somente água adsorvida pelas partículas. A partir do momento que as bolhas de água começam a se ligar, a resistividade diminui bruscamente, tendendo a permanecer num patamar constante até um teor de umidade próximo do limite de liquidez, aumentando um pouco depois deste.

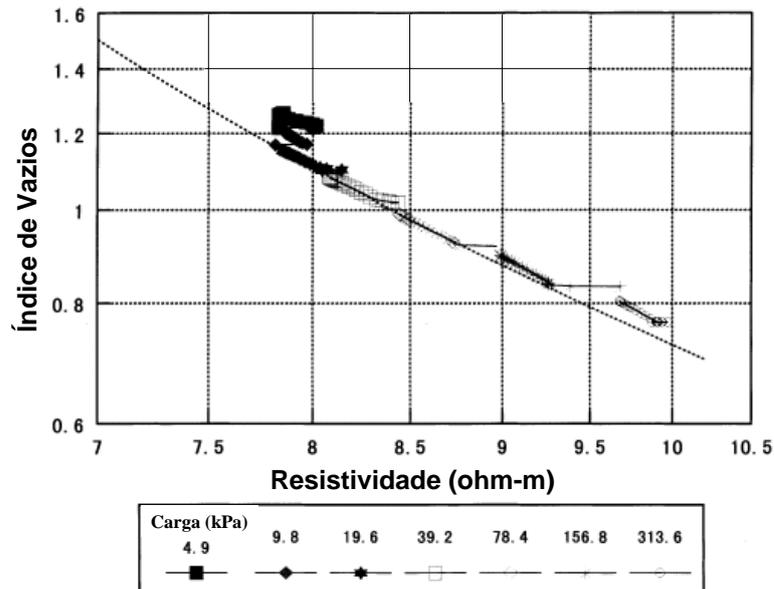


Figura 3.32. Relação entre o índice de vazios e a resistividade elétrica para uma argila pouco ativa (*Kibushi Clay*), usando corrente elétrica de 0,1 mA e 1000 Hz (FUKUE et al., 1999).

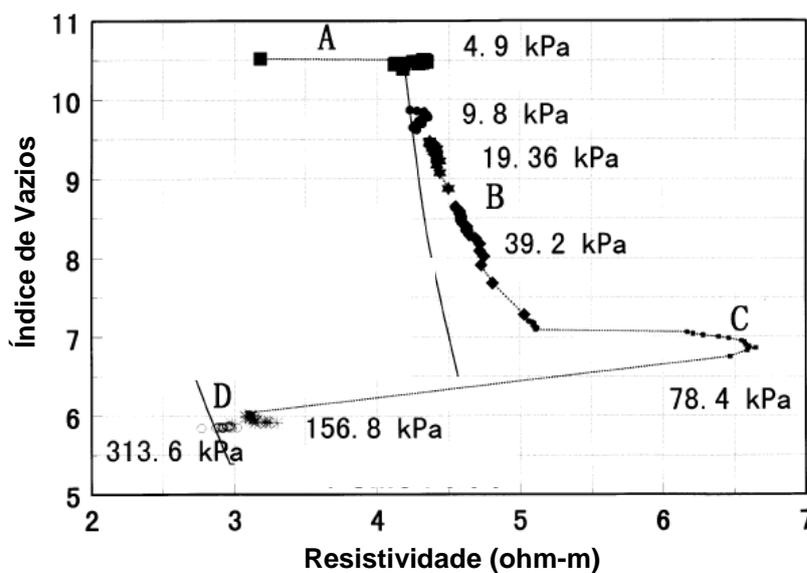


Figura 3.33. Relação entre o índice de vazios e a resistividade elétrica para uma argila bentonita, durante adensamento (FUKUE et al., 1999).

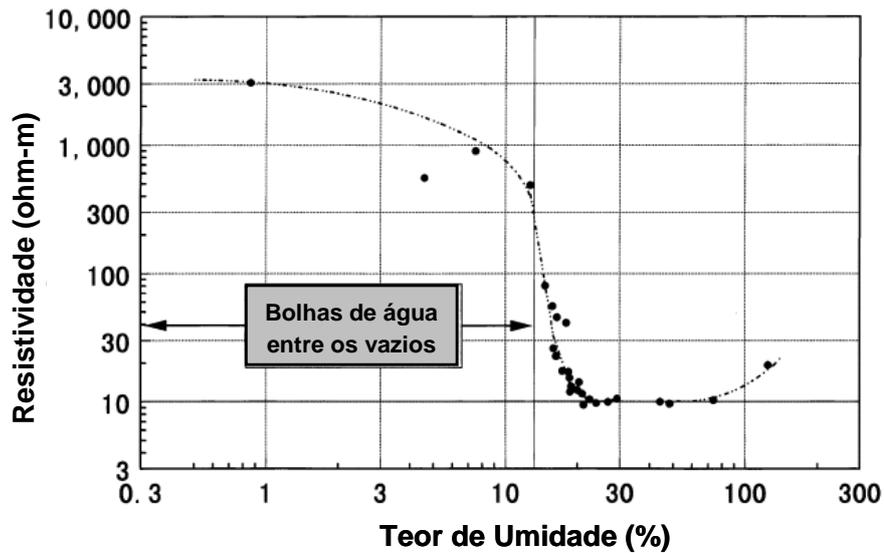


Figura 3.34. Relação entre a resistividade e o teor de umidade para a *Kibushi Clay* (FUKUE et al., 1999).

Daniel (1997), pretendendo obter em laboratório as constantes a , m e s da Lei de Archie, acoplou o dispositivo para medida da resistividade de um piezocone (RCPTU) a um molde de ensaio de compactação feito com material isolante, através de dois eletrodos de latão localizados na extremidade da amostra (Foto 3.3). Esses eletrodos foram conectados aos dois eletrodos externos do piezocone (envio e recebimento de corrente elétrica) e a diferença de potencial era medida diretamente através dos dois eletrodos internos do piezocone.

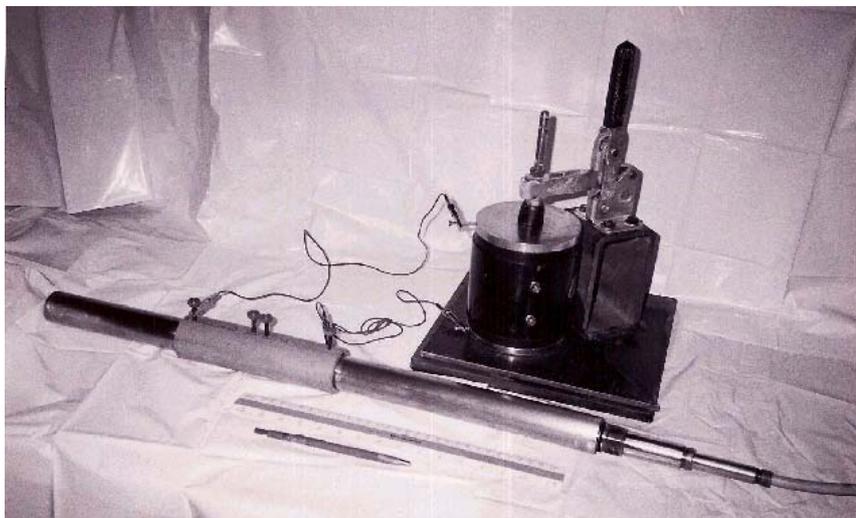


Foto 3.3. Foto do equipamento desenvolvido por Daniel (1997) para medida da resistividade em laboratório para amostras compactadas.

A proposta de Daniel (1997) pode ser empregada para a obtenção de valores de resistividade de referência em amostras de solos residuais, onde muitas vezes a penetração do piezocone é prejudicada, além de auxiliar no entendimento da influência de fatores como o grau de saturação, porosidade e do tipo de fluido existente entre os grãos de solo.

Daniel (1997) ensaiou fragmentos de rocha quartzosa, obtendo valores para os expoentes m e s igual a 2,2 e 1,8, respectivamente. Também foram ensaiados rejeitos de carbonato de cálcio.

No Brasil, destacam-se os trabalhos de Nacci et al. (2003a) e de Pacheco (2004), que realizaram medidas de resistividade elétrica de solos saturados, em laboratório, com o objetivo de auxiliar a interpretação dos resultados de ensaios de piezocone.

Nacci et al. (2003a) desenvolveram uma célula cúbica de acrílico, onde o solo era disposto a diferentes porosidades e submetido a soluções de cloreto de sódio (NaCl) a diferentes concentrações. A condutividade elétrica era medida a partir de dois eletrodos de cobre, dispostos em duas faces opostas do cubo. Os autores obtiveram valores para o fator de formação de duas areias puras: de 3 a 4 para a areia de granulometria mais fina e uniforme e de 4 a 5 para a areia mais grossa e melhor distribuída.

Pacheco (2004) realizou medidas de resistividade com o piezocone de resistividade em laboratório, utilizando areias de praia lavadas, de diferentes granulometrias e forma de grãos, e caulinita, homogeneizada em uma bateadeira industrial com diferentes concentrações salinas. Os corpos de prova eram obtidos por “chuveiramento” (método utilizado para o lançamento do material em um balde por um funil, de abertura e a uma altura conhecidas), a fim de obter diferentes índices de vazios.

Durante os ensaios, o fator de formação foi analisado, constatando que, para as areias, ele é sensível à porosidade, à forma e à dimensão dos grãos. O autor salienta ainda que a redução da condutividade devido à adição de partículas de solo ao fluido foi atribuída à

redução de área para ocorrência da condução e ao aumento do comprimento de linhas de corrente, devido à tortuosidade do solo.

A Figura 3.35 apresenta um resumo dos principais resultados obtidos por Pacheco (2004). Observa-se que os valores obtidos para o expoente m da Lei de Archie vão de encontro com aqueles obtidos por Jackson et al. (1978), variando de 1,19, para areia mais arredondada, a 1,53, para a areia misturada com conchas. O valor de m igual a 1,9 para o caulim também é da mesma ordem daqueles encontrados na literatura para solos argilosos ($\cong 2,0$).

Em ensaios com medida de resistividade em amostras saturadas com chorume diluído em diferentes concentrações, Yoon et al. (2002) constataram que não existe uma única curva que representa o fator de formação em função da massa específica úmida ($m_d = M_w/V_t$) para um determinado solo, uma vez que o mesmo tende a crescer com a concentração de chorume, devido a complexas interações eletro-químicas que ocorrem entre o chorume e o solo (Figura 3.36a). Outro fator importante observado é que apenas 5% de chorume diluído em água destilada é suficiente para diminuir significativamente a resistividade do solo (Figura 3.36b), o que mostra o grande potencial do ensaio de piezocone de resistividade na identificação da presença de chorume em solos não-saturados.

Recentemente, outras formas de medida da resistividade elétrica em laboratório têm surgido, como, por exemplo, as mini-sondas apresentadas por Kechavarzi e Soga (2002) e Screedeep et al. (2004). Os primeiros utilizaram uma mini-sonda formada por quatro eletrodos de platina, cada um com 1 mm de diâmetro e 5 mm de comprimento, inseridos na extremidade de um tubo de plástico (Figura 3.37), para medir a variação da saturação durante a realização de ensaios de fluxo multi-fásico. Foram realizadas calibrações com três diferentes sondas, utilizando areia pura e solução de NaCl, obtendo a relação entre o fator de formação e

a saturação do solo. Como mostra a Figura 3.38, os dados se ajustaram à Lei de Archie, obtendo valores médios para m , s e FF iguais a 1,55, 1,10 e 3,88, respectivamente.

Screedep et al. (2004) obtiveram relações empíricas entre a resistividade e o grau de saturação para um solo siltoso e uma argila branca comercial da Índia (Figura 3.40). Foram feitas duas formas de medida de resistividade em laboratório: uma caixa cúbica de constituída de 3 eletrodos de latão parafusados em cada face, chamada de *electrical resistivity box* – ERB, e uma mini-sonda constituída de 4 anéis de cobre inseridos numa haste de ebonite, chamada de *electrical resistivity probe* –ERP. A Figura 3.39 apresenta as dimensões desses aparatos.

A partir dos resultados apresentados na Figura 3.40, Screedep et al. (2004) observaram que existe uma zona de transição ($40\% \leq Sr \leq 60\%$), acima da qual os valores de resistividade permanecem praticamente constantes, e abaixo da qual a resistividade entre os vazios preenchidos com ar (muito elevada) tem grande influência sobre a resistividade integral do solo.

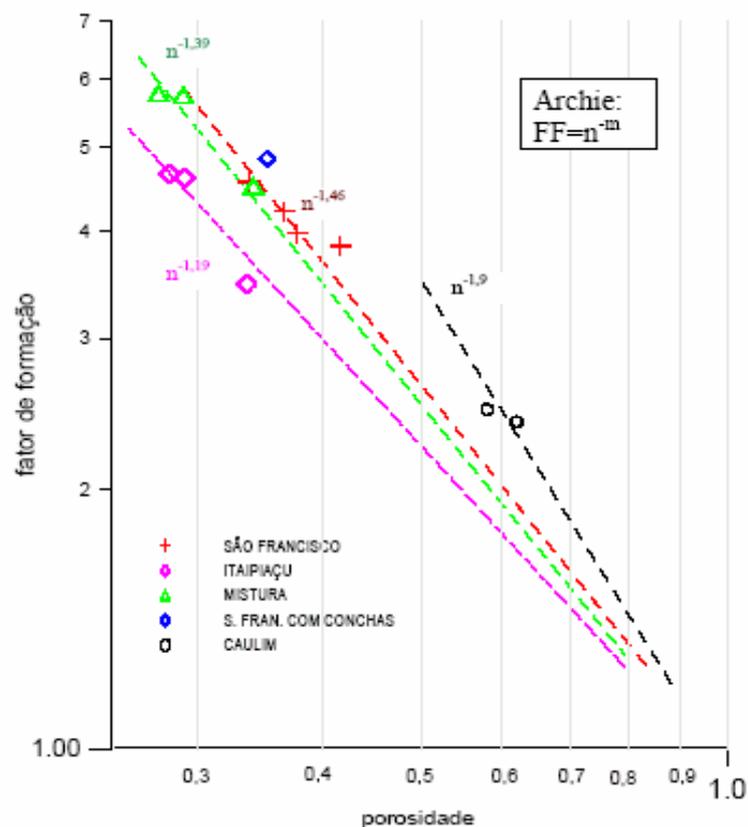


Figura 3.35. Fator de formação versus porosidade para areias de Niterói- RJ e caulim (PACHECO, 2004).

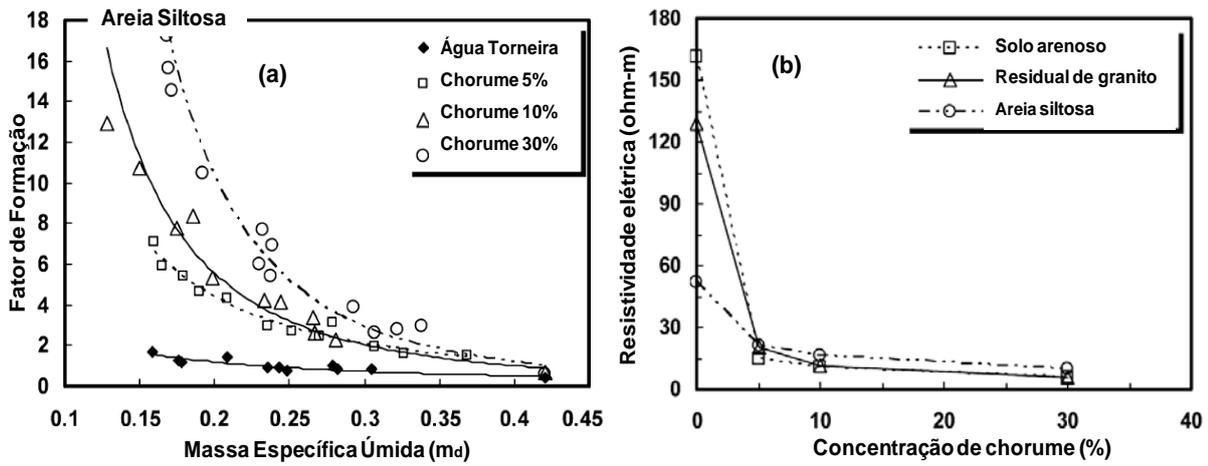


Figura 3.36. Resultados de medida de resistividade em laboratório utilizando diferentes solos e fluidos: (a) Variação do fator de formação; (b) Influência da concentração de chorume (YOON et al., 2002).

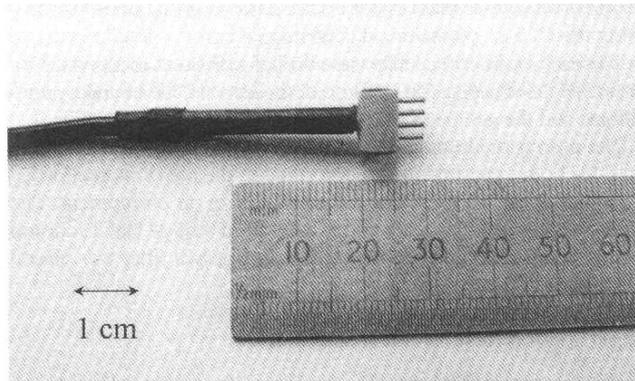


Figura 3.37. Mini-sonda desenvolvida para medida da resistividade elétrica em laboratório (KECHAVARZI & SOGA, 2002).

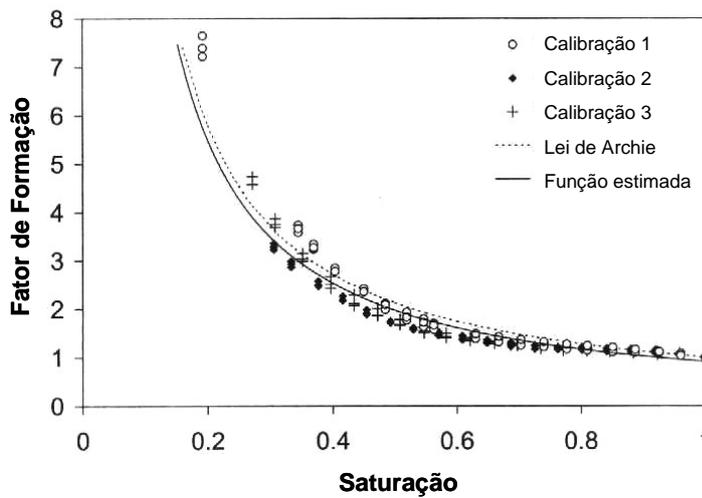


Figura 3.38. Curvas de calibração obtidas para três diferentes mini-sondas. Fator de formação em função da saturação de uma areia pura (KECHAVARZI; SOGA, 2002).

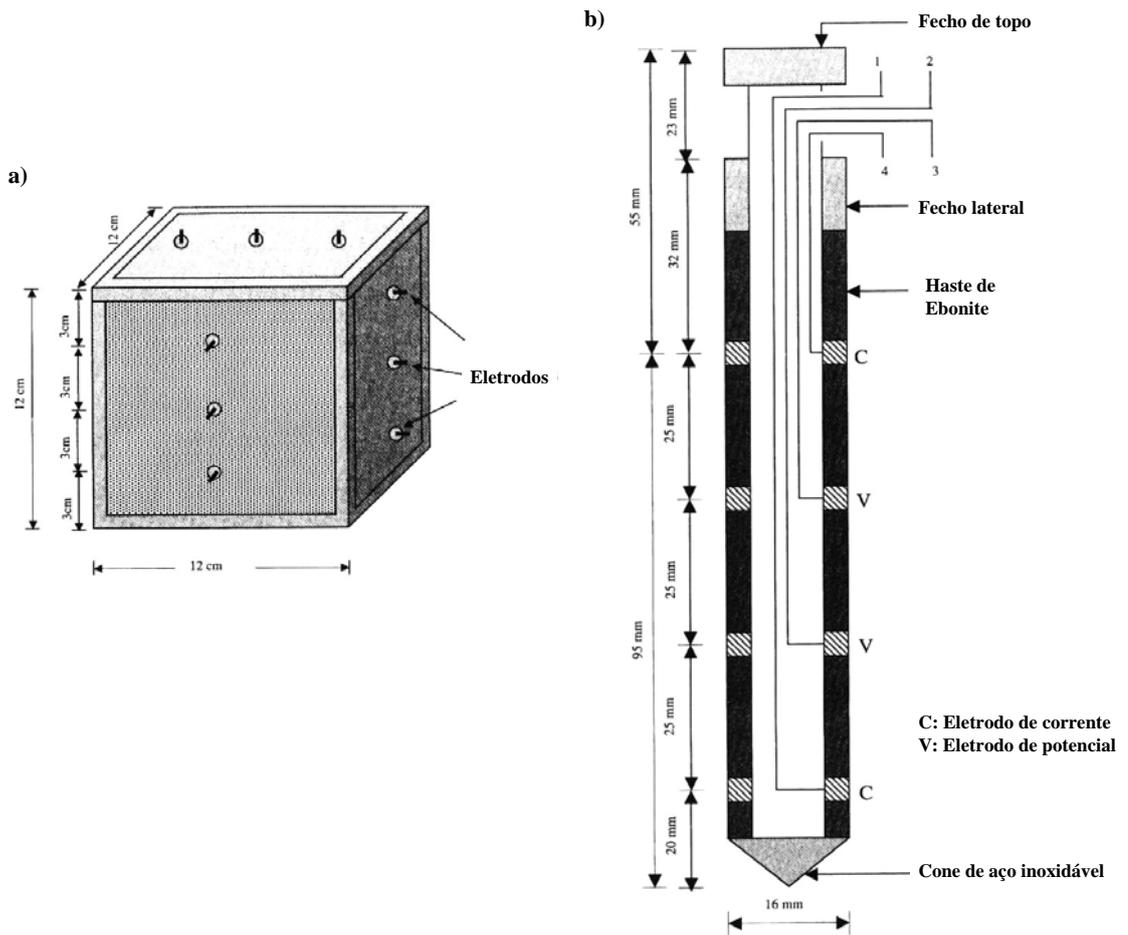


Figura 3.39. Detalhe da caixa, ERB (a) e da sonda, ERP (b) utilizados em laboratório para medida da resistividade elétrica de amostras deformadas e indeformadas (SCREEDEEP et al., 2004).

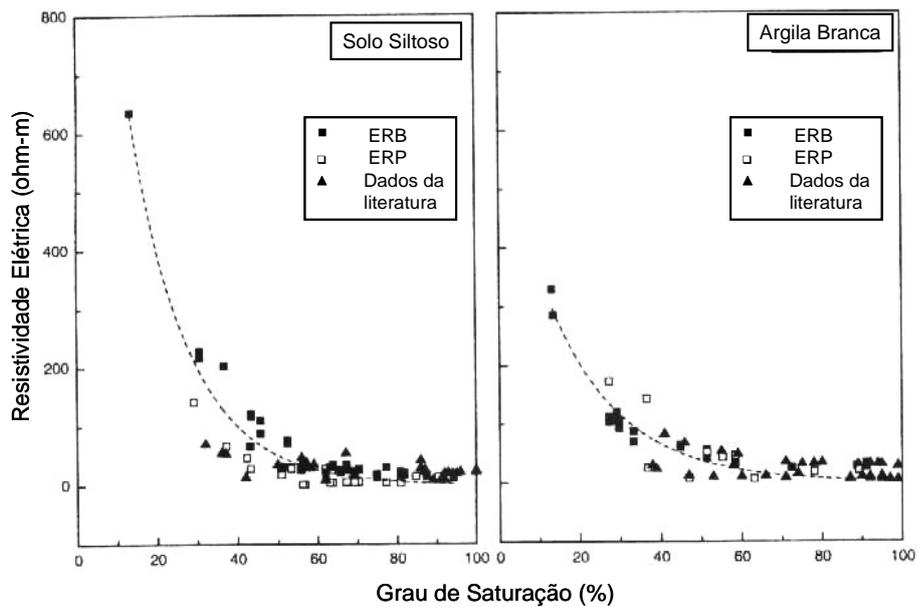


Figura 3.40. Relação entre a resistividade elétrica e o grau de saturação para dois tipos de solos diferentes da Índia (SCREEDEEP et al., 2004).

Boszczowski e Silva (2006) compararam medidas de resistividade em amostras deformadas e indeformadas para diferentes solos de um perfil de intemperismo. Os resultados mostram que, principalmente para teores de umidade abaixo de 30%, a estrutura dos solos apresenta-se como uma ponte para a passagem de corrente elétrica, ou seja, o solo estruturado conduz mais eletricidade que o solo desestruturado. Além disso, com exceção da camada de solo mais superficial (o que continha maior fração argila), observou-se que os valores de resistividade aumentaram com o grau de intemperismo dos diferentes solos estudados.

Lembra-se que todos os aparatos citados acima, assim como aqueles que ainda serão desenvolvidos ou utilizados em campo, devem ser calibrados de maneira adequada para a obtenção do fator geométrico, que multiplicado pela resistência elétrica ($R = \Delta V/I$), possibilita a medida da resistividade elétrica (ρ), sendo esta uma propriedade intrínseca dos materiais. Especial atenção deve ser dada à frequência da corrente elétrica utilizada (I), geralmente alternada (AC), para evitar a polarização dos eletrodos e variações na medida da resistividade.

3.3.2.2 Ensaios de Campo

Com exceção dos ensaios geofísicos, já consagrados na detecção de solos contaminados, a aplicação de outras técnicas *in situ* para medida da resistividade elétrica na investigação geoambiental, ou para outras finalidades, ainda é tímida. A maioria dos estudos encontrados na literatura internacional envolve a aplicação do piezocone de resistividade em conjunto com outros dispositivos acoplados a ele, devido à sua grande versatilidade.

Rhoades e Van Schilfgaarde (1976) apresentam o que seria o início do desenvolvimento do ensaio de piezocone de resistividade: uma sonda para detecção da salinidade do solo com quatro eletrodos dispostos em arranjo *Wenner* (os externos para indução de corrente e os internos para medida de potencial), que podia ser inserida no solo a uma profundidade de interesse. Para calibração do equipamento, as condutividades elétricas

medidas com a sonda eram comparadas com aquelas medidas nas amostras de solo imediatamente retiradas do local onde a sonda estava cravada.

Kean et al. (1987) apresentam um dos primeiros trabalhos que relaciona medidas de resistividade com o teor de umidade de solos siltosos e argilosos, a diferentes profundidades. Foram feitas sondagens elétricas verticais em arranjo *Schlumberger* reverso (eletrodos de corrente no centro e eletrodos de potencial nas extremidades) para medir a resistividade em quatro campos experimentais. Esses ensaios de eletrorresistividade eram realizados antes e após a infiltração de água (chuva ou artificial) nos diferentes locais e então amostras de solo a diferentes profundidades da zona vadosa eram coletadas para medida do teor de umidade. A partir dos resultados apresentados, observou-se que não existe uma correlação aparente entre os valores absolutos de resistividade e de teor de umidade. Contudo, existe uma relação direta entre as variações de resistividade e de teor de umidade obtidos antes e após o umedecimento do solo. Os autores lembram que a resistividade também depende das quantidades de argila e silte presentes no solo, e que pequenas alterações no teor de umidade têm provocado grandes variações nos valores de resistividade. Isto mostra que os métodos resistivos podem ser utilizados para o monitoramento da migração de diferentes fluidos na zona vadosa.

Daniel et al. (2002) apresentam resultados de dois ensaios RCPTU realizados lado a lado na zona vadosa de um perfil de solo arenoso do Canadá, como mostra a Figura 3.41. Observa-se, nessa figura, que a variabilidade entre os resultados, em termos de resistência de ponta (q_c), é muito pequena. Porém, nota-se que os perfis de resistividade determinados nos dois ensaios seguem a mesma tendência, mas apresentam valores muito discrepantes em certas profundidades (por exemplo, de 1,6 a 2,2 m). A conclusão dos autores vai de encontro com aquela de Kean et al. (1987), de que uma pequena variação no grau de saturação em perfis de solos não saturados pode representar uma grande variação nos valores de

resistividade, dificultando assim a interpretação dos resultados de ensaios RCPTU em perfis de solos não saturados.

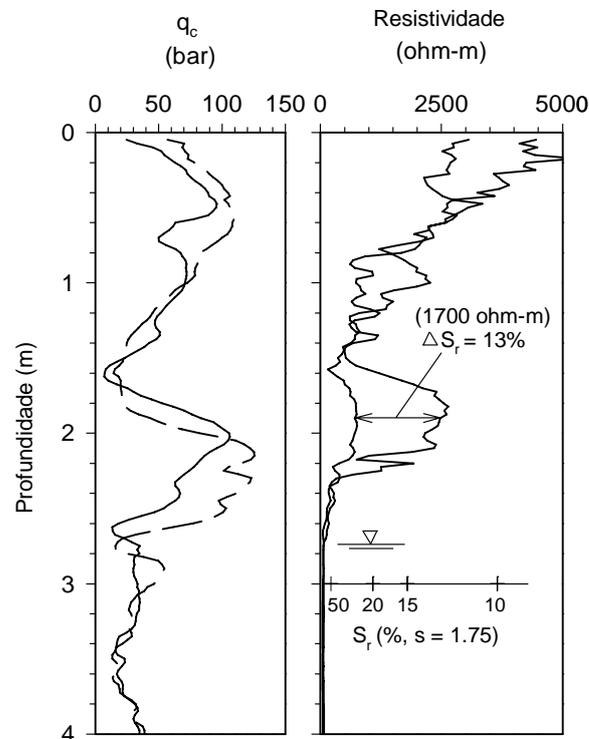


Figura 3.41. Efeito da variação do grau de saturação na resistividade (DANIEL et al., 2002).

Campanella e Weemees (1990), ao apresentarem os perfis obtidos com o piezocone de resistividade de um subsolo contaminado por uma intrusão salina de muito baixa resistividade (da ordem de 4 ohm.m), concluem que, quando a resistividade do fluido contido nos poros é muito baixa, o efeito da condução da superfície dos grãos é insignificante quando comparada com a condução eletrolítica do fluido dos poros. Para os locais onde a resistividade do fluido dos poros era maior, ficou nítida a variação da resistividade com a mineralogia e a textura dos solos.

Giacheti (2002), estudando a aplicabilidade do piezocone de resistividade (RCPTU) na investigação geoambiental de solos tropicais, também concluiu que os valores de resistividade são fortemente afetados pelo grau de saturação, gênese, textura, porcentagem de finos e tipo de argilomineral presente na fração fina do solo.

Os resultados apresentados por Mondelli (2004) para investigação geoambiental do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP, mostraram que apesar da influência dos fatores citados acima, os ensaios RCPTU realizados nas zonas contaminadas do entorno do aterro também apresentaram valores de resistividade muito baixos, a ponto de não ficarem tão nítidas as variações de resistividade entre as camadas mais arenosas e mais argilosas. A Figura 3.42 possibilita comparar os dois perfis de resistividade, acompanhados dos perfis geotécnicos interpretados para o entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP, estando um deles possivelmente contaminado (RCPTU 15).

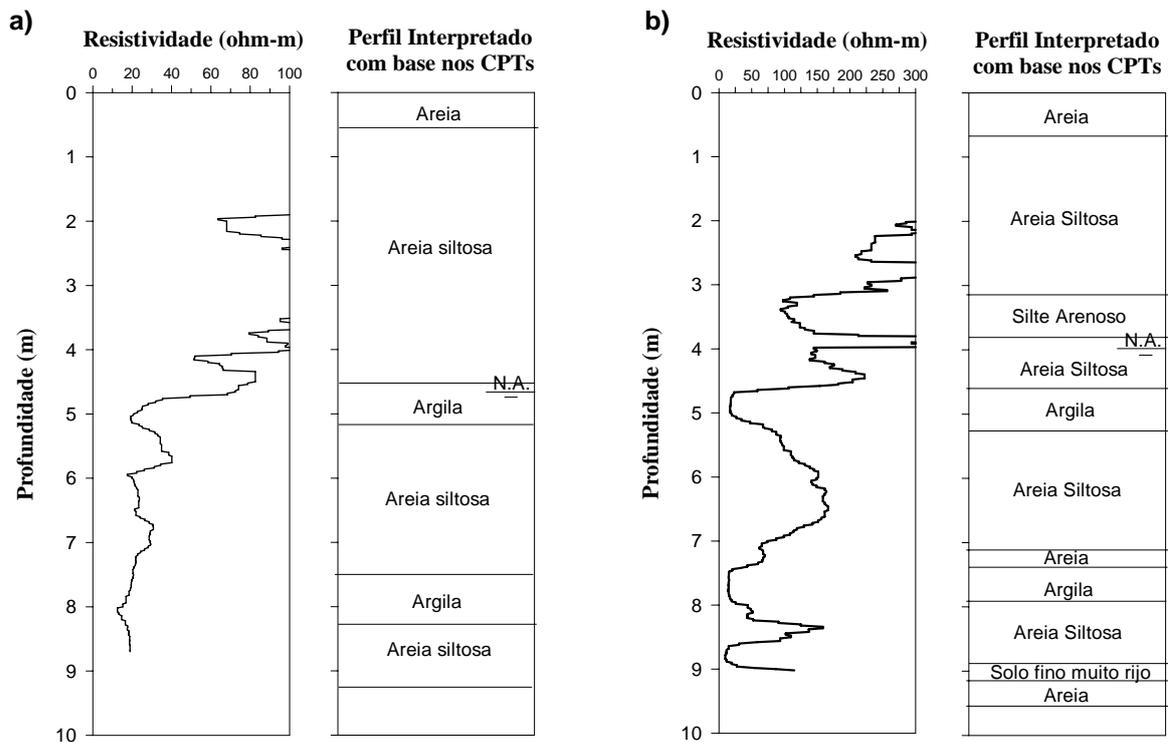


Figura 3.42. Perfis de resistividade obtidos para a zona saturada do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP. a) Ensaio RCPTU 15 realizado muito próximo ao aterro; b) Ensaio RCPTU 3 realizado distante da cava preenchida com resíduos.

Fukue et al. (2001), ao desenvolverem um cone de resistividade para detecção de solos contaminados do Japão, testaram a influência da corrente elétrica utilizada durante os ensaios sobre a medida da resistividade, para diferentes concentrações de KCl. Os resultados obtidos

para uma areia quartzosa e uma argila comerciais (Figura 3.43), mostram que praticamente não existe variação da resistividade para faixas de corrente entre 0,1 e 5 mA, para os dois solos. Quanto aos valores de resistividade, variaram entre 200 e 2 ohm.m para a areia (Figura 3.43 a) e entre 10 e 0,35 ohm.m para a argila (Figura 3.43 b).

Para verificar a aplicabilidade do cone desenvolvido antes da realização de ensaios em campo, Fukue et al. (1998) apresentam o perfil de resistividade obtido em laboratório para camadas intercaladas de areia e argila, e com percolação de diferentes concentrações de NaCl na camada de topo. Os resultados, apresentados na Figura 3.44, mostram a grande variação da resistividade para a primeira camada de areia, quando percolada com água (200 ohm.m) e com o acréscimo de 0,01 % de NaCl na solução (50 ohm.m). Com 0,1 % de NaCl, não é mais possível distinguir a camada de areia e a de argila apenas com valores de resistividade. Isto mostra a grande aplicabilidade do piezocone de resistividade na detecção e na remediação de áreas contaminadas, uma vez que ele também permite a obtenção do perfil geotécnico a partir dos valores de q_c e R_f .

Ao realizarem ensaios com o cone de resistividade em uma área com disposição de diferentes tipos de materiais, Fukue et al. (1998; 2001) tiveram dificuldades em detectar as camadas contaminadas, mesmo com a escavação de um poço exploratório muito próximo aos ensaios. Esta dificuldade foi decorrente do uso de cones com eletrodos de diferentes espaçamentos, além do fato de haver materiais oleosos no local (muito resistivos). Deste modo, ficou difícil detectar se a diferença entre os perfis de resistividade obtidos era decorrente dos diferentes espaçamentos entre os eletrodos ou da presença de poluentes (resistivos ou condutivos).

Strutynsky et al. (1992) apresentam a aplicação do piezocone com medida de condutividade elétrica (CPTU-EC) na detecção de vazamento de tanques de combustível em aeroportos. Apresentaram uma correlação obtida em laboratório entre a condutividade elétrica

e a substituição da água dos poros por combustível, mostrando que a condutividade de uma amostra de areia saturada com combustível é similar à uma amostra de areia seca (Figura 3.45).

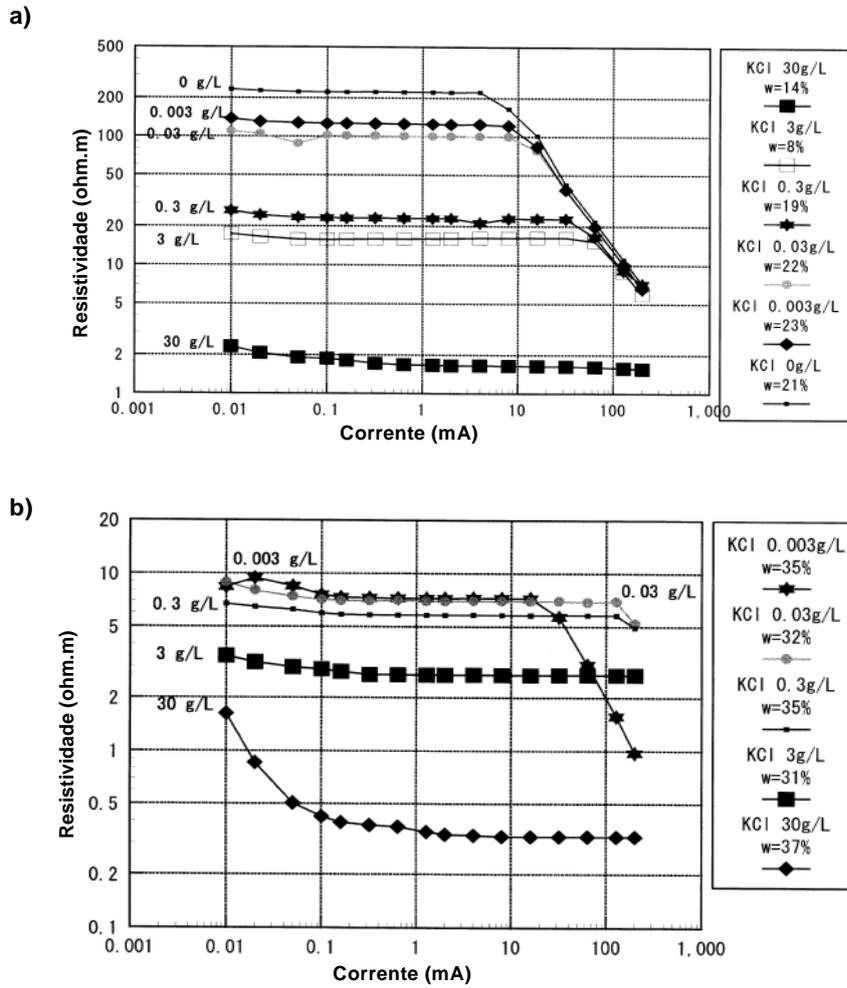


Figura 3.43. Relação entre resistividade e corrente elétrica obtida em laboratório por Fukue et al. (2001): a) Para areia quartzosa; b) Para argila *Kibushi*.

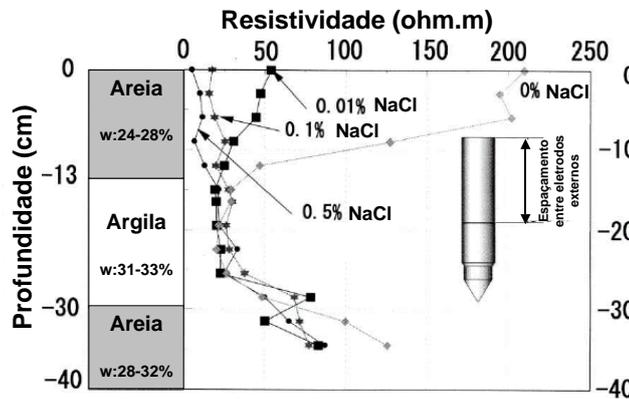


Figura 3.44. Perfil de resistividade do cone obtido em laboratório com a variação de NaCl (FUKUE et al., 2001).

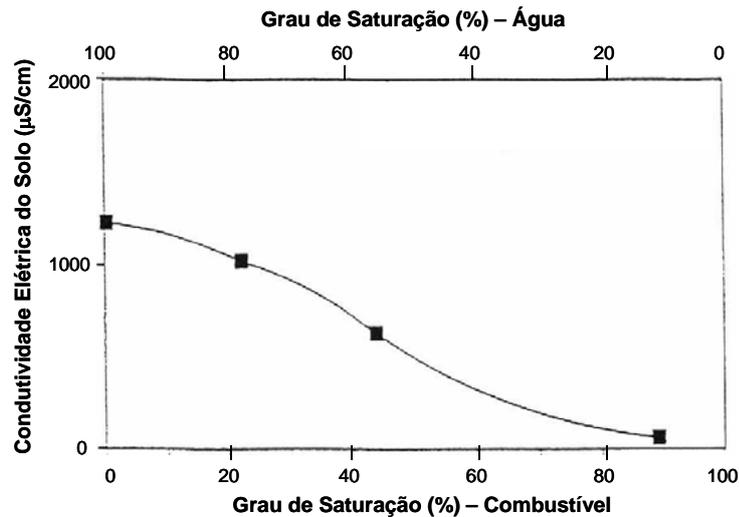


Figura 3.45. Efeito da contaminação com combustível na condutividade elétrica de um solo granular (STRUTYNSKY et al., 1992).

A realização de amostragem de água em conjunto com ensaios para medida de resistividade em campo permite a estimativa do fator de formação ($F = \rho_b/\rho_w$). Segundo Campanella e Weemees (1990), o conhecimento do fator de formação é importante porque a resistividade do fluido pode ser estimada a partir da medida da resistividade do solo. Pacheco (2004) acrescenta que como o fator de formação não varia para diferentes concentrações, é possível estimar características do solo a partir dele.

Em um perfil de solo arenoso e limpo de Porto Alegre-RS, Nacci et al. (2003b) realizaram um ensaio de piezocone de resistividade e, com coletas de água entre 1 e 1,5 m de profundidade, obtiveram valores para o fator de formação variando entre 3 e 4. Esses são valores da mesma ordem de grandeza daqueles determinados em laboratório, como mostrado no item anterior.

Pacheco (2004) realizou o mesmo estudo para um perfil de solo argiloso orgânico e saturado do Rio de Janeiro-RJ. Com coletas de água a 0,4 m de profundidade, obteve valores para o fator de formação da ordem de 2. Apesar de serem solos de composição diferentes, além das diferenças de estado encontradas em campo e em laboratório, inclusive diferentes

porosidades, o valor do fator de formação encontrado em campo foi menor do que aquele estimado para o caulim, em laboratório.

Campanella e Weemees (1990) comentam que a estimativa da resistividade do fluido dos poros de solos argilosos é mais difícil, devido aos efeitos da condução da superfície dos minerais, a qual também varia com o tipo de argilomineral. A partir da amostragem de água com o sistema BAT em um perfil de solo argiloso do Canadá, a 10,6 m de profundidade, obtiveram um fator de formação igual 1,43. Pela Lei de Archie, considerando n igual a 0,6 e m igual a 2, esse fator (FF) seria igual a 2,8.

Esses resultados mostram a necessidade de acréscimo do efeito da condutividade causada pelo argilominerais, no caso de solos saturados, na Lei de Archie. Lembra-se que para solos não saturados, além da condutividade dos argilominerais, caso estejam presentes, existe o efeito causado pela condutividade de superfície dos grãos, devido à dupla camada elétrica, que forma uma densidade de carga na superfície dos grãos.

É necessário que estudos com medida de resistividade em perfis de solos tropicais saturados ou não continuem sendo realizados, uma vez que estes cobrem grande parte do território brasileiro, assim como de outros países tropicais. A medida de resistividade na detecção solos contaminados é fundamental para o desenvolvimento da qualidade e da eficiência das investigações geoambientais.

4 O ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE BAURU

4.1 Aspectos Gerais

A cidade de Bauru possui cerca de 347.601 habitantes, que descartam cerca de 250 toneladas de lixo por dia, dos quais 3.000 são levados para a central de triagem da cidade (EMDURB, 2005; CETESB, 2006). O aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru opera desde 1993 e localiza-se a cerca de 15 km do centro urbano, 1,9 km à oeste do Km 353 da Rodovia Marechal Rondon, próximo às coordenadas 22°15'25 S e 49°08'15 W (Figura 4.1).

A cidade possui típico clima tropical (Aw), com verão chuvoso e inverno seco. As temperaturas máximas variam de 32,2°C, em janeiro, a 24,9 °C, em julho, enquanto as mínimas variam de 20,5°C, em janeiro, a 12,9°C, em julho, com médias de 26,3°C, em janeiro e de 19°C, em julho. Com relação às precipitações, destacam-se a máxima em janeiro, de 286 mm e a mínima em julho, de 33 mm (<http://pt.wikipedia.org/wiki/Bauru> - nov/2006).

O aterro ocupa uma área de 268.985 m² e cerca de 15 m de altura, que diminui conforme se caminha de oeste para leste, devido às diferenças topográficas. O aterro encontra-se com sua capacidade prevista no projeto original esgotada, o que considerava a deposição dos resíduos em 3 camadas com cerca de 4 m cada (FIPAI, 1992). Atualmente, a EMDURB (Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano e Rural de Bauru) fez um pedido para ampliação vertical do aterro à CETESB, a qual fez uma série de exigências relacionadas à melhora de operação, geometria e condições de drenagem superficial do aterro, conforme documento de 26/12/2007.

O aterro também recebia cerca de 1.800 kg/dia de resíduos hospitalares, que eram depositados em valas sépticas localizadas ao redor do aterro, a sul-sudeste do mesmo. O fundo e as laterais destas valas recebiam uma camada de CM-30, antes da deposição dos resíduos. Além disso, existem os entulhos provenientes de demolições e da construção civil (cerca de 600t/dia), que são depositados em bolsões de entulho espalhados pela cidade. Nos

últimos anos, erosões localizadas em diferentes bairros da cidade têm sido escolhidas para esta finalidade. Em Janeiro de 2008, a EMDURB decidiu deixar de coletar e receber os resíduos hospitalares gerados pelas clínicas, laboratórios e hospitais da cidade, na tentativa de se contratar uma empresa privada para a coleta e o tratamento dos mesmos (JORNAL DA CIDADE DE BAURU, 2008).

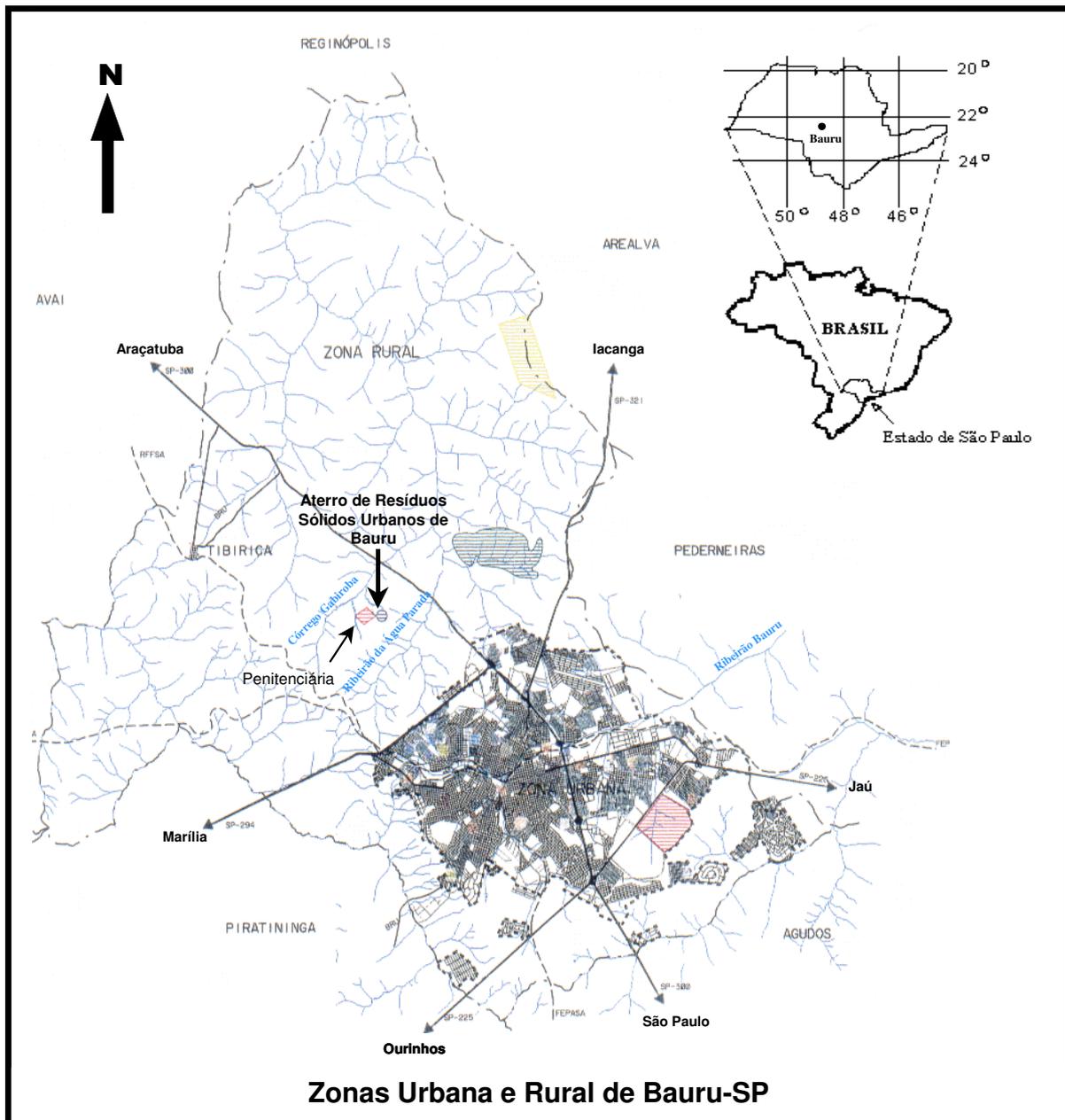


Figura 4.1. Localização de Bauru no Estado de São Paulo e do aterro de resíduos sólidos urbanos da cidade (<http://www.vidagua.org.br> em 02/2004).

O Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) publicado pela CETESB (2004a) para este aterro foi de 9,5 para o ano de 2003. Apesar de alto, o que significa que o aterro possui instalações adequadas para a sua operação, sabe-se que cuidados necessários não foram tomados com relação à base do aterro, à drenagem das águas pluviais e à geração de chorume, que até o final de 2007 era recirculado sobre os resíduos. O IQR calculado para o ano de 2005 diminuiu para 7,7 (CETESB, 2006), a nota mais baixa desde 1997, passando assim de condições adequadas para condições controladas de disposição de resíduos. Em 2006, o aterro voltou a ser classificado como adequado, com IQR igual a 8,7 (CETESB, 2007).

Para evitar contradições, o nome “aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru” foi adotado e é sugerido para uso corrente, uma vez que o aterro foi concebido como sanitário, operou durante algum tempo com características controladas, e a sua melhora dependerá da operação e do futuro a ser dado ao mesmo.

Segundo o EIA-RIMA (FIPAI, 1992), a proteção da base do aterro foi feita com 4 camadas de 20 cm de solo, compactadas 3% acima do teor de umidade ótimo, com rolo pé de carneiro. Sobre esta camada, foi executada uma imprimação betuminosa com asfalto diluído CM-30, em duas demãos (Foto 4.1). Os ensaios de compactação realizados com o solo local mostraram que o coeficiente de permeabilidade poderia atingir 10^{-9} m/s nestas condições, sendo esta uma solução alternativa e de menor custo para a camada de proteção da base do aterro. Segundo o EIA-RIMA (FIPAI, 1992), a base estaria situada a cerca de 5 m do nível d'água e foram feitas escavações até que o horizonte C (solo de alteração) fosse alcançado, demonstrando assim que o nível d'água, na época de implantação do aterro, estava a cerca de 2 m da base do aterro, segundo os resultados das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT (Foto 4.2).

Um rápido balanço hídrico realizado por Hamada (2002) demonstrou que a quantidade de chorume coletado pelo sistema de drenagem é muito pequena quando comparada ao

potencial de geração. Isto é um indício de que existe infiltração de chorume pela base do aterro, podendo atingir o lençol subterrâneo.

Mesmo assim, a geração de grande quantidade de chorume pelo aterro tem causado preocupação nos últimos anos, uma vez que as lagoas de recirculação de chorume, localizadas sobre o próprio aterro até 2007, apresentavam transbordamento durante as estações chuvosas, aparecendo, inclusive, chorume nos drenos verticais de gases, como mostra a Foto 4.3, de 2005. Uma das exigências do DAIA (Departamento de Avaliação de Impacto Ambiental) para a construção de uma 4ª camada de lixo sobre o aterro foi a construção das lagoas para armazenamento de chorume. Essa construção foi concluída em Setembro de 2007 (Fotos 4.4 e 4.5), a nordeste do aterro, e já estão em operação desde Janeiro de 2008 (Foto 4.6). Ainda não se sabe qual será a destinação final do chorume, uma vez que a cidade não possui estação de tratamento de esgoto, sugerindo-se que o mesmo seja transportado para a estação mais próxima.

Outro problema freqüentemente encontrado no aterro é a quebra dos equipamentos que compactam o lixo e que também retiram e transportam o solo para cobri-lo. Se o lixo fica muito tempo descoberto, além do mau cheiro e dos vetores, o chorume é produzido ainda em superfície, podendo infiltrar nas camadas mais superficiais e ser levado pelos drenos de águas pluviais, atingindo assim as águas de superfície, como as das erosões 1 e 2, localizadas à jusante do aterro (Figura 4.11 e Foto 4.10).

a)



b)



Foto 4.1. Preparação da base do aterro: a) compactação do solo; b) aplicação de imprimação betuminosa.



Foto 4.2. Sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT realizadas em 1992.



Foto 4.3. Lagoa de chorume sobre os resíduos, em segundo plano, e transbordamento de chorume pelo dreno vertical de gás, em primeiro plano (Agosto, 2005).

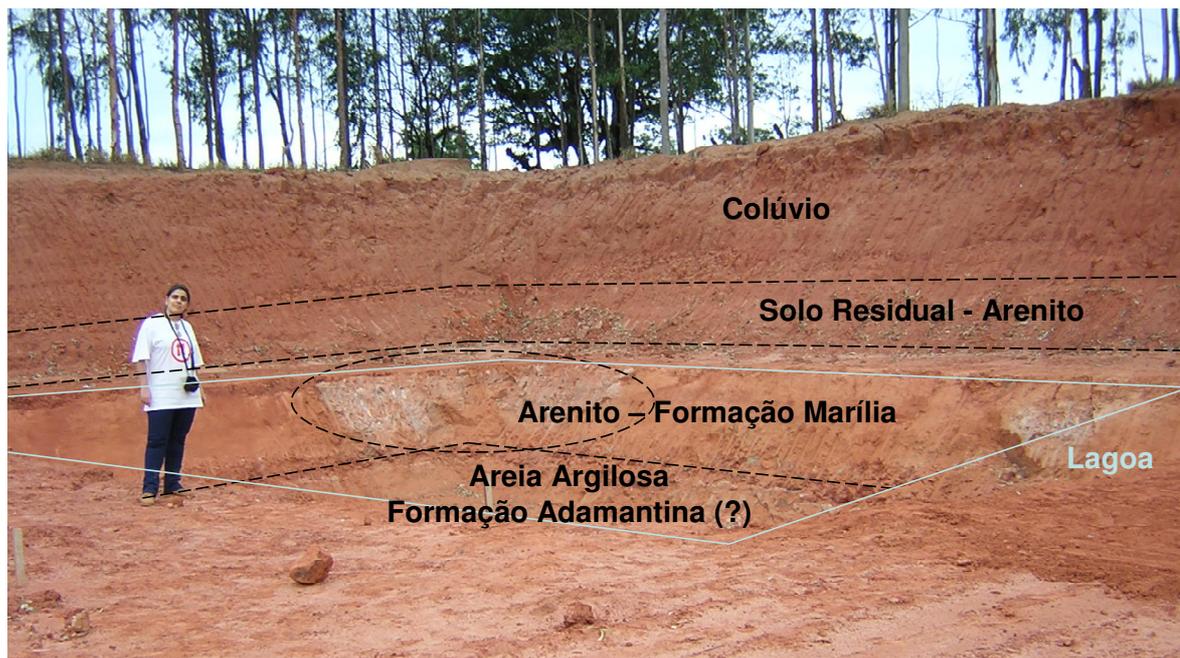


Foto 4.4. Vista geral da área escavada para futuro armazenamento de chorume. Destaque para o perfil geológico mostrado através do talude, com continuidade para a área escavada da lagoa.



Foto 4.5. Vista geral das lagoas de chorume sendo impermeabilizadas com geomembrana (Agosto, 2007).



Foto 4.6. Vista geral das lagoas de chorume em funcionamento (Abril, 2008).

4.2 Aspectos Geológicos, Hidrogeológicos e Topográficos

A cidade de Bauru está localizada sobre uma área caracterizada geologicamente por sedimentos do Grupo Bauru (Formações Marília e Adamantina), de idade Mesozóica, que ocupa todo o Planalto Ocidental do Estado de São Paulo (Figura 4.2).

A Formação Adamantina caracteriza-se por bancos de arenitos de granulação normalmente fina, coloração rósea a creme, com estratificação cruzada ocasional e cimentação carbonática localizada, com intercalações e, às vezes desenvolvimento areal significativo de termos pelíticos com lamitos, siltitos e arenitos lamíticos de cores avermelhadas a cinza esverdeadas, com marcas de onda e microestratificação cruzada, respectivamente. A primeira litofácies representa o resultado de deposição em um ambiente fluvial meandrante e, a segunda, sub-aquosa (lacustre), com frentes de pequenos deltas causados pela entrada dos rios do sistema fluvial (FULFARO; BJOMBERG, 1993).

A Formação Marília é constituída por arenitos grosseiros a conglomeráticos, mal selecionados, pobres em matriz e em estruturas sedimentares. Camadas de lamitos, com intensa bioperturbação, separam os bancos de arenitos. Em certas áreas apresentam forte

cimentação carbonática, podendo essa matriz representar até 40 % da rocha. Segundo Fulfaro e Bjomberg (1993), o ambiente deposicional dessa unidade é sujeito a uma série de incorreções, existindo um ambiente semi-árido e um regime torrencial, com leques aluviais de pequena expressão, com seus pontos terminais podendo ter sido sub-aquosos.

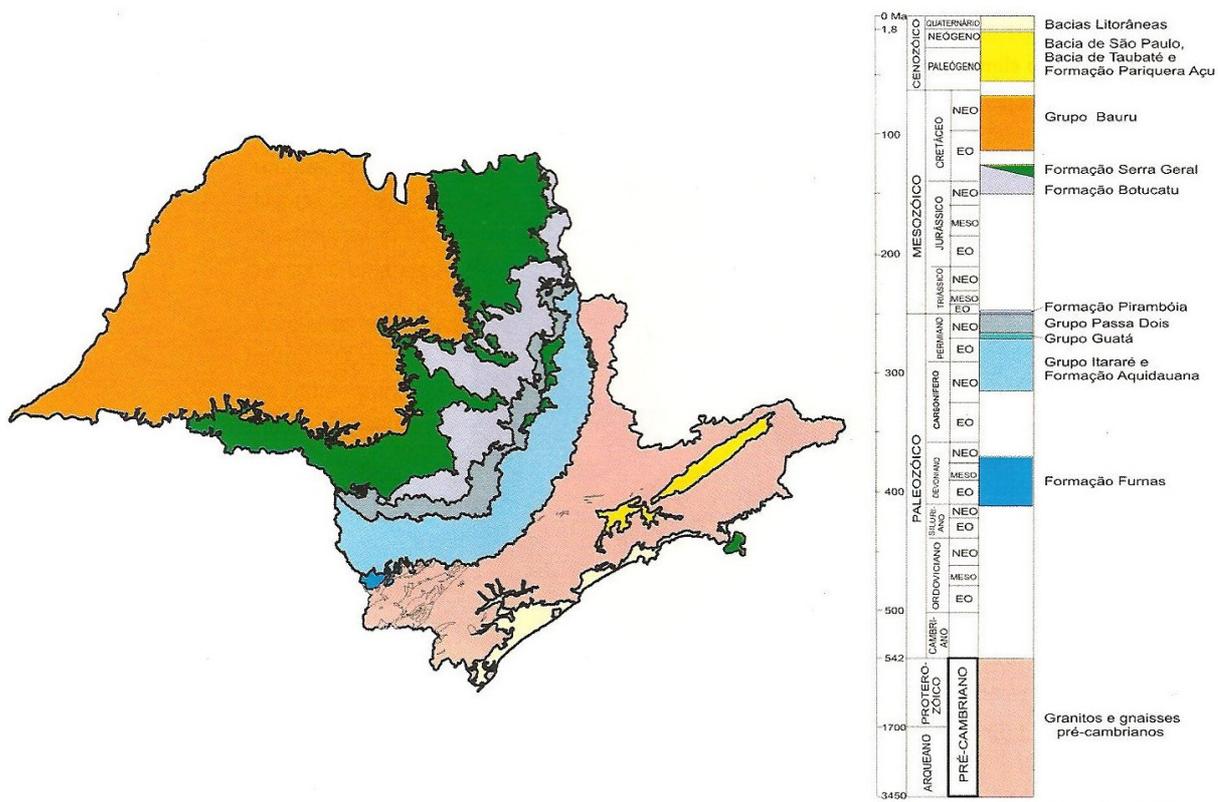


Figura 4.2. Mapa geológico do Estado de São Paulo (ROCHA, 2005).

Cavaguti (1981) apresenta um estudo hidrogeológico detalhado da cidade de Bauru, com base em mais de 200 poços tubulares profundos espalhados por toda a cidade. A Figura 4.3 resume esses resultados, mostrando que o Grupo Bauru aflora em toda área pesquisada, com a Formação Marília aparecendo em cotas mais elevadas que a Formação Adamantina (acima de 541 m, em média, 552 m). Com relação às formações subjacentes ao Grupo Bauru, o autor apresenta também as cotas médias de contato do Grupo Bauru com cada Formação:

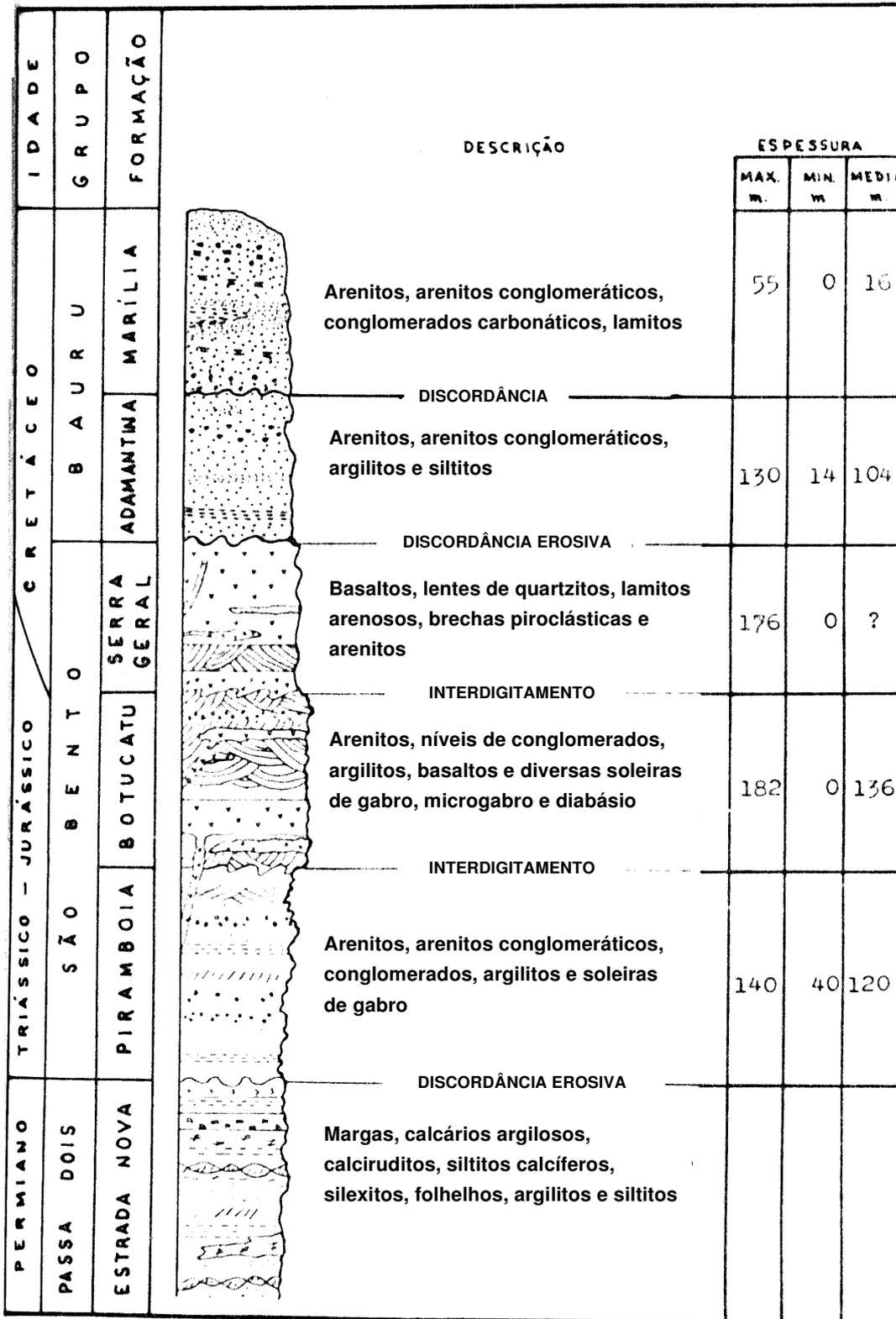


Figura 4.3. Coluna estratigráfica provável para a região de Bauru-SP (CAVAGUTI, 1981).

- *Formação Serra Geral* aparece em média na cota de 464 m, abrangendo toda a região norte da cidade, em diferentes espessuras;

- *Formação Botucatu* aparece em média na cota de 447 m, estando em contato direto com a Formação Adamantina apenas em algumas regiões da zona urbana da cidade. Constitui um importante aquífero subterrâneo, por sua elevada permeabilidade e por ser artesiano quando subjacente à Formação Serra Geral (basaltos impermeáveis), e considerado misto quando sob pressão da Formação Adamantina (arenitos menos permeáveis);
- *Formação Pirambóia* aparece em média na cota de 442 m, estando em contato direto com o Grupo Bauru na maior parte da zona urbana de Bauru, constituindo aí um aquífero misto, porém artesiano, quando subjacente às Formações Botucatu e/ou Serra Geral.

Cavaguti (1981) lembra que o lençol d'água do Grupo Bauru é freático, tendendo a acompanhar o relevo, com níveis médios de 520 m e 538 m, quando em contato com as Formações Serra Geral e Botucatu/Pirambóia, respectivamente. O autor também apresenta valores médios de porosidade efetiva e permeabilidade iguais a 15 % e $1,7 \times 10^{-5}$ m/s, respectivamente, sem considerar grande cimentação, para o Grupo Bauru.

O Aquífero Bauru ocupa aproximadamente a metade do território paulista (47%) (Figura 4.4), além do sul de Minas Gerais e norte do Paraná, possuindo uma área aproximada de afloramento de 117.000 km². Com essa grande área na região do estado em que se mais utiliza as águas subterrâneas para abastecimento público (Figura 4.5), a preocupação com a contaminação das águas do Aquífero Bauru e então do Aquífero Guarani (Formação Botucatu), abaixo dele, se faz cada vez mais presente e necessária. Para isso, é importante a realização de um estudo que engloba o conhecimento das características geotécnicas, hidráulicas e elétricas desse aquífero, que apesar de superficial, é bastante explorado. A Tabela 4.1 apresenta as principais características do Aquífero Bauru. Estas características devem ser visualizadas com restrições, uma vez que foram estimadas com base em escalas geológicas para todo o aquífero presente no Estado.

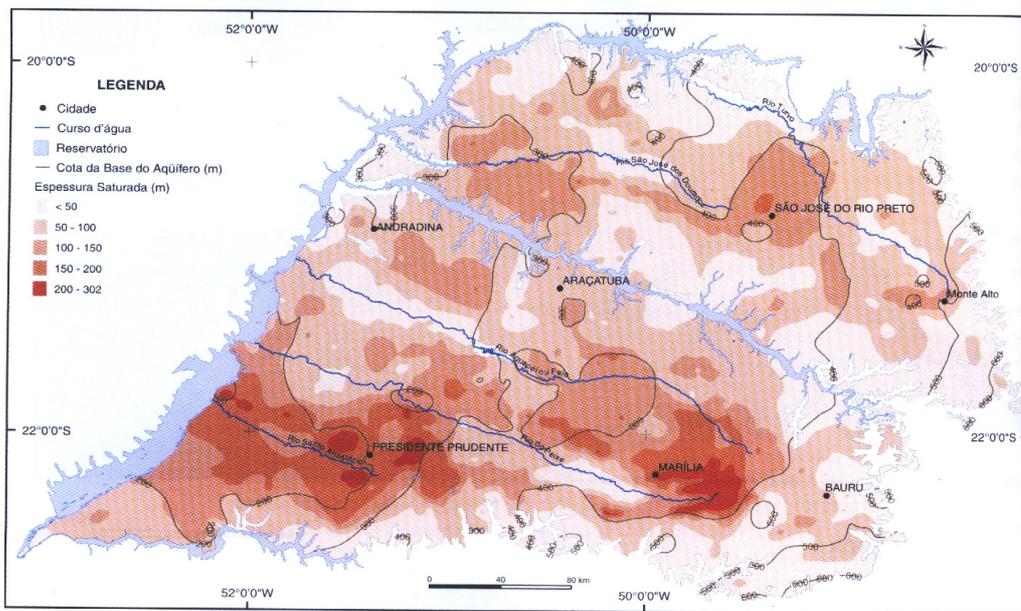


Figura 4.4. Base e espessura saturada do Aquífero Bauru no Estado de SP (MANCUSO; CAMPOS, 2005).

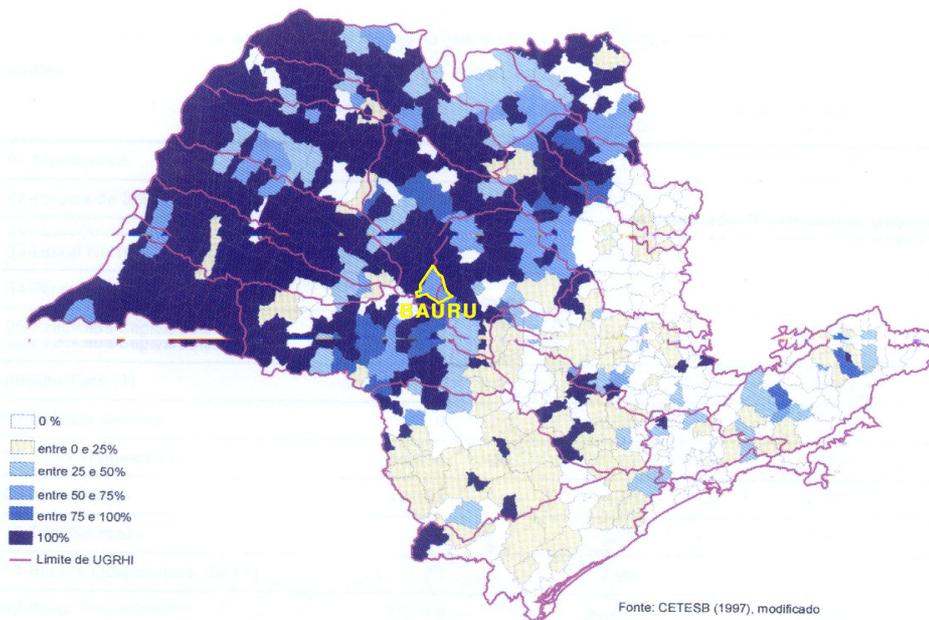


Figura 4.5. Porcentagem, por município, de uso da água subterrânea para abastecimento público no Estado de SP (SÃO PAULO, 2006).

Paula e Silva et al. (2005) realizaram um estudo com base em mapas de isólitais de permeabilidade aparente dos corpos arenosos, resultantes de perfis geofísicos realizados em toda a área, para estimativa das diferentes unidades hidroestratigráficas do Sistema Aquífero Bauru. Os resultados apresentados pelos autores mostram que o volume de água armazenado no Aquífero Bauru alcança pouco mais de 1600 km³, distribuídos em arenitos de elevada a

moderada permeabilidade aparente. O Aquífero Adamantina, graças a sua extensa área de ocorrência, responde por cerca de 50% do volume armazenado em todo o sistema, o que demonstra sua grande importância estratégica, ainda que as vazões fornecidas mostrem-se extremamente variáveis. Os autores também comentam que para o Aquífero Marília, a distinção entre arenitos de elevada e moderada permeabilidade aparente ficou comprometida devido à elevada cimentação carbonática, que influenciou nos valores de resistividade obtidos.

Tabela 4.1 - Características gerais do Aquífero Bauru – Escala Geológica (MANCUSO; CAMPOS, 2005).

Unidade Hidroestratigráfica	Rochas	Tipo de ocorrência	Permeabilidade (m/s)	Transmissividade (m²/d)
Bauru Médio/Superior	Arenitos grosseiros imaturos; com abundantes nódulos e cimento calcíferos; bancos de arenitos finos intercalados com lamitos e siltitos	Livre a localmente confinado; porosidade granular; contínuo e não uniforme	1,2 a 4,6 x 10 ⁻⁶	10 a 50
Bauru Inferior/Caiuá	Arenitos finos, maciços, baixo teor de matriz; arenitos finos a médios com boa seleção	Livre a localmente semiconfinado; granular; contínuo e uniforme	1,2 a 3,5 x 10 ⁻⁵	100 a 300

A Figura 4.6, modificada do Mapa Geológico do Estado de São Paulo publicado pelo IPT em 1981, apresenta a disposição das Formações Marília e Adamantina na região onde está localizado o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, indicando o afloramento da Formação Marília sobre a Adamantina, nessa área (Foto 4.4). Registros da CPRM sobre um poço de abastecimento profundo localizado na penitenciária mostram que a profundidade do Grupo Bauru chega até 128 m, seguido pela Formação Serra Geral com 234 m de espessura e pela Formação Botucatu, de 362 até 502 m de profundidade (final do poço).

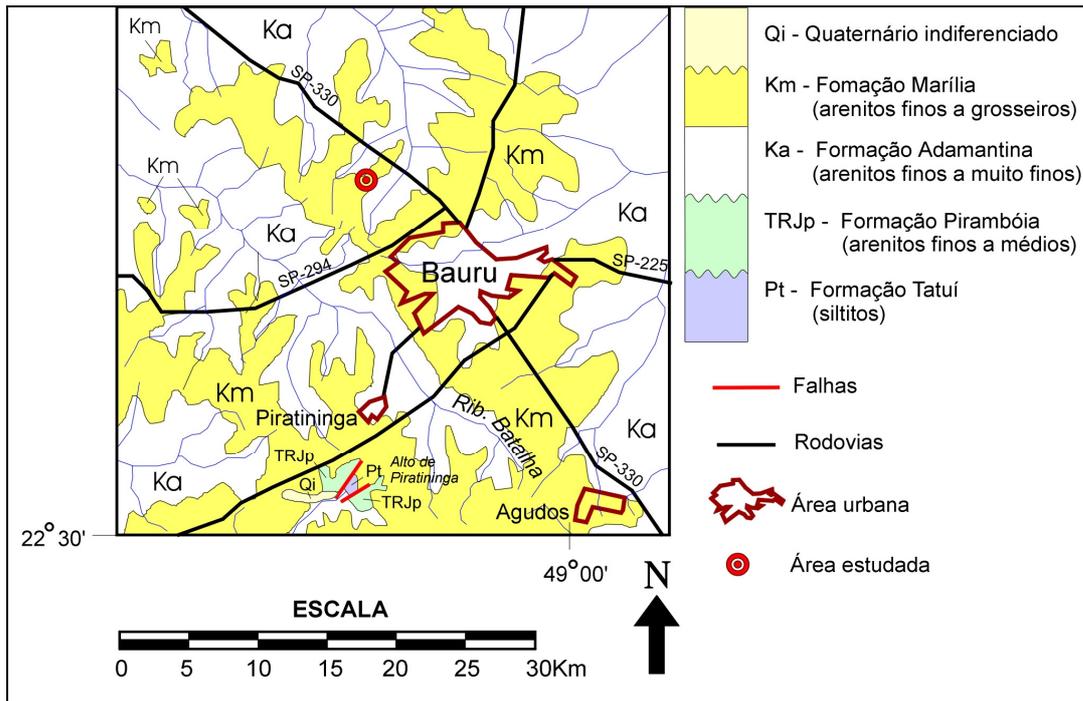


Figura 4.6. Mapa geológico da região de Bauru-SP (adaptado de IPT, 1981, segundo LAGO et al., 2006).

Na região onde está localizado o aterro, os sedimentos do Grupo Bauru, assim como seu solo de alteração, residual, estão sobrepostos por camadas de aluvião e coluvião, principalmente à oeste do aterro, próximo ao Córrego Gabiroba e às erosões. A Foto 4.7 apresenta uma imagem gerada pelo sistema de monitoramento espacial *Landsat* e também o relevo gerado pelo projeto SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), da área, disponibilizados pela EMBRAPA. Essa foto mostra que o aterro fica entre os vales do Córrego Gabiroba (NO) e do Ribeirão da Água Parada (SE), com um dos afluentes do primeiro passando abaixo do aterro, a NE. Isto mostra que o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru está situado no meio de um vale, transversal aos córregos Gabiroba e Ribeirão da Água Parada. Este fato foi confirmado após a re-análise dos ensaios realizados e também pelo monitoramento dos níveis d'água dos poços instalados no aterro, como será visto adiante.

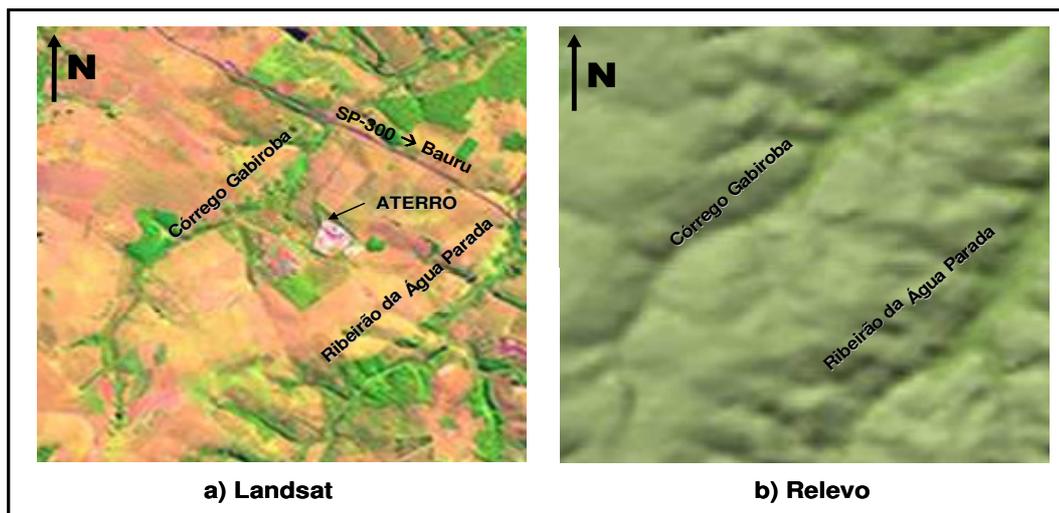


Foto 4.7. Imagens de satélite do solo (a) e do relevo (b), englobando a área onde está localizado o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (MIRANDA, 2005).

A Foto 4.8 apresenta uma foto aérea tirada do local em 1996 e a Foto 4.9 apresenta duas vistas aéreas mais recentes (2006) do local. A comparação entre as duas imagens revela a grande movimentação de terra existente no local para cobertura do lixo, assim como as mudanças nas posições das lagoas de chorume e o aumento dos limites do aterro para N-NE.

As cotas de superfície do relevo variam entre 551 (próximo a este afluente) e 523 m, próximo ao Córrego Gabiroba. Com base nos poços de monitoramento localizados ao redor do aterro, o nível freático varia entre 521 e 519 m nas cotas mais elevadas e entre 515 e 517 m nas cotas mais baixas. Com base nestas informações e também naquelas apresentadas por Cavaguti (1981), é possível que os sedimentos do Grupo Bauru estejam assentados sobre os basaltos da Formação Serra Geral, havendo, portanto, aquífero artesiano abaixo destes basaltos, na região onde localiza-se o aterro (a N-NO da zona urbana).

A Figura 4.7 apresenta o modelo digital do terreno obtido com base no último levantamento topográfico realizado em 2006. A Figura 4.10 apresenta este modelo superposto pelo modelo digital do terreno estimado para 1992, antes da implantação do aterro (Figura 4.9). Um levantamento topográfico também foi realizado em 2002, englobando neste caso

uma área maior do entorno do aterro (Figura 4.8). A comparação entre essas figuras mostra a movimentação de terra existente na área provocada pela implantação do aterro, como, por exemplo, escavações a nordeste e ao sul dos resíduos (Figura 4.9). A Figura 4.9 mostra que os resíduos foram dispostos sobre um pequeno vale, aproveitando-se, portanto, a depressão natural do terreno para implantação do aterro.



Foto 4.8. Foto aérea do local de implantação do aterro de resíduos sólidos de Bauru (EMDURB, 2002).

a)



b)



Foto 4.9. Vista aérea do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (EMDURB, 2006).

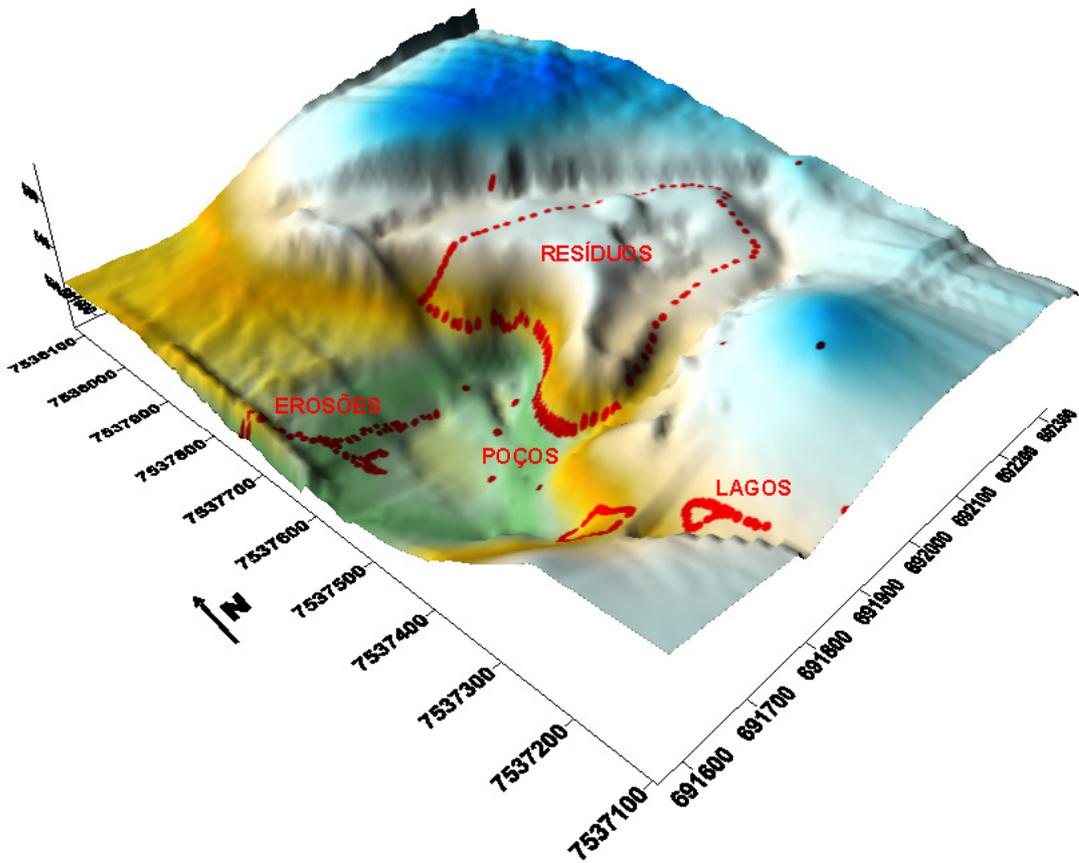


Figura 4.7. Modelo digital do terreno mais atual, realizado em agosto de 2006, englobando a área de localização do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.

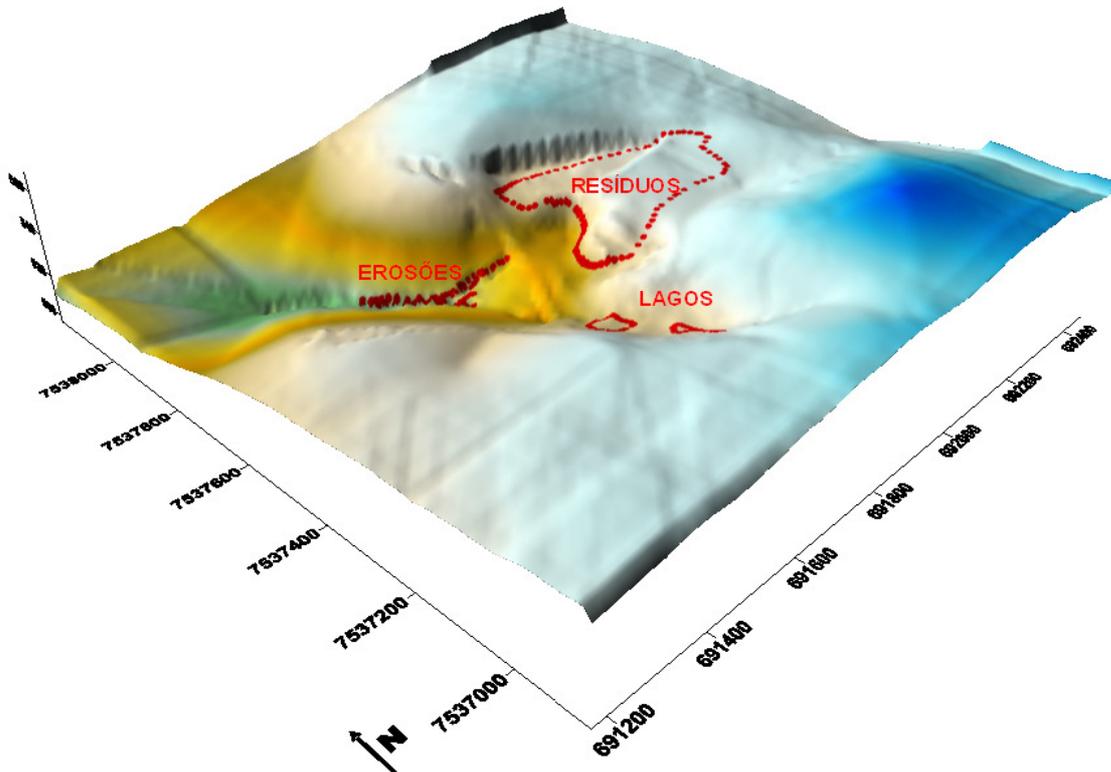


Figura 4.8. Modelo digital do terreno obtido através do levantamento topográfico realizado em 2002.

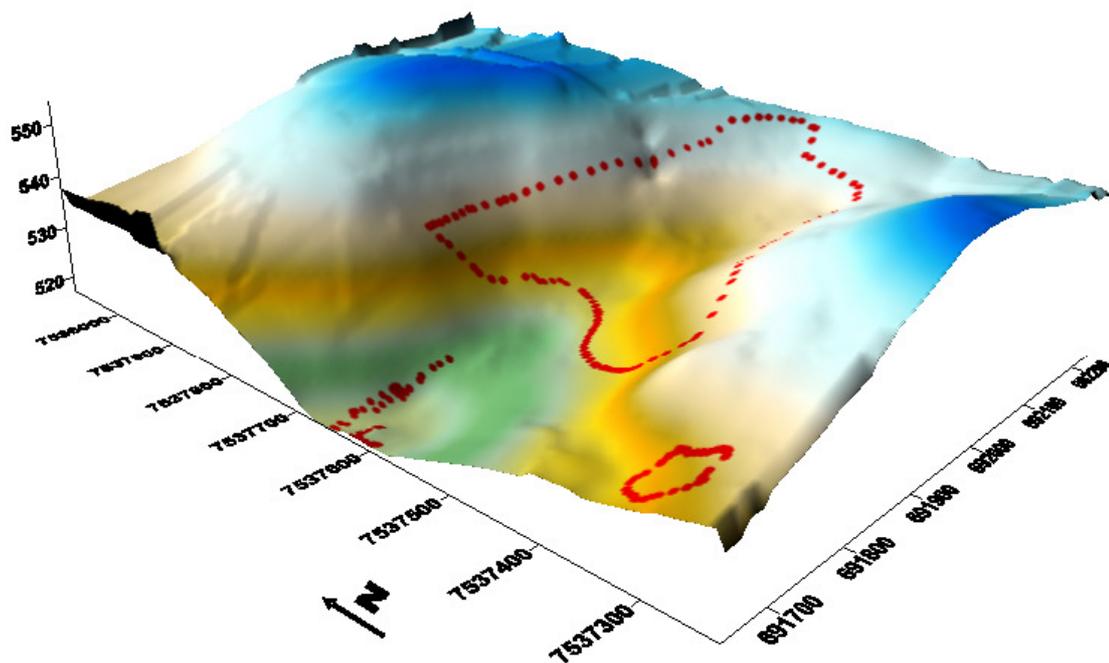


Figura 4.9. Modelo digital do terreno antes da implantação do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.

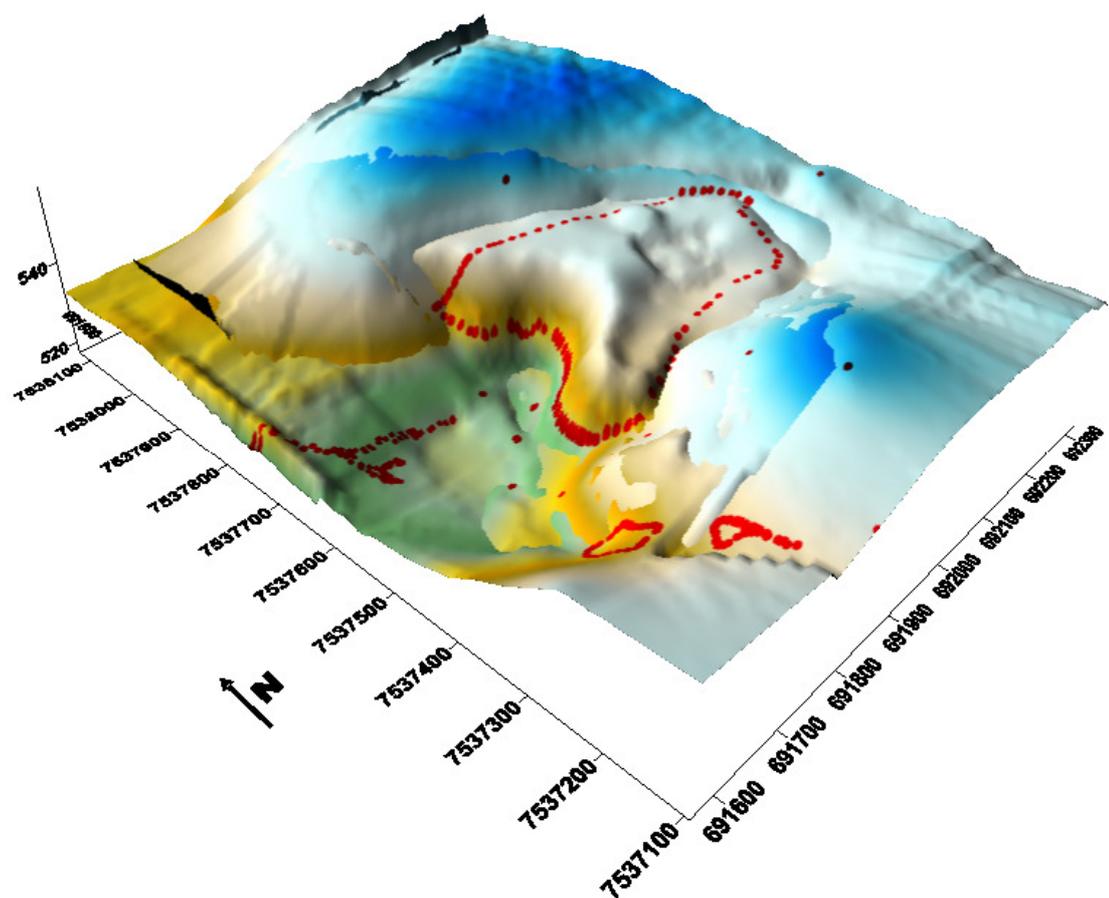


Figura 4.10. Modelo digital do terreno atual e antes da implantação do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.

4.3 Ensaios Realizados Anteriormente

A Figura 4.11 apresenta a localização dos poços de monitoramento, assim como das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT e dos ensaios de geofísica e de piezocone (CPTU e RCPTU) realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru. Destaque para os poços de monitoramento permanentes PP-3A, 5A, 5B, 10 a 13, para a linha geofísica 20 e para a sondagem elétrica vertical SEV-10, todos realizados no ano de 2006. Com exceção dos ensaios SPT, todos os demais ensaios foram realizados entre 2001 e 2003, por Lago (2004), Bolinelli Jr. (2004), Mondelli (2004) e Cintra (2004), como parte de um projeto de pesquisa que envolveu a participação de diferentes pesquisadores e universidades, como citados no item 1.3.

Os resultados das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT apresentados pelo EIA/RIMA (FIPAI, 1992) e realizadas antes da implantação do aterro mostram que, à medida que se caminha de montante para jusante do aterro, a camada de solo coluvionar dá espaço ao solo aluvionar (SPTs 1 e 2). Uma camada de aluvião de cerca de 0,7 m volta a aparecer em sondagens realizadas em cotas mais altas, nos SPTs 9 ao 21.

O colúvio cobre praticamente toda região onde se encontra o aterro e, os resultados das sondagens SPT indicam que o solo que ocorre na área tem as mesmas características do solo da região de Bauru, residual do Grupo Bauru, classificado como areia argilosa marrom avermelhada. O colúvio possui textura de areia fina a média argilosa, com valores de permeabilidade variando entre 10^{-6} a 10^{-5} m/s. Segundo a metodologia MCT, é classificado como solo arenoso de comportamento laterítico (LA').

Na área onde estão dispostos os resíduos, as cotas em que aparece o solo de alteração de arenito variam entre 522 (SPT 4) e 543,4 m (SPT 16), enquanto o arenito ou o impenetrável das sondagens aparece entre as cotas 518,5 (SPTs 4 e 13, zona de vale) e 540,7 m (SPT 16).

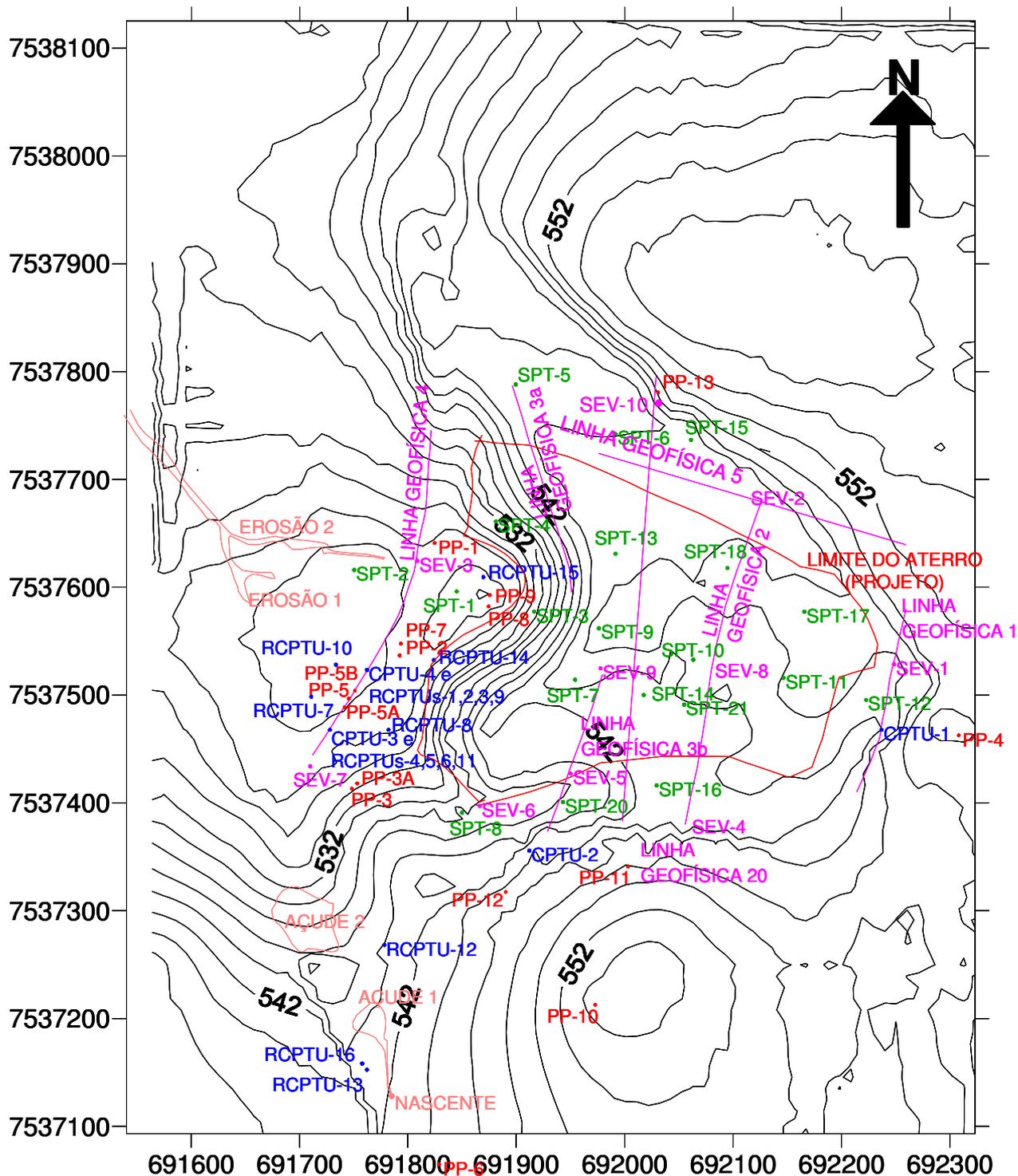


Figura 4.11. Localização de todos os ensaios realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru-SP.

A Figura 4.12 apresenta a superfície do terreno atual, seguida das camadas de colúvio, de solo de alteração de arenito e de topo do arenito, estimados com base na interpretação das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT e dos novos poços de

monitoramento construídos na área. Observa-se que tanto a camada de arenito como a camada de solo de alteração acompanham a topografia do terreno. O lençol freático aparece atravessando o arenito nas áreas a leste e externas ao aterro e a camada de solo de alteração no centro do aterro de resíduos. O colúvio apresenta cotas muito baixas a oeste do aterro, estando abaixo dos aluviões e também saturado.

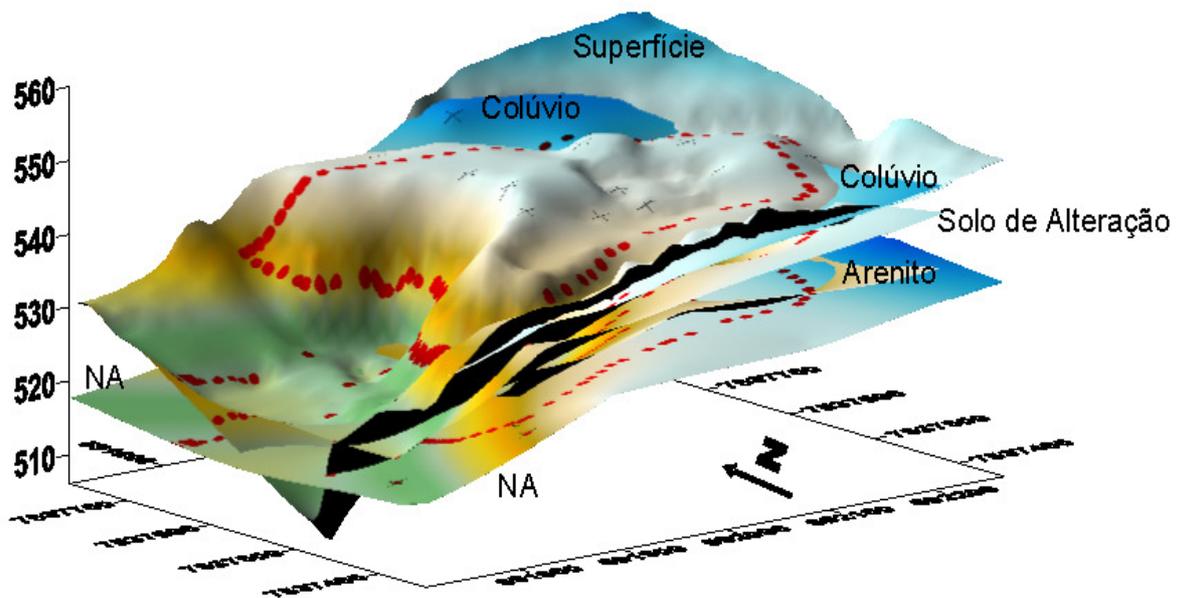


Figura 4.12. Modelo digital englobando a superfície atual do terreno, assim como as principais camadas adjacentes a esta.

Observa-se, na Figura 4.11, que grande quantidade de ensaios foram concentrados a oeste, próximos à Linha Geofísica 4 (Figura 4.13), pois foi nela que os ensaios elétricos (eletrorresistividade e polarização induzida) indicaram anomalias maiores, inclusive dentro da zona saturada, fora da área preenchida com resíduos. Os ensaios de piezocone realizados nestes pontos mostraram que esta região é composta por uma camada de areia siltosa avermelhada até cerca de 3 a 4.5 m de profundidade, seguida de uma camada de comportamento argiloso, até cerca de 6 m. A partir daí, existem camadas muito finas intercaladas entre si identificadas como areia siltosa e argila (ou silte argiloso) até aproximadamente 9.5 m, surgindo então uma camada de areia siltosa (ou argilosa), residual de

arenito até o impenetrável do cone (Figura 4.14). Estas intercalações foram mais freqüentes nos RCPTUs 7 e 10, que estão mais próximos às erosões, desaparecendo conforme se caminha em direção ao aterro. Estas intercalações aparecem mais profundas no perfil geotécnico obtido para o RCPTU 8, e praticamente desaparecem nos perfis dos RCPTUs 14 e 15 (Figura 4.15). A Foto 4.10 mostra um pouco desta estratigrafia, de característica aluvionar e bastante heterogênea, vista através da Erosão 1, onde foi possível realizar ensaios de piezocone.

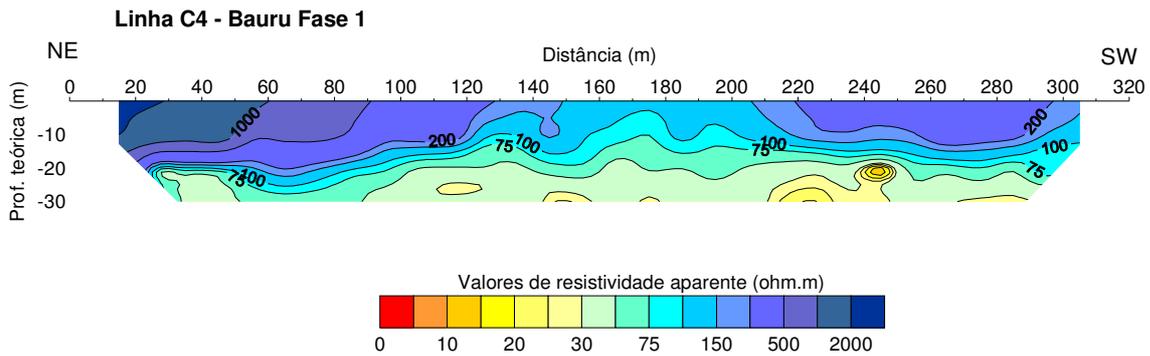


Foto 4.10. Erosão localizada à jusante do aterro de resíduos sólidos de Bauru, onde é possível observar a heterogeneidade do solo que ocorre no local.

Os perfis obtidos pelos ensaios de piezocone foram interpretados utilizando o ábaco de Robertson et al. (1986), para a classificação do comportamento dos solos existentes no local. Como vêm sendo constatado em outras pesquisas com solos tropicais (GIACHETI et al., 2003), os resultados apresentados nas Figuras 4.14 e 4.15 mostram que a identificação do perfil estratigráfico a partir de ensaios de piezocone, baseado nesse ábaco de classificação, também apresentam limitações para esta área, uma vez que o mesmo identifica solos com

comportamentos distintos, mas não permite a classificação textural dos mesmos. No entanto, a análise conjunta dos registros de q_c e R_f permitiu identificar as camadas com comportamentos distintos, tendo sido realizadas amostragens de solo em alguns pontos.

a)



b)

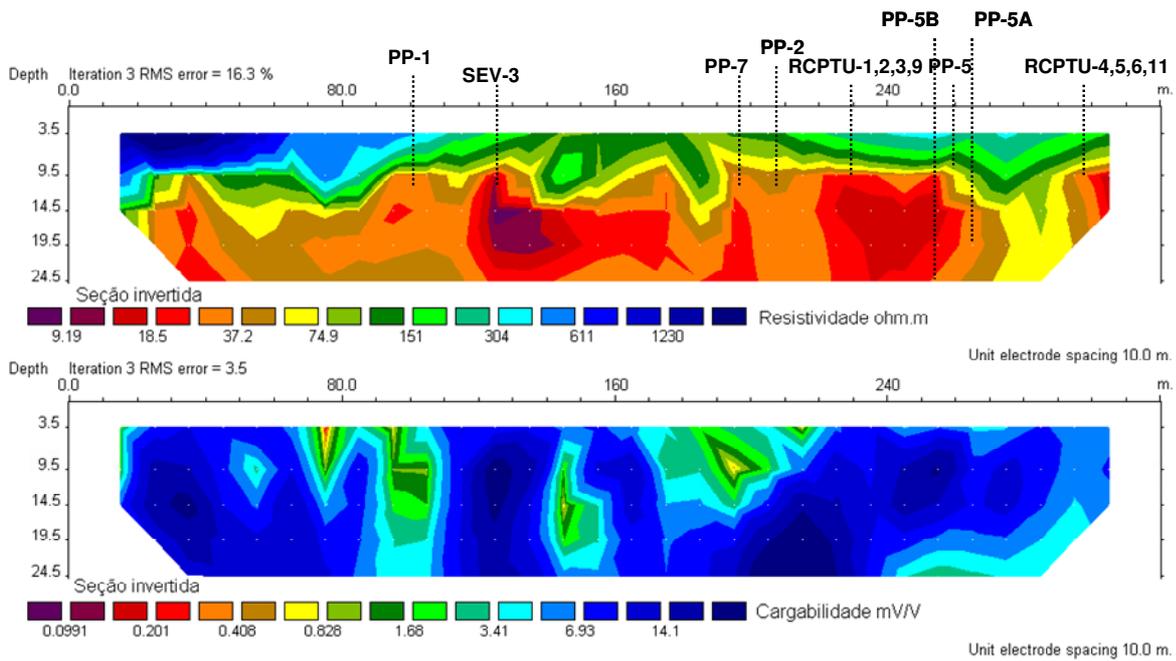


Figura 4.13. Seções de resistividade e cargabilidade da Linha 4, 1ª fase: a) Interpretada qualitativamente; b)

Interpretada quantitativamente (LAGO, 2004).

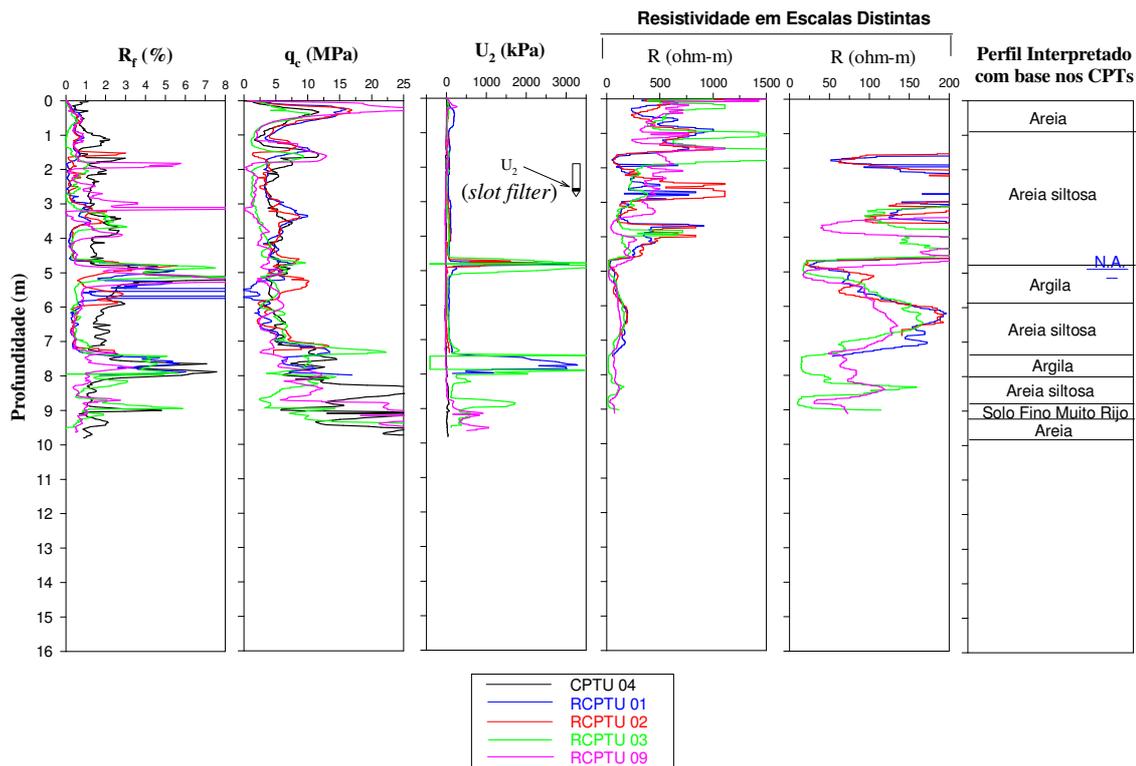


Figura 4.14. Resultados dos ensaios de piezocone de resistividade localizados a jusante do aterro e sobre a Linha Geofísica 4.

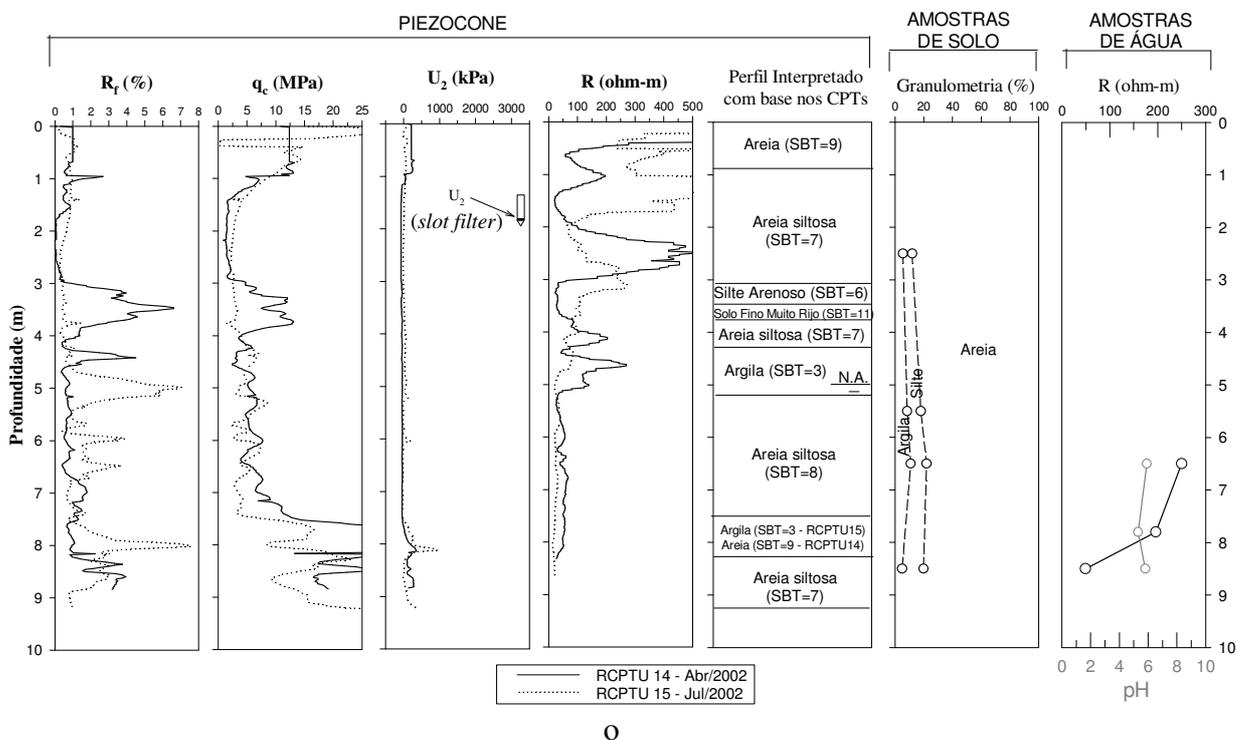


Figura 4.15. Resultados dos ensaios de piezocone de resistividade localizados a jusante do aterro, com coleta de água e solo.

Os ensaios CPTU-1 e CPTU-2 foram realizados nas partes mais elevadas a leste e ao sul do aterro, respectivamente, com o objetivo de se obter um perfil de referência do solo não contaminado. Contudo, a resistência à penetração do cone foi maior que a capacidade do sistema de cravação para atingir o nível d'água nessas regiões, onde os solos residuais, assim como o arenito estão mais rasos.

Todos os ensaios RCPTU que atingiram o nível d'água apresentaram uma brusca diminuição nos valores de resistividade quando atingida a zona saturada. Na zona saturada, os valores de resistividade variaram com a textura e a mineralogia do solo, apresentando valores maiores para as camadas arenosas e menores para as camadas mais argilosas. A influência do tipo de solo nos valores de resistividade não é tão nítida nos ensaios RCPTU 14 e 15 (Figura 4.15), com valores em torno de 50 ohm.m para o primeiro e em torno de 20 ohm.m para o segundo. Isto foi um indicativo da presença de contaminantes migrando nas camadas mais arenosas logo à frente do aterro, uma vez que a amostra de água coletada entre 8,0 e 9,0 m de profundidade também apresentou resistividade elétrica mais baixa.

A interpretação dos valores de resistividade obtidos para a zona não-saturada mostrou a forte influência desse parâmetro em relação ao grau de saturação do solo. Observa-se, na Figura 4.15, que até 2 m de profundidade os valores de resistividade foram maiores para o ensaio RCPTU-15 que para o ensaio RCPTU-14, que havia sido realizado numa época mais chuvosa que o RCPTU-15. A partir desta profundidade, os valores de resistividade apresentaram grandes variações na zona não-saturada, que também podem ser devido à variação textural e até mesmo à presença de contaminantes. Este fato mostrou a necessidade de realização de ensaios de laboratório com a variação do grau de saturação interpretação desses resultados e também a importância do monitoramento do teor de umidade dos solos quando da realização de medidas de resistividade em campo.

A Figura 4.14 apresenta ensaios lado a lado realizados próximos ao sentido dos fluxos sub e superficiais da área onde está situado o aterro, a oeste também do mesmo. Observa-se que apesar da grande heterogeneidade existente devido ao predomínio de solos aluvionares nesta área, a análise conjunta dos registros de q_c , R_f , u_2 e R permitiu identificar as diversas camadas com comportamentos distintos, com o perfis apresentando ótima repetibilidade.

Uma sondagem elétrica vertical (SEV-3) também foi realizada sobre a Linha Geofísica 4 a fim de confirmar a mancha de baixa resistividade presente entre as distâncias 120 e 140 m (Figura 4.13). Contudo, nem a SEV, nem os poços de monitoramento e os ensaios de piezocone realizados na época atingiram profundidades suficientes para confirmar a contaminação no local. A Figura 4.16 apresenta a curva de interpretação para a SEV-3, indicando uma resistividade da ordem de 22 ohm.m para a zona saturada. Este valor está de acordo com aquele encontrado para a zona saturada através do ensaio RCPTU-15, que foi o menor comparado com os demais ensaios RCPTU. Este valor também sugere uma potencial contaminação do aquífero quando comparado com as condutividades elétricas das águas subterrâneas coletadas através dos poços de monitoramento, que geralmente indicam contaminação para valores acima de 454 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (menor que 22 ohm.m).

A Tabela 4.2 apresenta uma comparação dos valores de resistividade elétrica do solo, obtidos a partir dos ensaios RCPTU, com aqueles obtidos para as amostras de água coletadas nos poços de monitoramento temporários, na mesma época de realização dos ensaios. Esses poços foram construídos logo após a realização dos ensaios de piezocone, utilizando o mesmo equipamento de cravação e hoje encontram-se desativados. Os dados permitiram a estimativa do fator de formação do solo (FF), dado pela Equação 3.15.

Ao sul do aterro, solos com a mesma característica aluvionar foram encontrados e caracterizados como uma areia amarela acinzentada até aproximadamente 6 m, seguida de uma camada de argila cinza até 10 m de profundidade (RCPTU 16). Abaixo das mesmas,

camadas de areia e argila intercalam-se, como também mostraram os outros perfis já citados, a oeste do aterro.

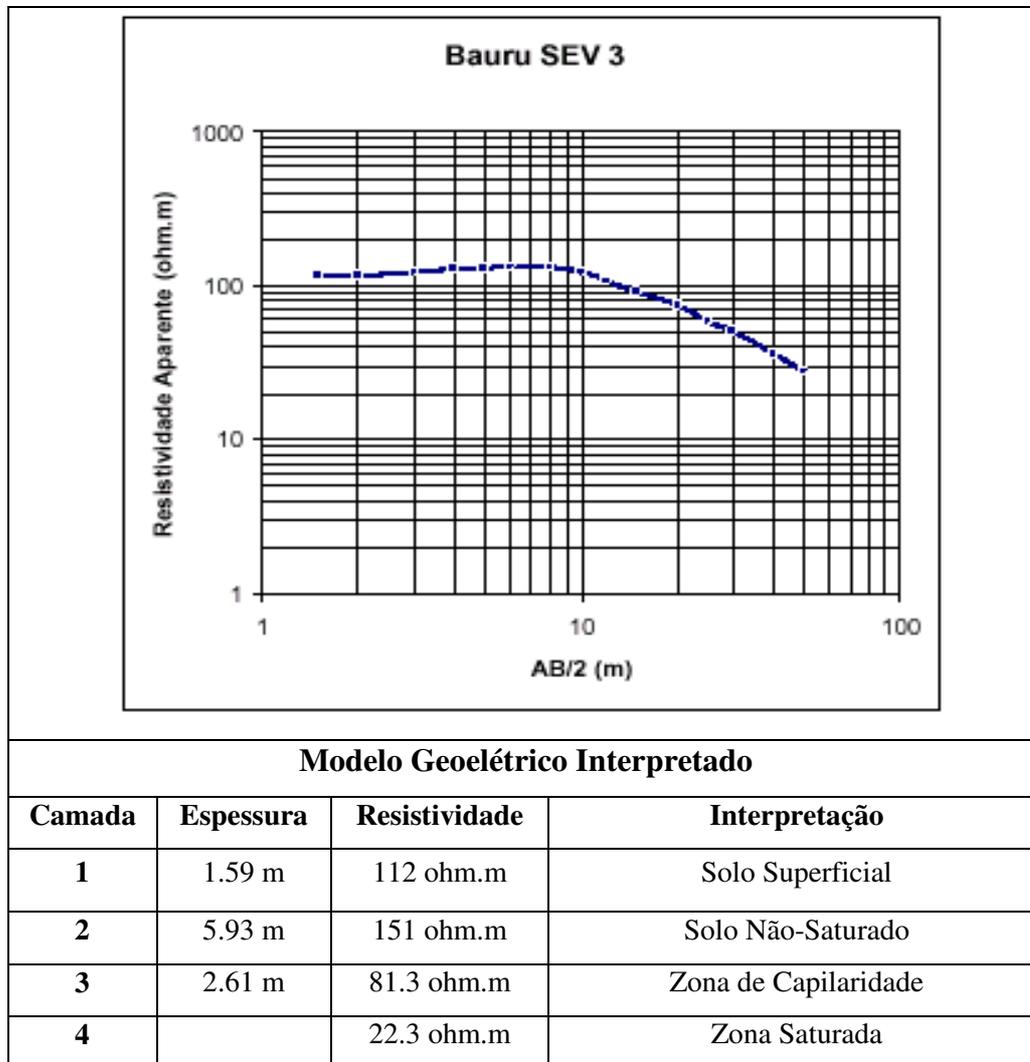


Figura 4.16. Interpretação da SEV-3, localizada à jusante dos resíduos dispostos no aterro de Bauru (LAGO, 2004).

Tabela 4.2 - Estimativa do fator de formação do solo para amostras de água coletadas na mesma época da realização dos ensaios RCPTU (MONDELLI et al., 2007).

Profundidade (m)	Poço / Ensaio	R (ohm.m)	FF	Classificação do solo com base no CPT
7,0	PT-1 (Fev/2002)	26,3	1,83	Areia Siltosa
	RCPTU 4, 6	48,2		
6,0	PT-2 (Fev/2002)	69,4	2,24	Areia Siltosa
	RCPTU 1, 2, 3	155,4		
7,0	PT-3 (Jul/2002)	18,8	1,55	Areia Siltosa
	RCPTU-15	29,1		

A interpretação dos resultados das sondagens SPT e dos ensaios RCPTU (piezocone de resistividade) realizadas na área, assim como medidas de nível d'água dos poços de monitoramento, indicam a presença de dois diferentes compartimentos hidrogeológicos na área: um mais raso, presente nas regiões de várzea, a sul-sudoeste do aterro; e outro com níveis d'água mais profundos, a norte-nordeste do aterro e abaixo do aterro, onde aparecem os solos residuais de arenito ou o próprio arenito. O fluxo subterrâneo estimado para este segundo caso utilizando-se os resultados das sondagens elétricas verticais mais as sondagens SPT, não está de acordo com as medições do nível d'água realizadas através dos poços de monitoramento localizados nas regiões mais elevadas. A Figura 4.17 apresenta o fluxo subterrâneo estimado apenas com base nas medições de nível d'água utilizando os poços de monitoramento.

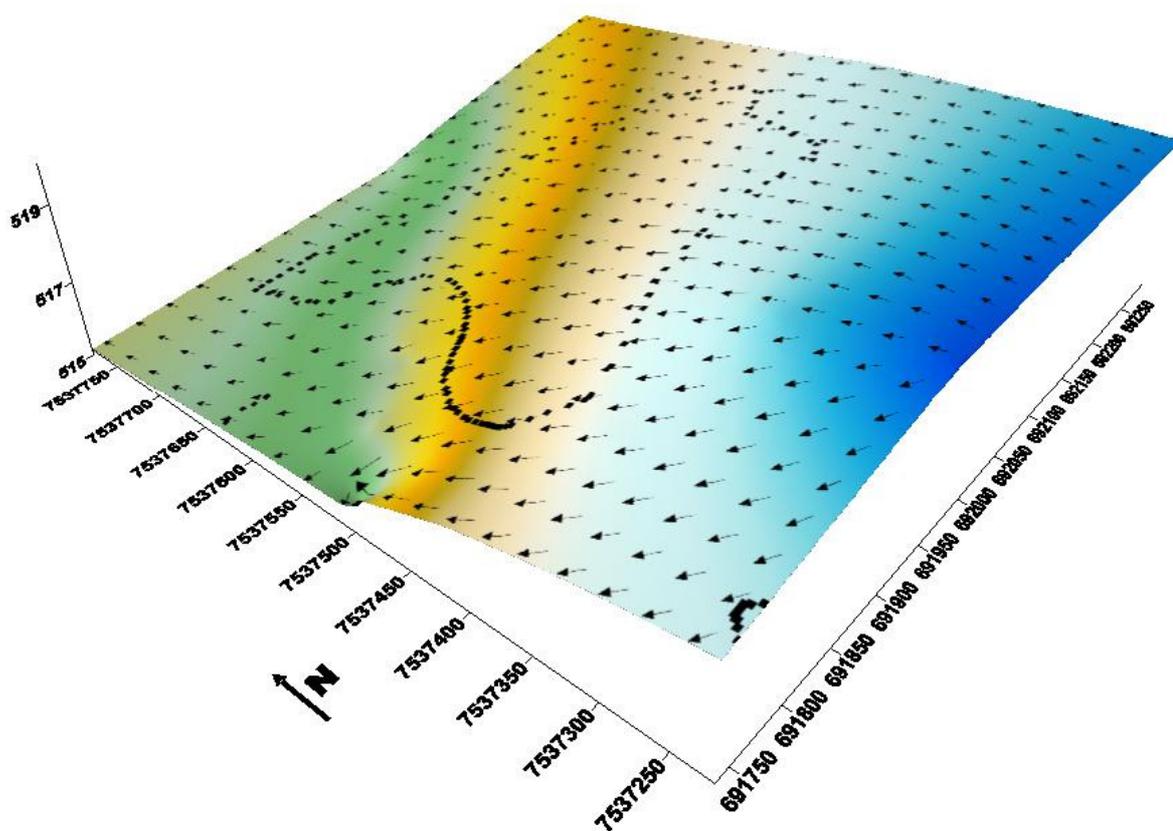


Figura 4.17. Estimativa do fluxo subterrâneo atual com base nos níveis d'água medidos a partir dos poços de monitoramento em abril de 2008.

Uma representação esquemática do fluxo subterrâneo entre o poço PP-13 (SEV-10) e o poço PP-1 (SEV-3), revela um gradiente hidráulico de 0,05 e a existência de uma carga piezométrica negativa na profundidade do poço PP-13 (40 m), como mostra a Figura 4.18. Segundo a topografia original do terreno (Figura 4.9), este poço, assim como os poços PP-10 e PP-4, estão situados em uma região de recarga do aquífero. O gradiente hidráulico estimado para a direção leste-oeste (0,025) é menor que aquele estimado para a direção norte-sul, o que pode explicar o espalhamento da contaminação nesta última direção, como pode ser observado na Figura 4.20. Por isso, o fluxo subterrâneo apresentado na Figura 4.19 é considerado mais próximo do real, uma vez que sua estimativa foi realizada com base na reunião de todos os dados disponíveis desde a topografia local, sondagens elétricas verticais, sondagens SPT e poços de monitoramento localizados nas regiões de cota mais baixa.

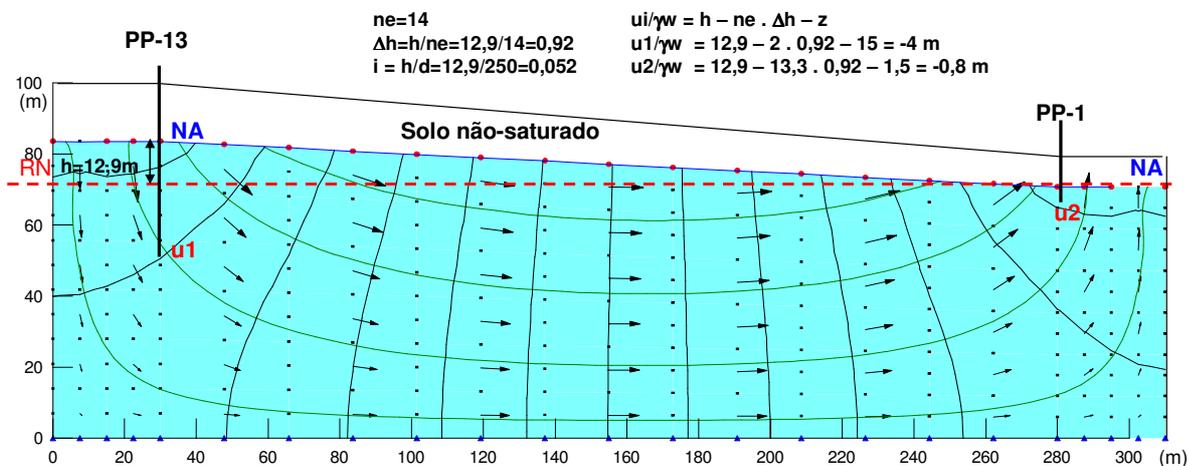


Figura 4.18. Representação esquemática de fluxo estimada para uma seção na direção norte-sul, ligando os poços PP-13 (recarga) ao PP-1 (descarga).

A grande dificuldade encontrada durante os estudos prévios realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru foi a obtenção de um perfil de solo representativo do local onde se dá o fluxo de contaminantes, devido à grande variabilidade da hidrogeologia da área, e também das condições de cravação limitada dos equipamentos em solos residuais. Dados de

resistividade em um perfil de solo não contaminado equivalente a um perfil de solo contaminado possibilitaria a obtenção de valores de resistividade de referência para os solos locais. A realização de análises químicas de solo e água entre essas duas situações, também ajudaria no diagnóstico de contaminação do subsolo sob influência do aterro.

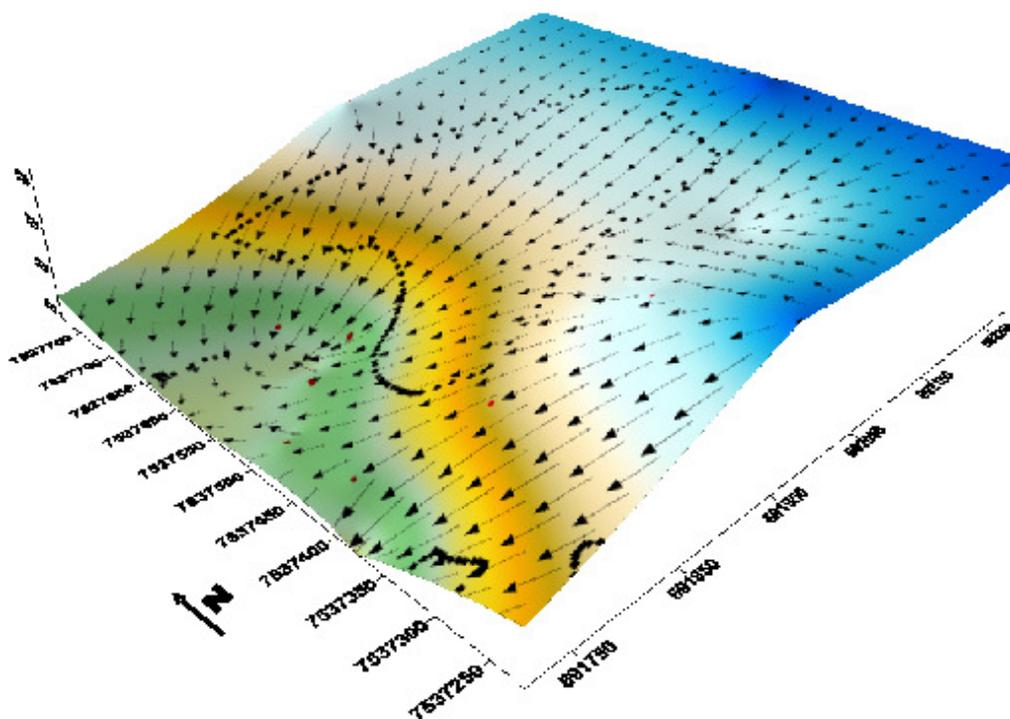


Figura 4.19. Estimativa do fluxo subterrâneo atual com base na correção dos níveis d'água medidos através dos poços de monitoramento em agosto de 2007 e abril de 2008 e com o auxílio das sondagens elétricas verticais realizadas em 2003.

A análise conjunta de todos os dados gerados nas diversas campanhas de ensaios realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, apresentados por Mondelli (2004), mostra que a pluma de contaminação ultrapassa os limites do aterro para jusante, a oeste-noroeste. A Figura 4.20 apresenta o mapa de resistividade do nível teórico 22 m obtido para o local, assim como a locação dos ensaios RCPTU e dos poços de monitoramento. Esta figura indica que a pluma de contaminação já ultrapassa os limites do aterro (valores de resistividade menores que 50 ohm.m), estando concentrada no centro e abaixo dos resíduos (espessura de aproximadamente 15 m), espalhando-se na direção leste-oeste. Isso foi confirmado por coletas

diretas de água realizadas em 2002 e 2003, através de alguns poços de monitoramento, entre eles: PT-3, PP-1 e PP-4.

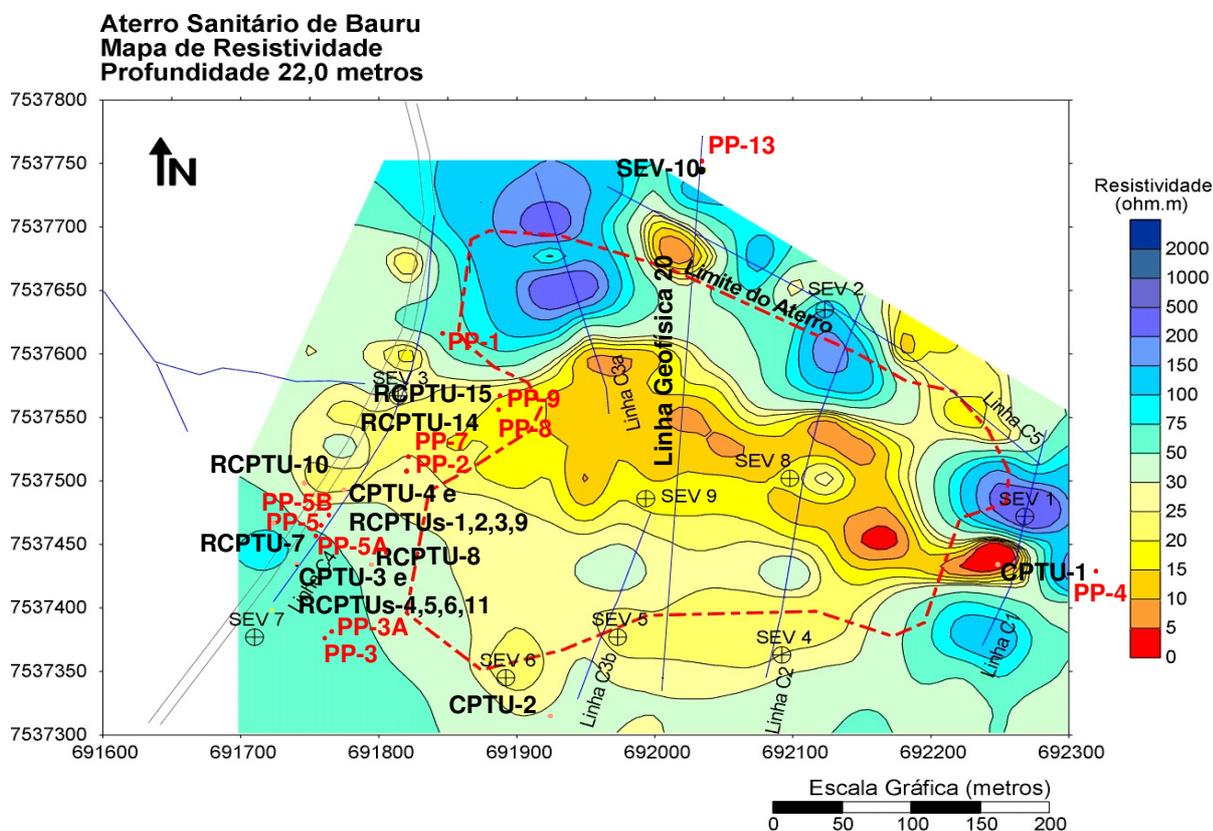


Figura 4.20. Mapa de resistividade do nível teórico 22 m do aterro de resíduos sólidos de Bauru (LAGO et al., 2006).

Pesquisas realizadas por Hamada et al. (2004) com amostras de água coletadas dos lagos e das erosões localizados no entorno do aterro (Figura 4.11 e Foto 4.9) mostraram que o manejo de gado e outras atividades existentes no meio rural do entorno do aterro podem causar alterações nas águas superficiais tão grandes ou maiores que aquelas provocadas pelo aterro de resíduos.

Devido a todas essas variáveis encontradas nas investigações anteriores, uma investigação geoambiental mais detalhada e mais abrangente nesta área foi recomendada, para que estes indícios de contaminação fossem confirmados e analisados, a fim de proteger o aquífero local e também para dar suporte a futuras medidas de remediação que poderão ser necessárias no local. A metodologia utilizada é apresentada e discutida no Capítulo 5.

4.4 Caracterização da Fonte de Contaminação

Christensen et al. (2000) explicam que diferentemente de fontes pontuais e bem conhecidas de contaminação – como, por exemplo, vazamentos de combustíveis de tanques (hidrocarbonetos) e solventes cloridratos – os aterros de resíduos são grandes e heterogêneos e recebem diferentes tipos de resíduos com o tempo, gerando diferentes caminhos, gradientes e características das plumas de contaminação. Além disso, o tamanho dos mesmos impossibilita a retirada ou escavação dos resíduos para remediação da área, sendo considerados fontes de contaminação durante anos e mesmo depois de encerrados.

Christensen et al. (2001) detalham os constituintes do chorume proveniente de aterros de resíduos, durante suas diferentes fases e idades do aterro. Basicamente, o chorume é formado por elevadas concentrações de matéria orgânica (medida como carbono orgânico dissolvido), de macro-componentes inorgânicos (cátions e ânions comuns) e concentrações variadas de metais pesados e componentes orgânicos xenobióticos.

Como o chorume do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru vem sendo estudado há alguns anos, a Tabela 4.3 apresenta um resumo das concentrações de alguns elementos já estudados nesta e em outras pesquisas. Esses dados confirmam que o chorume do aterro encontra-se em fase metanogênica, ou seja, mais velho. Como características dessa fase quando comparadas com a fase inicial e ácida, tem-se: diminuição da relação DBO/DQO; metais como Ca, Fe, Mg e Mn precipitam devido ao elevado pH; a matéria orgânica diminui devido a mecanismos de complexação com cátions e desde modo, degrada-se menos; pouca variação na concentração dos macrocomponentes inorgânicos quando comparados à fase ácida, estando susceptíveis à complexação, sorção e precipitação (Christensen et al., 2001).

Reações complexas de degradação do chorume no meio natural dependem da constituição mineralógica, saturação do solo ou rocha, pH e potencial de redução do meio. Não é porque existe um determinado constituinte no chorume, que ele vai aparecer na água

subterrânea. Os gases carbônico (CO₂) e metano (CH₄) são exemplos de resultados de todas essas transformações. Christensen et al. (2001) explicam os principais processos físicos químicos que ocorrem a partir do momento que o chorume entra em contato com o solo. Entre eles incluem-se: diluição, dispersão, reações de redox, reações microbiológicas, sorção, degradação e precipitação. Esses processos estão todos relacionados com a atenuação do chorume pelo meio físico natural, cujo entendimento é importante para auxiliar nos trabalhos de avaliação de risco, de remediação e na interpretação dos ensaios *in situ*.

Deste modo, as características do chorume do aterro de Bauru apresentadas na Tabela 4.3 são de grande importância na avaliação da capacidade de atenuação dos solos locais, que no presente estudo foi fundamental na interpretação e realização dos ensaios de laboratório. É importante salientar que os ensaios de laboratório apresentados foram realizados com o objetivo de dar uma melhor interpretação aos resultados provenientes dos ensaios *in situ* e de dar início à definição do modelo conceitual do problema. Para que uma modelagem numérica fosse realizada com base em resultados de ensaios de laboratório, ensaios e amostragens mais detalhadas deveriam ser realizados, assim como a utilização de equipamentos em laboratório que permitem o estudo da influência de fatores como: anisotropia, não-saturação, ensaios posteriores de compatibilidade, extração dos componentes químicos dos solos e microscopia.

4.5 Avaliação Geral Preliminar do Aterro

A partir da análise das informações geológicas, hidrogeológicas, topográficas e dos ensaios realizados anteriormente, foi possível definir as seguintes situações anteriores ao início das novas pesquisas no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- 1) Apesar da influência de contaminantes externos, como a presença de uma penitenciária e de atividades pecuárias no entorno do aterro, a principal fonte de contaminação a ser investigada é o chorume gerado pelo aterro de resíduos domésticos, assim como das valas

preenchidas com resíduos hospitalares, podendo conter organismos patogênicos e perigosos em sua constituição;

- 2) Esta contaminação se dá principalmente através do compartimento hidrogeológico formado pelo Aquífero Bauru, localizado imediatamente abaixo e no entorno do aterro. Para prosseguir as pesquisas com o objetivo de avaliar a pluma de contaminação e sua interação com o meio, considera-se que estes seriam os solos a serem melhor investigados com detalhe em laboratório. Deste modo, não haveria necessidade de coletar amostras dos solos aluviais altamente heterogêneos (Foto 4.9) e característicos da parte sul (nascente) / oeste (erosões-córrego) do entorno do aterro, onde estão localizados o poço PP-6 e muitos dos ensaios RCPTU realizados (Foto 4.8a);
- 3) Os principais materiais susceptíveis à contaminação proveniente do aterro e das valas são o Arenito Bauru e seus solos de alteração, localizados imediatamente abaixo dos resíduos e da imprimação betuminosa executada como camada de proteção. Por isso, é importante estudar em laboratório as características hidráulicas e físico-químicas desses materiais. Os solos coluvionares e aluvionares mais superficiais e existentes a oeste do aterro também estão sujeitos à contaminação, pois são altamente granulares e permeáveis, conforme detectado a partir da utilização da tecnologia do piezocone;
- 4) O fluxo d'água subterrâneo se dá no sentido leste-oeste/noroeste, com o nível d'água ficando raso e muito próximo aos resíduos na parte central do aterro (Figura 4.19);
- 5) Uma análise da estimativa do fluxo subterrâneo local para o aquífero Bauru (Figura 4.18) e da topografia original local (Figura 4.9 e Foto 4.6) indica que o gradiente hidráulico na direção norte-sul ($i = 0,05$) é maior que na direção leste-oeste ($i = 0,025$). Isto mostra que poços de monitoramento situados nas partes mais elevadas e a leste do aterro (PP-4) também poderão apresentar contaminação. Além da proximidade com a deposição dos resíduos domésticos e de saúde e também das lagoas de chorume dispostas durante a

realização dos trabalhos sobre o aterro, essa informação indica que os fluxos subterrâneos são maiores do norte e do sul em direção ao centro do aterro. Uma análise da Foto 4.8b indica que não existe drenagem superficial a leste dos resíduos, deixando essa parte do entorno do aterro susceptível a contaminação provocada pela superposição dos gradientes hidráulicos naturais e daqueles gerados pelo nível piezométrico de chorume;

- 6) Uma vez em contato com a água subterrânea, o chorume pode ser considerado um contaminante miscível, podendo se transportar na velocidade das águas subterrâneas. Este fator indica que a concentração dos elementos investigados através da coleta das águas subterrâneas deverá sempre ser menor que do chorume bruto, devido à diluição provocada pela técnica de perfuração utilizada e também do grande comprimento do filtro e pequeno comprimento dos selos de cimento.

Nas publicações mais recentes já existem modelos que procuram retratar o comportamento de uma pluma de contaminação em meios físicos complexos (MCCARTHY; 1998). A Figura 4.21 apresenta diversas atividades e meios (entre eles incluem-se os poços de monitoramento) que podem provocar a contaminação do meio físico. A Figura 4.21 representa também o comportamento da pluma de contaminação de um aterro de resíduos em diferentes situações.

Analisando-se a Figura 4.21, pode-se dizer que o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru não se encaixa apenas na situação b, podendo ser uma combinação de todas as outras. Por conta disso, qualquer tentativa representação do problema, incluindo a modelagem numérica, nessas situações ainda é incerta, a não ser que o meio físico seja muito bem conhecido, antes e depois da contaminação. E mesmo assim seria difícil modelar um problema real como esse. A Figura 4.20 mostra como a pluma de contaminação pode aparecer em diferentes pontos do entorno do aterro, não obedecendo necessariamente apenas o sentido do fluxo subterrâneo preferencial (Figura 4.19). Assim, a partir de agora, se falará em

comportamento das diferentes plumas de contaminação existentes ou potenciais, pois dependem da ordem e do tempo de disposição, do tipo de resíduos e da influência hidráulica e físico-química que os mesmos podem causar no meio natural.

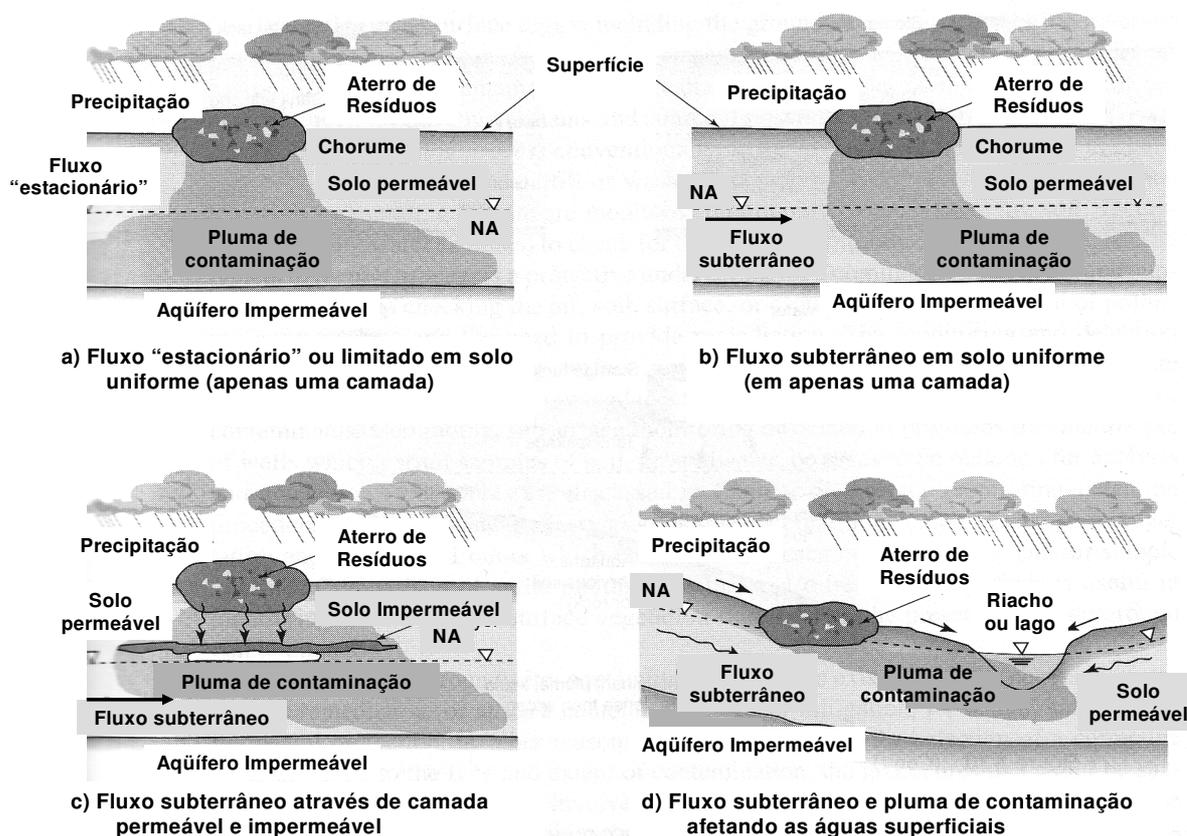


Figura 4.21. Plumagens de contaminação relacionadas à fonte e às condições físicas locais (MCCARTHY; 1998).

As publicações sobre monitoramento e modelagem de aterros de resíduos bem sucedidos contam com a realização de mais de 100 poços em cada local, sendo minuciosamente estudados durante anos e detalhados com centenas de coletas de água e solo multi-níveis (MACFARLANE et al., 1983; KJELDSSEN et al., 1998). Mesmo assim, alguns autores, como Mackay et al. (1986), sugerem ensaios geofísicos para confirmação ou não de plumas de contaminação provocadas por aterros de resíduos. Deste modo, acredita-se que métodos indiretos de investigação possam ser uma maneira mais ágil e fácil de mapear plumas de contaminação provenientes de aterros de resíduos.

Tabela 4.3 - Caracterização do chorume gerado e recirculado do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.

Parâmetro	Concentração					
	Ano	2001 ⁽¹⁾	2003 ⁽²⁾	2003 ⁽³⁾	2006 ⁽⁴⁾	2007 ⁽⁵⁾
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		8.010 a 22.300	-	15.140 a 15.505	24.400 a 25.400	23.600 a 24.500
pH		8,00 a 8,40	8,10	8,19 a 8,30	8,40 a 8,70	8,58
DQO (mg/L)		2.320 a 4.180	5.340	-	-	-
DBO ₅ (mg/L)		1.760 a 3.120	2.500	-	-	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)		5.250 a 7.716	7.640	-	-	-
Coliformes Totais (NMP/100mL)		-	4.100	-	-	-
Coliformes Fecais (NMP/100mL)		-	1.000	-	-	-
Ácidos voláteis totais (mgHAc./L)		-	50	-	-	-
Ácido acético (mgHAc./L)		-	39	-	-	-
Ácido propiônico (mgHPr./L)		-	8,5	-	-	-
Sólidos totais (mg/L)		-	9.067	-	-	-
Sólidos totais fixos (mg/L)		-	7.133	-	-	-
Sólidos totais voláteis (mg/L)		-	1.933	-	-	-
Sólidos suspensos totais (mg/L)		-	118	-	-	-
Sólidos suspensos fixos (mg/L)		-	48	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)		-	70	-	-	-
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)		-	8.949	-	-	-
Sólidos dissolvidos fixos (mg/L)		-	7.085	-	-	-
Sólidos dissolvidos voláteis (mg/L)		-	1.863	-	-	-
Nitrogênio Total (mgNH ₃ /L)		-	1.722	-	-	-
Amoniacal (mgNH ₃ /L)		-	1.630	-	-	-
Orgânico (mgNH ₃ /L)		-	92	-	-	-
Cloretos (mg/L)		-	-	-	3.800	4.000 a 4.300
Al (mg/L)		-	-	5,923	-	-
As (mg/L)		-	-	32,002	-	-
Ba (mg/L)		-	-	20,242	-	-
Ca (mg/L)		-	-	85,542	130	-
Cd (mg/L)		-	0,02	0,070	<0,0006	-
Co (mg/L)		-	-	0,069	-	-
Cr (mg/L)		-	<0,01	0,559	0,89	0,37 a 0,65
Cu (mg/L)		-	0,06	0,241	0,16	-
Fe (mg/L)		-	18,0	12,980	9,86	14,83 a 22,60
K (mg/L)		-	-	1.206	1.900	1.800
Mg (mg/L)		-	-	79,290	-	-
Mn (mg/L)		-	1,37	0,778	-	0,19
Mo (mg/L)		-	-	1,420	-	-
Na (mg/L)		-	-	1.206	2.500	1.900 a 2.200
Ni (mg/L)		-	0,42	0,448	0,85	-
P (mg/L)		-	-	7,110	-	-
Pb (mg/L)		-	0,18	0,705	0,15	-
Ru (mg/L)		-	-	0,735	-	-
S (mg/L)		-	-	18,800	-	-
Se (mg/L)		-	-	86,700	-	-
Sn (mg/L)		-	-	0,422	-	-
Ti (mg/L)		-	-	1,430	-	-
V (mg/L)		-	-	0,704	-	-
Zn (mg/L)		-	0,18	5,120	0,56	0,7
Zr (mg/L)		-	-	0,290	-	-

(1) Calças, 2001: Chorume mais jovem.

(2) Contrera, 2003: vários métodos;

(3) Mondelli, 2004: Chorume coletado em 06/06/2003 – Espectrometria por emissão atômica;

(4) Mondelli, presente estudo: Chorume coletado em 25/10/2006 – Absorção atômica (ensaios de equilíbrio em lote);

(5) Mondelli, presente estudo: Chorume coletado em 22/05/2007 – Absorção atômica (ensaios de coluna e resistividade elétrica).

5 METODOLOGIA E INTERPRETAÇÃO

Este capítulo apresenta todos os resultados dos ensaios de campo e laboratório realizados durante a investigação geoambiental do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, a fim de dar continuidade àqueles apresentados no Capítulo 4. A metodologia e a interpretação empregadas para cada técnica de investigação utilizada são apresentadas e uma avaliação de cada uma delas também é apresentada ao final de cada item.

5.1 Ensaios de Campo

Os levantamentos de campo constituem base fundamental para uma adequada caracterização geológico-geotécnica e ambiental de uma área a ser investigada. Juntamente com os estudos topográficos, hidrográficos e geológicos da área, os ensaios geoambientais de campo geralmente são realizados nas primeiras fases de investigação, sem tanto detalhe, devido ao seu custo. Também utilizados nas fases de monitoramento e confirmação da pluma contaminação e estimativa do perfil estratigráfico, os ensaios de campo podem ser realizados através de técnicas indiretas (como a geofísica de superfície) e diretas (como a construção de poços de monitoramento). Técnicas indiretas e diretas também podem ser utilizadas de maneira combinada (como por exemplo, empregando o ensaio de piezocone e seus acessórios), a partir da estimativa de parâmetros de forma indireta, mas com o auxílio de amostragens de solo, água e vapor, para uma melhor caracterização do solo e dos contaminantes existentes.

Basicamente quatro diferentes ensaios de campo foram realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, desde o início das pesquisas, em 2002. Alguns deles foram estudados, aprimorados, repetidos e re-interpretados no presente capítulo, a fim de melhor avaliar a contaminação e a poluição do aterro. São eles:

- 1) *Geofísica de Superfície*: diferentes ensaios geofísicos foram realizados na área, a fim de caracterizar preliminarmente os materiais e contaminantes existentes na área. Foram empregados diferentes métodos e arranjos, a fim de determinar valores de resistividade, cargabilidade e potencial espontâneo. Toda a metodologia e resultados desses ensaios podem ser conferidos com detalhe nos trabalhos de Elis (2003b), Lago (2004) e Ustra (2008);
- 2) *Ensaio de Piezocone*: A utilização do piezocone padrão com o módulo de resistividade (RCPTU) foi testada na área com o auxílio de amostradores especiais, para verificação de sua aplicabilidade em solos potencialmente contaminados do Brasil. Toda a metodologia e resultados desses ensaios podem ser conferidos com detalhe nos trabalhos de Giacheti (2002), Bolinelli Jr. (2004) e Mondelli (2004);
- 3) *Poços de Monitoramento do Aquífero Freático*: Talvez por serem mais conhecidos, são tidos como parte indispensável da investigação e monitoramento de áreas potencialmente contaminadas, os poços de monitoramento constituem a principal exigência dos órgãos ambientais atuais em todo o mundo. Construídos com o financiamento da empresa responsável pelo aterro estudado (EMDURB), foram estudados por Hamada et al. (2004), Mondelli (2004) e Cintra (2004) e continuaram sendo avaliados durante o presente trabalho.
- 4) *Ensaio Direto de Investigação*: constituem-se os resultados das análises tátil-visual dos ensaios de simples reconhecimento com medida de SPT, assim como a partir da construção dos poços de monitoramento. Esses ensaios auxiliaram na definição do perfil estratigráfico, sendo que os primeiros foram realizados durante a implantação do aterro, publicados pelo EIA-RIMA (FIPAI, 1992) e também analisados nesse trabalho.

5.1.1 Geofísica de Superfície

5.1.1.1 Metodologia e Ensaios Previamente Realizados

O mapa de locação dos ensaios apresentado na Figura 4.11 apresenta a localização de linhas de caminhamento elétrico dipolo-dipolo (1 a 5) e de sondagens elétricas verticais (SEV 1 a SEV 9), sobre as quais foram utilizados diferentes métodos geofísicos, incluindo o da eletrorresistividade. As linhas de caminhamento elétrico foram realizadas com espaçamento de 10 m entre os eletrodos, enquanto as sondagens elétricas verticais foram executadas com arranjo *Schlumberger* e espaçamento máximo de 150 m.

Os resultados permitiram a estimativa da posição da zona saturada e revelaram uma grande heterogeneidade elétrica nas camadas mais superficiais, refletindo a mistura de materiais que caracterizam o solo superficial da área existente a oeste do aterro (aluvião). As sondagens realizadas sobre os resíduos (SEVs 8 e 9) permitiram a determinação da espessura do aterro, com valores baixos de resistividade e valores altos de cargabilidade para os resíduos, enquanto que os materiais naturais apresentaram altos valores de resistividade associados a baixos valores de cargabilidade (LAGO et al., 2006).

Os resultados dos ensaios elétricos realizados sobre a Linha Geofísica 4, a jusante do aterro, mostram que a profundidade do nível d'água varia entre 15 e 20 m a nordeste, está a cerca de 10 m na parte da linha localizada mais ao sudoeste e chega a 5 m na parte central, caracterizando uma região depressiva no centro da linha (Figura 4.13a). A Figura 4.13b mostra que existem zonas com valores de resistividade baixos (menores que 18,5 ohm.m) e de cargabilidade elevados (maiores que 14,1 mV/V) dentro da zona saturada, dando indícios de contaminação nestes trechos. Estes trechos aparecem entre 120 e 140 m e entre 220 e 260 m, em profundidades variando entre 15 e 20 m. Esse fator é importante, uma vez que a maioria dos poços e das sondagens realizadas em 2002 não chegou a atingir 15 m de profundidade.

Por isso, o acompanhamento dos poços PP-5A e PP-5B é interessante, uma vez que estão localizados bastante próximos entre si e o poço PP-5B é mais profundo que o poço PP-5A.

Considerando a resistividade do meio igual a 37,2 ohm.m (269 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a 12 m de profundidade nos poços PP-1 e PP-7 (Figura 4.13b), e a condutividade elétrica média da água igual a 500 e 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para os poços PP-1 e PP-7 em 2003 (Tabela 5.5), respectivamente, pode-se obter fatores de formação (FF) da ordem de 1,85 e 1,3, respectivamente (Equação 3.15). Estes valores estão próximos daqueles apresentados na Tabela 4.2, quando foram comparados os valores de resistividade medidos através dos ensaios RCPTU com aqueles obtidos para as águas coletadas através dos poços de monitoramento temporários, tendo sido ambos os ensaios realizados na mesma época.

A partir de uma análise quantitativa dos diversos caminhamentos elétricos e das sondagens elétricas verticais realizadas, Lago et al. (2006) obtiveram um mapa de resistividade do nível teórico 22 m para o local, o qual é apresentado na Figura 4.19, com a locação dos ensaios RCPTU e dos poços de monitoramento. Esta figura indica que a pluma de contaminação tende a se concentrar no centro do aterro, se espalhando na direção leste-oeste e ultrapassando os limites verticais e laterais do aterro (valores de resistividade menores que 30 ohm.m). Isso foi confirmado por alguns dos poços de monitoramento por campanhas de coleta de água em 2003 (poços PP-1 e PP-4) e também pelo ensaio RCPTU-15. Além disso, a topografia original do local revela que o aterro está situado sobre uma região de vale, sendo os gradientes hidráulicos na direção norte-sul maiores que na direção leste-oeste, permitindo assim a concentração e o agravamento da pluma no centro e na direção leste-oeste do aterro (Foto 4.6 e Figura 4.9).

Uma análise da seção de resistividade gerada pelo caminhamento elétrico sobre a Linha Geofísica 1 (Figura 5.1), mostra que entre as distâncias 60 e 80 m, destaca-se uma feição de menor resistividade que pode caracterizar uma zona de fratura ou mesmo um

caminho preferencial de fluxo (ELIS, 2001). Esta figura está de acordo com os dados de monitoramento obtidos para o poço PP-4, com o nível d'água localizado a 34,4 m de profundidade e onde os valores de resistividade diminuem para cerca de 15 ohm.m ($667 \mu\text{S}/\text{cm}$; $\text{FF} = 1,9$). Esta figura também indica que o nível d'água real está situado a cerca de 18 m de profundidade na região do poço PP-4 ($R = 75 \text{ ohm.m}$), confirmando assim a presença da carga piezométrica negativa devido à zona de recarga do aquífero local.

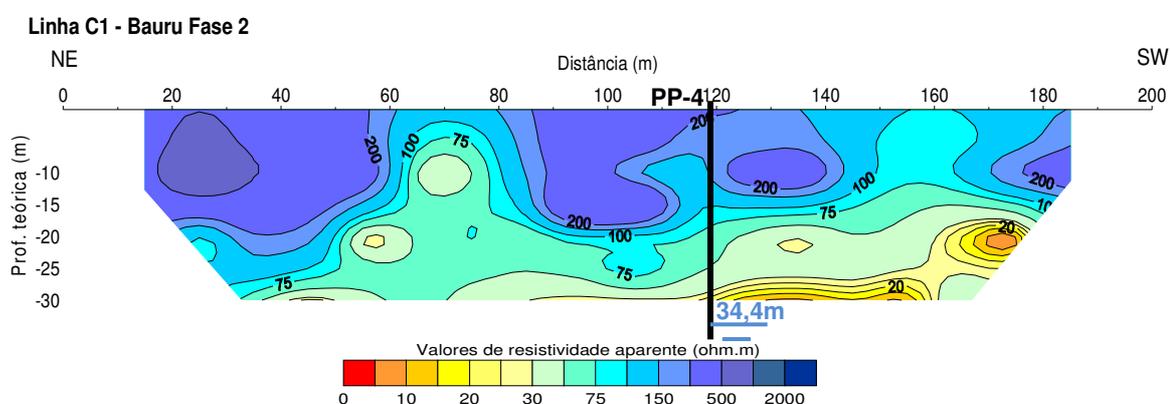


Figura 5.1. Seção de resistividade aparente da Linha C1, 2ª fase interpretada qualitativamente (LAGO, 2004).

Na Figura 5.2 é apresentada a seção de resistividade invertida obtida para a Linha Geofísica 5, realizada ao norte do aterro (Figura 4.11) por Lago (2004). Tal como as Linhas 1 e 4, a seção mostrou a parte de solo superficial arenoso com valores de resistividade superiores a 57 ohm.m (parte superior mais resistiva). De maneira geral, pode-se considerar que os valores de resistividade obtidos para os solos naturais nessa seção (menores que 20 ohm.m) são menores que aqueles obtidos para as outras linhas e sondagens elétricas, o que pode ser decorrência do afloramento do arenito bastante cimentado nessa região do aterro, e onde está localizado o perfil geológico apresentado na Foto 4.4, a leste dessa linha. A posição do nível d'água pode ser estimada entre 160 e 240 m de distancia, a cerca de 15 m de profundidade.

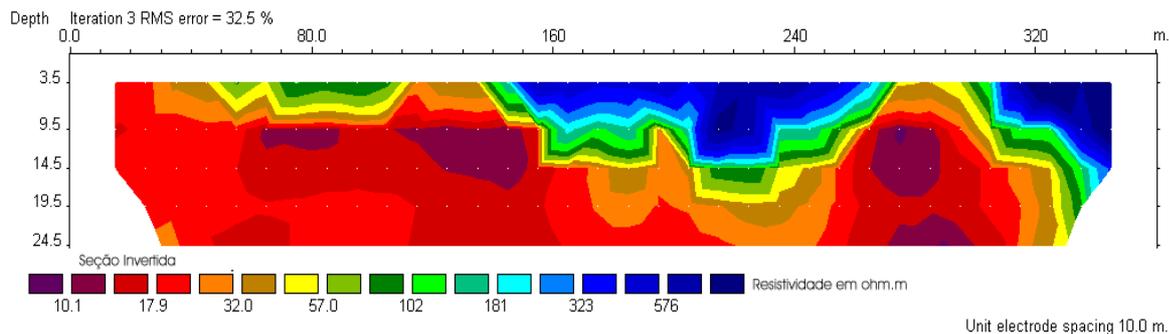


Figura 5.2. Seção de resistividade “real” interpretada através do software de inversão RES2DINV da Linha Geofísica 5. Sentido leste-oeste (LAGO, 2004).

Com o objetivo de melhor investigar as características elétricas dos solos residuais de arenito e do próprio arenito, assim como a posição do nível d’água, foram realizados os seguintes ensaios, em Outubro de 2006, utilizando-se espaçamentos maiores entre os eletrodos e assim, atingindo-se maiores profundidades:

- 14 linhas de caminhamento elétrico, com o arranjo dipolo-dipolo e espaçamento de 5 m entre os dipolos (Foto 5.1). A distância entre cada linha foi de 5 m também. Essas linhas serão usadas para montar uma seção 3-D, na parte oeste do aterro. Cada linha teve 120 m de comprimento, formando uma malha retangular de 65 m X 120 m. O equipamento utilizado nesse estudo foi o *Syscal Pro*, do Departamento de Geotecnia, EESC-USP (Foto 5.2). Estes dados foram tratados por e analisados Ustra (2008);
- Um caminhamento elétrico dipolo-dipolo sobre os resíduos na direção Norte-Sul, englobando o perfil geológico-geotécnico estimado e que será apresentado na Figura 5.43 adiante. O espaçamento entre os eletrodos foi de 20 m e seu comprimento total de 500 m (Foto 5.3). O equipamento utilizado nesse estudo foi o *Syscal Iris R-2*, do IAG -USP (Foto 5.4);
- Também foi feita uma sondagem elétrica vertical (SEV-10), bem próxima ao poço PP-13, arranjo *Schlumberger*, com $AB/2$ máximo de 150 m (Foto 5.5).



Foto 5.1. Levantamento geofísico 3-D sendo realizado na parte oeste do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.



Foto 5.2. Equipamento *Syscal Pro* com 10 canais utilizado durante o levantamento 3-D.



Foto 5.3. Caminhamento elétrico sendo realizado sobre os resíduos.

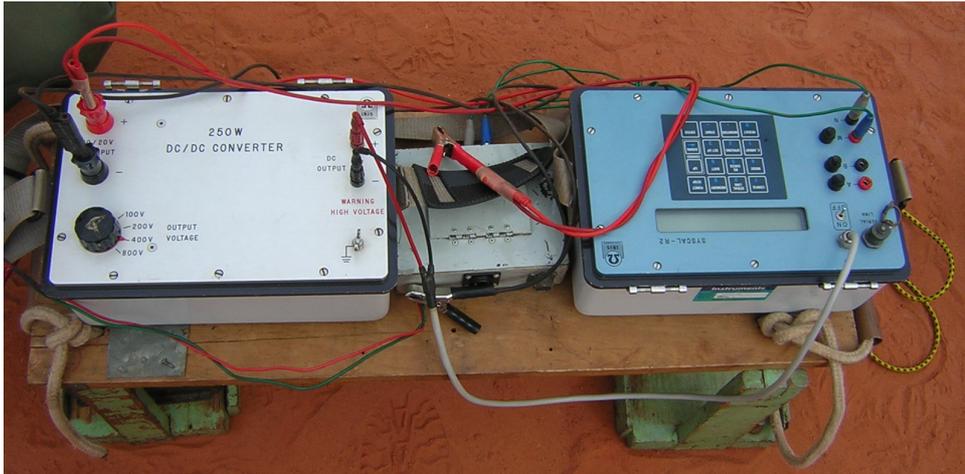


Foto 5.4. Equipamento *Syscal R-2* utilizado durante o caminhamento elétrico e a SEV.



Foto 5.5. SEV-10 sendo executada próxima ao poço PP-13 e do local onde foram coletadas as amostras indeformadas 1 e 2.

5.1.1.2 Resultados e Discussão

A Figura 5.3 apresenta o perfil interpretado para a sondagem elétrica vertical 10 (SEV-10). O perfil geológico-geotécnico do poço PP-13 serviu como base para essa interpretação (Figura 5.39, adiante). Os valores de resistividade e cargabilidade obtidos para esse ensaio

podem ser considerados como referência para os materiais naturais investigados, e podem ser confirmados através de ensaios de laboratório.

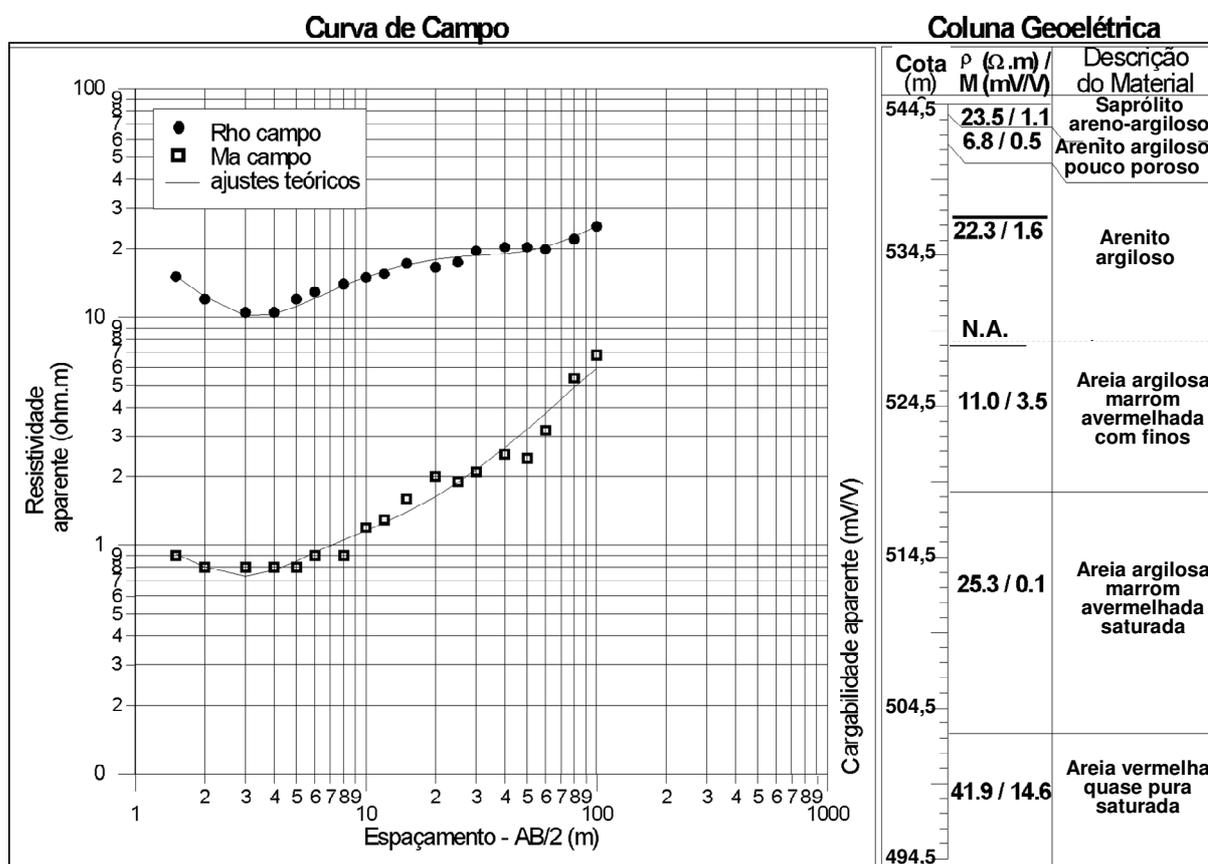


Figura 5.3. Resultados obtidos para a SEV-10, localizada ao norte do aterro (MONDELLI et al., 2008).

Na cota 528,5 m, observa-se um decréscimo para 11 ohm.m no valor de resistividade, mesmo para um material mais resistivo que o arenito, indicando assim a presença do nível d'água a 16 m de profundidade. O aumento nos valores de cargabilidade, variando entre 0,1 e 3,5 mV/V, pode revelar uma maior quantidade de argilominerais. Já, o valor de 14,6 mV/V obtido para a camada de areia pode estar relacionado a presença de contaminação. Os baixos valores de resistividade obtidos para as camadas superficiais estão de acordo com aqueles apresentados na seção da Linha 5 (Figura 5.2), devido ao aparecimento do arenito (cerca de 22 ohm.m).

Esses resultados mostram que a maior presença de finos e de menor porosidade, ou seja, materiais não-saturados com menos presença de ar, pode diminuir mais os valores de resistividade, do que os valores de resistividade medidos para materiais saturados pouco argilosos.

O resultado obtido para o caminhamento elétrico dipolo-dipolo sobre o perfil geológico-geotécnico Norte-Sul é apresentado na Figura 5.4 e foi interpretado utilizando-se o software RES2DINV (LOKE, 1998). Os resultados revelam o comprometimento do lençol freático, principalmente entre as distâncias 150 e 250 m e entre 450 e 500 m (6 a 12 ohm.m). Lembra-se que este último trecho pode estar comprometido pelos resíduos de saúde, localizados à direita (Sul) da Figura 5.4. Com exceção do trecho entre 190 e 250 m, observa-se que essas “manchas” de contaminação foram praticamente “bloqueadas” pelo suposto *liner* natural existente (ver item 5.1.4 adiante). Esses valores de resistividade estão de acordo com aqueles apresentados na Figura 5.3, bem como aqueles resumidos por Lago et al. (2006), obtidos através das demais sondagens elétricas verticais realizadas no aterro, sendo-se: para materiais de cobertura (28,8 - 166 ohm.m); para os resíduos (18,3 - 18,8 ohm.m); para resíduos mais chorume (10,2 - 18,8 ohm.m); base do aterro (28,9 - 29,9 ohm.m).

Devido às limitações impostas pela topografia local, não foi possível que o caminhamento elétrico chegasse até os poços PP-11 e PP10. Mesmo assim, verifica-se que existe ótima coerência entre o perfil estimado a partir dos ensaios diretos (Figura 5.4) e os valores de resistividade, muito baixos na região onde estão dispostos os resíduos.

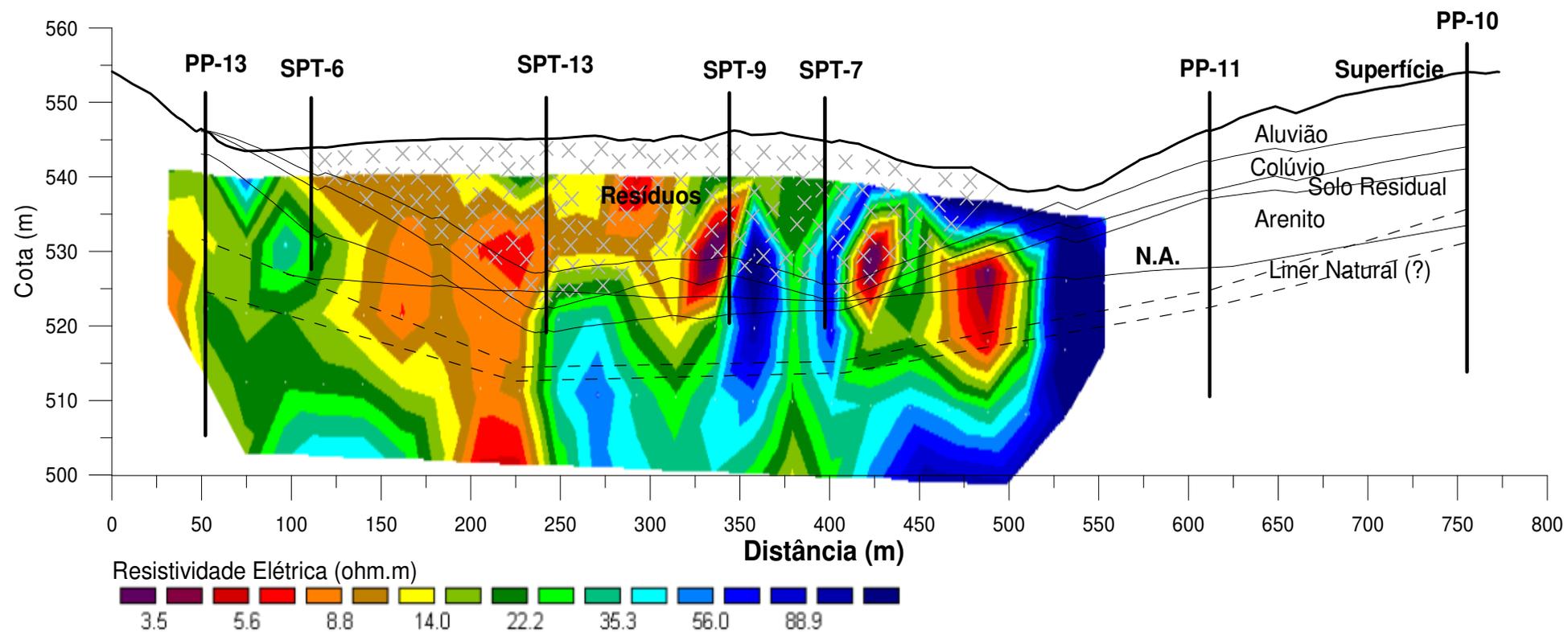


Figura 5.4. Resultados obtidos para o caminhamento elétrico dipolo-dipolo realizado ao longo do perfil Norte-Sul (MONDELLI et al., 2008).

Manchas de valores de resistividade mais baixas podem ser observadas fora da área preenchida com resíduos, como entre as distâncias 180 e 240 m e entre 400 e 500 m. É interessante notar que no primeiro trecho citado é onde estavam instaladas as lagoas de chorume sobre os resíduos. Ao lado direito da Figura 5.63, observa-se que os valores de resistividade aumentam para mais que 100 ohm.m, o que também está de acordo com aqueles verificados para os solos superficiais do aterro, a partir da análise das demais sondagens elétricas verticais (LAGO et al., 2006).

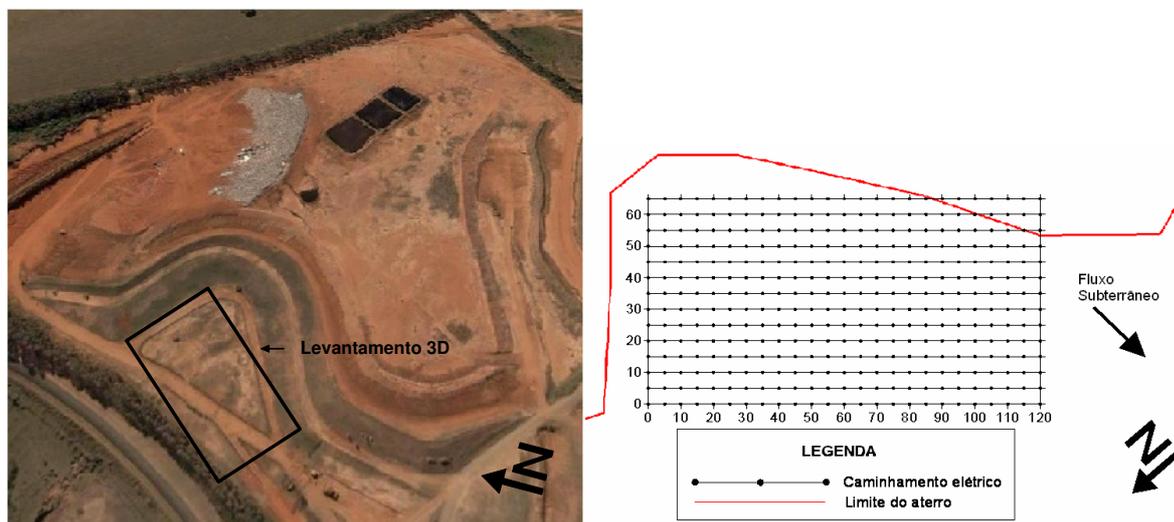


Figura 5.5. Foto aérea do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com a localização do levantamento 3-D (USTRA, 2008).

A fim de avaliar com detalhe a contaminação presente a oeste do aterro, Ustra et al. (2008) realizaram um levantamento geofísico 3-D na área apresentada na Figura 5.5. Esta campanha de ensaios confirmaram os resultados obtidos nos levantamentos anteriores, agora auxiliados pela existência de poços de monitoramento e sondagens realizados dentro da área estudada, em nível de detalhe. Entre os valores de resistividade (R) típicos obtidos, obtiveram-se: $R = 70$ ohm.m para a posição do nível d'água entre 7 e 10 m de profundidade;

$R < 55$ ohm.m para zona saturada contaminada; $R < 20$ ohm.m para os resíduos (USTRA, 2008).

A Figura 5.6 apresenta um resumo dos resultados da eletrorresistividade 3-D em três diferentes profundidades, com a posição dos ensaios intrusivos existentes sobre a malha representada na Figura 5.5. Esta figura confirma a existência de uma pluma de contaminação proveniente dos resíduos, caminhando na direção leste-oeste e se espalhando quando atinge a zona saturada, a 11 m de profundidade com $R < 20$ ohm.m ($CE > 500\mu\text{S/cm}$).

A Figura 5.6 também apresenta os valores de resistividade médios em ohm.m da água subterrânea obtidos na região dos filtros dos poços de monitoramento PP-1, PP-7, PP-8 e PP-9 entre julho de 2006 e agosto de 2007, assim como os valores de resistividade do solo obtidos na zona saturada com os ensaios RCPTU realizados em 2002. Considerando-se a diferença de técnicas de medida de resistividade, assim como efeitos de diluição, profundidade, variação do solo e posição exata do nível d'água, os resultados apresentam um bom ajuste, indicando que os poços mais próximos da pluma de contaminação representada pela geofísica 3-D (PP-7 e PP-8) apresentam valores de resistividade mais baixos que os demais, sofrendo assim mais influência da contaminação provocada pelos resíduos. A ordem de grandeza dos valores de resistividade do solo medidos com o RCPTU (entre 20 e 50 ohm.m) é também praticamente a mesma daquela obtida com os ensaios geofísicos, mesmo tendo sido realizados com quatro anos de diferença. Isso reforça a importância de integração das diferentes técnicas de investigação para aplicação geoambiental.

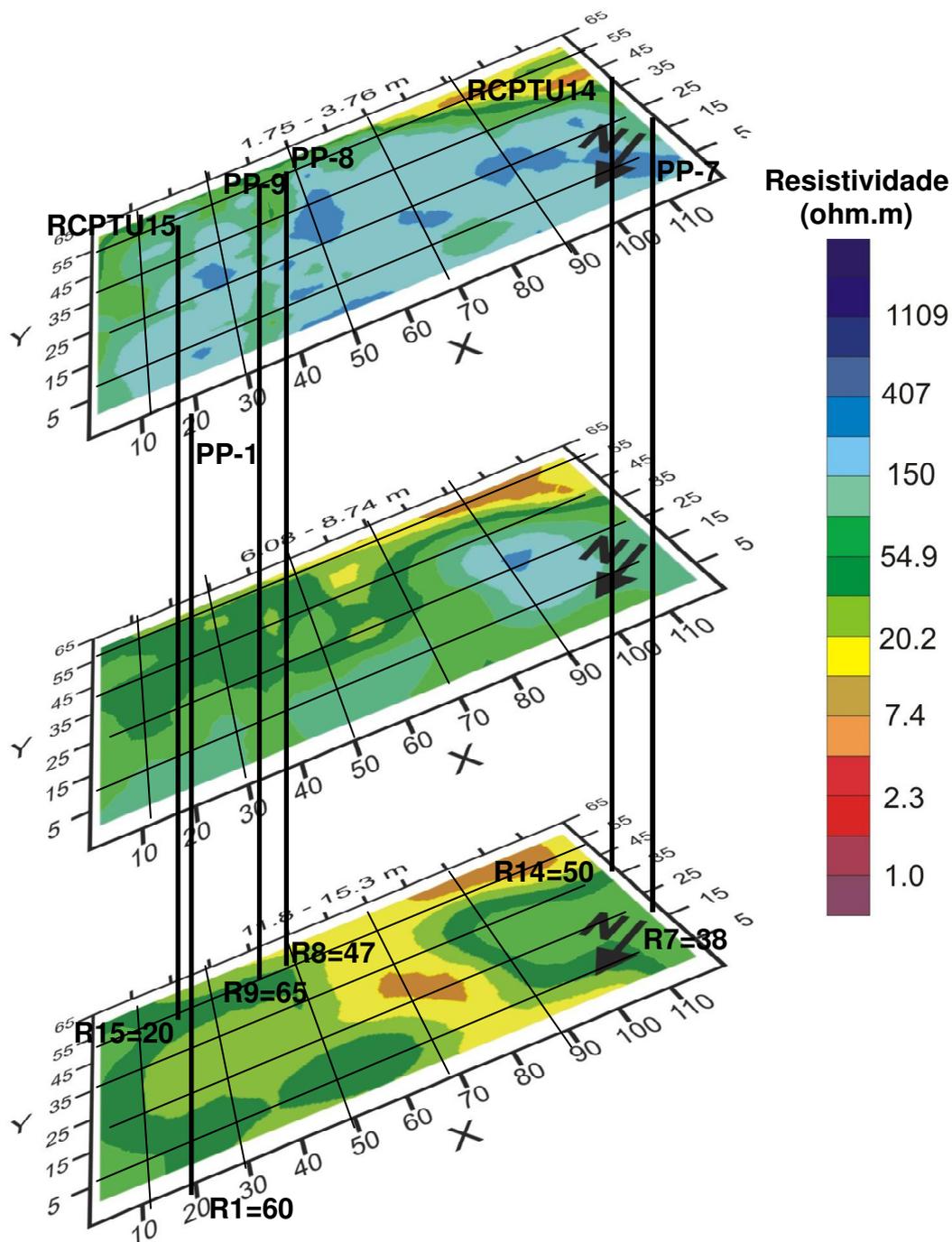


Figura 5.6. Síntese dos resultados obtidos com geofísica 3-D à oeste do aterro (modificado de USTRA et al., 2008).

Relacionando-se os valores de resistividade do solo com aqueles obtidos para as águas dos poços (Figura 5.6) obtêm-se os seguintes fatores de formação do solo: $FF = 0,92$ para o poço PP-1; $FF = 2,6$ para o poço PP-7; $FF = 0,95$ para o poço PP-8; $FF = 0,85$ para o poço PP-9. Valores de FF menores que 1,0 já haviam sido constatados por Mondelli (2004) durante

a campanha de piezocone de resistividade com coleta de água subterrânea nesse mesmo aterro. Isso indica que a resistividade do solo pode ser muitas vezes menor do que a resistividade da água subterrânea. Isso pode ser explicado devido à presença de argilominerais na constituição do solo, e o que será confirmado a partir de medidas de resistividade em laboratório ainda nesse trabalho. Essa situação se inverte quando existe indicativo de contaminação na água, decrescendo o valor de resistividade da mesma e aumentando assim o valor de FF. Isso foi observado para o poço PP-7, por exemplo.

Ustra (2008) concluiu que o modelo 3-D de resistividade e cargabilidade identificou os resíduos e confirmou o sentido predominante leste-oeste do fluxo subterrâneo. A anomalia condutora com valores de resistividade entre 2,3 e 20,2 ohm.m e de cargabilidade acima de 31,0 mV/V fora do aterro sugerem a presença de uma pluma de contaminação incipiente. Valores entre 20,2 e 54,9 ohm.m e abaixo de 10,9 mV/V foram interpretados como sendo a zona saturada. Valores acima de 54,9 ohm.m e abaixo de 3,8 mV/V foram interpretados como o meio natural não-saturado a oeste do aterro.

5.1.1.3 Considerações Sobre a Geofísica de Superfície como Técnica de Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a aplicação dos diferentes ensaios geofísicos na área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ Os ensaios geofísicos facilitaram o entendimento, a dimensão espacial, assim como os sentidos da pluma de contaminação existente na área. Deste modo, ensaios geofísicos que atingissem maiores profundidades, aliados ao conhecimento da topografia e da hidrogeologia, com base em dados históricos e catalogados da área, constituiu base fundamental para que as pesquisas na área tivessem um desenvolvimento mais adequado.

- ✓ A geofísica não permitiu a identificação precisa das diferentes camadas de solo existentes, prejudicadas também pela grande variabilidade local. Além disso, em função da frequência em que o ensaio é realizado, as profundidades atingidas são indiretamente proporcionais à resolução. Essa precisão ou confirmação dos resultados geofísicos podem ser alcançadas com a utilização de técnicas invasivas, como, por exemplo, sondagens e poços de monitoramento.
- ✓ Como sua interpretação depende de contrastes, a geofísica precisa ser complementada por ensaios invasivos com ou sem amostragens de solo e água, principalmente em solos tropicais, onde as pesquisas estão se iniciando. Os valores de resistividade do solo saturado podem ser os mesmos para as camadas de solo mais argilosas, contaminadas ou não.
- ✓ Nenhum ensaio intrusivo foi realizado sobre ou na profundidade em que a pluma de contaminação foi diagnosticada pela geofísica 3-D e ao mesmo tempo que essa campanha de ensaios foi realizada, o que fica como sugestão para futuros trabalhos a serem realizados na área.
- ✓ Os ensaios geofísicos podem ser aplicados como uma ótima técnica de monitoramento geoambiental, podendo ser repetidos em diferentes estações do ano e também após a realização de mudanças de operação do aterro. Duas sugestões seriam a repetição da linha norte-sul sobre os resíduos, a fim de avaliar o efeito da retirada das lagoas de chorume de cima dos resíduos, e a realização de uma linha na direção leste-oeste, a fim de melhor interpretar o perfil geológico-geotécnico estimado para essa direção (Figura 5.44, adiante).

5.1.2 Ensaios de Piezocone e Acessórios

5.1.2.1 Metodologia e Ensaios Previamente Realizados

Foram realizadas várias campanhas de ensaios de piezocone no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, entre 2001 e 2002, em diferentes estações climáticas (Figura 4.11).

Na primeira delas (CPTU-1 a CPTU-4), utilizou-se um piezocone padrão, com medidas da resistência de ponta (q_c), atrito lateral (f_s) e poro-pressão (u_2). Nas demais campanhas (RCPTU-1 a RCPTU-16), foi acoplado a um piezocone padrão um dispositivo para medida da resistividade elétrica (R).

Todos os piezocones utilizados transmitiam os sinais captados pelos sensores através de ondas sonoras. A Figura 5.7 apresenta um desenho esquemático do piezocone de resistividade utilizado, com 4 eletrodos (arranjo *Wenner*). O equipamento utilizado para penetração dessa ponteira foi um sistema de reação multi-função, que possui um dispositivo hidráulico com capacidade de 200 kN, em função da possibilidade de ancorar-se ao solo através de um sistema de hastes helicoidais dispostas em sua base (Foto 5.6). A poro-pressão foi registrada utilizando o piezo-elemento preenchido com graxa automotiva (*slot filter*) para todos os ensaios, como sugerido por Larsson (1995), com exceção do RCPTU-5, que utilizou o recurso tradicional de pedra porosa saturada com glicerina, após a realização de um pré-furo.

Amostras de solo e água foram coletadas utilizando o sistema *direct-push* nas profundidades que apresentavam alterações nos valores de q_c e R_f observadas em alguns perfis de sondagem obtidos. Para as amostras de solo obtidas com o amostrador *Geoprobe*, foram realizados ensaios de granulometria conjunta, azul de metileno e massa específica dos grãos e para as amostras de água foram realizadas algumas análises químicas.

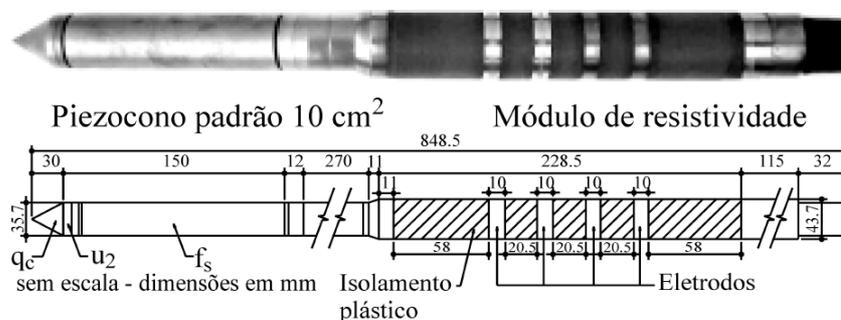


Figura 5.7. Representação esquemática e foto de piezocone de resistividade com quatro eletrodos dispostos em arranjo *Wenner*.



Foto 5.6. Equipamento utilizado para realização dos ensaios de piezocone no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.

5.1.2.2 Resultados e Discussão

Os resultados apresentados na Tabela 5.1 e nas Figuras 5.8 a 5.18 confirmam uma concordância razoável entre os perfis obtidos através dos ensaios CPTU e RCPTU e as mudanças de textura das camadas obtidas através de ensaios de granulometria. Sabe-se que a classificação dos solos obtida através da interpretação dos ensaios de piezocone a partir de cartas de classificação que relacionam q_c e R_f (ROBERTSON e CAMPANELLA, 1983, ROBERTSON, 1990, JEFFERIES e DAVIES, 1991, FELLENIUS e ESLAMI, 2000) sugere uma classificação do comportamento do solo devido à penetração do piezocone. Por isso, em muitos casos de aplicação da classificação com base no CPT em solos tropicais, têm-se observado solos com menos de 50 % de finos se comportarem como argilosos, por exemplo. Assim, principalmente para caracterização dos solos tropicais, que possuem elevada quantidade de finos e alguma cimentação entre as partículas, é importante que uma

interpretação dos ensaios CPTU e RCPTU para definição do perfil do subsolo seja feita calibrando-se as correlações existentes com amostras de solo coletadas no local, seja com sondagens SPT ou com amostradores especiais.

Os resultados da caracterização das amostras de solo utilizando-se o amostrador *Geoprobe* revelaram a presença de materiais diferentes dos solos residuais do Grupo Bauru. Camadas bastante argilosas, intercaladas com camadas de areia, e de origem flúvio-sedimentar e de coloração amarela acinzentada, foram observadas nos ensaios CPTU-3, 4 e RCPTU-13, que foram realizados ao longo da estrada à oeste, e próximo à nascente ao sul do córrego existente a oeste. Na Foto 4.8, pode-se observar a zona de influência dessa região caracterizada pela mata existente ao redor do córrego, que nasce ao sul e deságua a oeste do aterro, até encontrar o Córrego Gabiroba, que corre no sentido norte.

Tabela 5.1 - Resultados dos ensaios de caracterização das amostras de solo coletadas com amostrador *Geoprobe* (MONDELLI, 2004).

Ensaio	Prof.(m)	Resistividade da camada (ohm.m)	% Finos	% argila	Acb (g/100g)	Classificação da camada - CPTU
CPTU 1	6,0 a 7,0	ND	54,9	33,0	3,27	Areia Siltosa
	9,5 a 10,5	ND	10,9	4,0	ND	Areia
CPTU 2	2,0 a 3,0	ND	11,9	5,2	16,40	Solo Fino Muito Rijo
CPTU 3	5,0 a 6,0	64 (RCPTU4)	47,1	27,5	6,98	Argila
	6,0 a 7,0	100 (RCPTU4)	23,5	18,5	5,11	Areia Siltosa
	7,0 a 8,0	24 (RCPTU4)	21,4	16,8	5,50	Areia Siltosa
CPTU 4	5,0 a 6,0	90 (RCPTU1)	28,0	9,3	20,24	Solo Fino Muito Rijo
	6,0 a 7,0	175 (RCPTU1)	17,3	5,0	16,40	Areia Siltosa
	7,0 a 7,7	79 (RCPTU1)	26,1	10,0	22,30	Areia Siltosa
	7,7 a 8,0	54 (RCPTU1)	54,9	35,0	11,38	Solo Fino Muito Rijo
RCPTU13	1,5 a 2,5	714	12,4	7,0	9,00	Areia Siltosa
	3,5 a 4,5	400	6,4	0,5	6,00	Areia Siltosa
	7,5 a 8,5	21	52,5	22,5	11,33	Argila Siltosa
RCPTU15	2,0 a 3,0	125	18,4	5,5	10,55	Areia Siltosa
	5,0 a 6,0	35	22,5	9,0	25,88	Areia Siltosa
	6,0 a 7,0	22	26,7	11,0	19,82	Areia Siltosa
	8,0 a 9,0	18,5	25,1	5,0	60,20	Areia Siltosa

ND = Não Determinado.

A ordem de grandeza dos parâmetros obtidos a partir das análises químicas das amostras de água (Tabela 5.2) está de acordo com aquela determinada através dos poços de monitoramento (Tabela 5.5), sendo mais elevada para alguns parâmetros, como cloretos e cádmio. Como já discutido anteriormente, essas variações podem ser devido à menor diluição dos solutos quando utilizada esta técnica ou até mesmo devido à localização e do tipo do lixo que estava sendo disposto na época de realização das análises.

Apesar de não haver parâmetros de referência (*background*), os elevados teores de quase todos os parâmetros observados para as profundidades 3,5 e 8,0 m dos ensaios RCPTU-13 e 15, respectivamente, confirmaram a influência da atividade pecuária no primeiro caso, e do chorume gerado pelo aterro nas águas subterrâneas, no segundo caso. Além disso, os elevados valores de condutividade elétrica coincidiram com os baixos valores de resistividade encontrados para os solos das mesmas camadas (Tabela 5.1).

Apesar do número limitado de ensaios, mas auxiliados por um melhor conhecimento da hidrogeologia e das atividades locais, esses resultados mostram a eficiência da aplicação do piezocone de resistividade com amostragem de solo e água na investigação geoambiental de meios altamente heterogêneos.

Tabela 5.2 - Análise obtida para as amostras de água subterrânea coletadas com amostrador *Geoprobe* (MONDELLI, 2004).

Ensaio	RCPTU13		RCPTU14	RCPTU15	
	3,5-4,5	8,0-9,0	7,3-8,3	6,0-7,0	8,0-9,0
Prof. (m)	3,5-4,5	8,0-9,0	7,3-8,3	6,0-7,0	8,0-9,0
Data	Jul/2002	Jul/2002	Jul/2002	Jul/2002	Jul/2002
Temperatura (°C)	26,7	23,4	24,4	27,7	26,4
pH (25°)	6,1	5,7	5,3	5,9	5,8
Condut. (µS/cm)	100	85	51	40	203
Cloretos (mg/L)	ND	ND	25,0	73,0	28,0
DQO (mg/L)	ND	ND	6	ND	19
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	ND	ND	0,1	0,6	0,5
Cd (mg/L)	0,011	ND	0,014	0,008	0,004
Cr total (mg/L)	0,206	ND	ND	ND	ND
Fe total (mg/L)	35,20	ND	0,457	0,457	2,38
Zn (mg/L)	0,483	ND	0,032	0,035	0,131

ND = Não Determinado.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - CPTU 01 (Dez/2001)

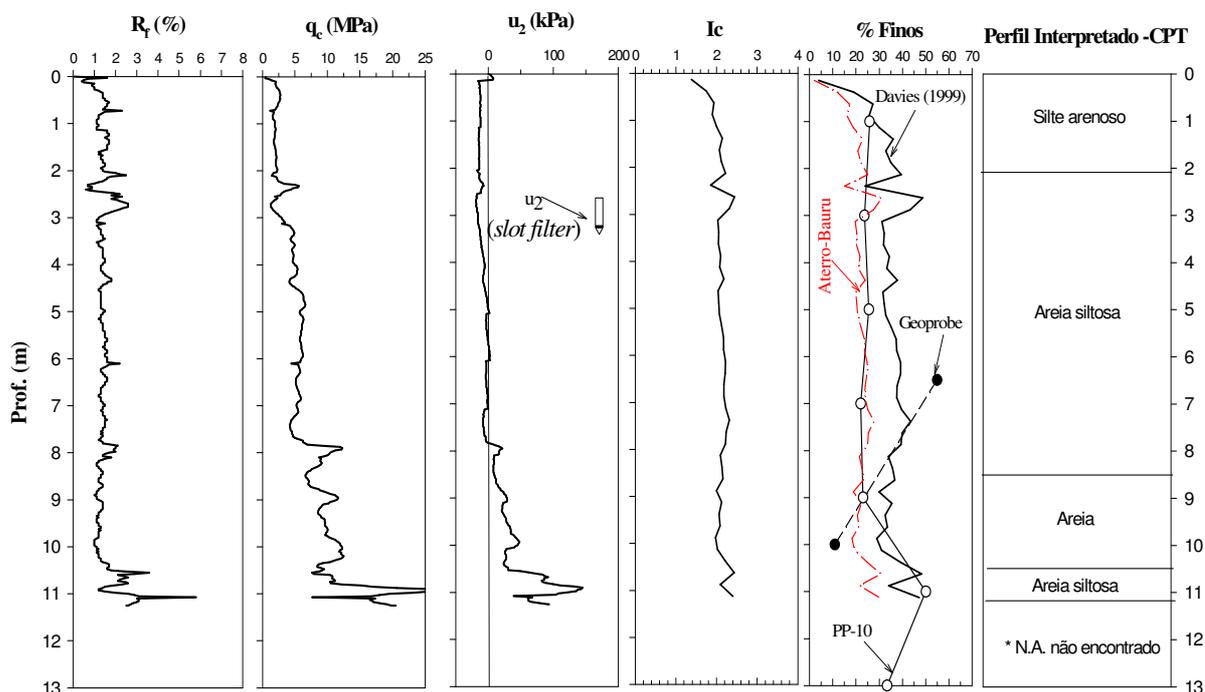


Figura 5.8. Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado a leste do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - CPTU 02 (Dez/2001)

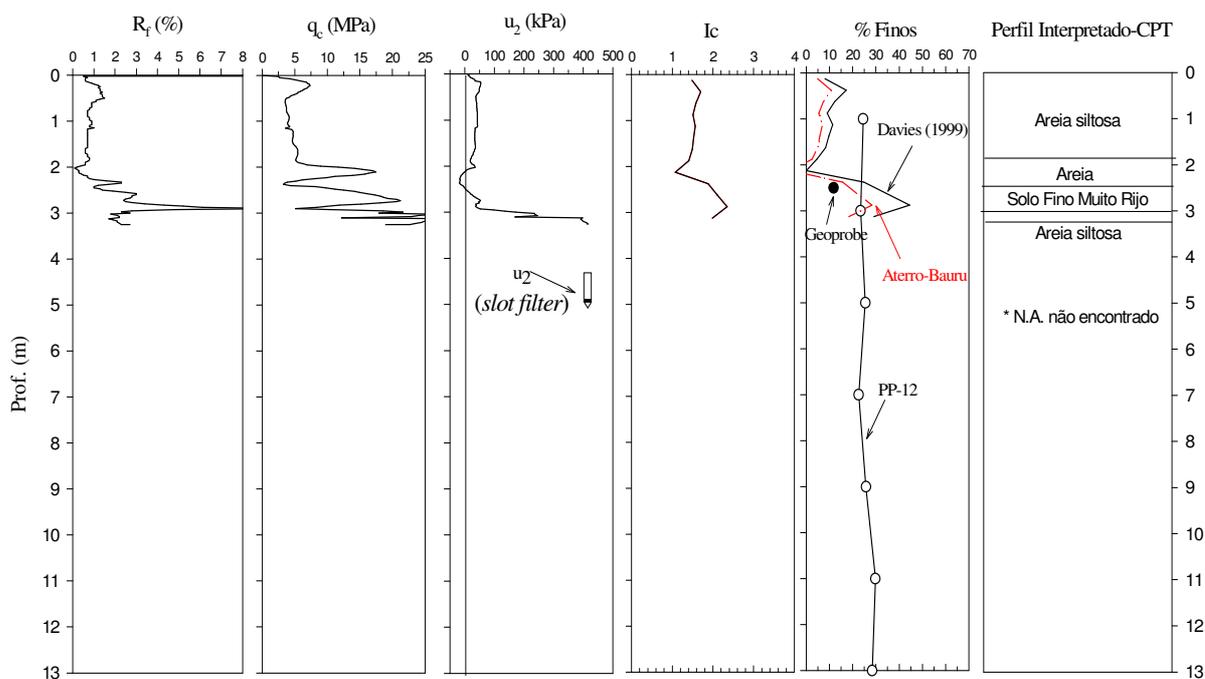


Figura 5.9. Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado ao sul do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - CPTU 03 (Dez/2001)

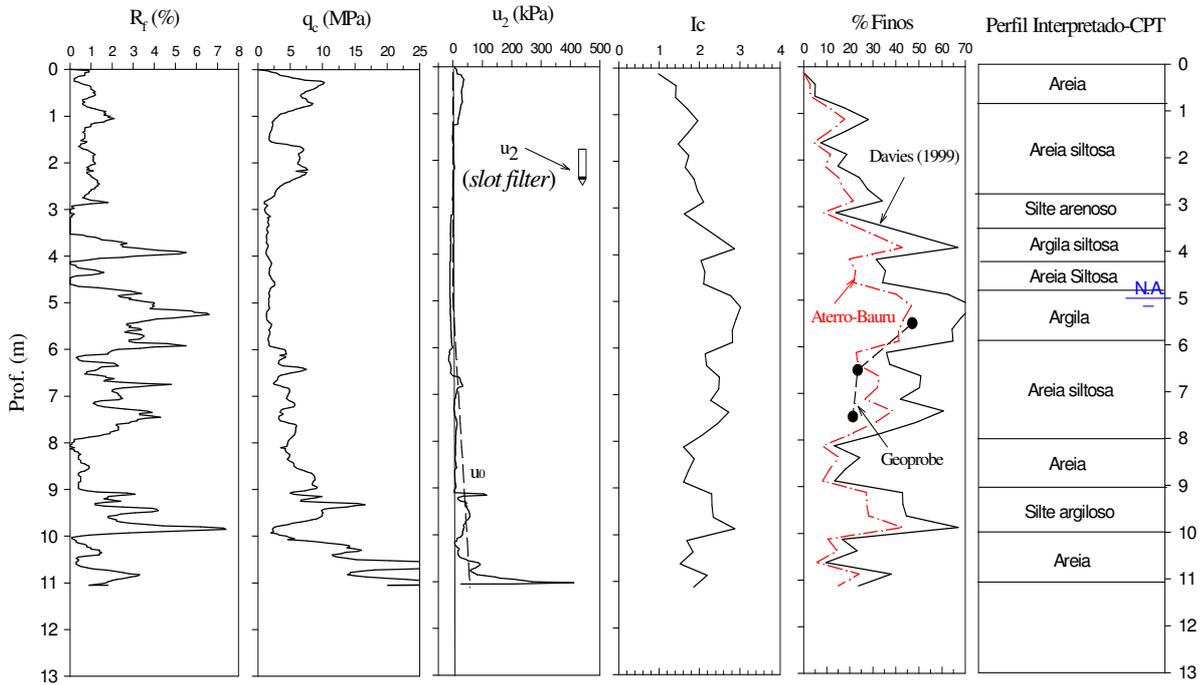


Figura 5.10. Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado a oeste do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - CPTU 04 (Dez/2001)

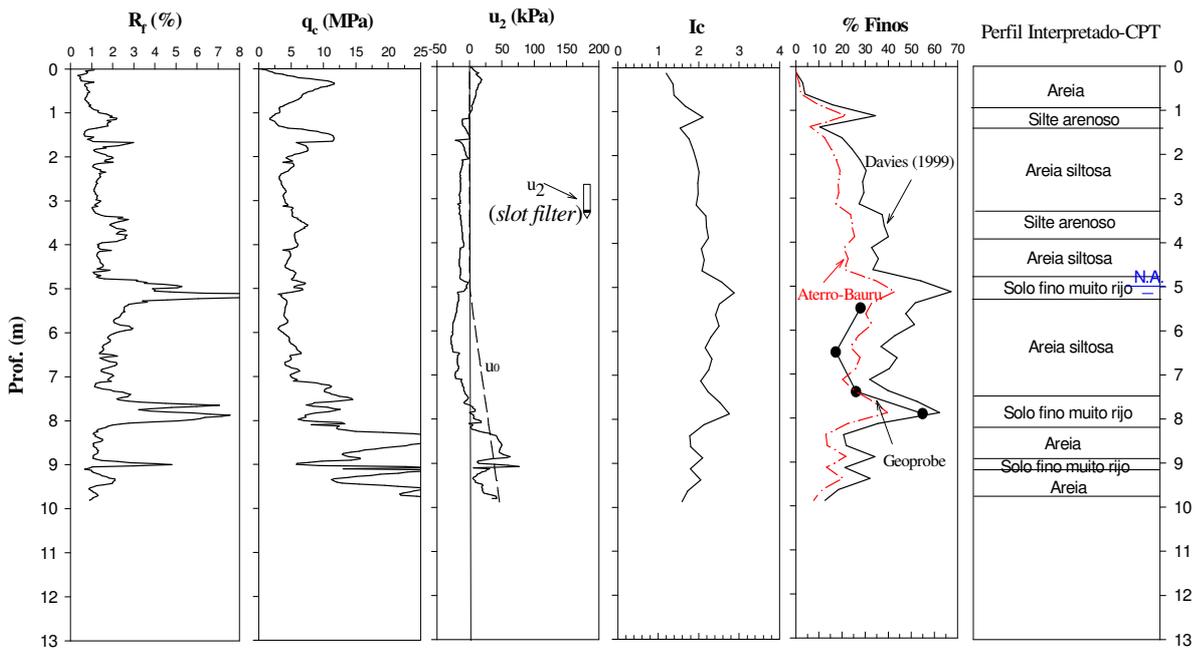


Figura 5.11. Resultados de ensaio de piezocone re-interpretado, executado a oeste do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 01 (Fev/2002)

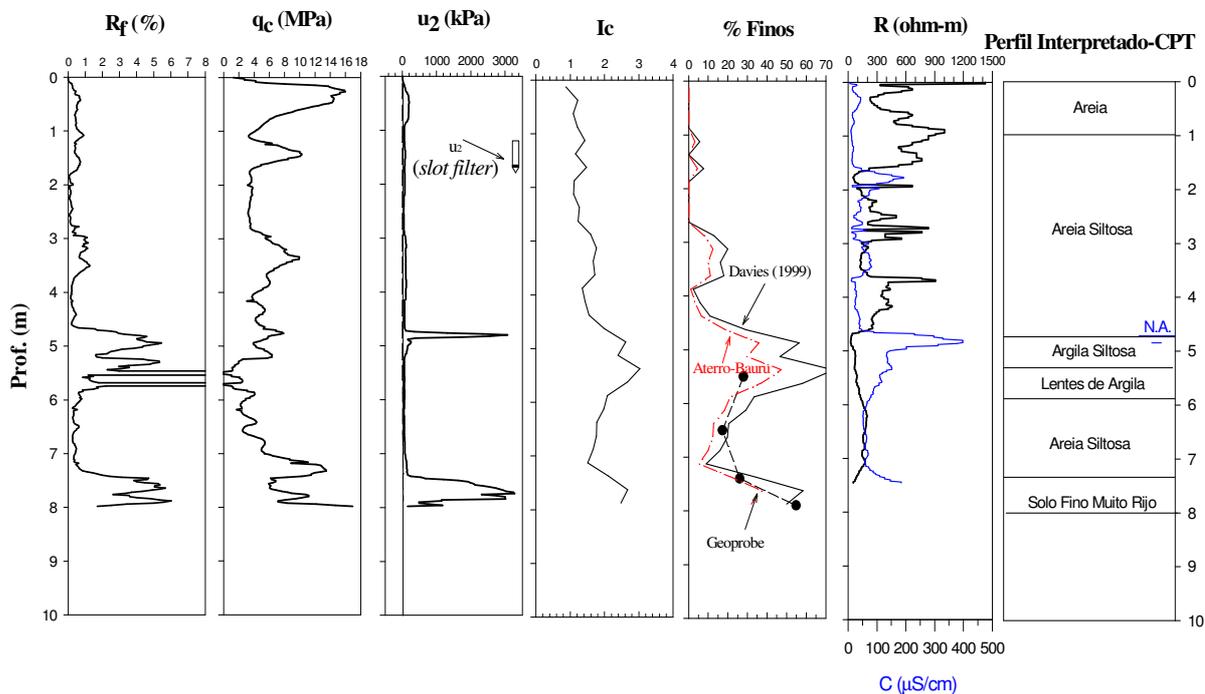


Figura 5.12. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 04 (Fev/2002)

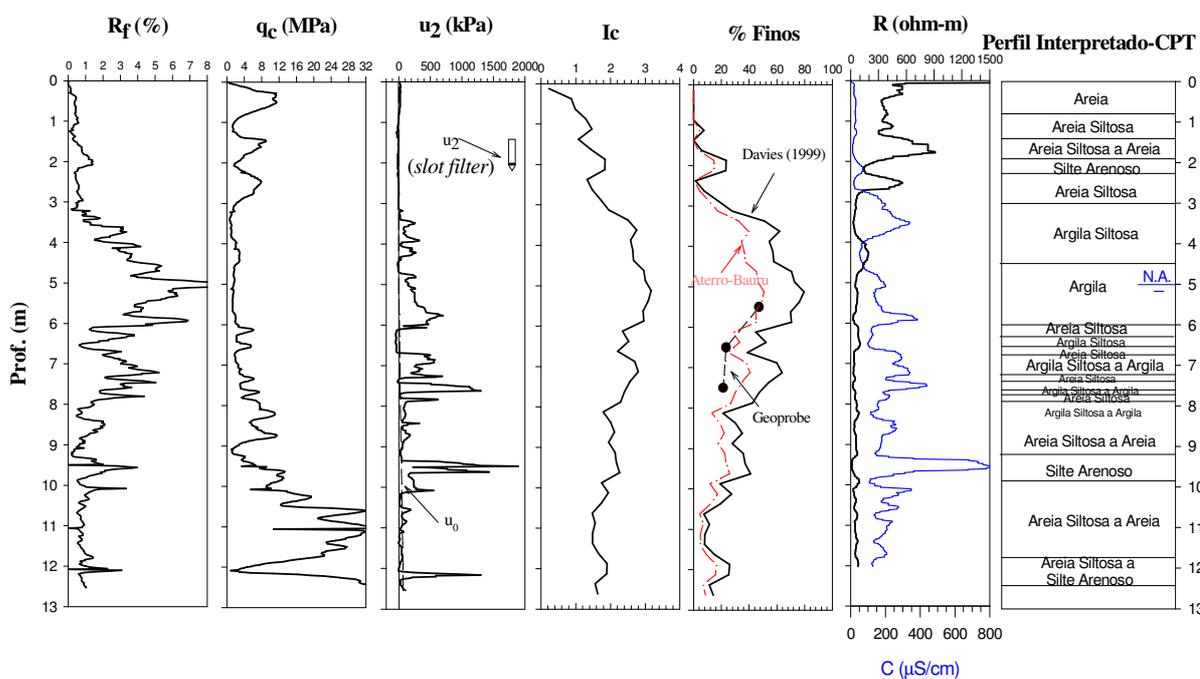


Figura 5.13. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 08 (Fev/2002)

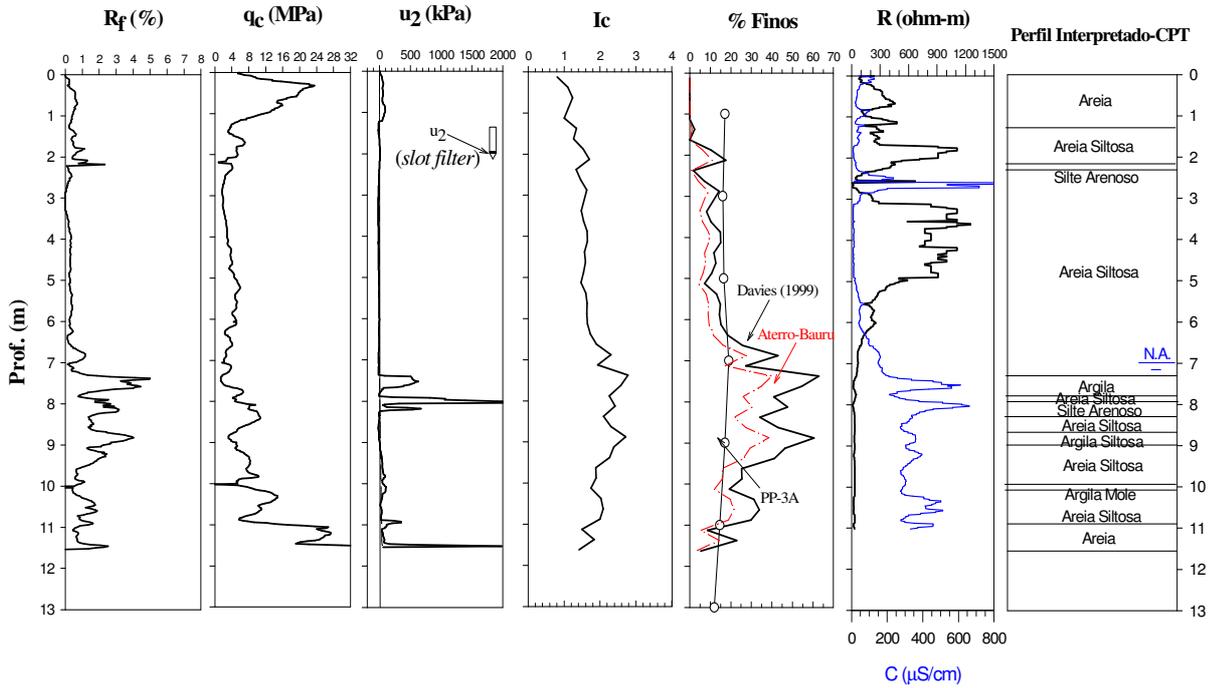


Figura 5.14. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro e próximo ao poço PP-3A (resíduos de saúde).

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 10 (Abr/2002)

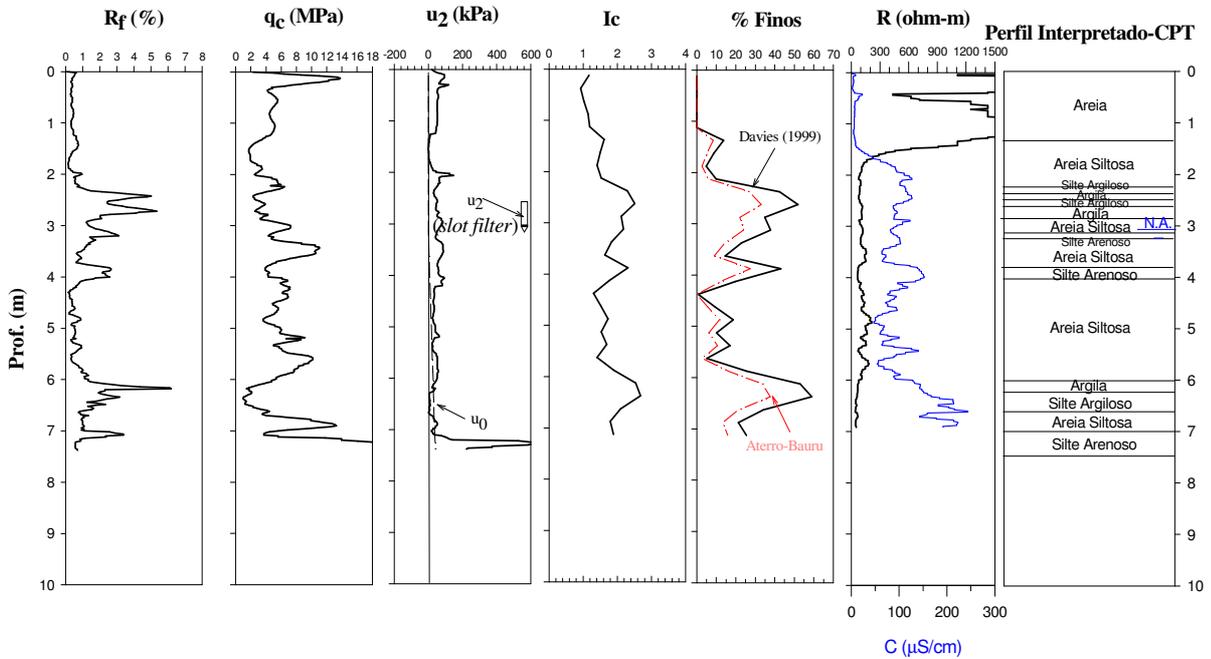


Figura 5.15. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste do aterro e próximo às erosões.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 13 (Abr/2002)

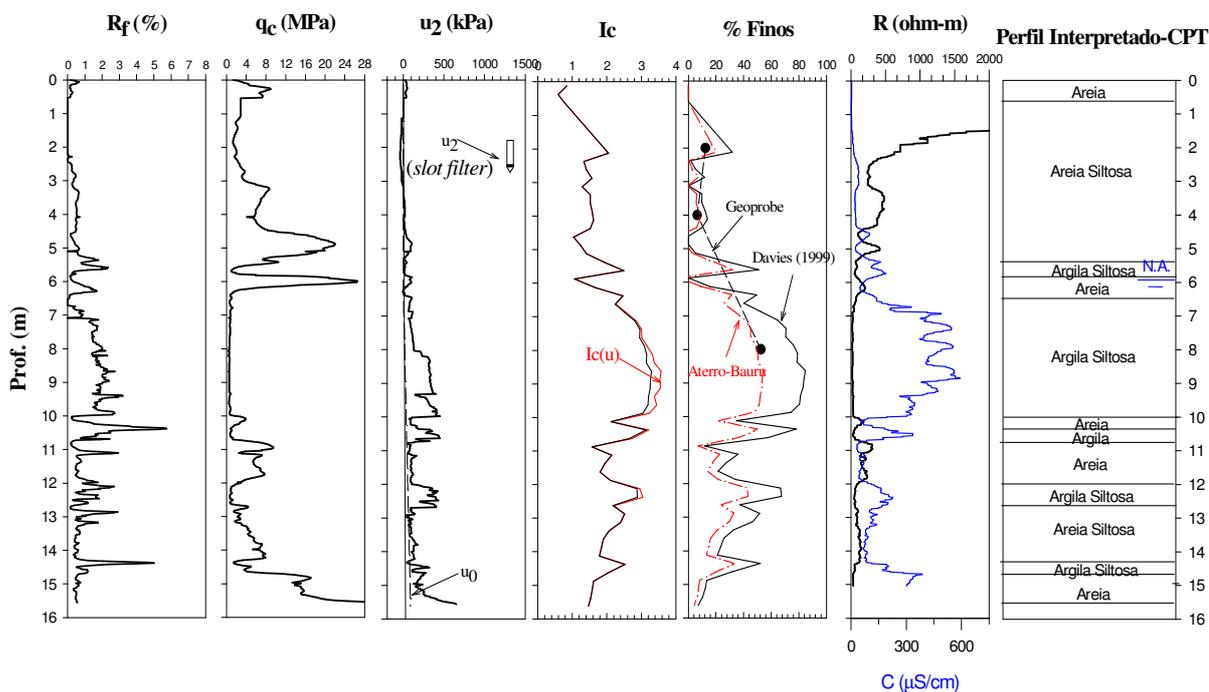


Figura 5.16. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado ao sul do aterro e próximo à nascente.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 14 (Abr/2002)

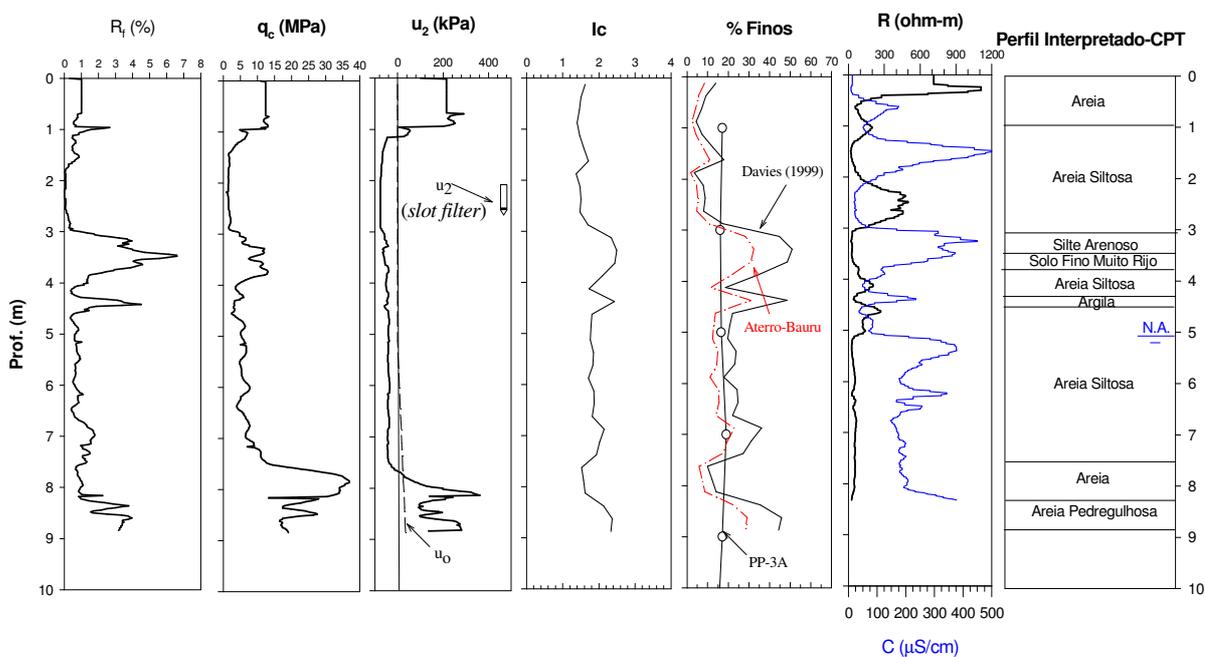


Figura 5.17. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste e próximo do aterro.

Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru - RCPTU 15 (Jul/2002)

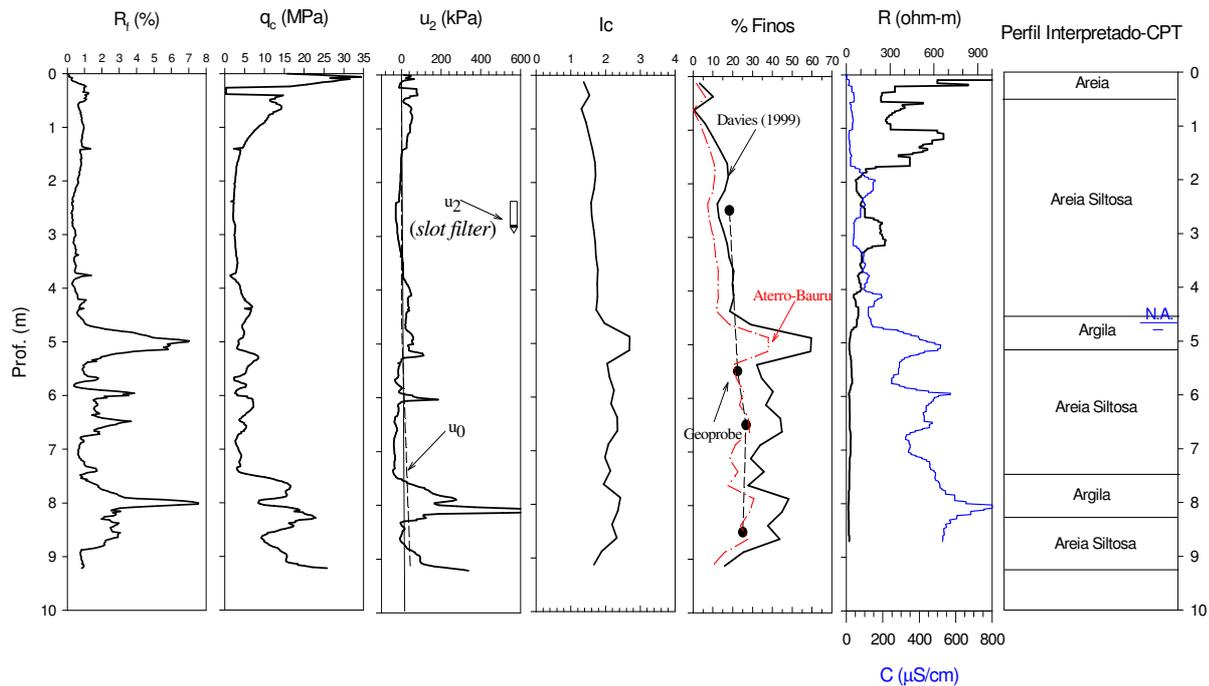


Figura 5.18. Resultados de ensaio de piezocone de resistividade re-interpretado, executado a oeste e próximo do aterro.

5.1.2.3 Re-interpretação dos Ensaios de Piezocone

As Figuras 5.8 a 5.18 apresentam alguns dos ensaios de piezocone realizados na área e que contaram com a coleta de amostras de solo utilizando o amostrador *Geoprobe* ou que foram realizados próximos a poços de monitoramento construídos com a coleta de amostras deformadas de solo. A fim de avaliar a variação dos valores da resistividade com a fração de finos realmente existente nos solos amostrados (partículas menores que 0,075 mm), os dados desses ensaios foram re-interpretados utilizando-se o software CPTINT 5.2 (WONG e GREIG, 1991; 2002) para estimativa do índice de material do solo (I_c). Esta idéia teve como base os dados de resistividade obtidos em laboratório, utilizando amostras indeformadas, conforme será visto adiante, no item 5.2.4.

Davies (1999) estabeleceu uma correlação entre o índice de material (I_c) e a porcentagem de finos (% F), para diversos rejeitos de minério do Canadá, conforme se segue:

$$I_c = \sqrt{\left\{3 - \log\left[Q(1 - B_q)\right]\right\}^2 + \left[1,5 + 1,3(\log F)\right]^2} \quad (5.1)$$

onde: $Q = (q_t - \sigma_{v_o}) / \sigma'_{v_o}$ = resistência de ponta normalizada;

$B_q = (u - u_o) / (q_t - \sigma_{v_o})$ = parâmetro de poro-pressão;

$F = f_s / (q_t - \sigma_{v_o})$ = razão de atrito normalizada;

Para: $I_c \leq 1,3$, %F = 0; $1,3 < I_c < 3,65$, %F = 42,4(I_c)-54,9; $I_c \geq 3,65$; %F = 100.

Esta expressão de I_c é baseada no ábaco de classificação sugerido por Jefferies e Davies (1991), considerando que ele seja o raio da suposta circunferência formada pela posição do solo no ábaco. Deste modo, lembra-se que este é um índice que considera o comportamento do solo devido à cravação do piezocone e deste modo, sua correlação com a porcentagem de finos também. Quando o comportamento do solo *in situ* for de material mais argiloso, maior será o valor de I_c .

As Figuras 5.8 a 5.18 apresentam a porcentagem de finos estimada com base na correlação sugerida por Davies (1999), bem como aquela adotada para o aterro de Bauru (Figura 5.19, adiante). Uma vez que a porcentagem de finos foi determinada diretamente a partir de resultados de alguns ensaios CPTU e RCPTU (Tabela 5.1) e também durante a construção de alguns poços de monitoramento no aterro, foi possível obter uma correlação local entre as porcentagens de finos e os valores de I_c calculados com base nos resultados de ensaios de piezocone. Para o cálculo de I_c , admitiram-se os perfis de poro-pressão (u_2) obtidos com a utilização de filtro de cavidade preenchido com graxa, para cálculo de B_q e q_t (Equação 5.1), aplicando-se um fator de área desiguais (a) igual a 0,60 (Figura 3.5). Para a estimativa do perfil de poro-pressão hidrostática (u_0), admitiu-se um gradiente hidráulico positivo (zona de descarga) igual a 0,03 e posição do nível d'água conforme dados observados em campo (Figura 4.17) e nos perfis de resistividade dos ensaios RCPTU.

Ainda existem poucos estudos sobre a avaliação das medidas de poro-pressão (u) utilizando o filtro de cavidade preenchido com graxa comparadas com o método tradicional

de saturação do piezocone com pedra porosa e glicerina. Os resultados apresentados por De Mio et al. (2004) mostram que os valores de poro-pressão tendem a ser maiores na zona saturada para o primeiro caso, principalmente nas camadas de comportamento mais argiloso. Além disso, a sucção presente na zona não-saturada compromete a saturação do piezo-elemento, quando não é utilizado pré-furo até atingir o nível d'água através do método tradicional. Esta sucção pode ser visualizada nos perfis de u_2 apresentados nas Figuras 5.8 a 5.18, quando os valores de poro-pressão podem ser negativos, ou mesmo inferiores à pressão hidrostática (u_0) (Figura 5.11). Este fato pode ser devido ao fluxo subterrâneo que ocorre na área, não estando estático, ou então devido à deformação sofrida pelos materiais granulares (areia e silte) durante a cravação do piezocone.

Uma vez que a Equação 5.1 leva em consideração as medidas de poro-pressão através do índice Bq e da correção de q_c para q_t , foi feita uma verificação dos valores de I_c , chamados agora de $I_c(u)$, considerando: $q_t=q_c$; para u_2 negativa e acima do nível d'água, adotou-se u_2 igual a zero. Como mostra a Figura 5.16 para o ensaio RCPTU-13, observa-se que a diferença entre I_c e $I_c(u)$ é muito pequena, com exceção da camada mais argilosa, com os valores de $I_c(u)$ sendo um pouco maiores que de I_c . Para os demais ensaios, essa diferença foi desprezível. Como I_c é diretamente proporcional à porcentagem de finos, considera-se que quanto maior esse valor, maior será a influência da poro-pressão nas medidas de I_c e assim, esta análise poderia ficar comprometida em solos tropicais mais argilosos que o solo do aterro de Bauru. Devido à boa correlação obtida calculando-se I_c considerando as medidas de poro-pressão com o uso da graxa, optou-se por conduzir essa análise seguindo-se a Equação 5.1, sem nenhuma modificação.

A Figura 5.19 apresenta a correlação obtida com base nos ensaios realizados no aterro de Bauru, com um coeficiente de determinação R^2 igual a 0,76 para os solos coluvionares e aluvionares, presentes a oeste do aterro, onde foi possível realizar os ensaios de piezocone.

Os perfis de porcentagem de finos apresentados nas Figuras 5.8 a 5.18 mostram um bom ajuste entre os dados obtidos diretamente através das amostras de solo coletadas com o amostrador *Geoprobe* e dos poços de monitoramento, com aqueles obtidos indiretamente através da re-interpretação dos ensaios de piezocone (correlação com I_c apresentada na Figura 5.19). As duas amostras de solo coletadas com o *Geoprobe* para o ensaio CPTU 1 não corresponderam ao perfil estratigráfico e nem à correlação obtidos (Figura 5.8), tendo sido uma delas descartada da curva da Figura 5.19. Na Figura 5.16, é possível concluir que para os sedimentos flúvio-sedimentares presentes ao sul do aterro (RCPTU 13), esse ajuste foi ainda melhor.

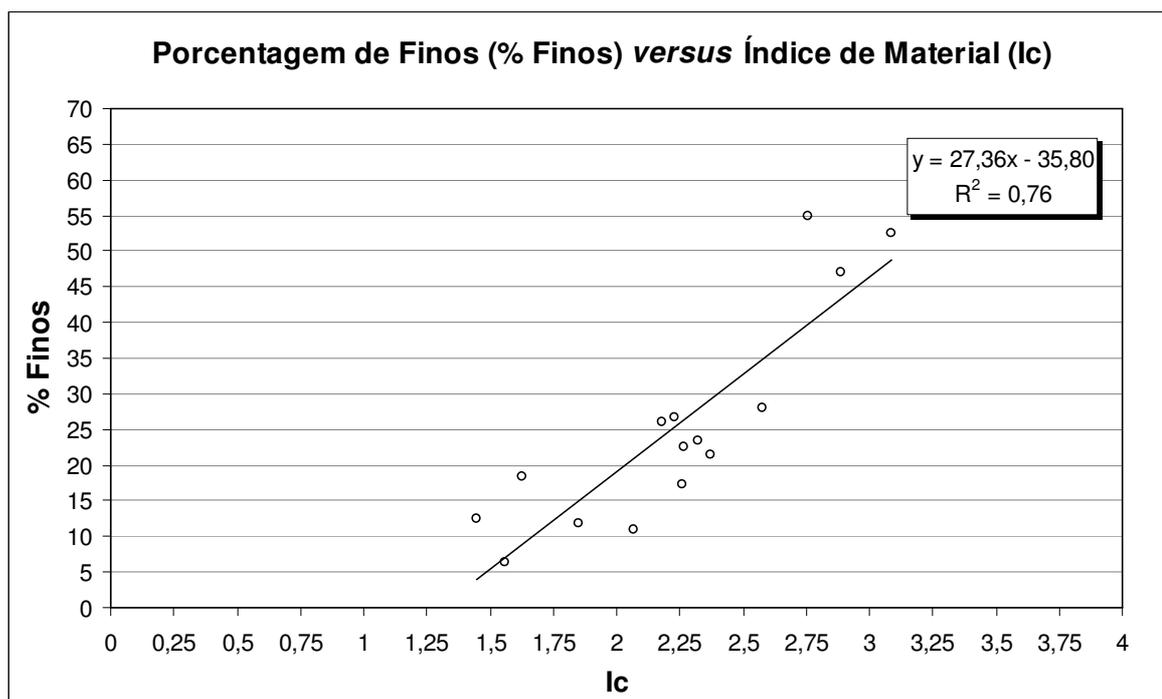


Figura 5.19. Correlação entre a porcentagem de finos e o índice de material (I_c), obtida para os solos do entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru.

A estimativa da porcentagem de finos considerando válida a correlação sugerida por Davies (1999) para resíduos de minérios superestimou as porcentagens de finos presentes nos solos do entorno do aterro. Isto indica a necessidade da utilização de correlações locais para

realização dessa estimativa. A Figura 5.20 apresenta uma primeira tentativa de se obter a mesma correlação para solos residuais mais argilosos de Campinas e de São Carlos, indicando que nem sempre essa correlação entre I_c e a porcentagem de finos é válida para solos residuais. A estrutura e a cimentação entre as partículas dos solos residuais mais argilosos que ocorrem nessas cidades confirmam a necessidade de amostragem de solo para caracterização dos mesmos. Já, para os solos que ocorrem no campo experimental da Unesp de Bauru tem-se uma correlação melhor, pois são mais arenosos. A continuidade das pesquisas nessa área deve ser encorajada, inclusive com a realização de ensaios de granulometria conjunta com e sem a utilização de dispersante, para avaliar melhor as diferenças entre comportamento do solo e a porcentagem de finos, em solos residuais.

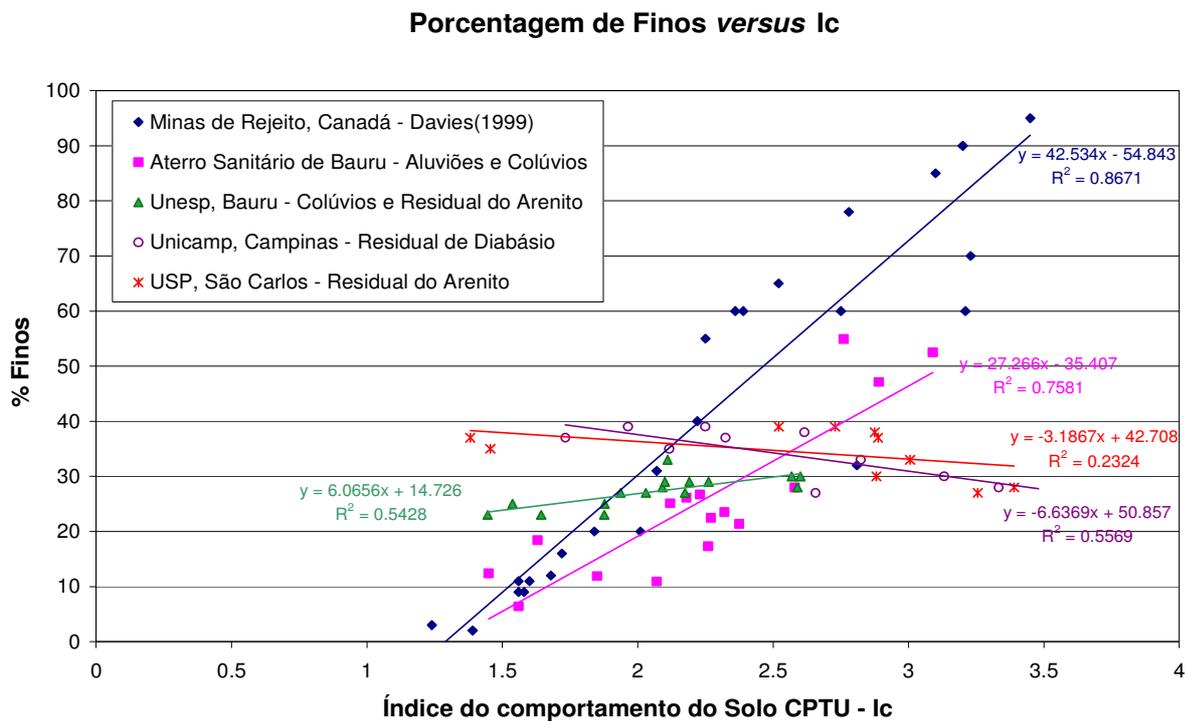


Figura 5.20. Relação entre porcentagem de finos e índice de material (I_c) para diferentes materiais.

As Figuras 5.12 a 5.18 também apresentam uma boa concordância entre a porcentagem de finos estimada aplicando-se a correlação com I_c da Figura 5.19, com os perfis

de condutividade elétrica obtidos para a zona saturada dos ensaios RCPTU realizados no aterro. Esse fato motivou a avaliação da relação entre os valores de resistividade e a percentagem de finos aparente calculada para a zona saturada de todos os ensaios RCPTU, aplicando-se a correlação da Figura 5.19. As Figuras 5.21 e 5.22 apresentam a relação entre a resistividade e a percentagem de finos aparente (obtida de forma indireta) e os valores de I_c calculados para todos os ensaios RCPTU, respectivamente.

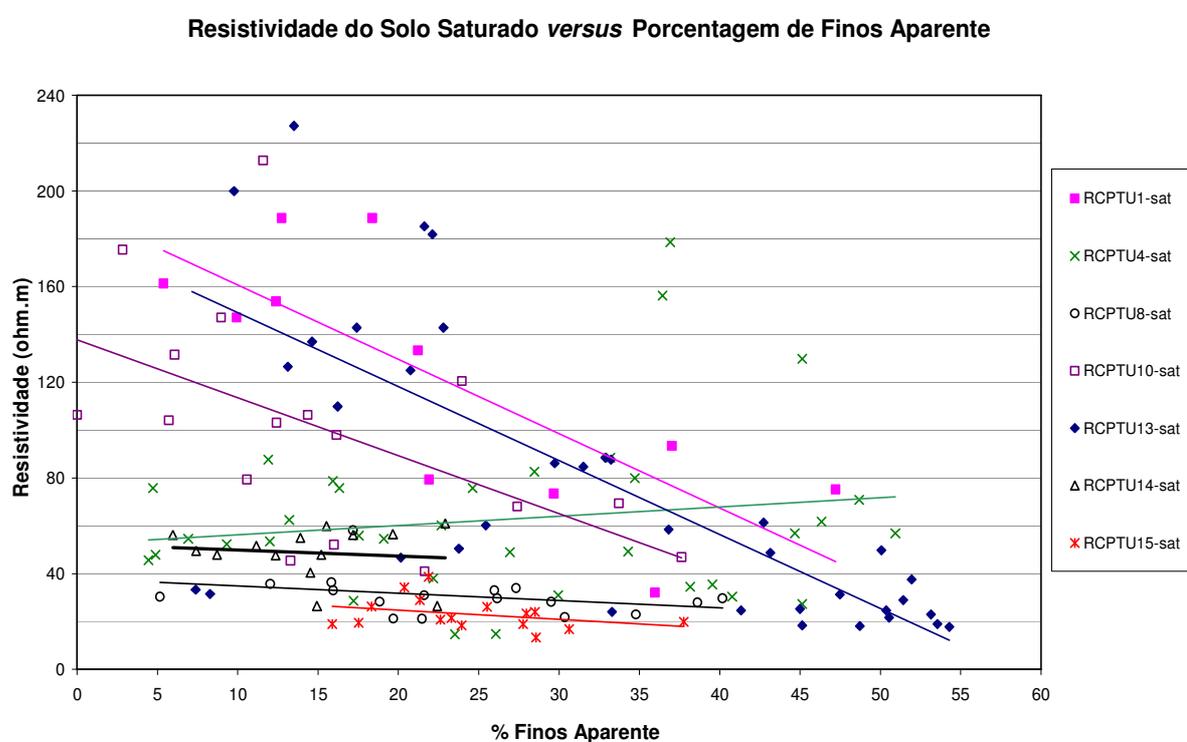


Figura 5.21. Relação entre a resistividade elétrica do solo e a percentagem de finos aparente, utilizando-se os resultados dos ensaios de piezocone de resistividade na zona saturada.

Resistividade do Solo Saturado *versus* Índice de Material

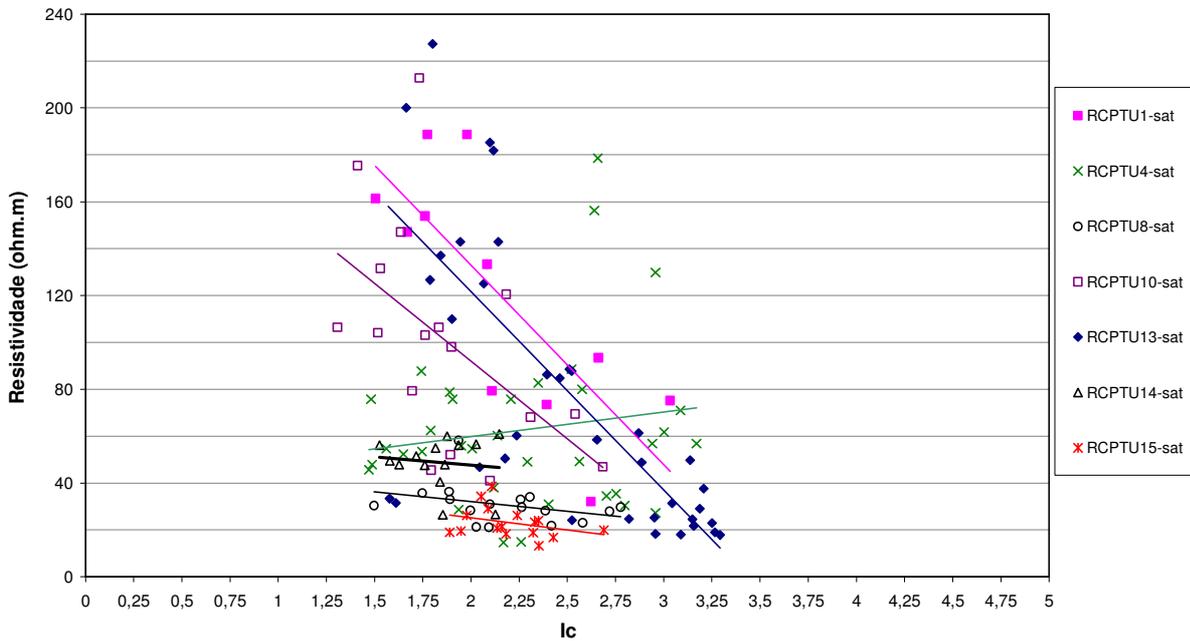


Figura 5.22. Relação entre a resistividade elétrica do solo e o índice de material (I_c), utilizando-se os resultados dos ensaios de piezocone de resistividade na zona saturada.

Os resultados apresentados nas Figuras 5.21 e 5.22 indicam que para os ensaios RCPTU 1, 10 e 13 os valores de resistividade tendem a crescer com a diminuição da porcentagem de finos, mostrando a influência dos argilominerais sobre os mesmos. O mesmo comportamento não foi observado para todas as camadas saturadas dos ensaios RCPTU 4, 8, 14 e 15, indicando uma maior influência do fluido dos poros entre as partículas nos valores de resistividade. Esse comportamento pode estar relacionado à maior presença de íons no fluido contido nos poros, e confirmar assim a presença de contaminação com base nos resultados dos ensaios RCPTU. Os perfis dos ensaios RCPTU 10 e 13 se diferenciam dos demais ensaios devido à elevada heterogeneidade do solo local, não podendo ser considerados como valores de referência (*background*). Mas vale lembrar que os ensaios RCPTU 1 e 4 foram realizados muito próximos um do outro e apresentaram tendências diferentes dos demais (Figuras 5.21 e 5.22).

Em resumo, esses resultados mostram que valores de resistividade variando entre 20 e 40 ohm.m para camadas predominantemente arenosas, são indicativos da presença de chorume na água subterrânea. A fim de se identificar e visualizar as camadas susceptíveis à contaminação, a Figura 5.23 apresenta a relação entre os valores de resistividade das camadas saturadas e os resultados dos ensaios de caracterização realizados para as amostras de solo coletadas com o amostrador *Geoprobe* (Tabela 5.1). Os resultados mostram que existe uma tendência de aumento dos valores de resistividade com a diminuição do teor de finos, de argila ou de atividade dos argilominerais. Contudo, podem-se identificar as camadas que não seguem claramente essa tendência, conforme destacado na Figura 5.23, apresentando baixos valores de resistividade (entre 20 e 40 ohm.m) para as amostras de solo mais arenosas, conforme destacado na Figura 5.23. São elas: CPTU 3 (RCPTU4) – 7 a 8 m e RCPTU 15 – 5 a 9 m.

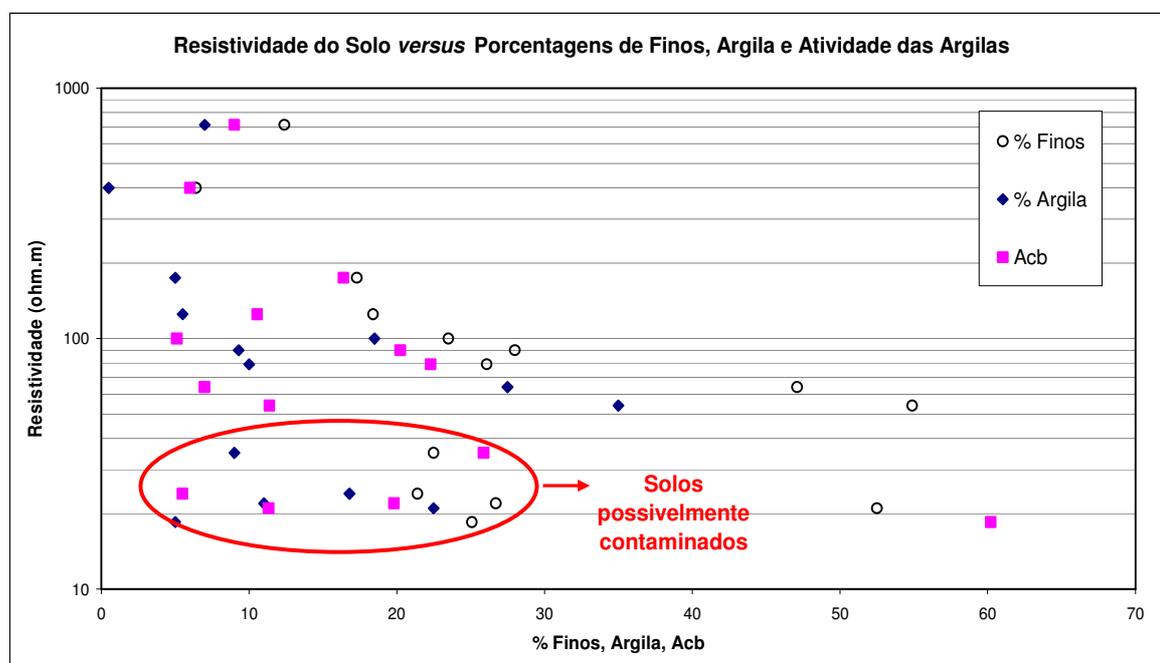


Figura 5.23. Variação da resistividade elétrica para as camadas de solo saturadas com a caracterização da fração fina dos solos coletados com o amostrador *Geoprobe*.

Infelizmente, mais amostragens de solo e água não foram possíveis de serem realizadas na época de realização dos ensaios de piezocone de resistividade, não permitindo assim a confirmação da contaminação detectada a partir dos ensaios RCPTU 8 e 14 (Figuras 5.21 e 5.22), entre outros. Contudo, essa nova interpretação vai além daquela apenas comparativa entre os valores de resistividade obtidos para todos os ensaios, realizada por Mondelli (2004), que havia diagnosticado a presença de contaminantes apenas nos ensaios RCPTU 14 e 15.

Alguma superposição de valores pode ocorrer neste tipo de análise, já que as camadas mais argilosas também apresentam baixos valores de resistividade. Como o fluxo de contaminantes tende a ocorrer entre as camadas mais arenosas (mais permeáveis) o problema pode ser simplificado na tentativa de se identificar apenas as mesmas. Os ensaios de piezocone e seus acessórios mostraram-se um ótimo recurso para essa identificação, permitindo a coleta de amostras de solo e água em profundidades bem definidas, com menor diluição e distúrbio que aquelas coletadas nos poços de monitoramento, além da obtenção de perfis quasi-contínuos de parâmetros de resistência e resistividade do solo.

A Tabela 5.3 apresenta os valores de fatores de formação (FF) para as camadas onde foram coletadas amostras de solo e água. Observa-se que fatores de formação menores que 1 foram obtidos, o que pode estar relacionado à presença de argilominerais no solo e à ausência de grandes quantidades de íons na água. Apesar das medidas de resistividade do solo (RCPTU) e da água (*Geoprobe*) não terem sido realizadas ao mesmo tempo, observa-se que para a camada de areia pura (RCPTU 13) o fator de formação foi maior que 1 ($FF = 4$), considerado elevado, se comparado com aqueles apresentados na Tabela 4.2. A dificuldade em interpretar esses resultados justificou a realização da campanha de ensaios de medida de resistividade em laboratório, que será descrita adiante.

Tabela 5.3 - Fatores de formação (FF) determinados a partir dos resultados de alguns ensaios de piezocone de resistividade realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru utilizando amostradores *Geoprobe*.

Ensaio	RCPTU 13	RCPTU 13	RCPTU 14	RCPTU 15	RCPTU 15
Prof. (m)	3,5 a 4,5	7,5 a 8,5	7,3 a 8,3	6,0 a 7,0	8,0 a 9,0
% Areia	98,0	55,0	-	78,0	80,2
% Silte	1,5	22,5	-	11,0	14,8
% Argila	0,5	22,5	-	11,0	5,0
Descrição Táctil-Visual	Areia pura amarela-acinzentada	Argila cinza	-	Areia argilosa vermelha	Areia argilosa vermelha
Interpretação do Piezocone	Areia a Areia Siltosa (SBT=8)	Argila Siltosa a Argila (SBT=4)	Areia (SBT=9)	Areia Siltosa (SBT=7)	Areia Siltosa (SBT=7)
Porosidade (n)	0,45	0,52	0,47	0,47	0,49
Resistividade da Camada (ohm.m)	400	21	50	22	18,5
Resistividade do fluido (ohm.m)	100,0	117,6	196,1	250,0	49,3
FF	4,00	0,18	0,25	0,10	0,38

Os perfis de poro-pressão (u_2) apresentados nas Figuras 5.8 a 5.18 indicam qualitativamente a capacidade drenante das camadas de solo arenosas, mais propícias à contaminação, enquanto os excessos de poro-pressão são nitidamente observados nas camadas de textura mais fina. Alguns ensaios de dissipação do excesso de poro-pressão foram realizados nessas camadas mais finas, cujos resultados interpretados para estimativa do coeficiente de permeabilidade (k) são apresentados na Tabela 5.4, aplicando-se as sugestões de Teh e Houlsby (1991) e Parez e Fauriel (1988).

Tabela 5.4 – Interpretação dos ensaios de dissipação do excesso de poro-pressão realizados para camadas onde a penetração do piezocone foi não-drenada (adaptado de MONDELLI, 2004).

RCPTU	Medida de u_2	Prof (m)	$C_h(m^2/s)$	α	q_t (kPa)	M (kPa)	k (m/s) – Teh e Houlsby (1991)	k (m/s) – Parez e Fauriel (1988)	Interpretação com base no CPTU
4	Graxa	9,46	$2,55 \times 10^{-6}$	3	7090	21271	$1,2 \times 10^{-9}$	$3,1 \times 10^{-8}$	Silte Arenoso
5	Glicerina	9,46	$4,96 \times 10^{-7}$	3	8431	25293	$1,9 \times 10^{-10}$	$1,5 \times 10^{-9}$	Areia Siltosa
6	Graxa	5,04	$2,98 \times 10^{-6}$	3	1584	4753	$6,1 \times 10^{-9}$	$3,8 \times 10^{-8}$	Argila
8	Graxa	7,98	$1,52 \times 10^{-5}$	3	5250	15750	$9,4 \times 10^{-9}$	$2,9 \times 10^{-7}$	Silte Arenoso

De maneira geral, observa-se que os valores de coeficiente de permeabilidade estimados a partir dos ensaios de dissipação são menores que aqueles determinados para os solos residuais de arenito em laboratório (Tabela 5.11, adiante), pois as camadas de solo ensaiadas eram mais argilosas. O valor de permeabilidade obtido a partir do ensaio RCPTU-5, executado com pedra porosa saturada com glicerina, é o menor de todos, para uma camada teoricamente mais permeável. Lembra-se que este ensaio não apresentou o excesso de poropressão tão bem definido nas camadas de argila como foi obtido com o uso do filtro de cavidade preenchido com graxa automotiva (*slot filter*). Acredita-se que isso se deve à dessaturação da pedra porosa, após a sua penetração em camadas de solo não-saturados com elevada sucção. Existem alguns registros desse comportamento na literatura, justificando assim a utilização do *slot filter* no lugar da pedra porosa em solos tropicais (DE MIO et al., 2004) e não-saturados (LARSSON, 1995).

A existência de camadas de solo mais argilosos com baixa permeabilidade intercalados com camadas de solo mais arenosas faz com que o fluxo de contaminantes se concentre nessas últimas. A realização de ensaios de dissipação completos em camadas de textura mais arenosa, seja utilizando-se um único ensaio, ou a partir de dois ensaios CPTU espaçados a uma certa distância entre si na direção do fluxo, permitiria a estimativa do gradiente hidráulico *in situ* da área, assim como o coeficiente de permeabilidade, conforme propõem Campanella e Howie (2005). Sugere-se que isso seja realizado futuramente na área de estudo.

5.1.2.4 Considerações Sobre o Ensaio de Piezocone e seus Acessórios como Técnica de Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a aplicação dos ensaios de piezocone e seus acessórios na área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ Os ensaios invasivos de piezocone confirmaram a contaminação em alguns pontos, quando se utilizou amostradores especiais de solo e água, além de poços de monitoramento temporários construídos nos próprios furos onde esses ensaios foram cravados. Além disso, também indicaram a variação da resistividade com o grau de saturação, textura e contaminação do solo. Porém, não foi possível crava o piezocone em regiões que pudessem servir de referência (*background*), tanto para o terreno como para o aquífero locais, quando se tinha solos residuais pouco evoluídos do arenito.
- ✓ A tentativa de realização de novos ensaios de piezocone em áreas que pudessem servir de referência para os solos residuais do Grupo Bauru, como na parte leste e norte do aterro (próximo ao poço PP-13), não deve ser descartada. Como foi diagnosticada a presença de materiais inconsolidados abaixo do arenito, a realização de pré-furo ou o emprego de um outro tipo de perfuratriz (como *core barrel* com face diamantada, por exemplo – CAMPANELLA, 2008) até ultrapassar o mesmo, é uma possibilidade para continuidade de emprego futuro do RCPTU na área estudada.
- ✓ A relação entre q_c e R_f permitiu que o perfil estratigráfico fosse identificado de forma detalhada para os perfis altamente heterogêneos de aluviões e colúvios presentes a oeste do aterro. Para os solos residuais, essa identificação se restringe ao comportamento dos materiais perante a cravação do piezocone, necessitando, portanto, da amostragem de solo para se obter uma classificação granulométrica adequada. Os perfis de resistividade auxiliaram na identificação da posição do nível d'água, além de terem sido sensíveis às variações de textura e saturação do solo.
- ✓ Uma correlação determinada em função do índice de material (I_c) e da porcentagem de finos existentes nas amostras de solo coletadas próximas do aterro, ou no mesmo furo dos ensaios de piezocone de resistividade (*Geoprobe*), permitiu que regiões da zona saturada, possivelmente contaminadas, pudessem ser identificadas. Destaca-se que essa correlação

foi especialmente válida para os solos da área estudada, havendo restrições de emprego da mesma em outros solos tropicais do interior de São Paulo.

- ✓ Apesar da variabilidade dos materiais que ocorrem no local, os ensaios de piezocone permitiram identificar as camadas mais susceptíveis à contaminação causada por esse aterro, a qual foi confirmada a partir das análises químicas realizadas para as águas subterrâneas coletadas dos poços de monitoramento. Mais ensaios de resistividade e amostragem de solo e água para determinação do teor de umidade, coeficiente de permeabilidade e fator de formação são propostos, para uma melhor caracterização geoambiental mais bem definida com base em valores de resistividade, bem como para a avaliação da variação dos valores de resistividade na zona não-saturada.

5.1.3 Poços de Monitoramento do Aquífero Freático

Antes de iniciar um estudo mais detalhado e localizado das condições de contaminação do aterro, procurou-se entender melhor a hidrogeologia do local onde está situado o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, a partir de novas campanhas de coleta de água dos poços de monitoramento, assim como da construção dos mesmos. Foram realizadas nove campanhas de coleta de água, que facilitaram a re-interpretação dos resultados dos ensaios geofísicos e das sondagens de simples reconhecimento, realizados anteriormente.

5.1.3.1 Construção dos Poços de Monitoramento

A Figura 5.24 apresenta o perfil típico e as características dos poços de monitoramento permanentes construídos ao redor do aterro pela EMDURB (empresa municipal responsável pelo aterro) em Setembro de 2002 (Foto 5.7). A Figura 5.25 apresenta o perfil típico e as características dos cinco poços de monitoramento construídos em Fevereiro de 2006 pela mesma empresa (Fotos 5.8 e 5.9), com o objetivo de monitorar uma possível contaminação da

água subterrânea devido aos resíduos de saúde dispostos em valas sépticas ao redor do aterro a sul-sudeste (Foto 5.10). Em Agosto de 2006, mais dois poços foram construídos, PP-5A e PP-5B, com o objetivo de confirmar ou não a contaminação apresentada pelo poço PP-5 até Julho de 2006. O perfil construtivo desses poços é apresentado na Figura 5.26.



Foto 5.7. Poço de monitoramento sendo construído no aterro de resíduos sólidos de Bauru em Setembro de 2002.

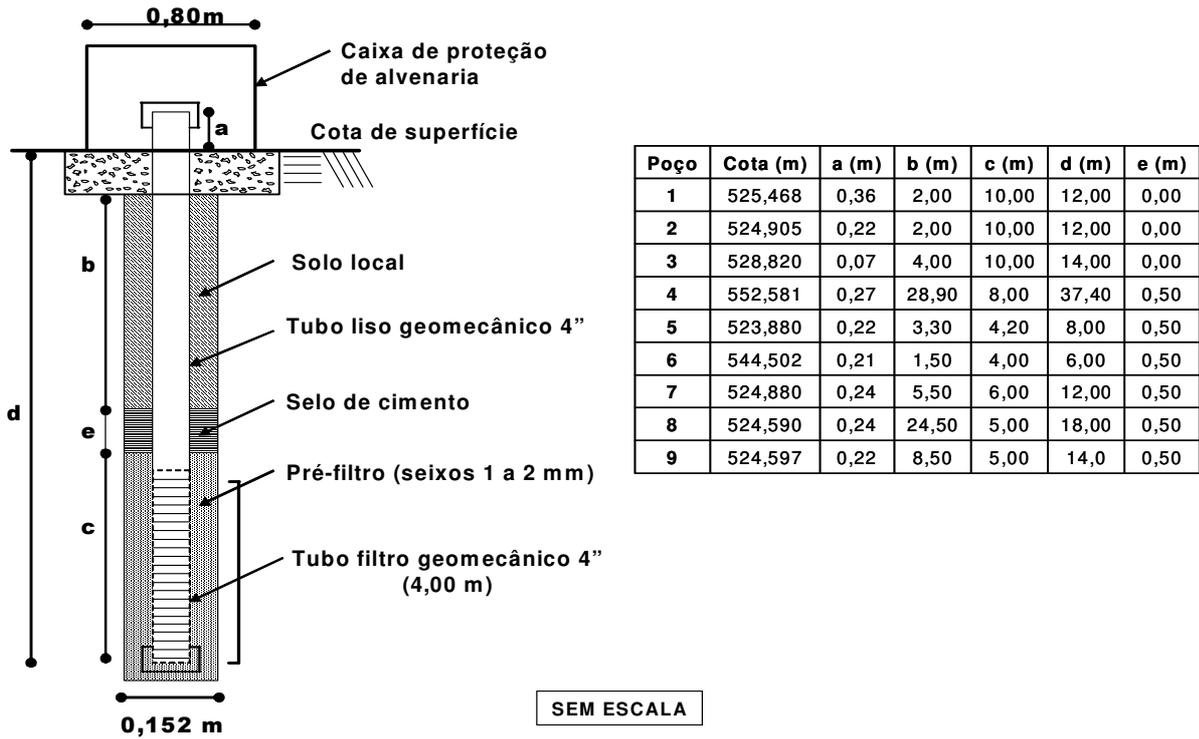


Figura 5.24. Perfil típico dos poços de monitoramento permanentes instalados no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Setembro de 2002.



Foto 5.8. Poço de monitoramento sendo construído no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Fevereiro de 2006.



Foto 5.9. Detalhe do cravador dinâmico utilizado para a perfuração dos poços, em Fevereiro de 2006.



Foto 5.10. Vala séptica escavada ao redor do aterro de Bauru, para disposição de resíduos de saúde.

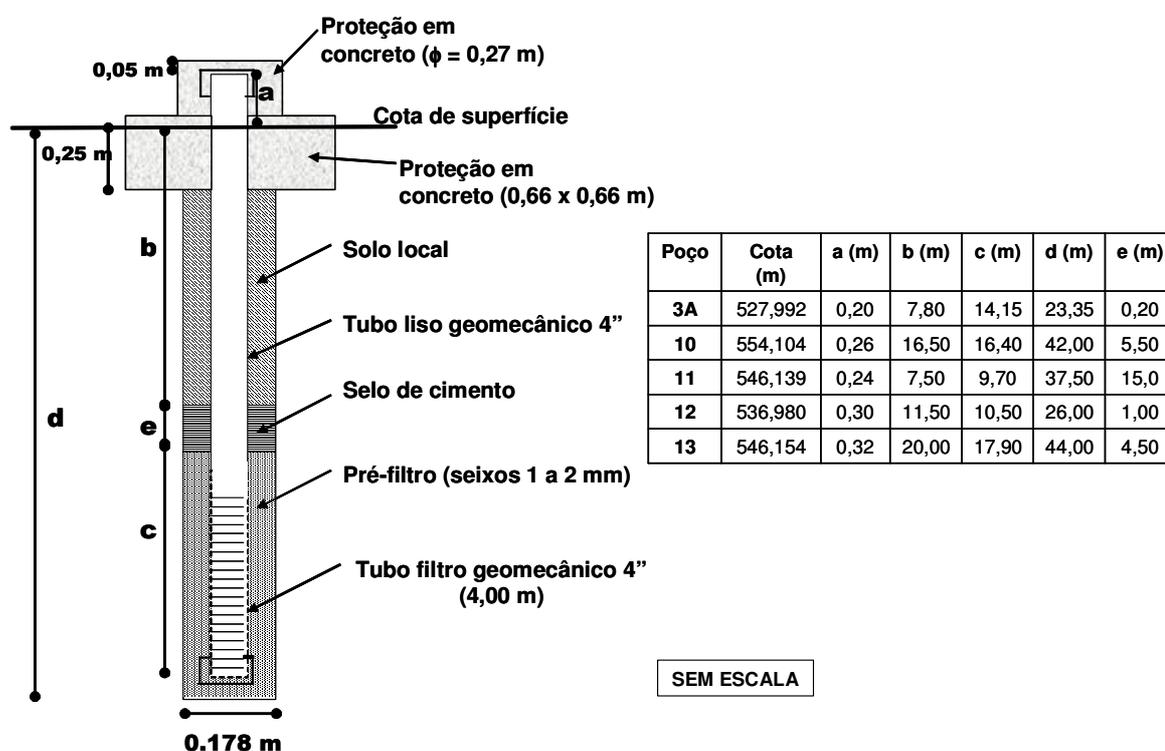


Figura 5.25. Perfil típico dos poços de monitoramento permanentes instalados no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Fevereiro de 2006.

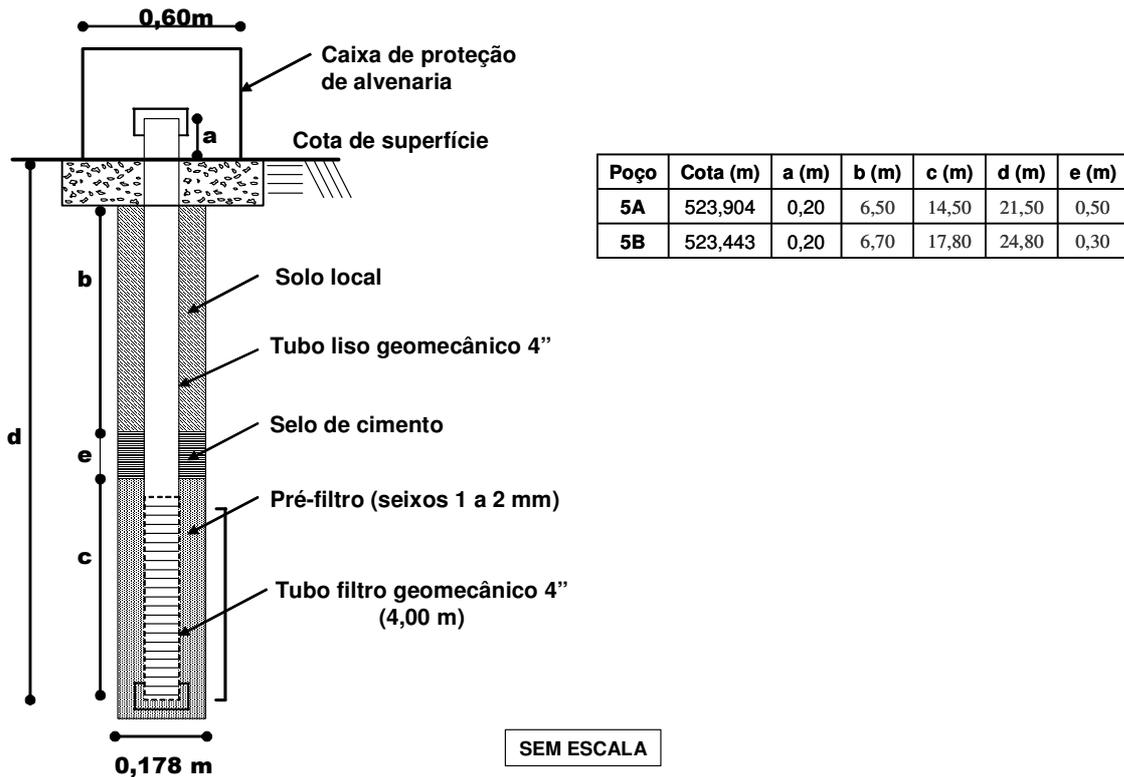


Figura 5.26. Perfil típico dos poços de monitoramento permanentes instalados no aterro de resíduos sólidos de Bauru, em Agosto de 2006.

5.1.3.2 Análise Geral dos Resultados Obtidos

A Tabela 5.5 apresenta os resultados de todas as nove campanhas de coleta de água dos poços de monitoramento permanentes realizadas, até o momento, no aterro de Bauru. Apresenta também mais quatro campanhas realizadas por Lopes (2007), em apenas quatro poços, entre o período de abril de 2004 a março de 2005, para que possam ser comparadas com as demais campanhas que vêm sendo realizadas a cada 6 meses no aterro. Com exceção da campanha realizada em 20/07/2005, cuja análise físico-química foi realizada no Laboratório de Geoquímica do Departamento de Geotecnia da EESC-USP, todas as demais análises foram realizadas pelo Laboratório de Saneamento da EESC-USP.

Tabela 5.5 - Resultados de todas as análises químicas realizadas para as águas subterrâneas coletadas dos poços de monitoramento do aterro de resíduos sólidos de Bauru.

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção
NA (m)	23/01/2003	8,5	8,0	10,7	32,0	6,0	NE	NE	2,6	5,6	7,2	6,9	NE	NE	NE	NE	-	-	-
	11/08/2003	8,0	6,0	9,0	30,0	6,0	NE	NE	3,0	6,0	6,0	6,0	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	9,5	8,0	11,5	30,0	7,0	NE	NE	3,1	8,0	7,5	7,0	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	8,9	7,4	7,8	32,5	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	9,2	7,7	10,8	33,0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	9,4	7,5	11,0	33,4	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	9,5	8,0	10,5	33,7	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	20/07/2005	9,1	7,9	10,6	31,7	6,9	NE	NE	3,2	8,3	7,5	7,6	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	9,3	8,2	10,8	33,9	7,1	NE	NE	3,6	8,2	7,7	7,5	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	9,41	8,52	10,75	33,47	7,35	7,20	8,00	4,13	8,55	8,04	7,99	33,89	27,95	18,69	30,41			
	15/02/2007	9,49	8,53	10,82	34,19	ND	7,4	7,78	3,09	8,51	8,26	8,18	34,69	27,26	19,1	30,76			
	16/08/2007	9,79	8,82	10,97	34,37	ND	7,65	7,92	3,21	8,86	8,51	8,44	34,74	27,40	19,15	31,05			
	17/04/2008	9,79	8,855	10,94	34,38	ND	7,7	7,83	2,94	8,91	8,54	8,45	34,81	27,45	19,17	30,88			
pH	23/01/2003	4,64	5,41	6,22	5,88	7,90	NE	NE	4,84	5,36	5,78	5,89	NE	NE	NE	NE	6,0 - 9,0 (2a)	5 - 8,7 (3a, 3b)	0 - 14
	11/08/2003	5,00	5,60	6,60	7,10	6,80	NE	NE	5,40	5,80	6,00	6,10	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	4,80	5,40	6,40	6,70	6,90	NE	NE	5,00	5,94	6,11	6,23	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	4,81	5,40	5,65	6,41	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	5,33	5,71	5,19	6,57	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	5,00	5,42	5,98	6,14	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	5,02	5,27	6,06	6,23	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	20/07/2005	5,10	5,10	6,40	6,50	6,50	NE	NE	4,80	5,80	5,70	5,70	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	5,45	5,56	6,27	6,43	6,59	NE	NE	5,39	6,20	6,45	6,28	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	5,51	5,73	5,81	6,19	6,64	6,63	6,67	5,45	5,35	5,85	5,67	6,45	7,45	6,92	6,17			
	15/02/2007	5,43	5,75	5,88	6,33	ND	6,27	6,17	5,11	5,42	5,69	5,76	6,88	7,03	7,29	6,22			
	16/08/2007	5,72	5,77	5,85	6,26	ND	6,14	6,4	4,95	5,44	5,74	5,84	6,76	6,45	7,01	5,83			
	17/04/2008	5,01	5,65	5,97	6,45	ND	6,16	6,30	5,14	5,44	5,83	5,89	7,09	6,23	7,12	5,89			
Cond. Elétrica (µS/cm)	23/01/2003	465,0	47,0	183,0	174,0	360,0	NE	NE	55,0	257,0	161,0	286,0	NE	NE	NE	NE	-	100 (3a) 286 (3b)	0,1
	11/08/2003	652,0	60,2	208,0	369,0	696,0	NE	NE	43,6	362,0	214,0	412,0	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	556,0	78,3	267,0	342,0	701,0	NE	NE	37,3	487,0	242,0	576,0	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	342,0	208,0	151,0	317,0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	191,0	197,0	191,0	404,0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	142,0	186,0	178,0	358,0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	96,0	175,0	284,0	385,0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	20/07/2005	116,9	211,0	213,0	350,0	519,0	NE	NE	29,9	422,0	189,3	132,5	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	127,0	276,0	255,0	513,0	676,0	NE	NE	32,8	524,0	231,0	149,3	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	157,8	487,0	125,7	464,0	925,0	310,0	223,0	43,7	253,0	256,0	160,4	346,0	188,4	349,0	138,2			
	15/02/2007	172,2	346,0	119,3	433,0	ND	178,2	163,7	47,7	270,0	166,0	149,2	336,0	476,0	388,0	177,7			
	16/08/2007	234,0	325,0	129,1	447,0	ND	177,9	187,7	70,1	365,0	201,0	159,9	353,0	416,0	584,0	147,5			
	17/04/2008	222,0	287,0	125,9	353,0	ND	150,8	154,1	46,4	297,0	168,8	134,1	292,0	218,0	465,0	96,4			

continua...

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção				
Cloretos (mg/L)	23/01/2003	98,0	5,0	5,5	5,0	21,0	NE	NE	3,5	61,5	43,5	59,0	NE	NE	NE	NE	250 (2b)	4,8 (3b)	0,1				
	11/08/2003	131,0	3,1	2,3	1,8	19,4	NE	NE	3,7	53,5	21,6	54,5	NE	NE	NE	NE							
	13/02/2004	113,0	3,2	3,3	1,6	7,4	NE	NE	2,0	50,5	24,6	65,0	NE	NE	NE	NE							
	13/04/2004	77,5	20,1	4,0	1,5	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	02/09/2004	47,6	15,3	3,9	1,8	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	23/11/2004	38,5	20,9	4,4	1,5	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	21/03/2005	17,5	17,1	4,3	1,6	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	20/07/2005	24,8	38,5	9,7	1,3	15,0	NE	NE	2,2	23,1	20,3	10,3	NE	NE	NE	NE							
	08/11/2005	45,0	24,3	7,1	1,6	4,6	NE	NE	2,4	15,7	12,6	3,9	NE	NE	NE	NE							
	04/07/2006	12,5	30,5	3,3	1,5	4,8	4,2	4,2	2,8	19,3	15,2	2,2	1,7	1,1	1,9	1,7							
	15/02/2007	12,8	18,0	5,4	1,5	ND	3,9	4,0	4,6	23,2	4,3	1,6	2,3	1,0	2,6	1,6							
	16/08/2007	12,7	14,7	3,0	1,9	ND	2,9	4,0	3,6	10,0	4,2	1,9	2,2	0,9	1,9	1,8							
	17/04/2008	17,5	32,0	5,3	1,7	ND	3,0	4,0	4,2	44,0	6,8	2,3	1,8	1,1	2,3	1,5							
	Carbono Orgânico Total (mg/L)	23/01/2003	1,433	0,585	0,731	0,948	3,034	NE	NE	3,280	1,361	1,187	1,583	NE	NE	NE				NE	-	-	0,1
11/08/2003		4,303	1,968	1,901	2,202	3,489	NE	NE	5,895	3,312	2,168	2,720	NE	NE	NE	NE							
13/02/2004		2,491	0,705	13,090	13,800	23,560	NE	NE	4,574	17,260	2,728	10,060	NE	NE	NE	NE							
13/04/2004		3,617	2,187	1,210	16,990	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
02/09/2004		1,005	1,408	1,560	2,240	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
23/11/2004		1,386	1,373	1,016	1,550	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
21/03/2005		1,122	1,230	1,455	1,251	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
08/11/2005		1,107	2,274	1,068	2,653	5,175	NE	NE	5,052	1,410	0,866	0,884	NE	NE	NE	NE							
04/07/2006		13,240	2,511	1,435	1,698	16,070	2,184	1,146	6,724	2,095	1,383	1,196	1,501	1,149	1,295	1,200							
15/02/2007		3,052	2,285	1,732	1,822	ND	1,510	1,002	19,850	2,418	1,105	1,587	1,415	1,739	1,472	1,975							
16/08/2007		2,411	3,209	1,202	6,195	ND	1,323	2,603	4,660	5,137	1,243	1,681	1,403	2,269	1,311	1,416							
17/04/2008		2,325	3,123	2,160	1,863	ND	1,470	1,271	7,780	4,225	2,095	1,960	1,769	1,196	1,402	1,827							
Sulfatos (mg/L)		23/01/2003	< 1	1	< 1	< 1	65	NE	NE	9	< 1	< 1	< 1	NE	NE	NE	NE	250 (2b)	-	1			
		11/08/2003	1	1	< 1	< 1	68	NE	NE	8	< 1	< 1	< 1	NE	NE	NE	NE						
	13/02/2004	1	1	1	1	30	NE	NE	< 1	1	< 1	< 1	NE	NE	NE	NE							
	13/04/2004	10	0	0	0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	02/09/2004	11	0	7	0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	23/11/2004	10	0	1	0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	21/03/2005	7	0	0	0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
	08/11/2005	3	3	< 1	< 1	52	NE	NE	1	< 1	< 1	< 1	NE	NE	NE	NE							
	04/07/2006	< 1	< 1	< 1	< 1	70	9	< 0	4	< 1	< 1	< 1	< 1	1	14	< 1							
	15/02/2007	11	< 1	< 1	< 1	ND	< 1	1	20	< 1	< 1	< 1	1	< 1	3	< 1							
	16/08/2007	2	1	< 1	2	ND	< 1	< 1	8	< 1	< 1	1	1	1	< 1	< 1							
	17/04/2008	< 1	< 1	< 1	< 1	ND	< 1	< 1	7	< 1	< 1	1	1	< 1	1	1							
	Sulfetos (mg/L)	23/01/2003	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	0,003	NE	NE	0,007	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	NE	NE				0,05 (2b)	-	0,001
		11/08/2003	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	NE	NE						
13/02/2004		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	NE	NE							
13/04/2004		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
02/09/2004		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
23/11/2004		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
21/03/2005		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE							
08/11/2005		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	NE	NE							
04/07/2006		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001							
15/02/2007		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001							
16/08/2007		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001							
17/04/2008		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	ND	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001							

continua...

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	23/01/2003	0,15	0,05	0,02	0,05	0,91	NE	NE	0,08	0,11	0,04	0,32	NE	NE	NE	NE	1,5 (2b)	-	0,01
	11/08/2003	0,27	0,05	0,04	0,46	0,21	NE	NE	0,21	0,30	0,36	0,98	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	0,21	0,03	0,03	0,06	0,17	NE	NE	0,10	0,40	0,10	0,10	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	0,17	0,07	0,05	0,06	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	0,08	0,05	0,00	1,68	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	0,14	0,12	0,17	0,19	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	0,05	0,12	0,06	0,16	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	0,15	0,21	0,09	0,20	0,60	NE	NE	0,26	0,55	0,07	0,08	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	0,03	0,13	< 0,01	< 0,01	0,28	0,20	0,10	0,10	0,02	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01			
	15/02/2007	0,08	0,20	0,06	0,07	ND	0,05	0,05	0,80	0,08	0,05	0,06	0,08	0,07	0,04	0,08			
	16/08/2007	0,05	0,11	0,02	0,08	ND	0,05	0,05	0,22	0,08	0,02	0,04	0,04	0,04	0,05	0,02			
	17/04/2008	0,05	0,14	0,11	0,04	ND	0,01	0,03	0,26	0,03	0,03	0,05	0,08	0,05	0,03	0,04			
	Nitrogênio Nitrato (mg/L)	23/01/2003	1,08	0,27	0,54	0,66	14,85	NE	NE	0,49	0,24	0,53	0,77	NE	NE	NE			
11/08/2003		0,50	0,22	0,45	1,45	24,8	NE	NE	1,12	0,3	0,36	0,98	NE	NE	NE	NE			
13/02/2004		0,25	< 0,01	0,26	1,68	14,63	NE	NE	0,77	0,22	0,49	0,94	NE	NE	NE	NE			
13/04/2004		0,19	1,09	0,29	0,84	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
02/09/2004		0,02	0,01	0,01	0,06	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
23/11/2004		0,17	0,11	0,21	0,15	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
21/03/2005		0,34	0,00	0,10	0,00	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
08/11/2005		0,32	0,29	0,26	0,14	1,03	NE	NE	0,4	0,29	0,63	1,60	NE	NE	NE	NE			
04/07/2006		0,25	0,19	1,20	0,97	0,74	0,88	5,27	0,32	0,17	0,43	0,86	2,27	1,01	1,21	2,44			
15/02/2007		0,26	0,11	0,77	1,17	ND	1,33	5,41	1,70	0,19	1,67	1,04	3,53	0,71	0,31	2,14			
16/08/2007		0,10	0,05	1,14	1,18	ND	1,02	5,72	1,87	0,24	0,25	1,49	3,53	0,58	1,09	2,66			
17/04/2008		0,12	0,11	0,10	1,28	ND	0,98	5,10	0,10	0,21	1,14	1,68	2,39	0,40	1,33	1,92			
Nitrogênio Nitrito (mg/L)		23/01/2003	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NE	NE	NE	NE	1 (2b)	-
	11/08/2003	0,003	< 0,001	< 0,001	0,013	0,072	NE	NE	0,004	< 0,001	< 0,001	0,003	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	0,001	< 0,001	< 0,001	0,002	1,225	NE	NE	< 0,001	< 0,001	0,004	0,002	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	0,002	0,004	0,000	0,046	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	0,016	0,001	0,001	0,008	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	0,008	0,002	0,003	0,002	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	0,006	0,002	0,000	0,004	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	0,003	0,002	0,032	0,004	0,004	NE	NE	0,002	0,002	0,002	0,004	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	0,002	0,002	0,002	0,004	0,005	0,440	0,005	0,002	0,001	0,002	0,003	0,005	0,007	0,095	0,013			
	15/02/2007	0,003	0,002	0,002	0,006	ND	0,003	0,002	0,012	0,002	0,004	0,006	0,005	0,003	0,022	0,005			
	16/08/2007	0,003	0,001	0,002	0,064	ND	0,002	0,009	0,004	0,002	0,002	0,003	0,002	0,002	0,003	0,004			
	17/04/2008	0,003	0,002	0,003	0,007	ND	0,002	0,004	0,007	0,003	0,004	0,008	0,003	0,002	0,002	0,004			
	Nitrogênio Total (mg/L)	23/01/2003	0,28	0,13	0,33	0,20	0,41	NE	NE	0,20	0,23	0,15	0,56	NE	NE	NE	NE		
11/08/2003		2,70	1,00	1,00	1,40	2,40	NE	NE	2,60	0,40	0,80	1,70	NE	NE	NE	NE			
13/02/2004		2,50	0,90	0,90	0,30	2,30	NE	NE	2,00	2,00	0,80	1,00	NE	NE	NE	NE			
23/11/2004		0,89	0,62	0,86	0,91	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
21/03/2005		0,22	0,62	0,31	0,62	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
08/11/2005		0,80	1,00	0,50	1,10	2,00	NE	NE	1,00	2,80	0,40	0,40	NE	NE	NE	NE			
04/07/2006		0,15	0,51	0,02	0,03	1,34	2,00	4,00	0,50	0,12	0,02	0,02	0,06	0,02	0,01	< 0,00			
15/02/2007		0,40	1,00	0,29	0,33	ND	0,25	0,24	3,92	0,39	0,22	0,32	0,39	0,33	0,19	0,41			
16/08/2007		0,27	0,57	0,10	0,36	ND	0,37	1,12	1,10	0,37	0,12	0,26	0,24	0,24	0,25	0,12			
17/04/2008	3,00	4,00	4,00	2,00	ND	1,00	2,00	3,00	3,00	3,00	3,00	4,00	3,00	3,00	2,00	4,00			

continua...

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção
Fosfato Total (mg/L)	23/01/2003	0,04	0,03	0,06	0,04	0,07	NE	NE	0,04	0,04	0,03	0,04	NE	NE	NE	NE	0,1 (2a)	-	0,01
	11/08/2003	0,16	0,27	0,09	0,17	0,11	NE	NE	0,12	0,21	0,04	0,08	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	0,08	0,08	0,06	0,06	0,08	NE	NE	0,10	0,08	0,05	0,04	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	0,12	0,13	0,14	0,26	2,68	NE	NE	0,89	0,10	0,06	0,11	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	0,09	0,12	0,10	0,18	5,2	0,16	0,06	3,21	0,09	0,05	0,06	0,12	0,14	0,09	0,06			
	15/02/2007	0,71	0,50	0,15	0,18	ND	0,15	0,13	2,19	0,11	0,07	0,06	0,15	0,15	0,15	0,08			
	16/08/2007	0,14	0,20	0,06	0,22	ND	<0,01	0,08	0,13	0,12	<0,01	0,04	0,04	0,07	0,08	0,04			
	17/04/2008	0,02	0,08	0,04	0,03	ND	0,02	0,02	0,47	0,07	0,04	0,07	0,07	0,03	0,07	0,04			
	23/01/2003	39	18	8	4	16	NE	NE	13	3	16	3	NE	NE	NE	NE			
11/08/2003	66	32	16	9	24	NE	NE	38	18	4	5	NE	NE	NE	NE				
13/02/2004	64	27	21	17	28	NE	NE	53	77	27	37	NE	NE	NE	NE				
13/04/2004	58	88	28	18	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE				
02/09/2004	24	19	16	49	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE				
23/11/2004	13	8	12	34	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE				
21/03/2005	7	12	16	12	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE				
08/11/2005	6	12	24	49	132	NE	NE	33	21	12	4	NE	NE	NE	NE				
04/07/2006	16	32	14	21	508	21	6	104	32	13	15	18	10	4	6				
15/02/2007	17	23	10	22	ND	17	18	53	39	23	28	22	13	14	32				
16/08/2007	28	46	12	116	ND	6	8	68	81	4	26	28	12	16	25				
17/04/2008	5	14	9	51	ND	6	2	42	51	13	<1	6	<1	11	18				
DBO (mg/L)	23/01/2003	18	8,9	6	3,5	9	NE	NE	10	3,2	11	2,9	NE	NE	NE	NE	5 (2a)	-	1
	11/08/2003	17	7	4	<1	7	NE	NE	7	3	<1	<1	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	8	6	4	<1	4	NE	NE	8	17	5	6	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	5	7	0	0	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	2	2	2	8	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	5	0	0	16	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	0	1	1	1	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	<1	2	4	8	28	NE	NE	5	3	2	<1	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	2	4	2	4	86	4	1	8	3	2	3	3	2	<1	<1			
15/02/2007	2	3	2	3	ND	3	3	4	3	3	3	3	2	2	3				
16/08/2007	1	3	1	15	ND	<1	2	5	5	<1	2	2	<1	4	7				
17/04/2008	<1	2	1	6	ND	<1	<1	4	6	1	<1	<1	<1	2	4				
Coliformes Totais (UFC/100 mL)	23/01/2003	1060	600	900	18.000	500	NE	NE	250	450	1.200	20.000	NE	NE	NE	NE	ausente	-	-
	11/08/2003	200	9500	10000	100000	3000	NE	NE	84000	300	840	78.000	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	50000	20000000	30000	2000000	200000	NE	NE	400000	1000000	30000	60000	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	33000000	2000	3000	50000	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	400000000	3000	2000	100000	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	2000000	200000000	1400	90000	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	345	1733	236	291	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	250	600	8820	5630	600000	NE	NE	6000	420	4570	315	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	2200	900	1400	4600	8000000	13400	4600	11000	2700	270	580	3200	7500	960	13000			
15/02/2007	1600	1100	1500	5100	ND	11000	3800	42000	2900	360	710	2900	8900	790	22000				
16/08/2007	14	874	108	9200	ND	517	1300	63000	270	2400	172	200	154	83	3900				
17/04/2008	12	915	222	42000	ND	710	805	150000	190	4900	468	380	89	129	53000				

continua...

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção
E. COLI (UFC/100 mL)	23/01/2003	10	0	0	0	0	NE	NE	0	0	10	10	NE	NE	NE	NE	ausente	-	-
	11/08/2003	42	500	25	140	47	NE	NE	10	25	30	3	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	1	1	9	33	3	NE	NE	17	13	68	11	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	50	10	70	16	1000	NE	NE	4000	40	60	2	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	230	4	10	116	900	30	20	800	130	10	32	180	30	72	180			
	15/02/2007	500	23	31	150	ND	26	13	1100	140	15	46	150	73	58	210			
	16/08/2007	Ausente	Ausente	1	770	ND	1	3	100	1	Ausente	3	10	6	58	60			
	17/04/2008	Ausente	Ausente	3	6300	ND	2	1	860	Ausente	2	6	16	1	71	91			
Zn (mg/L)	13/04/2004	0,46	0,33	0,29	0,21	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE	5 (2b)	0,01 (3b)	0,002
	02/09/2004	1,50	1,12	1,02	1,73	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	1,32	0,22	0,68	0,65	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	0,25	0,32	0,14	0,60	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	0,16	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	NE	NE	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	0,08	0,19	0,30	0,10	0,74	0,07	0,08	0,44	0,43	0,28	0,11	0,10	0,11	1,05	0,10			
	15/02/2007	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	ND	<0,002	<0,002	<0,002	0,19	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002			
	16/08/2007	0,07	0,17	0,04	0,24	ND	0,07	0,07	0,07	0,30	0,07	0,07	0,07	0,07	0,09	0,09			
17/04/2008	0,11	0,11	0,03	0,17	ND	0,03	0,03	0,05	0,24	0,03	0,03	0,06	0,06	0,04	0,02				
Pb (mg/L)	13/04/2004	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE	0,01 (2b)	0,003 (3b)	0,02
	02/09/2004	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	NE	NE	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
	15/02/2007	<0,01	0,51	<0,01	<0,01	ND	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,07			
	16/08/2007	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	ND	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,10			
17/04/2008	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	ND	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01				
Ni (mg/L)	13/04/2004	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE	0,02 (2c)	<0,02 (3b)	0,008
	02/09/2004	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	NE	NE	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008			
	15/02/2007	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008			
	16/08/2007	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008			
17/04/2008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	ND	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008	<0,008				
Cd (mg/L)	23/01/2003	<0,0006	<0,0006	<0,0006	0,02	0,08	NE	NE	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	NE	NE	NE	NE	0,005 (2b)	<0,0001 (3b)	0,0006
	11/08/2003	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	NE	NE	<0,0006	<0,0006	0,002	0,001	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	NE	NE	<0,0006	<0,0006	0,002	0,001	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	NE	NE	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006			
	15/02/2007	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006			
	16/08/2007	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006			
17/04/2008	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	ND	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006				

continua...

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção
Fe Total (mg/L)	23/01/2003	34,50	18,20	4,10	1,10	15,50	NE	NE	1,80	27,40	1,00	3,10	NE	NE	NE	NE	0,3 (2b)	0,1 (3b)	0,005
	11/08/2003	12,80	52,00	0,89	0,20	2,66	NE	NE	1,10	4,94	0,04	0,53	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	25,30	15,00	1,92	2,45	10,15	NE	NE	3,24	120,00	0,76	2,78	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	0,21	0,15	0,16	0,16	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	<0,005	<0,005	<0,005	0,19	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	7,37	0,27	5,44	1,96	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	0,15	0,22	0,24	0,23	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	2,00	5,44	0,24	0,15	21,74	NE	NE	1,03	5,00	<0,005	<0,005	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	2,98	1,64	0,27	0,62	55,30	0,27	0,02	15,70	4,61	0,19	0,42	0,64	4,31	0,23	0,43			
	15/02/2007	19,36	5,63	0,78	2,42	ND	0,86	0,67	5,30	5,08	0,57	0,97	3,65	1,28	1,34	0,99			
	16/08/2007	23,24	6,31	2,07	4,54	ND	0,51	0,57	5,08	4,93	0,20	2,65	2,60	3,59	2,68	2,52			
	17/04/2008	27,03	3,73	1,45	8,38	ND	0,67	0,80	7,25	6,01	0,68	2,71	1,99	3,80	2,60	2,63			
Cr Total (mg/L)	23/01/2003	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NE	NE	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NE	NE	NE	NE	0,05 (2b)	0,03 (3b)	0,005
	11/08/2003	0,228	0,256	0,105	0,078	0,117	NE	NE	0,132	0,14	0,113	0,089	NE	NE	NE	NE			
	13/02/2004	0,12	0,03	< 0,005	< 0,005	0,10	NE	NE	0,01	0,36	0,05	< 0,005	NE	NE	NE	NE			
	13/04/2004	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	02/09/2004	0,13	0,01	0,15	0,02	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	23/11/2004	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	21/03/2005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	ND	NE	NE	ND	ND	ND	ND	NE	NE	NE	NE			
	08/11/2005	< 0,005	0,02	0,01	< 0,005	0,17	NE	NE	0,03	< 0,005	< 0,005	< 0,005	NE	NE	NE	NE			
	04/07/2006	0,87	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,19	0,01	< 0,004	0,05	0,32	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005			
	15/02/2007	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	ND	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005			
16/08/2007	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	ND	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005				
17/04/2008	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	ND	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,06				
Na (mg/L)	20/07/2005	4,2	1,5	0,9	0,6	12,0	NE	NE	0,9	1,7	1,6	1,2	NE	NE	NE	NE	200 (2b)	16,7 (3b)	0,1
	04/07/2006	3,2	2,6	1,2	3,5	22,7	ND	ND	1,5	2,0	2,5	1,7	7,0	1,6	3,0	1,8			
	15/02/2007	2,9	1,7	1,2	1,6	ND	1,6	1,3	1,5	2,2	2,6	1,6	2,9	1,6	2,3	1,4			
	16/08/2007	3,9	1,2	0,8	1,5	ND	0,8	1,6	1,7	2,1	1,7	1,6	2,3	1,6	0,8	1,2			
	17/04/2008	5,5	1,5	1,2	1,2	ND	1,0	1,2	1,4	2,0	2,3	1,5	2,0	1,3	1,5	1,0			
K (mg/L)	20/07/2005	0,6	3,2	2,2	4,1	11,0	NE	NE	1,1	3,9	2,7	2,9	NE	NE	NE	NE	-	6,4 (3b)	0,1
	04/07/2006	0,7	4,2	1,7	5,0	13,6	ND	ND	2,7	3,8	3,7	2,9	9,7	2,7	6,5	2,3			
	15/02/2007	0,5	3,3	1,7	4,0	ND	2,7	2,9	2,1	4,9	6,0	3,8	6,9	3,6	5,9	3,2			
	16/08/2007	0,5	2,9	1,7	4,2	ND	1,9	2,9	1,8	4,5	3,5	3,6	5,0	3,2	4,6	2,4			
	17/04/2008	0,9	3,1	1,9	3,8	ND	1,8	2,7	2,0	4,3	6,0	3,7	4,7	3,2	4,0	2,0			

continua...

	Data	PP-1	PP-2	PP-3/3A ⁽¹⁾	PP-4	PP-5	PP-5A	PP-5B	PP-6	PP-7	PP-8	PP-9	PP-10	PP-11	PP-12	PP-13	Padrão Potab. ⁽²⁾	Padrão Adotado ⁽³⁾	Limite de detecção	
Ca (mg/L)	20/07/2005	3,10	10,00	29,00	41,00	38,00	NE	NE	0,00	33,00	22,00	13,00	NE	NE	NE	NE	-	36,1 (3b)	0,021	
	04/07/2006	17,80	51,00	21,70	63,60	83,80	ND	ND	5,50	39,60	40,00	31,80	52,40	53,00	59,20	22,30				
	16/08/2007	14,56	26,5	10,43	55,54	ND	ND	11,67	14,1	3,65	17,64	12,13	12,98	38,03	62,07	86,50				11,30
	17/04/2008	14,92	21,90	12,84	50,42	ND	ND	16,80	73,08	2,66	25,85	17,76	16,56	43,60	30,03	82,12				8,70
Obs. sobre a amostra	20/07/2005	mal cheiro	-	Raízes pretas	-	Odor, raízes	NE	NE	Fosca	-	Cheiro de óleo	-	NE	NE	NE	NE	-	-	-	
	08/11/2005	mal cheiro, escura	Cheiro forte	Raízes pretas	-	Cheiro, cinza escura	NE	NE	Fosca	mal cheiro	-	-	NE	NE	NE	NE				
	04/07/2006	pouco turva	cheiro forte	cetesb	-	cheiro, preta c/ raízes	ND	ND	turva, cheiro forte	cheiro forte	-	-	cetesb	cetesb - algum cheiro	cetesb	-				
	15/02/2007	averm. (solo)	-	-	-	ND	-	-	bastante turva (aciz.)	cheiro	-	-	-	-	-	-				
	16/08/2007	turva	pouco turva	-	pouco turva	ND	-	-	turva (acizentada)	-	-	-	-	pouco turva	-	-				
	17/04/2008	turva, bte averm. c/ pouco cheiro	-	-	turva verm. clara	ND	minhocas	-	turva acizent. pouco cheiro	turva, averm. c/ pouco cheiro	-	turva verm. clara pouco cheiro	Formigas	turva, verm. clara	-	-				

 Coletas e análises realizadas por Lopes (2007);  Valores acima dos padrões de potabilidade;  Valores acima dos padrões adotados.

Em negrito: Valores considerados anômalos com base nos valores de referência (*background*) locais.

NE: Não Existia; ND: Não Detectado.

⁽¹⁾ Análises realizadas para PP-3 até 8/11/2005 e para PP-3A a partir de 4/7/2006. Primeiras campanhas de coleta nos poços PP-5A e PP-5B realizadas em 03/08/2006 e não em 04/07/2006.

⁽²⁾ Padrões de potabilidade para consumo de água humano conforme estabelecidos pelos órgãos governamentais:

^(2a) Valores máximos estabelecidos para águas doces superficiais de Classe II, segundo Resolução do CONAMA nº 357, de 17/03/2005;

^(2b) Valores máximos estabelecidos para águas subterrâneas, segundo a Portaria 518, de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde;

^(2c) Valores de intervenção estabelecidos para águas subterrâneas, segundo a CETESB (2005).

⁽³⁾ Valores de referência adotados para o presente estudo com base nas características hidrogeológicas locais:

^(3a) Valores adotados com base nas características físico-químicas das amostras de solo coletadas (Tabela 5.4);

^(3b) Valores máximos observados para poços de exploração do Aquífero Bauru e monitorados pela CETESB, segundo o *Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo 2001-2003*. Foram considerados os resultados dos seguintes poços da SABESP: Avaí P1, Presidente Alves P1 e Gália P2 (Formações Marília e Adamantina).

Inicialmente, em 2002, foram construídos dois poços considerados de montante: PP-4, a leste e PP-6, ao sul do aterro (Figura 4.11). Durante as diversas campanhas de coleta das águas desses poços, observou-se que o poço PP-4 apresenta valores elevados de condutividade, pH, DBO, DQO, E. Coli e metais em relação aos outros poços considerados como de jusante. O poço PP-6 vem apresentando baixos valores de pH, condutividade, cloretos, entre outros parâmetros. Contudo, devido à grande estiagem ocorrida em julho de 2006, o poço PP-6, assim como o Lago 1, secaram, dificultando a coleta de água desse poço, apresentando, portanto, valores não confiáveis e bastante elevados de fosfato, DQO, coliformes, Zn, Fe, Na, K e Ca, em relação às campanhas anteriores (Tabela 5.5). Além disso, o poço PP-6 não está localizado numa área com as mesmas características hidrogeológicas dos demais poços e de onde o aterro está situado, por estar situado em outro compartimento hidrogeológico.

Por isso, os poços PP-10 e PP-13 foram construídos em 2006 a fim de finalmente se obter um poço que servisse como referência (*background*) para os demais e que não apresentassem contaminação. As primeiras análises realizadas com as águas desses poços (Tabela 5.5 – a partir de 04/07/2006) mostram que o poço PP-10 pode estar sendo influenciado pelos contaminantes gerados pelos resíduos de saúde, com valores elevados de condutividade elétrica, nitrogênio total, fosfato, DQO, K, Ca, além de ter demonstrado presença de *Pseudomonas sp* (análise CETESB 2006 – Fundação Vértas). Já, o poço PP-13 apresentou baixos valores em quase todos os parâmetros analisados na primeira campanha em 04/07/2006, mas agora vem apresentando teores de DQO, DBO, Pb, Zn e coliformes razoavelmente elevados.

Os valores discrepantes obtidos para praticamente todos os parâmetros na água do poço PP-5, comparados com aqueles obtidos para os demais poços localizados a oeste do aterro, além de ter sido o único poço que apresentou teores de sulfatos e mau cheiro, mostra

que existe influência de outros fatores na água coletada, e não só do aterro. Pelo fato de ser o poço mais próximo da fossa séptica existente no escritório presente no aterro (cerca de 56 m à jusante desta), além do fato do nível d'água estar abaixo da cota do filtro. Isto tem provocado a ocorrência de raízes, assim como no poço PP-3. Por esses motivos, este poço não foi considerado para qualquer estimativa da presença da pluma de contaminação provocada pelo aterro neste ponto.

Por esta razão e a fim de confirmar essa contaminação, foram construídos em 2006 os poços PP-5A e PP-5B, ao lado do poço PP-5, sendo o primeiro com 21,5 m e o segundo com 24,8 m de profundidade. Os resultados das primeiras coletas também estão apresentados na Tabela 5.5. Observa-se que os valores de condutividade elétrica, carbono orgânico total, sulfatos, fosfato, DQO, DBO, coliformes, Fe e Cr diminuíram, apesar de continuarem elevados em relação aos outros poços. Com tendência contrária, os teores de nitrogênios aumentaram.

De maneira geral, nota-se que todos os poços apresentam pH ácido, entre 5,5 e 6,5, em consequência da acidez característica dos solos da região. Outra característica resultante do processo de laterização desses solos é a presença de ferro nas águas de todos os poços, seja em menor ou maior quantidade. Contudo, isso não descarta a hipótese de que uma maior concentração de ferro seja um indicativo de contaminação. Quando os parâmetros analisados na Tabela 5.5 são comparados com aqueles adotados como típicos para o Aquífero Bauru (CETESB, 2004c), quase todos eles são superiores em um ou mais poços, em diferentes épocas. Isto confirma a presença de contaminantes nas águas subterrâneas, principalmente a oeste do aterro.

Atenção foi dada aos caminhos preferenciais de fluxo que ocorrem no aterro e no entorno dele, a fim de explicar a presença ou não de contaminantes nos poços à montante, além da origem desses contaminantes, com base nas profundidades dos níveis d'água obtidas

durante essas campanhas. Pelo fato do poço PP-6 apresentar o nível freático em cota mais elevada (Figura 5.24 e Tabela 5.5), e muito acima daquela obtida para o poço PP-4 (sendo que PP-4 e PP-6 estão localizados em cotas elevadas e bem parecidas), considera-se que existe uma recarga da nascente existente próxima ao poço PP-6 e, assim, uma recarga proveniente do sul do aterro sobre a água subterrânea dos poços localizados a oeste do aterro. Por isso, uma campanha de coleta de águas superficiais foi realizada, considerando a Nascente e os Lagos 1 e 2 localizados ao sul do aterro, que é caracterizado como uma área de várzea. Os resultados são apresentados na Tabela 5.6. Estes valores precisam ser interpretados com muito cuidado, pois existe o contato direto do gado com essas águas, principalmente no Lago 1. Não foi possível continuar o monitoramento dessas águas a partir de 2006, pois esse lago secou.

O gradiente hidráulico calculado entre o Lago 1 e o poço PP-3 é de 0,07, e entre o Lago 2 e o poço PP-2 é de 0,055, no sentido Sul-Norte. Considerando a posição dos níveis d'água obtidos quando da realização das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT, em 1992, e o mapa de fluxo subterrâneo obtido a partir dos ensaios geofísicos, o gradiente hidráulico varia entre 0,025 e 0,05, conforme discutido no item 4.3.

Os resultados da Tabela 5.6 mostram que as águas dos poços de monitoramento podem até ser influenciadas pelas águas superficiais, quando são avaliados os valores nitrogênicos, DBO, DQO, Cr e Pb. Mas o fato de que para alguns poços foram obtidos valores de condutividade, cloretos, Fe, Na, K e Ca maiores que aqueles que constam na Tabela 5.5, confirmam a influência do aterro na contaminação das águas subterrâneas, mais do que dessas águas superficiais.

Tabela 5.6 - Análise química das águas superficiais localizadas ao sul do aterro.

	Data (1)	Nascente	Lago 1	Lago 2	Padrão Potab. ⁽²⁾	Limite de detecção
pH	9/4/2002	5,11	5,63	ND	6,0 - 9,0	0 - 14
	17/4/2002	6,38	6,30	ND		
	3/5/2002	6,71	5,52	ND		
	22/5/2002	5,30	6,05	ND		
	7/6/2002	5,07	7,11	6,62		
	12/8/2002	5,73	5,94	6,02		
	23/9/2002	5,61	6,65	6,03		
	17/10/2002	5,96	6,89	6,45		
	7/11/2002	5,74	7,02	6,04		
	9/4/2003	5,90	6,24	6,09		
	11/8/2005	5,80	8,80	6,90		
	8/11/2005	6,35	6,51	6,45		
4/7/2006	seco	seco	6,78			
Cond. Elétrica (µS/cm)	9/4/2002	52,1	94,7	ND	-	0,1
	17/4/2002	48,9	59,6	ND		
	3/5/2002	63,8	52,6	ND		
	22/5/2002	46,4	52,0	ND		
	7/6/2002	51,2	54,6	90,6		
	12/8/2002	41,5	62,7	62,3		
	23/9/2002	32,6	68,1	74,0		
	17/10/2002	33,4	99,9	94,0		
	7/11/2002	35,0	128,5	97,8		
	9/4/2003	58,0	46,9	39,8		
	11/8/2005	46,6	82,0	79,3		
	8/11/2005	53,2	145,6	162,5		
4/7/2006	seco	seco	252,5			
Cloretos (mg/L)	3/5/2002	0,0	0,5	ND	250	0,1
	22/5/2002	0,5	1,5	ND		
	7/6/2002	0,5	2,5	4,0		
	12/8/2002	1,0	2,0	13,0		
	23/9/2002	0,5	3,0	4,0		
	17/10/2002	2,5	11,0	4,0		
	7/11/2002	1,5	15,0	5,5		
	9/4/2003	2,5	3,5	ND		
	11/8/2005	3,0	14,0	2,8		
	8/11/2005	2,0	16,5	10,3		
4/7/2006	seco	seco	13,6			
Alcalinidade total (mg/L)	9/4/2002	23	52	ND	1	-
	17/4/2002	26	24	ND		
	3/5/2002	27	21	ND		
	22/5/2002	19	22	ND		
	7/6/2002	18	22	36		
	12/8/2002	24	26	28		
	23/9/2002	16	28	26		
	17/10/2002	16	43	56		
	7/11/2002	15	49	56		
	9/4/2003	19	20	16		
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	3/5/2002	0,70	0,30	ND	3,7p/ pH ≤ 7,5 2,0 p/ 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 p/ 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 p/ pH > 8,5	0,01
	22/5/2002	0,00	0,10	ND		
	7/6/2002	0,10	0,20	2,30		
	12/8/2002	0,20	0,40	0,00		
	23/9/2002	0,00	1,20	0,00		
	17/10/2002	ND	0,20	ND		
	9/4/2003	0,20	0,60	1,50		

continua...

	Data	Nascente	Lago 1	Lago 2	Padrão Potab. ⁽²⁾	Limite de detecção
Nitrogênio nitrato (mg/L)	3/5/2002	1,20	0,00	ND	10	0,01
	22/5/2002	0,00	0,10	ND		
	7/6/2002	0,80	1,20	1,10		
	12/8/2002	0,00	1,60	3,90		
	23/9/2002	0,00	2,40	1,10		
	17/10/2002	ND	1,00	1,60		
	9/4/2003	1,50	0,70	ND		
4/7/2006	seco	seco	0,70			
Nitrogênio nítrito (mg/L)	3/5/2002	0,000	0,004	ND	1	0,001
	22/5/2002	0,000	0,000	ND		
	7/6/2002	0,000	0,004	0,528		
	12/8/2002	0,003	0,000	0,000		
	23/9/2002	0,003	0,000	0,000		
	17/10/2002	0,009	ND	0,001		
	9/4/2003	0,014	0,020	ND		
4/7/2006	seco	seco	0,006			
DQO (mg/L)	9/4/2002	17	44	ND	-	1
	17/4/2002	0	38	ND		
	3/5/2002	1	1	ND		
	22/5/2002	0	57	ND		
	7/6/2002	10	70	12		
	12/8/2002	9	105	36		
	23/9/2002	0	453	9		
	17/10/2002	14	125	31		
	7/11/2002	ND	1152	15		
9/4/2003	32	117	79			
DBO (mg/L)	9/4/2002	0	0	ND	5	1
	17/4/2002	0	0	ND		
	3/5/2002	0	0	ND		
	22/5/2002	0	3	ND		
	12/8/2002	ND	ND	0		
	17/10/2002	19	ND	ND		
	7/11/2002	66	ND	ND		
9/4/2003	14	37	17			
Zn (mg/L)	8/11/2005	ND	2,34	0,82	0,18	0,002
Pb (mg/L)	9/4/2003	0,120	0,024	0,162	0,01	0,01
Mn (mg/L)	8/11/2005	0,22	0,41	0,57	0,1	0,01
Cu (mg/L)	8/11/2005	0,01	0,01	ND	0,009	0,001
Fe total (mg/L)	9/4/2003	2,488	1,685	0,129	0,3	0,005
	8/11/2005	8,680	15,400	4,670		
	4/7/2006	seco	seco	2,840		
Cr total (mg/L)	8/11/2005	ND	0,04	0,09	0,05	0,005
	4/7/2006	seco	seco	0,04		
Na (mg/L)	11/8/2005	2	3,6	3	200	0,1
	4/7/2006	seco	seco	11,5		
K (mg/L)	11/8/2005	1,4	14,5	5,5	-	0,1
	4/7/2006	seco	seco	9,5		
Ca (mg/L)	11/8/2005	0,4	0,7	3,8	-	0,021
	4/7/2006	seco	seco	19,6		

Valores acima dos padrões de potabilidade;

Em negrito: Valores considerados anômalos com base nos valores de referência (*background*) locais.

ND: Não Detectado.

⁽¹⁾ Entre 9/4/2002 e 9/4/2003 os valores foram obtidos por Cintra (2004).

⁽²⁾ Valores máximos estabelecidos para águas doces superficiais de Classe II, segundo Resolução do CONAMA nº 357, de 17/03/2005.

Lopes (2007) monitorou as águas superficiais existentes a oeste do aterro e junto às erosões, durante o período de 13/04/2004 a 21/03/2005. Além do aterro, essas águas recebem contribuição das águas superficiais apresentadas na Tabela 5.6. Lopes (2007) identificou valores acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para condutividade elétrica, de 1000 mg/L para DBO, DQO e sólidos totais dissolvidos e metais pesados acima dos padrões para água classe 2 (CONAMA, 2005), principalmente para as épocas chuvosas. Interessante notar que metais como manganês, cobre e alumínio apareceram, tanto para as águas subterrâneas quanto superficiais, nas mesmas épocas. Nota-se também que nenhum parâmetro ultrapassa a ordem de 1000 mg/L nas Tabelas 5.5 e 5.6. Esses dados confirmam a influência da drenagem das águas superficiais provenientes do aterro e das lagoas de chorume no sentido oeste, provocando a contaminação desses mananciais, tendo como principal alvo o Córrego Gabiroba, confirmando um modelo muito próximo daquele apresentado na Figura 4.20d. A situação crítica são os períodos de chuva. Acredita-se que a construção das novas lagoas de chorume, assim como um projeto de cobertura e drenagem superficial do aterro, possam melhorar tanto a qualidade dessas águas superficiais, como das águas subterrâneas.

5.1.3.3 Evolução da Contaminação no Tempo

Considerando os resultados apresentados na Tabela 5.5 e descartando-se os resultados dos poços PP-5 e PP-6 por razões já apresentadas, podem-se fazer as seguintes considerações para cada parâmetro estudado:

- *Nível d'água:* Como pode-se observar na Figura 5.27, os níveis d'água de todos os poços estão ficando mais profundos, independente da estação (seca ou chuvosa) em que foi realizada a coleta. Essa tendência vem sendo confirmada a cada campanha e ainda não se sabe a real causa desse fenômeno (se aquecimento climático, bombeamento de água por algum poço, ou influência dos próprios resíduos dispostos);

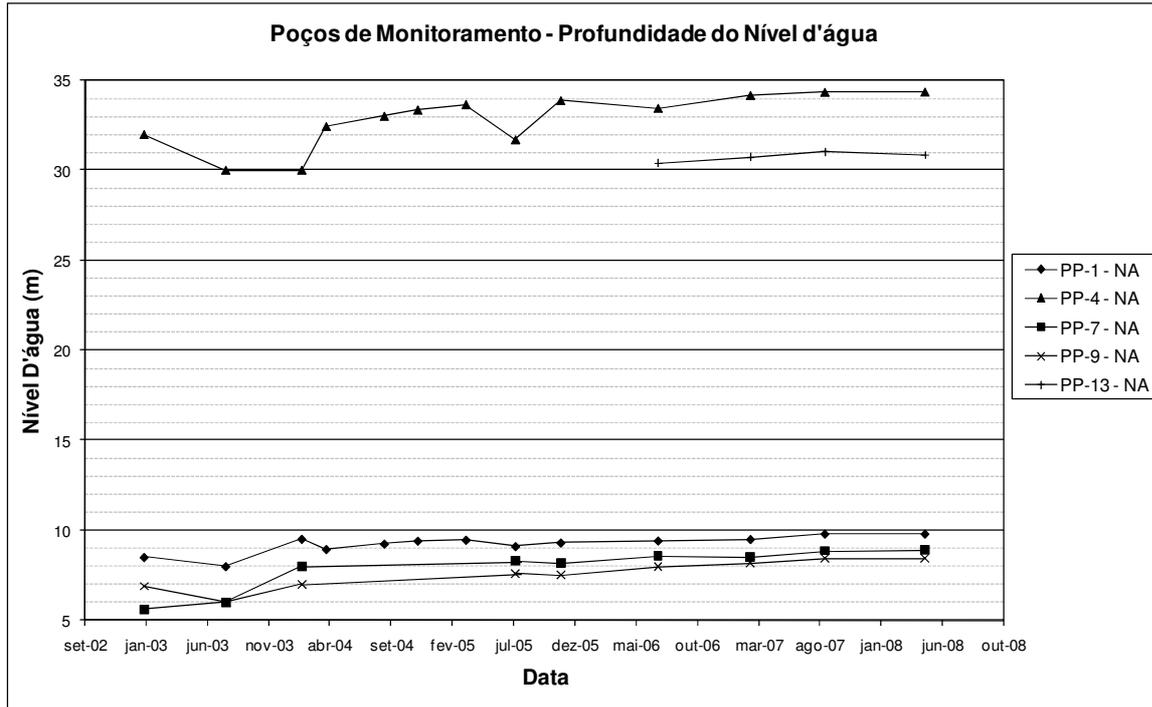


Figura 5.27. Rebaixamento do nível d'água de alguns poços ao longo do tempo.

- pH*: Os valores de pH têm se confirmado ácidos para todos os poços, da ordem de 5 a 6, caracterizando assim a influência do pH dos solos residuais e laterizados do Grupo Bauru. Contudo, as águas dos poços PP-5A, 5B, 4, 10, 11 e 12 têm apresentado pHs mais alcalinos, que, no caso dos 4 últimos poços, podem estar relacionados aos elevados teores de cálcio (muito presente no Arenito Bauru), ou à própria alcalinidade presente no chorume (Tabela 4.3). Isto pode ser um indicativo da contaminação por chorume nesses 6 poços, pois o poço PP-13(de referência) apresenta valores mais baixos, da ordem de 5, como esperado para esses solos. A Figura 5.28 apresenta a evolução do pH da água dos poços PP-1, 4, 7, 9, 11 e 13 com o tempo. Com exceção da última campanha de coleta, realizada aos a implantação das lagoas de chorume, observa-se que os níveis obtidos para o poço PP-11 estão acima dos demais poços e que o pH do poço PP-1 vem aumentando com o tempo;
- Condutividade Elétrica*: Considerada um dos parâmetros mais representativos para avaliação da contaminação do aterro, atenção deve ser dada aos poços PP-2, 7 e 10 e,

principalmente, aos poços PP-4, 11 e 12, com valores acima de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, antes da implantação das lagoas de chorume, em 2008. A Figura 5.29 apresenta a evolução da condutividade da água dos poços PP-1, 4, 7, 9, 11 e 13 com o tempo. Na tendência contrária dos demais poços, a condutividade dos poços PP-1 e 9 vêm decrescendo com o tempo, o que pode representar a mudança dos locais de disposição e compactação do lixo no aterro, com o tempo. Lembra-se que quando as análises foram iniciadas em 2002, o lixo estava sendo disposto a noroeste (próximo ao poço PP-1), passando para sudoeste e agora a leste, causando uma piora na qualidade das águas dos poços PP-2 e 7, e 4, respectivamente. Observa-se que os valores para esse parâmetro diminuíram substancialmente para todos os poços, após a retirada das lagoas de chorume de sobre o aterro em 2008;

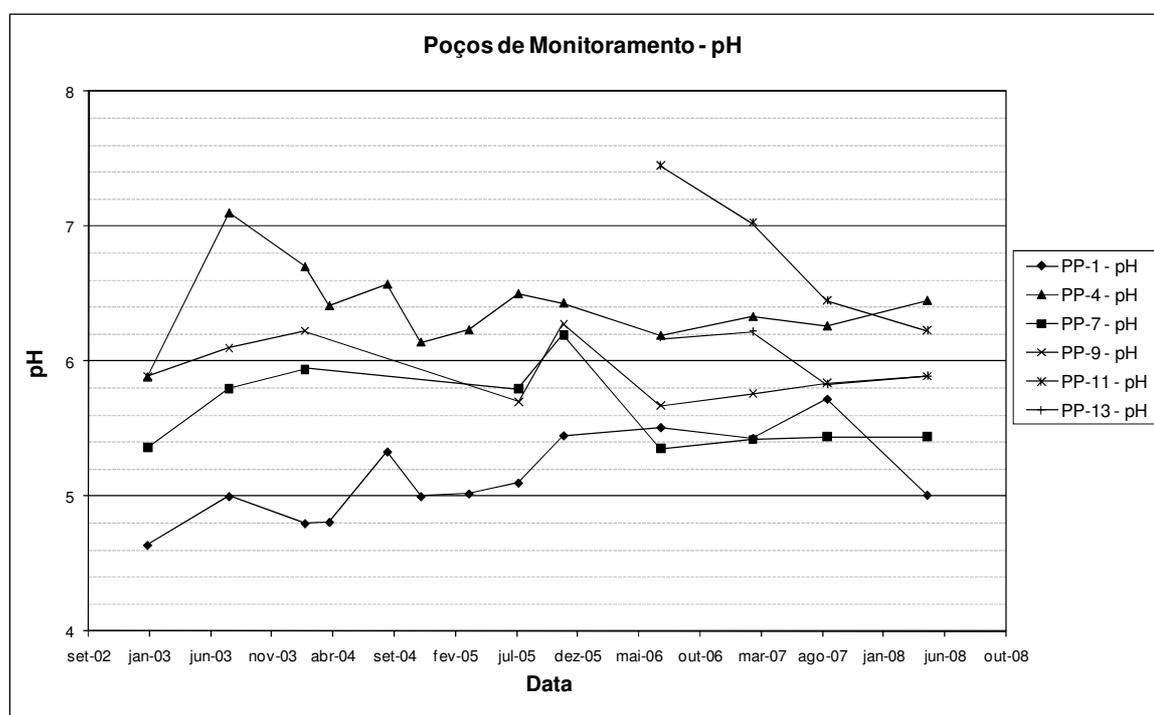


Figura 5.28. Valores de pH da água de alguns poços ao longo do tempo.

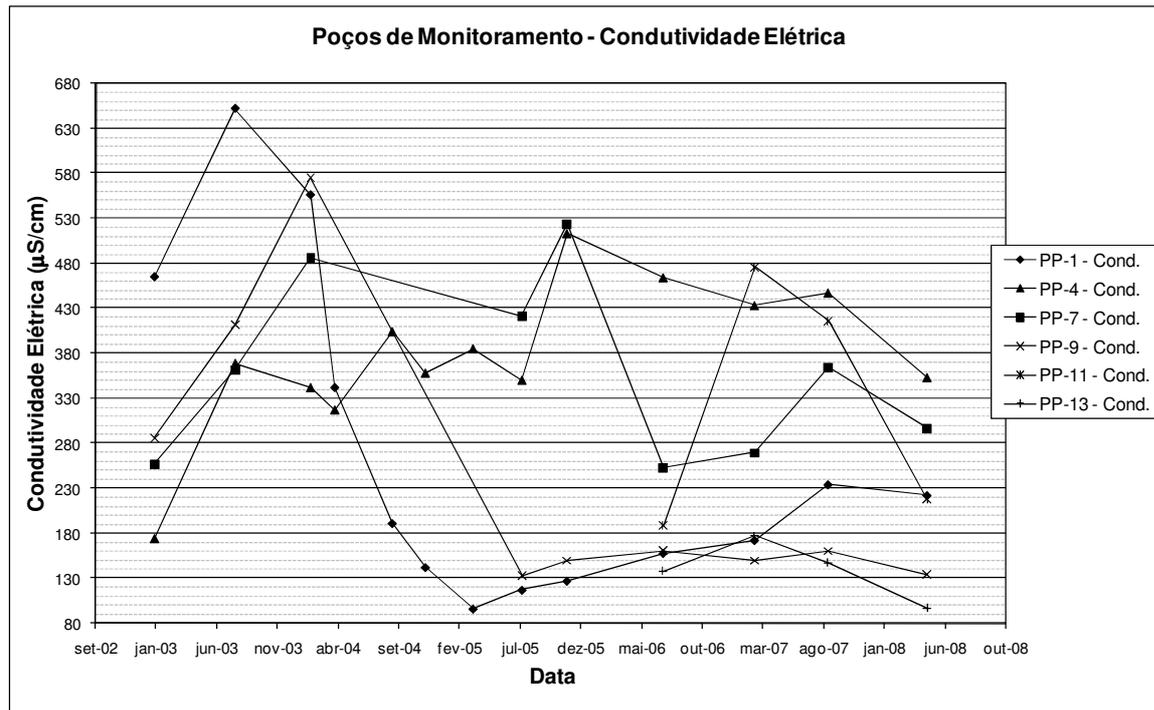


Figura 5.29. Valores de condutividade elétrica da água de alguns poços ao longo do tempo.

- *Cloretos*: Os teores de cloretos podem ser considerados baixos ou normais para a maioria dos poços, quando comparados com os níveis apresentados pelo chorume bruto. Contudo, lembra-se que os cloretos comportam-se como íons traçadores, não ficando retidos no solo. Destaque para os poços PP-1, 2 e 7, com teores mais elevados do que o esperado para o Aquífero Bauru (4,8 mg/L). A Figura 5.30 apresenta a evolução do teor de cloretos com o tempo para alguns poços. Mais uma vez é observado um decaimento na curva obtida para o poço PP-1 e também para o poço PP-7, que depois voltam a crescer;
- *Carbono Orgânico Total*: Os valores de carbono orgânico (C.O.) podem ser considerados elevados para todos os poços, com destaque para os poços PP-1, 2, 4, 7 e 11;
- *Sulfatos e Sulfetos*: Entre os poços que estavam apresentando sulfatos (PP-1, 2, 4, 5A e 12), os poços PP-4, 5A e 12 apresentaram decréscimo. Nenhum poço apresentou concentração de sulfeto;

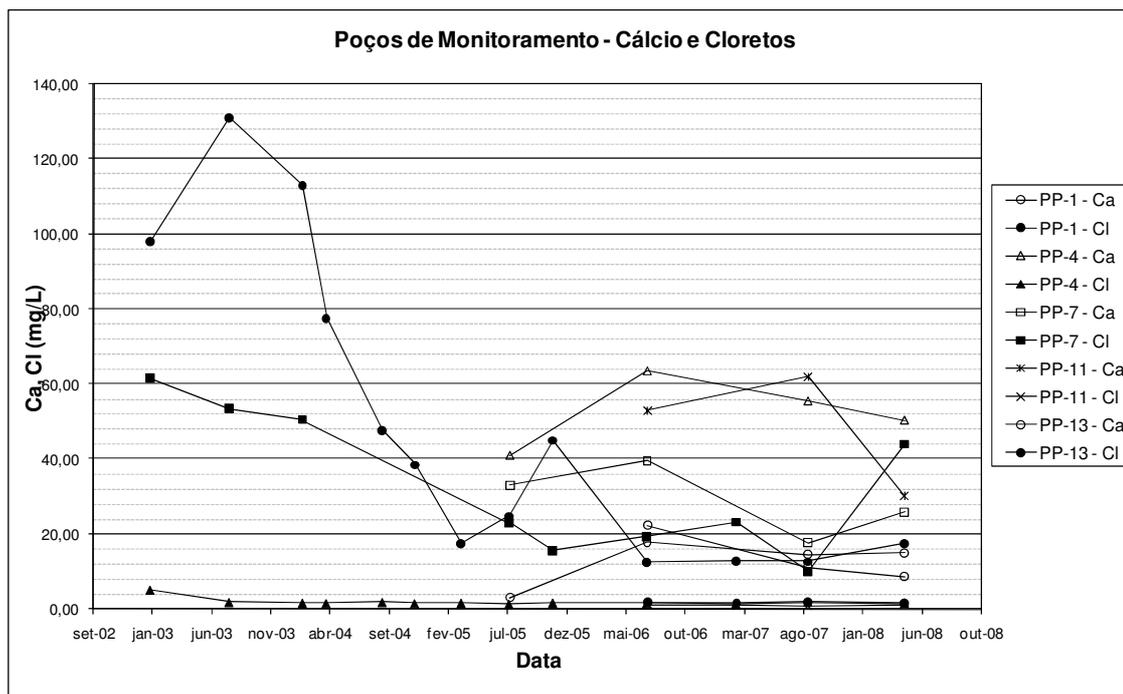


Figura 5.30. Valores de cálcio e cloretos para a água de alguns poços ao longo do tempo.

- Nitrogênio Amoniacal*: Presente em grande quantidade no chorume (Tabela 4.3), os poços que apresentaram maiores concentrações de amônia foram os poços PP-1, 5A, 5B e 12, com destaque para os poços PP-2, 4 e 7. A Figura 5.31 apresenta a evolução dos valores de NO_4 com o tempo, para a água dos poços PP-1, 4 e 7. Observa-se que alguma anomalia pode ter ocorrido em 2004 na água do poço PP-4, acompanhado de maiores teores de Zn no mesmo período para este e para o poço PP-1. Também houve decréscimo desse parâmetro em todos os poços após a retirada das lagoas de chorume de sobre o aterro;
- Nitrogênios Nitrato e Nitrito*: com exceção do poço PP5-B, as concentrações de nitrato podem ser consideradas baixas nos poços, não ultrapassando os limites de potabilidade (10 mg/L) e do Aquífero Bauru (5,3 mg/L). Os poços que apresentaram as maiores concentrações de nitrato foram os poços PP-3, 4, 5B, 8, 9, 10, 12 e 13. As concentrações de nitrito também são baixas em todos os poços de monitoramento;
- Nitrogênio e Fosfato Totais*: Quase todos os poços apresentaram teores de fosfato acima do padrão de potabilidade e em diferentes campanhas de coleta de água, com exceção do

poço PP-13. Os poços que apresentaram maiores concentrações de fosfato foram PP-1 e 2, com destaque para os poços PP-4 e 7, que apresentaram aumento e para os poços PP-5B, 10, 11 e 12 que apresentaram diminuição. Os poços que apresentaram maiores concentrações de nitrogênio foram PP-1, 2,4 e 5A, com destaque para os poços PP-5B e 7;

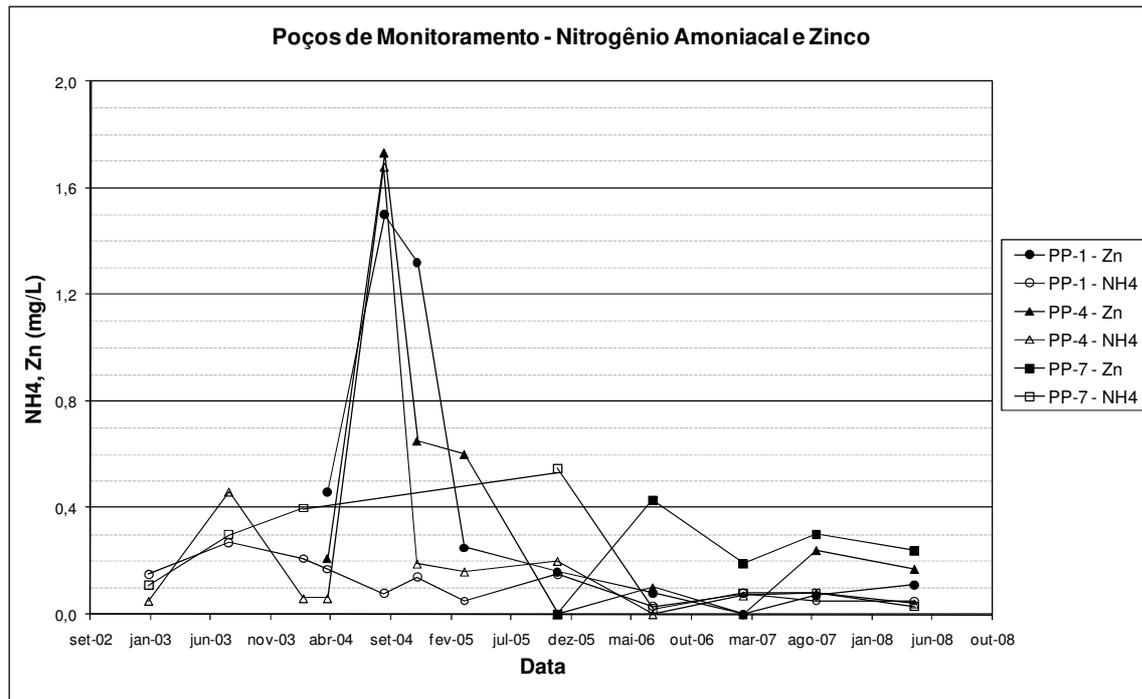


Figura 5.31. Concentrações de nitrogênio amoniacal e zinco na água de alguns poços ao longo do tempo.

- *Demanda Química de Oxigênio:* Alguns poços têm apresentado valores elevados de DQO, como PP-1, 2, 4, 7, 9, 10 e 13. A Figura 5.32 apresenta a evolução dos valores de DQO no tempo, para os poços PP-1, 4 e 7, sendo que, ao contrário do primeiro, os dois últimos poços apresentaram aumento nos valores de DQO;
- *Demanda Bioquímica de Oxigênio:* De maneira geral, os poços apresentam baixos valores de DBO, com exceção dos poços PP-4, 7 e 13, que ultrapassaram o limite de potabilidade (5 mg/L) em algumas campanhas;
- *Coliformes:* A quantidade de coliformes diminuiu consideravelmente nas últimas campanhas de coleta de água. Contudo, os poços PP-4, 5B, 8, 12 e 13 ainda apresentam

índices muito elevados. É complicado explicar porque poços de montante como o PP-4 e o PP-13 apresentam quantidades tão elevadas de coliformes, inclusive maiores que do próprio chorume (Tabela 4.3). Mais uma vez esse pode ser um indicativo da influência da drenagem e atividades superficiais sobre as águas subterrâneas através dos poços, uma vez que estes não estão inteiramente selados (Figuras 5.24 a 5.26);

- *Zinco*: Entre os metais pesados investigados, o Zn é o que aparece com mais frequência na água dos poços, apesar de não ultrapassar o limite de potabilidade (5 mg/L). Apesar desse elemento poder fazer parte da constituição natural do solo ou da rocha, atenção deve ser dada aos poços PP-2, 4, 7, 11 e 13. A Figura 5.31 apresenta as concentrações de Zn encontradas em algumas campanhas de coleta realizadas para alguns poços. Mais uma vez, observa-se uma tendência de decréscimo nas concentrações para o poço PP-1 e o contrário para os poços PP-4 e 7;
- *Chumbo*: Durante as últimas campanhas de coleta anteriores a 2008, alguns poços têm apresentado concentrações elevadas de Pb. Entre eles, estão os poços PP-2, 5A, 11 e 13;
- *Níquel e Cádmio*: Concentrações desses metais pesados são consideradas praticamente inexistentes nas águas subterrâneas do aterro, atualmente. A disposição de resíduos como baterias de aparelhos eletrônicos podem piorar esses índices;
- *Cromo*: Apesar de não ter aparecido nas duas últimas campanhas de coleta de água nos poços, o poços PP-1, 7, 8, 9 e 13 já apresentaram concentrações desse elemento acima dos padrões de potabilidade;
- *Ferro*: Com exceção dos poços PP-5A e 5B, localizados na região de aluviões, todos os poços apresentam elevadas concentrações de ferro, devido à presença desse elemento nos solos lateríticos. Contudo, atenção deve ser dada aos poços PP-1, 2, 4, 6 e 7. A Figura 5.32 mostra que as concentrações de ferro tendem a decair com o tempo, com exceção do poço PP-1;

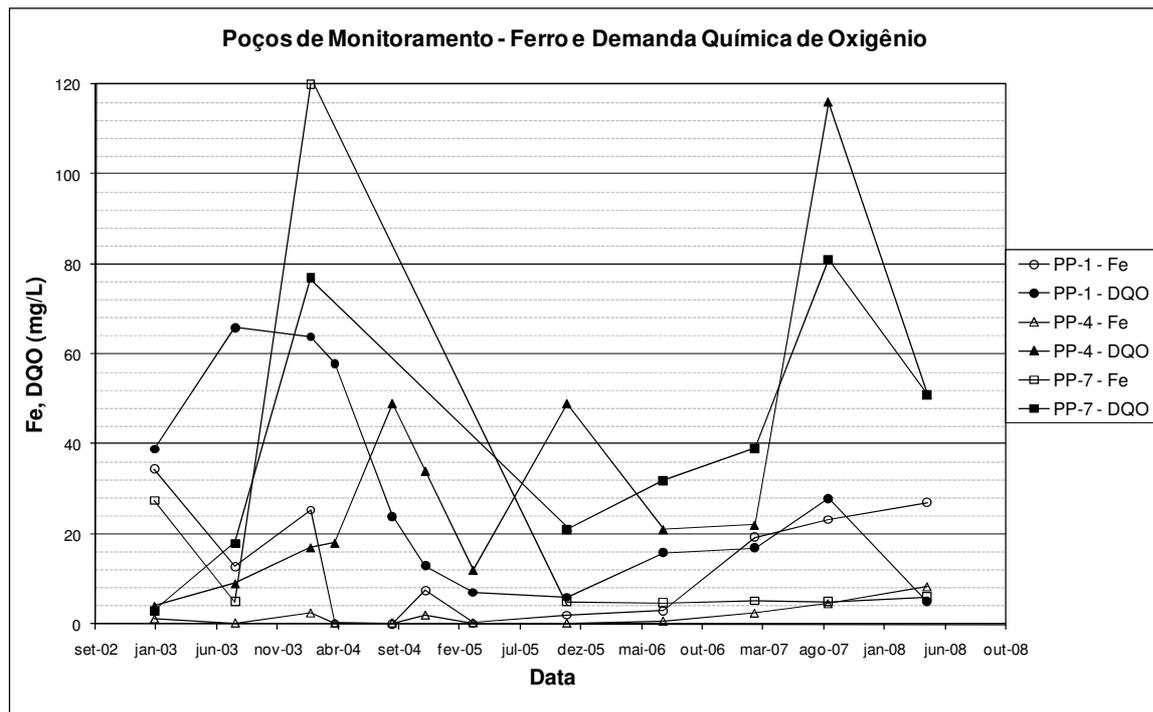


Figura 5.32. Concentrações de ferro e demanda química de oxigênio na água de alguns poços ao longo do tempo.

- Sódio e Potássio:* Apesar de estarem presentes nos minerais constituintes do solo, também estão presentes em elevadíssimas concentrações no chorume. As concentrações de Na e K podem ser consideradas baixas, apesar dos valores de K estarem próximos do limite do Aquífero Bauru (6,4 mg/L), principalmente nos poços PP-4, 7, 10, 11 e 12. A Figura 5.33 apresenta o comportamento da concentração desses dois metais alcalinos no tempo que, aparentemente, parece estar razoavelmente constante, com exceção do aumento de Na verificado para o poço PP-1;
- Cálcio:* Muito presente no Arenito Bauru, observa-se maiores concentrações de cálcio nos poços mais profundos (Figura 5.30). Contudo, o fato de o poço PP-13 apresentar uma baixa concentração desse elemento em relação aos demais poços profundos (PP-4, 10, 11 e 12), pode ser um indicativo de contaminação, devido ao cálcio existir em elevada concentração também no chorume (Tabela 4.3).

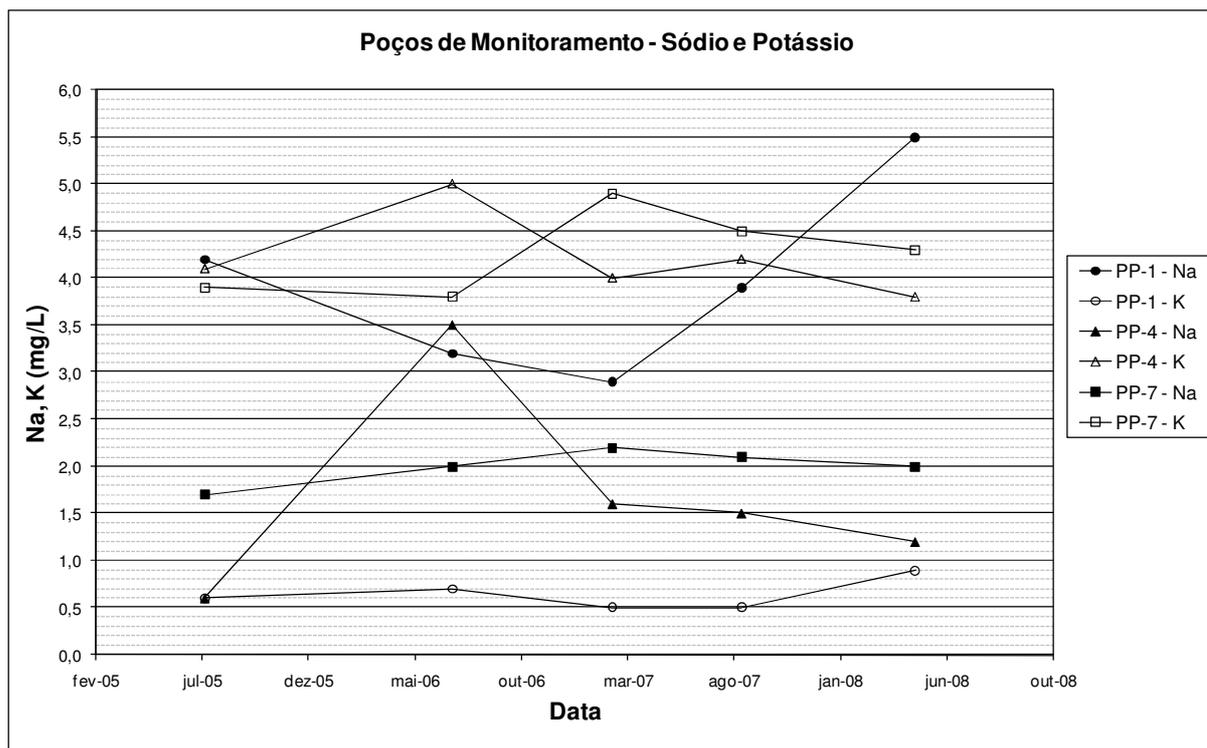


Figura 5.33. Concentrações de sódio e potássio na água de alguns poços ao longo do tempo.

De maneira geral, pode-se dizer que a influência do aterro na qualidade das águas subterrâneas é evidente, com base em valores adotados como referência para o aquífero local. Muitas vezes essa confirmação é prejudicada devido à diluição dos contaminantes e também devido à influência de fatores superficiais, como má drenagem e operação, e tipo dos resíduos dispostos. Um exemplo da influencia dos fatores superficiais na qualidade das águas subterrâneas foi a retirada das lagoas de chorume de sobre o aterro em 2008, melhorando assim a qualidade de praticamente todos os parâmetros na última campanha de coleta realizada em Abril de 2008.

Se forem tratados como padrão de consumo humano, os seguintes parâmetros estão acima ou fora dos limites adotados na Tabela 5.1: pH, fosfato total, DBO, Pb, Fe e Cr.

Como valores de referência (*background*) com base na experiência local ao longo das diversas campanhas de monitoramento realizadas desde 2003 a 2008, sugere-se: pH < 6,5; CE < 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Cl^- < 20 mg/L; C.O. < 2 mg/L; SO_4 < 10 mg/L; sulfatos e sulfetos ausentes;

$\text{NH}_4 < 0,1 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_4 < 5 \text{ mg/L}$; $\text{NO}_2 < 0,01 \text{ mg/L}$; $\text{N} < 2 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4 < 0,15 \text{ mg/L}$; $\text{DQO} < 25 \text{ mg/L}$; $\text{DBO} < 5 \text{ mg/L}$; coliformes e E.Coli ausentes; $\text{Zn} < 0,1 \text{ mg/L}$; Pb, Ni, Cd e Cr ausentes; $\text{Fe} < 20 \text{ mg/L}$; $\text{Na} < 7 \text{ mg/L}$; $\text{K} < 7 \text{ mg/L}$; $\text{Ca} < 50 \text{ mg/L}$.

Relacionando os resultados da última campanha de coleta com as anteriores, estando todas elas apresentadas na Tabela 5.5, pode-se concluir que:

- 1) Os poços PP-4 e PP-11 são os mais contaminados atualmente no aterro, apresentando piora com tempo e elevados índices em quase todos os parâmetros. Constatou-se uma melhora na qualidade das águas coletadas no poço PP-4 devido à retirada das lagoas de chorume, provando que mesmo em posição contrária ao fluxo subterrâneo, as mesmas influenciavam as águas de montante;
- 2) Com relação aos poços localizados a oeste do aterro, importância deve ser dada aos poços PP-1, 2, 5B, 7 e 9. Todos eles estão interceptando a pluma de contaminação observada nas Figuras 4.18 e 4.19 e têm apresentado piora na qualidade de suas águas, com respeito ao Zn, K, Fe, condutividade e DQO (Figuras 5.31 a 5.33);
- 3) Comparando-se os poços multiníveis PP-5A e 5B e PP-8 e 9, observa-se que os poços PP-5B (mais profundo) e PP-9 (mais raso) apresentam uma qualidade pior em suas águas que os poços PP-5A (mais raso) e PP-8 (mais profundo), respectivamente;
- 4) O poço PP-6 não pode ser tomado como referência para o aquífero freático contaminado pelo aterro de resíduos. Além de estar situado em outro compartimento hidrogeológico, as características construtivas desse poço não correspondem atualmente à norma ABNT NBR 13895/97.

5.1.3.4 Ensaios de Recuperação e de Dispersão *In Situ*

Durante a campanha de coleta de água nos poços de monitoramento realizada em 14 e 15/02/2007, foram feitos também alguns testes de dispersão e recuperação do nível freático. Estes ensaios apresentaram alguns problemas durante suas execuções no campo. Os

resultados obtidos são apresentados abaixo e devem ser validados por ensaios de laboratório ou por mais ensaios como esses *in situ*.

- **Ensaio de Recuperação:** Foi realizado conforme a proposta da ABGE (1996). Após o bombeamento da água do poço, a recuperação do nível d'água foi medida utilizando-se o sistema de bóia apresentado na Foto 5.11. A Foto 5.12 apresenta as principais etapas do ensaio. Os ensaios foram realizados nos poços PP-3A e PP-12 e o coeficiente de permeabilidade (k) foi estimada empregando-se a seguinte fórmula:

$$k = \frac{\pi \cdot r^2 \cdot \ln \frac{h_1}{h_2}}{S \cdot \Delta t} \quad (5.2)$$

onde: r = raio do poço (5,08 cm);

h_1 = profundidade do nível d'água em relação ao nível d'água natural no tempo t_1 ;

h_2 = profundidade do nível d'água em relação ao nível d'água natural no tempo t_2 ;

Δt = intervalo de tempo decorrido entre t_1 e t_2 ;

S = coeficiente determinado por analogia elétrica e função do comprimento do filtro do poço (L = 4,0 m) dividido pelo raio (r) do mesmo, conforme recomenda a ABGE (1996).



Foto 5.11. Hastes graduadas para medição da elevação do nível d'água após seu esgotamento e bóia feita com garrafa de refrigerante PET de 2 litros.



(a)

(b)

Foto 5.12. Detalhe do ensaio de recuperação sendo realizado: a) Bomba utilizada para esgotamento dos poços; b) Medida da recuperação do nível freático.

Deste modo, determinaram-se os seguintes coeficientes de permeabilidade: $k = 5,6 \times 10^{-8}$ m/s para o poço PP-3A e $k = 6,9 \times 10^{-7}$ m/s para o poço PP-12. Estes valores são considerados muito baixos para o Aquífero Bauru (Tabela 4.3).

Dentre os problemas ocorridos durante os ensaios de recuperação e que podem ter alterado estes valores muito baixos, destacam-se:

- 1) O atrito entre a garrafa (bóia) e a parede do poço;
- 2) Entrada de água na garrafa, necessitando assim que seja feita uma melhor vedação da mesma nos próximos ensaios;
- 3) O grande tempo decorrido entre a retirada da bomba e a colocação e rosqueamento das hastes de PVC. Observou-se que grande parte da recuperação do nível d'água ocorre nos

primeiros momentos quando da retirada da bomba. Sendo assim, conseguia-se medir apenas a recuperação lenta e mais tardia do nível d'água;

- 4) Dificuldade de realização do ensaio em poços mais profundos, o que inviabilizou esse procedimento.

Sugere-se que ensaios utilizando o próprio medidor de nível d'água elétrico sejam realizados para leitura da recuperação de nível, imediatamente após a retirada da bomba. O problema, nesse caso, é que a bomba quase toca as paredes dos poços, impedindo a colocação de outros dispositivos ao mesmo tempo dentro do poço.

- **Ensaio de Dispersão Longitudinal:** Foi realizado conforme a proposta de Gelhar e Collins (1971). O poço PP-10 foi escolhido para realização desse ensaio, devido à sua localização à montante do aquífero e também por estar inserido no Aquífero Bauru e já apresentar alguma contaminação. Foi utilizada uma solução contendo NaCl a 1000 ppm, devido à sua característica de traçador. Quando foram colocados 20 L dessa solução no poço, esta solução se diluiu e a água do poço passou ter uma concentração aproximada de 440 ppm de NaCl. Imediatamente depois foi dado início ao ensaio, com o monitoramento do nível d'água e coletas periódicas da água do poço, empregando um *bailer* (Foto 5.13). As amostras de água foram então levadas para o laboratório para determinação do teor de cloretos em função do tempo. A dispersividade longitudinal (α) do íon Cl^- contido na água do poço foi estimada através da seguinte fórmula (GELHAR; COLLINS, 1971):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \frac{\frac{\nabla_2}{\nabla_1} - 1}{\left\{ \frac{16}{3} \frac{\alpha}{R_1} \cdot \left[2 - \left| 1 - \frac{\nabla_2}{\nabla_1} \right|^{\frac{1}{2}} \cdot \left(1 - \frac{\nabla_2}{\nabla_1} \right) \right] \right\}^{\frac{1}{2}}} \quad (5.3)$$

onde: C = concentração do traçador;

C_0 = concentração inicial do traçador no poço;

∇_1 = volume total de injeção;

∇_2 = volume total bombeado;

$$R_1 = \left(\frac{V}{\pi \cdot L \cdot n} \right)^{\frac{1}{2}}, \text{ sendo } V = \text{volume de solução injetado no poço};$$

L = espessura da lâmina d'água;

n = porosidade.



Foto 5.13. Detalhe do *bailer* utilizado durante as coletas de água dos poços, assim como durante a realização do ensaio de dispersão no poço PP-10.

O melhor ajuste obtido entre as curvas de dispersão experimental e teórica (Equação 5.3) é apresentado na Figura 5.34. O valor da dispersividade longitudinal encontrada foi de $\alpha = 0,01 \text{ m}$. Este valor será comparado com aqueles obtidos através de ensaios de coluna em laboratório, para avaliação dos valores determinados, bem como da metodologia empregada nesse ensaio. Observa-se, na Figura 5.34, que as curvas seguem a mesma tendência, porém não se ajusta para os valores mais baixos de concentração, devido ao baixo volume de água retirado do poço, coletado com um *bailer* e não através de bomba.

Para ensaios com traçadores considerando fluxo horizontal unidimensional, Hiscock (2005) apresenta a seguinte equação:

$$C = C_0 \exp\left[-\frac{8vt}{\pi d}\right] \quad (5.4)$$

onde: C = concentração do traçador;

C_0 = concentração inicial do traçador no poço;

v = velocidade da Lei de Darcy;

t = tempo;

d = diâmetro do poço.

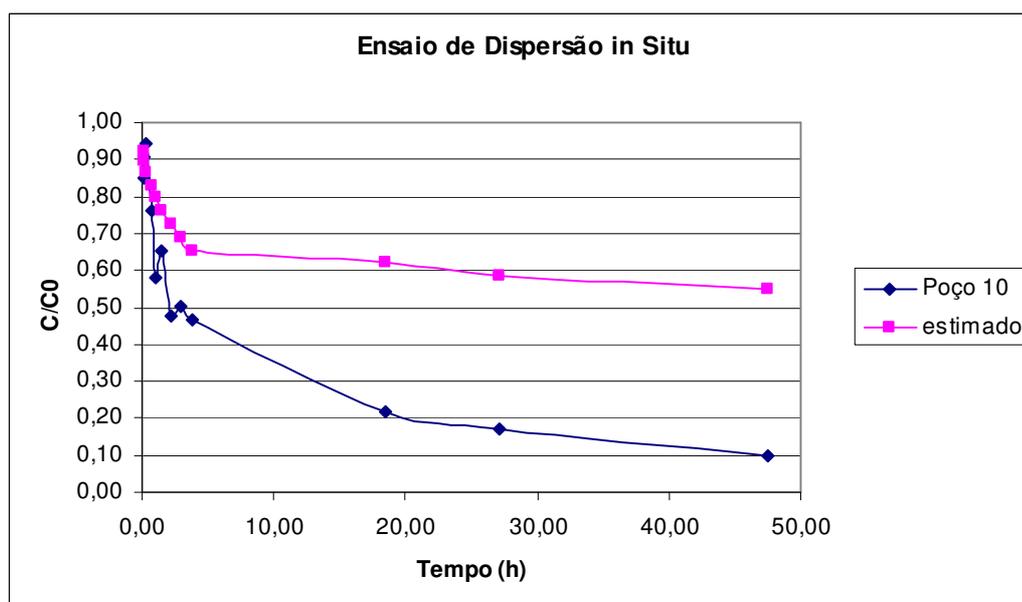


Figura 5.34. Resultado do ensaio de dispersão de cloretos obtido para o poço PP-10.

Comparando-se os dados experimentais com aqueles teóricos dados pela Equação 5.4, foi possível obter valores de $v = 61 \text{ m/ano}$ e $k = 3,9 \times 10^{-5} \text{ m/s}$, considerando-se o gradiente hidráulico de campo igual 0,05. A Figura 5.35 mostra que o ajuste entre as curvas experimental e teórica foi melhor para a estimativa do coeficiente de permeabilidade do que para a dispersividade.

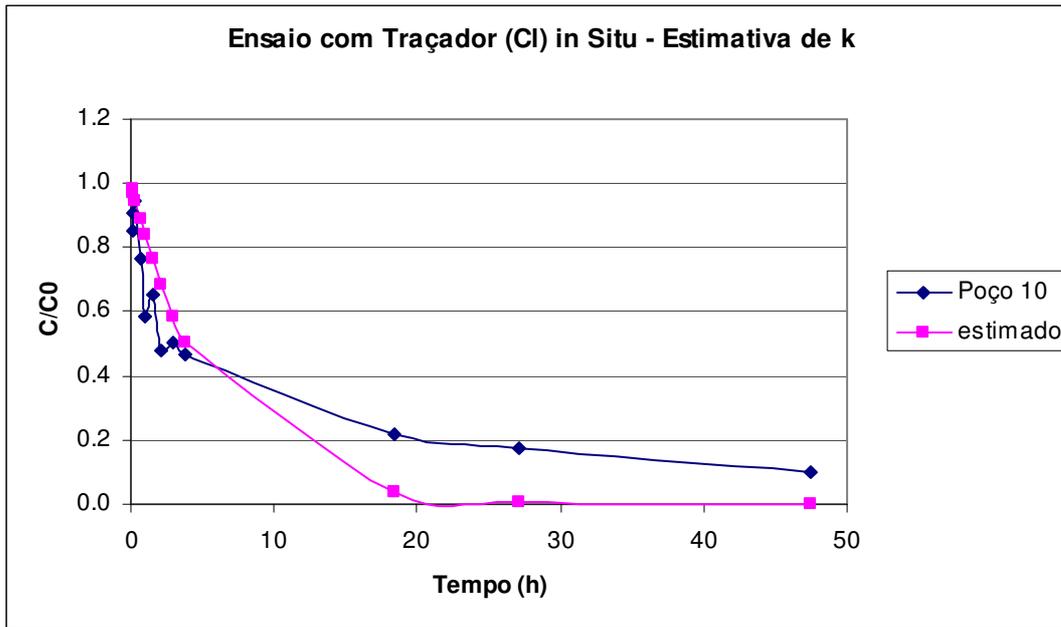


Figura 5.35. Resultado do ensaio de dispersão de cloretos obtido para o poço PP-10 – Estimativa do coeficiente de permeabilidade (k).

O ensaio de dispersão é fácil e acessível de executar, podendo responder questões importantes sobre o comportamento hidráulico de um aquífero heterogêneo em campo. Contudo, sua interpretação é difícil e a metodologia para execução do ensaio deve ser revisada e normalizada para que seja aplicado de forma mais corrente em problemas de fluxo em meios porosos saturados e contaminados. A comparação com resultados de laboratório e realização de mais ensaios *in situ* é importante para a validação dessa técnica.

5.1.3.5 Considerações Sobre os Poços de Monitoramento como Técnica de Investigação Geoambiental

Após as diversas campanhas de coleta de água e diferentes testes executados utilizando os poços de monitoramento construídos no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, pode-se fazer as seguintes considerações:

- ✓ A coleta de águas de superfície é tão importante quanto à coleta das águas subterrâneas, podendo auxiliar no entendimento dos dados obtidos para as últimas.
- ✓ A comparação com as características do(s) contaminante(s) presentes na fonte é necessária para que a influência de fatores e de contaminantes externos não mascare a interpretação dos resultados provenientes dos poços de monitoramento.
- ✓ A verificação da existência da contaminação ou não depende da comparação com valores de referência (*background*) e com as características naturais do aquífero. A comparação com padrões de potabilidade é importante para estudos de análise de risco à saúde humana.
- ✓ O conhecimento do fluxo subterrâneo deve ser feito previamente através da análise das características topográficas e hidrogeológicas da área, a partir de diferentes técnicas de investigação.
- ✓ Os resultados apresentaram boa repetibilidade utilizando-se diferentes técnicas de coleta em campo, apresentando boa correlação com os resultados obtidos por Lopes (2007).
- ✓ O entendimento do que está acontecendo em superfície – como cobertura existente ou não, drenagem, posição onde o lixo está sendo depositado e tipo de contaminantes dispostos em determinada época – pode explicar o que vem ocorrendo nas águas subterrâneas. A análise química de metais pesados provou isso, uma vez que quando os mesmos aparecem, aparecem numa mesma época em diferentes poços e até mesmo nas águas de superfície.
- ✓ Os poços de monitoramento se confirmam como uma ótima técnica de investigação em solos residuais e em rochas características de regiões tropicais, devido à capacidade de perfuração em grandes profundidades. Contudo, a técnica de perfuração precisa ser melhorada, normalizada e inovada no Brasil. A utilização de poços multi-níveis e cravadores hidráulicos e/ou sônicos, que não necessitam de água durante a perfuração,

assim como uma caracterização mais detalhada da litologia, e com selo de bentonita ao longo de todo o perfil dos poços, deixando apenas o(s) filtro(s) livre(s), com comprimentos máximos de 2 m, pode melhorar a qualidade e diminuir a diluição das amostras de água.

- ✓ Nem sempre a escolha do local de implantação de poços de monitoramento com base apenas na topografia e fluxo subterrâneo preferencial cumpre o objetivo desejado para uma investigação geoambiental, podendo haver influência da forma, tempo e locais de disposição, além da complexa hidrogeologia natural ou mesmo de alterações nas mesmas, causadas pela própria presença do aterro.

5.1.4 Ensaios Diretos de Investigação

O presente ítem tem como objetivo apresentar a importância dos ensaios diretos de investigação na investigação geoambiental do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru. Caracterizados principalmente pela amostragem de solo e análise tátil-visual dos mesmos, esses ensaios devem ainda ser considerados fundamentais na estimativa do perfil estratigráfico de terrenos situados em regiões de clima tropical.

Realizados em diferentes épocas desde a implantação do aterro, em 1992, foram (re)analisados nesse ítem os ensaios de simples reconhecimento com medida de SPT, as amostras de solo deformadas coletadas durante a construção dos poços de monitoramento em 2003 e 2006, além da coleta de amostras indeformadas para realização de ensaios de laboratório em 2003 e 2006.

5.1.4.1 Perfil Geológico-Geotécnico

Para definição dos solos susceptíveis à contaminação provocada pelo aterro, localizados na base e ao redor do mesmo, analisou-se tátil-visualmente algumas amostras

coletadas durante a execução das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT e dos poços de monitoramento antigos. A Foto 5.14 mostra alguns da grande variedade de solos que ocorrem no local, principalmente na parte oeste do aterro (amostras dos SPTs 1 e 2), onde existe a presença de aluvião e o nível d'água é menos profundo. As amostras lavadas do poço PP-9 e também aquelas da sondagem SPT 5 podem ser caracterizadas como colúvio e residual do arenito do Grupo Bauru, respectivamente, conforme se caminha de oeste para leste-noroeste do aterro. A grande heterogeneidade encontrada para as amostras da sondagem SPT 2 confirma a característica aluvionar dos solos existentes a oeste do aterro.

As Figuras 5.36 a 5.42 apresentam os perfis obtidos através das amostras de solo coletadas durante a instalação dos novos poços de monitoramento, em 2006. Apesar de lavadas, houve o cuidado para que inclusive os finos (porcentagem de grãos menores de 0,075 mm) fossem coletados. Assim, além da caracterização táctil-visual, também foi estimada a porcentagem de finos das amostras, a cada 2 m de profundidade.

Com exceção dos poços PP-3A, PP-5A e PP-5B, instalados em regiões com predominância de colúvio e aluviões, respectivamente, os demais poços apresentaram níveis d'água muito profundos, todos abaixo do arenito (Formação Marília indicado na Foto 4.4). Esses níveis foram confirmados também após a limpeza e o esgotamento dos poços, durante as primeiras campanhas de coleta de água (Tabela 5.5). A presença do nível d'água abaixo do arenito limitou o emprego dos ensaios de piezocone de resistividade com coleta de água na área, devido ao sistema de cravação geralmente utilizado para esses ensaios. Mas esse fato não descarta a aplicação desse ensaio nas regiões a oeste do aterro, com presença de colúvio, ou seja, material menos resistente à cravação.

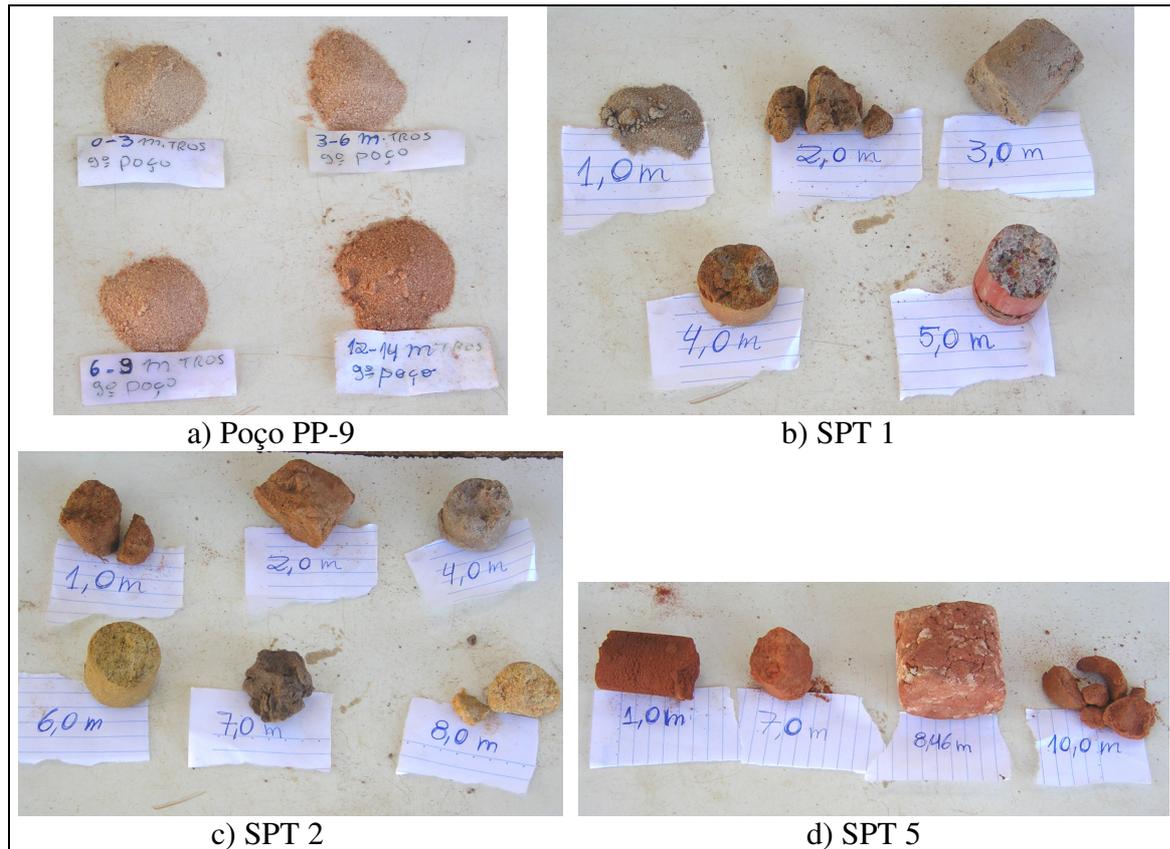


Foto 5.14. Algumas amostras coletadas durante a execução das sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT e dos poços de monitoramento.

Interpretando-se os perfis obtidos através dos poços e juntando-se as informações obtidas através dos ensaios SPT realizados em 1992, antes da implantação do aterro, foi possível representar as seções geológico-geotécnicas nas direções Norte-Sul e Leste-Oeste (Figuras 5.43 e 5.44, respectivamente). Estas seções foram definidas procurando-se adicionar o maior número de ensaios possível num único alinhamento (Figura 4.11) e também acrescentando-se os levantamentos topográficos realizados antes da implantação do aterro e o mais recente de 2006 (Figuras 4.9 e 4.7, respectivamente). Com isso, foi possível definir também a posição e a profundidade do aterro de resíduos, cuja base, segundo o EIA-RIMA (1992), atingiria o solo de alteração do arenito, ou o próprio arenito, uma vez que todo o colúvio deveria ser escavado.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 10

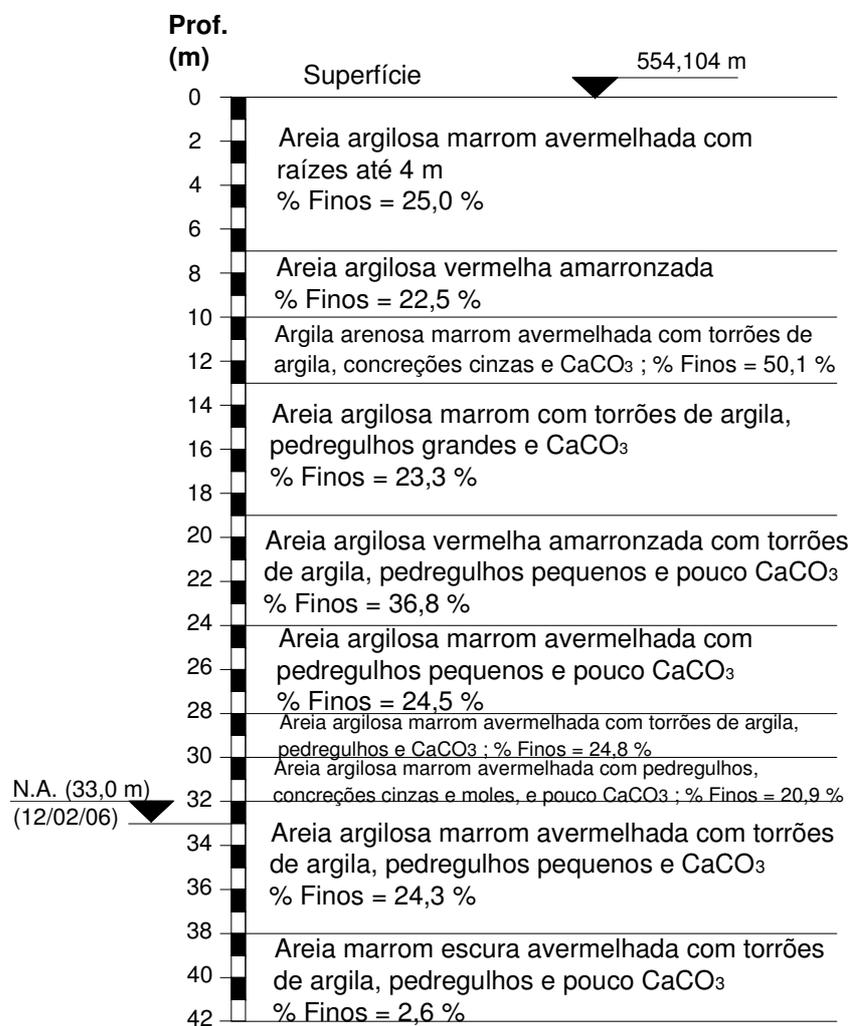


Figura 5.36. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-10.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 11

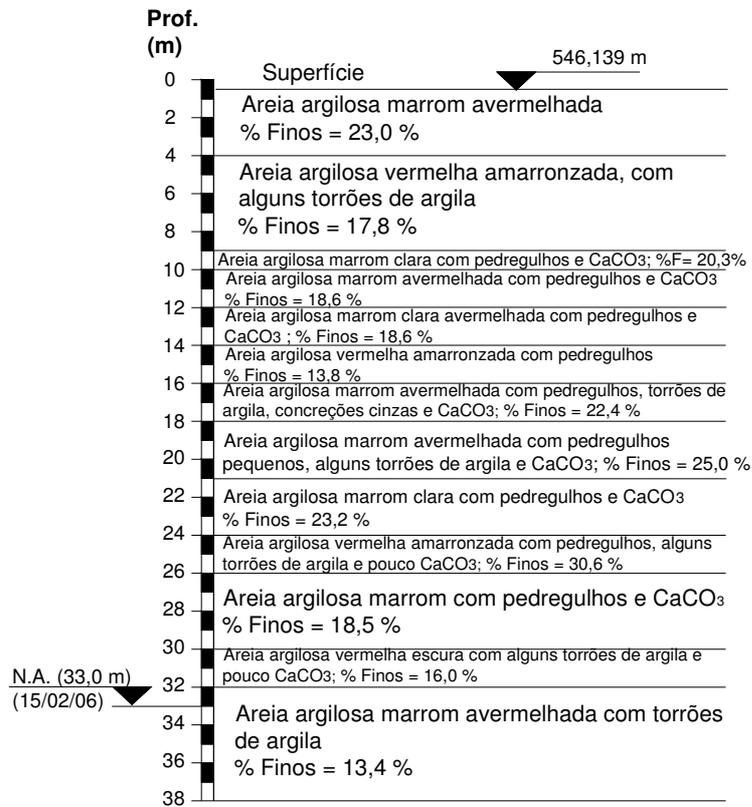


Figura 5.37. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-11.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 12

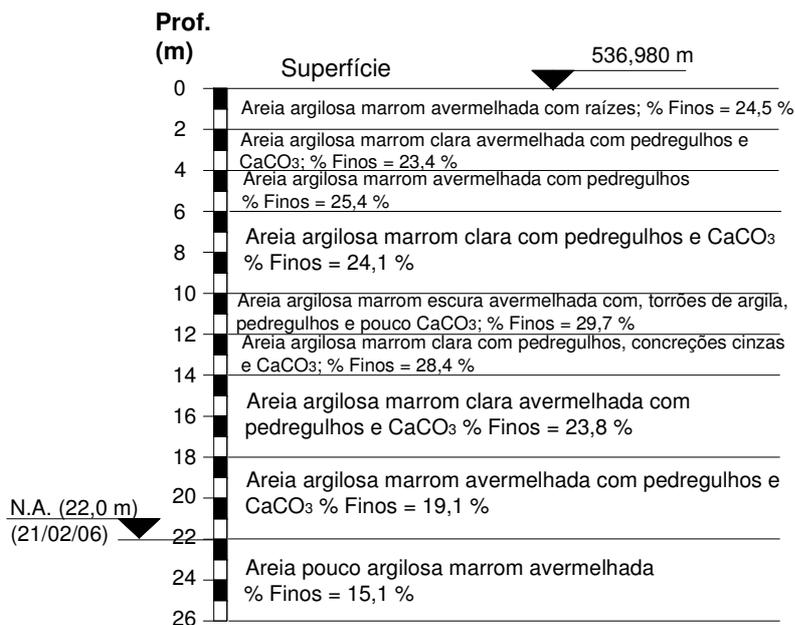


Figura 5.38. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-12.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 13

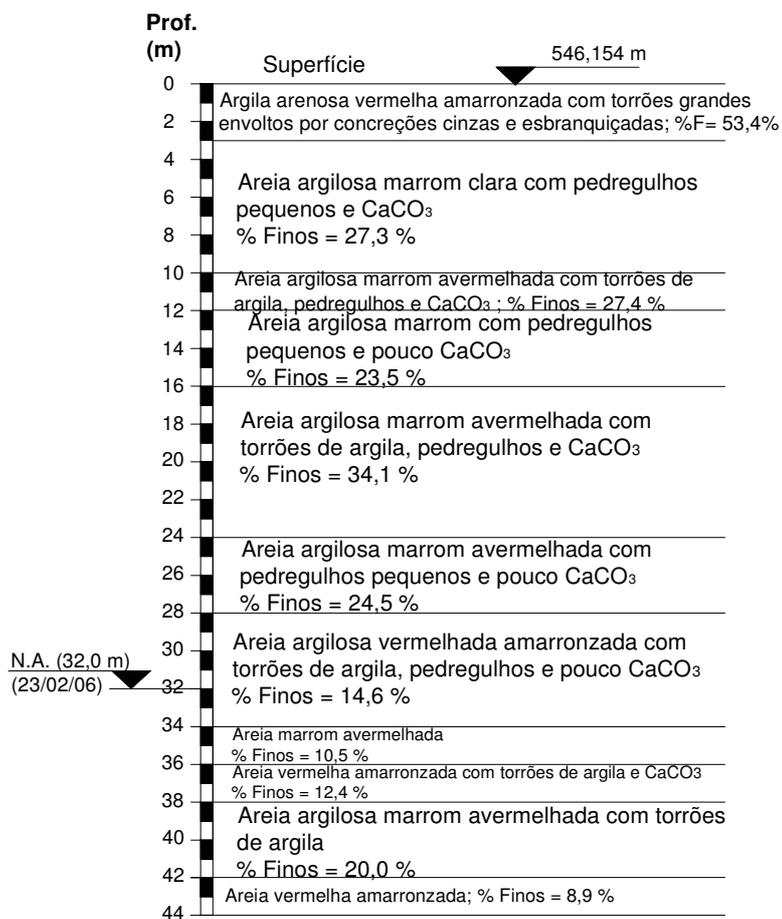


Figura 5.39. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-13.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 3A

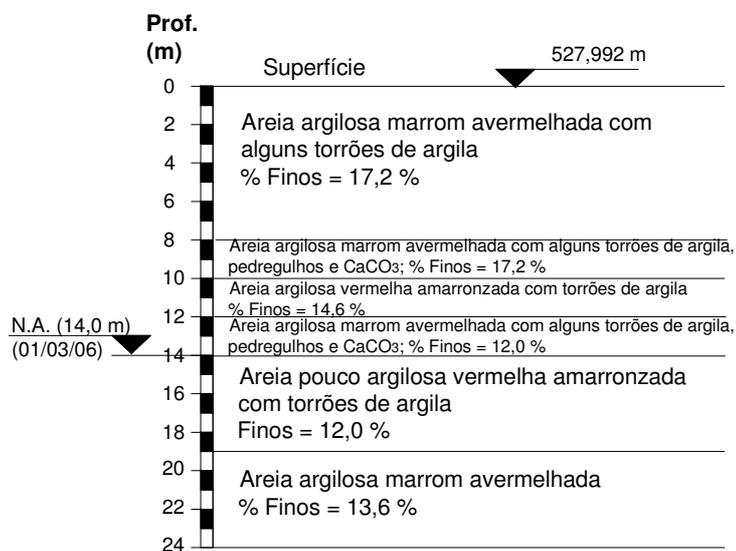


Figura 5.40. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-3A.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 5A

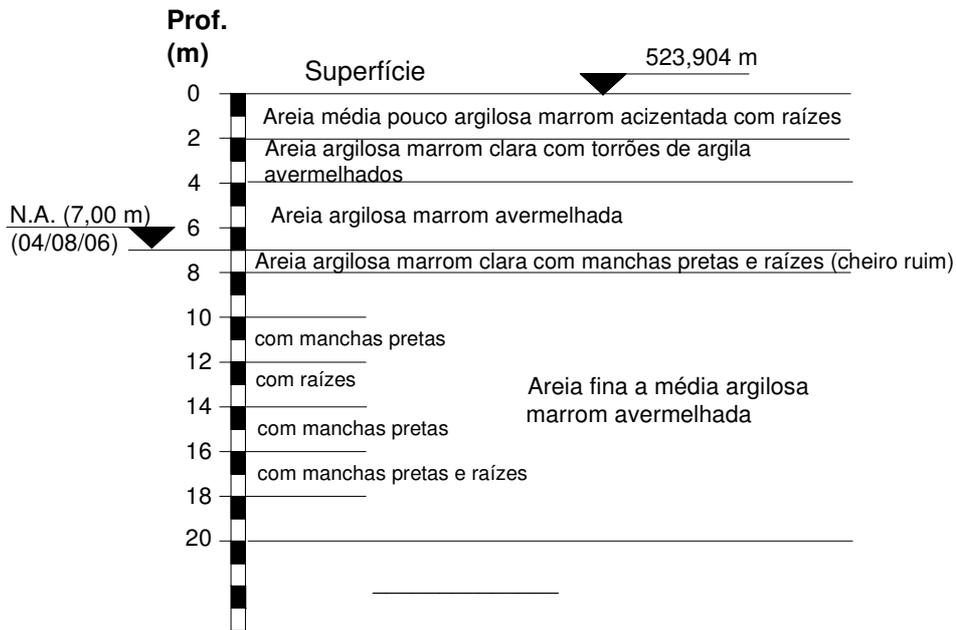


Figura 5.41. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-5A.

PERFIL GEOLÓGICO-GEOTÉCNICO - POÇO 5B

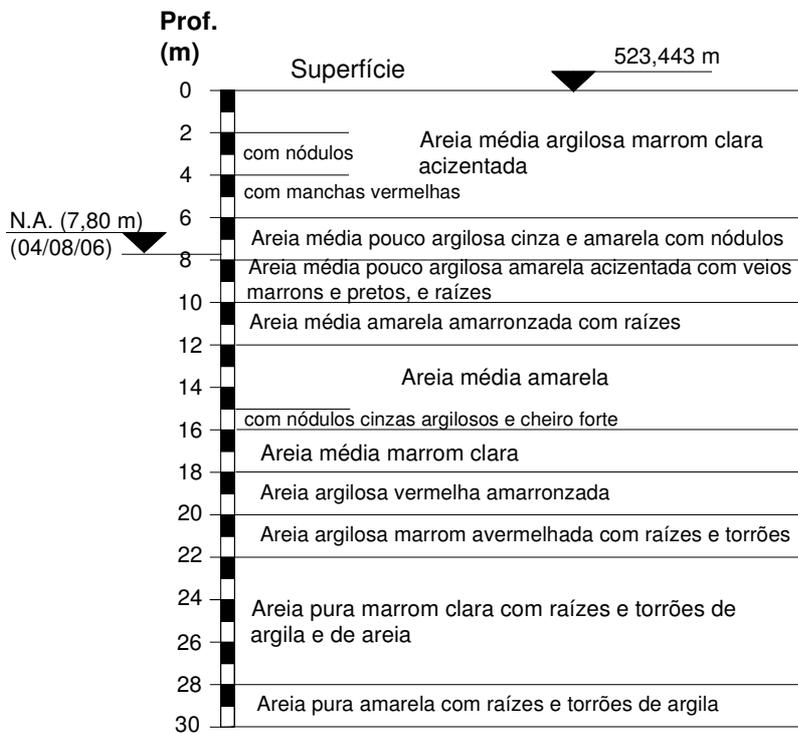


Figura 5.42. Perfil obtido a partir das amostras de solo coletadas durante a construção do poço de monitoramento PP-5B.

Perfil Geológico Geotécnico- NORTE/SUL - Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru

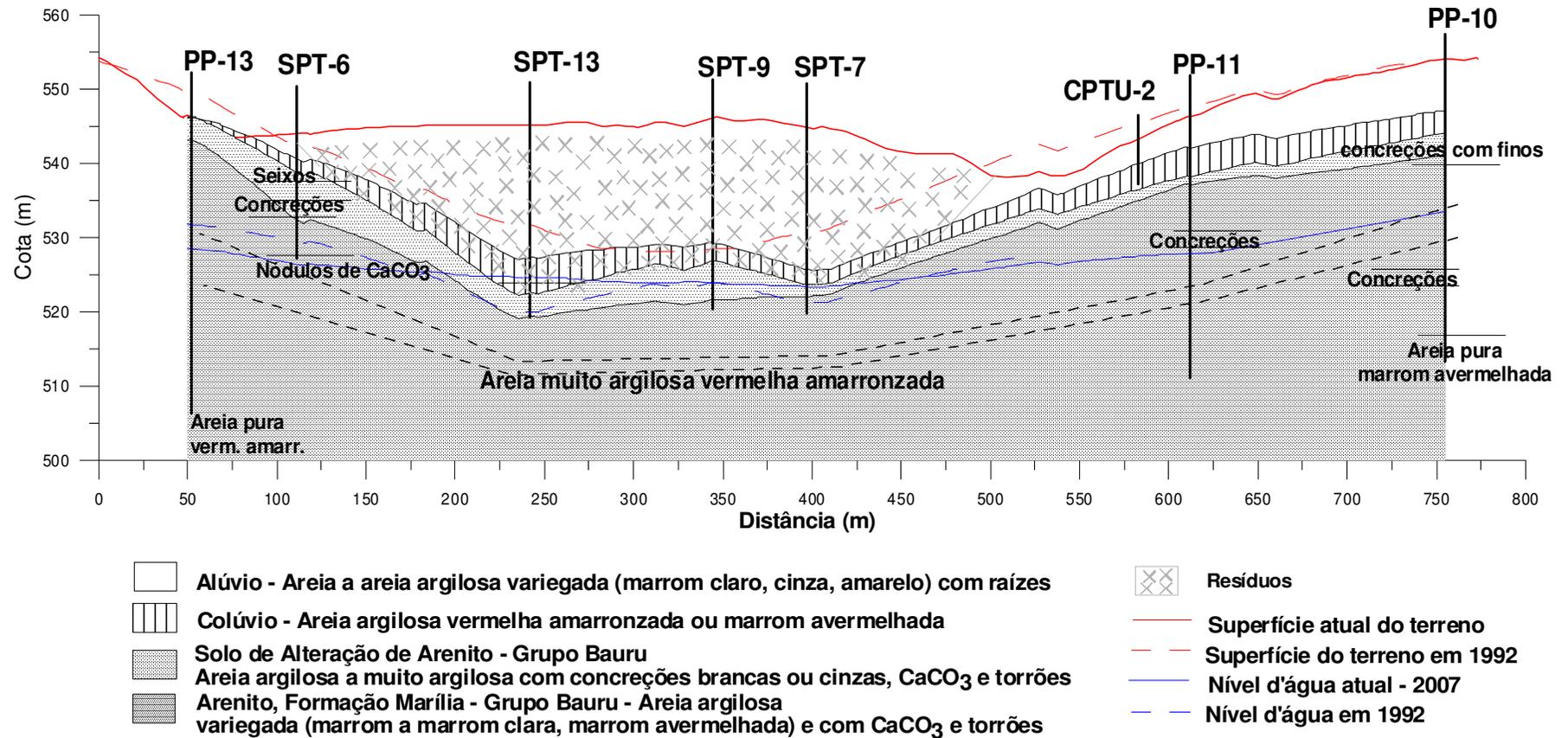


Figura 5.43. Seção geológico-geotécnica Norte-Sul obtida através de vários ensaios e levantamentos realizados no aterro de resíduos sólidos de Bauru desde 1992.

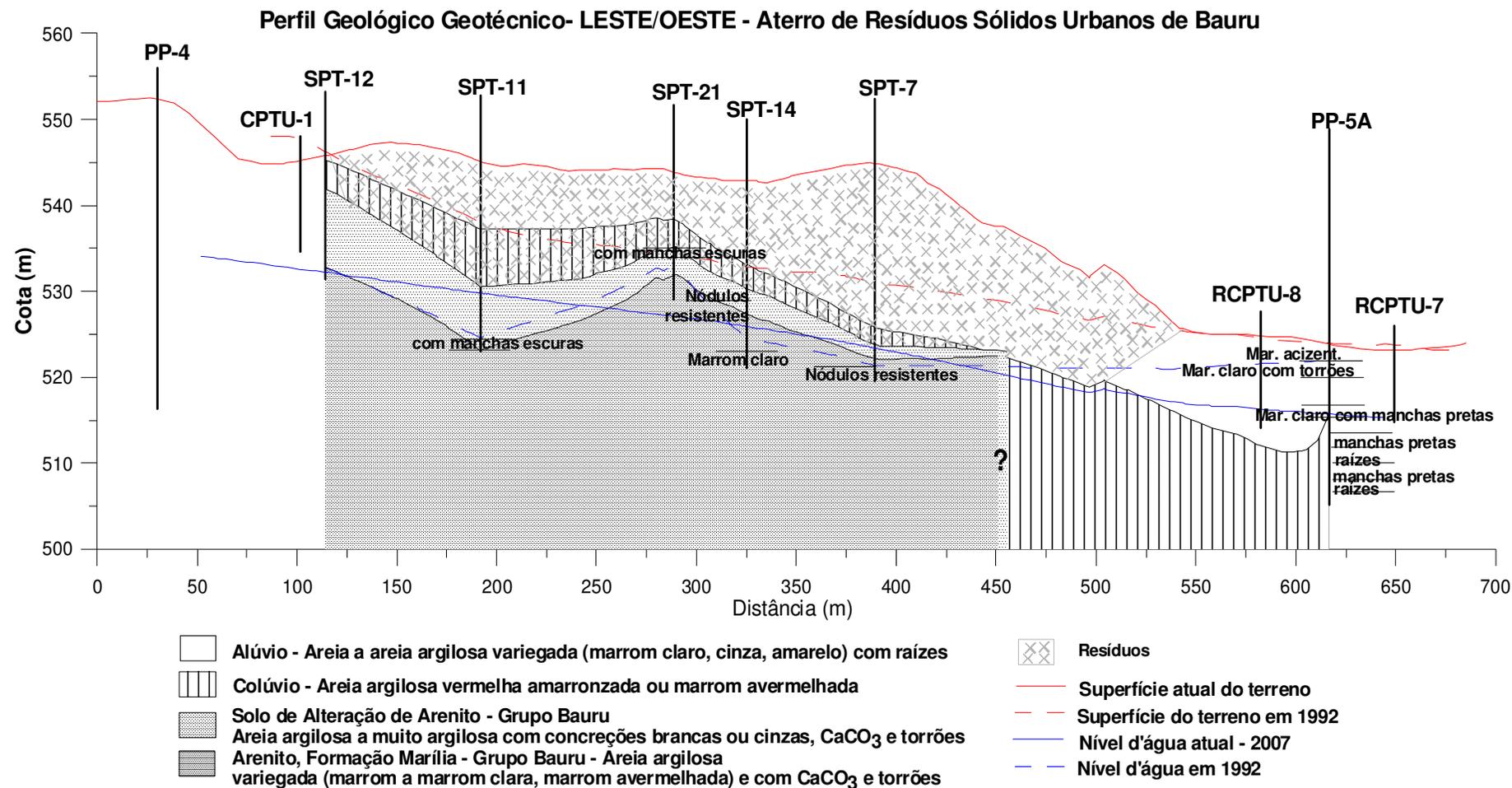


Figura 5.44. Seção geológica-geotécnica Leste-Oeste obtida através de vários ensaios e levantamentos realizados no aterro de resíduos sólidos de Bauru desde 1992.

A definição de um perfil geológico-geotécnico para uma área com presença de saprólitos e os Arenitos do Grupo Bauru, deve ser vista com limitações. Segundo Giacheti et al. (2006), nas regiões de clima tropical e sub-tropical, a origem dos solos está relacionada ao intemperismo tropical dos minerais, à pedogênese e à morfogênese. Nestas situações, não existe continuidade lateral e o termo “camada” deve ser utilizado com restrições.

Por isso, salvo a variabilidade local, o máximo número de “camadas” definido nos perfis das Figuras 5.43 e 5.44 foram quatro: aluvião, colúvio, solo de alteração e arenito. As Figuras 5.41 e 5.42 apresentam a grande variabilidade do aluvião, o que foi confirmado pelos ensaios RCPTU executados anteriormente. As Figuras 5.36 a 5.39 mostram que o solo de alteração também varia dependendo do local, de mais argiloso para mais arenoso, com mais carbonato de cálcio (CaCO_3), para menos carbonato. Como são poços profundos, observa-se que abaixo do arenito (identificado como areia argilosa marrom clara), existem grandes variações nas características dos materiais, até mesmo quanto à sua consolidação, podendo existir materiais inconsolidados abaixo do mesmo, como pode ser observado na Foto 4.4. Uma suposta camada foi representada abaixo do arenito na Figura 5.43. Essa “camada”, caracterizada como uma areia vermelha amarronzada bastante argilosa (% Finos > 30 %), apareceu nos poços PP-10 ao PP-13. Acredita-se que essa camada possa trabalhar como um *liner* natural do aquífero.

Esses fatores mostram a importância do conhecimento da Geologia para uma adequada interpretação dos ensaios realizados na área. Como mostra a Figura 5.44, a faixa de transição entre o arenito e o colúvio ainda não está bem definida. Isso exigiria a realização de mais investigações nessa região do aterro, porém, com a limitação dela estar sob os resíduos.

5.1.4.2 Amostragem de Solo

Com base nos perfis detalhados obtidos a partir da instalação dos poços (Figuras 5.36 a 5.42), procurou-se definir quais os solos que supostamente estariam sujeitos à contaminação provocada pelo aterro. Uma vez definidos, uma investigação para coleta de amostras deformadas e indeformadas do solo residual de arenito para caracterização e realização de ensaios de laboratório foi iniciada. Decidiu-se, primeiramente, coletar amostras a partir da escavação de poços exploratórios, de no máximo 5 m de profundidade, a fim de coletar amostras a 1 e 3 m ao lado do poço PP-13 e a 2 e 4 m ao lado do poço PP-12. Quando ocorreu a vistoria da área anterior à campanha de coleta, percebeu-se que na base de um dos taludes próximo ao poço PP-12 aflorava o arenito do Grupo Bauru, estando logo acima dele o solo com uma camada de aluvião seguida da de colúvio (Foto 5.15). Já a área onde estava situado o poço PP-13 havia sido escavada para utilização de solo para cobertura dos resíduos, aparecendo, portanto, o perfil que se desejava investigar na forma de talude.



Foto 5.15. Amostragem do arenito do Grupo Bauru na área do aterro de Bauru (Julho de 2006).

Deste modo, foi feita uma investigação com retirada de amostras dos taludes existentes na área, procurando-se solos residuais de arenito com características diferentes. Foram então coletadas duas amostras (1 e 2) do talude, ao norte da cava de resíduos e

próximo ao poço PP-13, a 1 e 2 m do topo do talude. Quando se caminha do poço PP-13 em sentido ao poço PP-4, percebeu-se a ocorrência de um solo residual com características diferentes daquele que ocorre na região do poço PP-13. Coletaram-se então mais duas amostras (4 e 5) a 3 e a 5,5 m do topo do talude, que já existia na área. Utilizando uma pá-carregadeira, foi possível coletar alguns blocos de arenito (amostra 3), para que algumas características do mesmo pudessem ser determinadas em laboratório. A Figura 5.45 apresenta as características das cinco amostras coletadas para a realização de ensaios em laboratório.

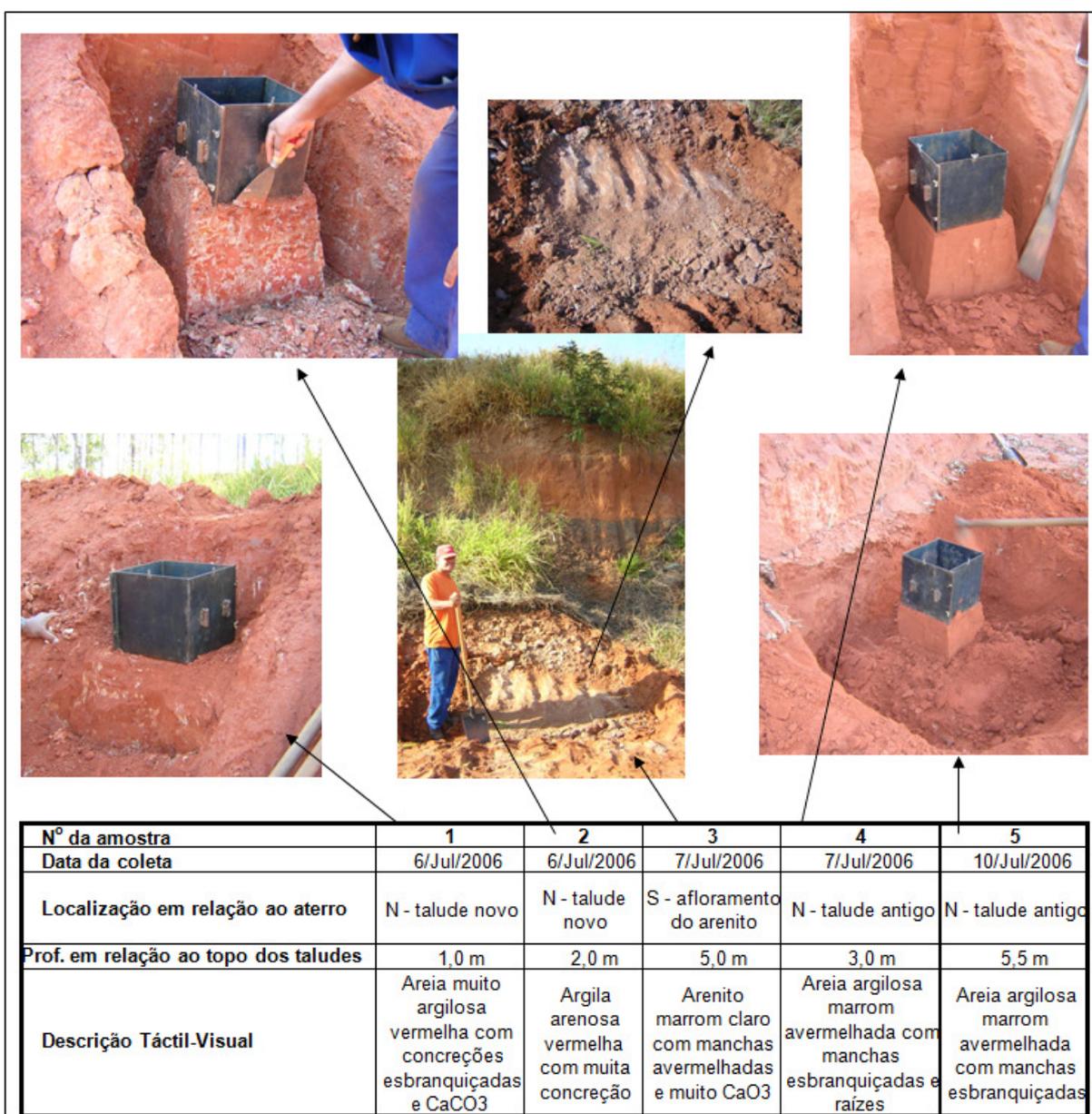


Figura 5.45. Características das amostras de solo obtidas durante a investigação realizada.

Mondelli (2004) realizou esse mesmo tipo de campanha com amostragem de solos caracterizados como colúvios e geotecnicamente semelhantes aos solos residuais mais superficiais (amostras 4 e 5).

5.1.4.3 Considerações Sobre os Ensaio Diretos como Técnica de Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a aplicação das técnicas que utilizaram amostragem de solo na área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ A execução de poços profundos na área, com amostragem direta de solo, assim como a preservação e a análise das amostras provenientes dos ensaios SPT permitiram que o perfil geológico-geotécnico fosse definido. Além disso, permitiram um melhor entendimento da hidrogeologia e da heterogeneidade local.
- ✓ Com relação às técnicas de perfuração e coleta utilizadas, considera-se que a medida do índice resistência do SPT (N) não é uma informação fundamental para investigação geoambiental com o objetivo de detectar contaminantes no solo.
- ✓ No presente caso, a penetração dos amostradores SPT e *direct-push* ficou limitada aos solos superficiais, colúvios e aluviões, não atingindo as camadas susceptíveis à contaminação profunda provocada pelo aterro e não contribuindo para o entendimento da geologia local. A técnica a percussão utilizada para construção dos poços de monitoramento permitiu a coleta de amostras em grandes profundidades, porém, de qualidade inferior, uma vez que utilizou-se água para perfuração.
- ✓ A coleta de amostras representativas e indeformadas dependeu da escavação de terra por máquinas existentes no local, devido ao fato de ser um aterro em operação. Em outras situações de investigação essa facilidade pode não ocorrer, necessitando-se da escavação de poços exploratórios. Por isso, a implantação de novas técnicas de perfuração no Brasil,

como *Hollow Stem Auger* (Trado Oco) e *Sonic drilling* (Perfuração Sônica) devem ser encorajadas e utilizadas, apesar de ainda serem muito caras. Apesar de não apresentarem a mesma qualidade das amostras indeformadas coletadas manualmente, essas técnicas permitem a obtenção de amostras contínuas e algumas vezes até indeformadas, se utilizado o amostrador *Shelby* anexado a elas. Isso garante a coleta de amostras de boa qualidade para realização de ensaios de caracterização em laboratório e até mesmo de permeabilidade, resistência, adensamento, entre outros.

- ✓ O complexo e heterogêneo intemperismo que ocorre durante a formação dos solos localizados em regiões tropicais demanda que investigações diretas com amostragem sejam realizadas para uma adequada caracterização desses solos.
- ✓ Nem sempre uma amostragem realizada com objetivos geoambientais deve ser realizada com os mesmos procedimentos daquelas com objetivos somente geotécnicos. A possibilidade de entrar em contato direto com contaminantes deve ser seriamente considerada, nem sempre sendo possível realizar toda a inspeção tátil-visual desejada. Por este fato, mais uma vez, a utilização de técnicas modernas de amostragem deve ser desenvolvida para solos tropicais, tornando-se mais acessível e empregada.

5.2 Ensaios de Laboratório

A realização de ensaios de laboratório como parte da investigação geoambiental do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru tornou-se importante principalmente para confirmação e integração dos resultados provenientes das técnicas aplicadas em campo. Além disso, muitas dessas técnicas são inovadoras, havendo necessidade no Brasil em se aprimorar os ensaios de laboratório, que são realizados sob condições mais controladas, permitindo assim a estimativa de parâmetros para solos tropicais, os quais muitas vezes são influenciados pelas diversas variáveis encontradas em campo, como temperatura, chuvas, heterogeneidades, efeito de escala, construção dos equipamentos etc.

Uma vez coletadas amostras de diferentes solos residuais do arenito, assim como o próprio arenito, ensaios de caracterização detalhados foram realizados, para que a representatividade e diferenças entre esses solos fosse observada. Ensaios de equilíbrio em lote e de coluna com a utilização do chorume como solução contaminante foram realizados para as amostras apresentadas na Figura 5.45, para que a interação e os parâmetros de transporte fossem estimados.

A estimativa de parâmetros de transporte de poluentes para solos tropicais está se desenvolvendo ao longo dos últimos anos no Brasil e uma base de dados para solos tropicais com valores típicos de parâmetros como dispersões mecânica e hidrodinâmica e coeficientes de retardamento e de difusão são praticamente inexistentes para esses solos em condições naturais e indeformadas. A maioria das pesquisas têm sido concentrada no estudo do comportamento de *liners* com geocompostos ou argilas compactadas, o que é muito útil para os futuros empreendimentos que necessitam impedir a percolação ou a formação de poluentes para o meio natural, além de baixar o custo dos mesmos.

Contudo, também existe o problema dos antigos e/ou atuais locais de disposição de resíduos que não foram projetados conforme as normas ambientais atuais, e que são muito comuns nas pequenas e médias cidades dos países em desenvolvimento. Até mesmo em grandes aterros sanitários construídos na metade do século passado e que estão em operação até hoje nos países desenvolvidos, o comportamento físico-químico do chorume com o meio natural ainda é pouco conhecido e há poucos trabalhos sobre o assunto (CHISTENSEN et al. 2000, 2001; FREMPONG & YANFUL, 2008).

Segundo Boscov (2008), o modelo físico e o equacionamento do transporte de massa em meios porosos (Equação 3.7) baseia-se na hipótese de fluxo em meio saturado, a qual não reflete a condição inicial de camadas de solo compactado e, principalmente, das condições *in situ* dos solos saprolíticos e lateríticos que cobrem extensas regiões do Brasil.

Por isso, o presente ítem apresenta os resultados obtidos empregando-se o chorume natural proveniente do aterro como solução para estimativa dos parâmetros de transporte. Os ensaios de equilíbrio em lote foram realizados com amostras deformadas para estimativa do coeficiente de retardamento e os ensaios de coluna em amostras indeformadas para estimativa do coeficiente de permeabilidade e dos coeficientes de retardamento e de dispersão hidrodinâmica. Ensaio de difusão não foram realizados devido ao fato do coeficiente de difusão ser mensurável apenas para solos com coeficiente de permeabilidade abaixo de 10^{-9} m/s e/ou muito argilosos e compactados, o que não é esperado para os solos arenosos estudados.

Ensaio de resistividade elétrica em laboratório foram realizados após a saturação dos corpos de prova dos solos descritos na Figura 5.45 através dos ensaios de coluna. Como abordado no Capítulo 3, a resistividade é uma propriedade elétrica dos materiais, permitindo assim caracterizar diferentes tipos de solos e condições de saturação e contaminação quando aplicada à Geotecnia Ambiental.

O grande interesse por medidas de resistividade elétrica na investigação geoambiental de áreas potencialmente contaminadas está no fato de ser uma medida indireta, que pode ser alcançada através de ensaios sub e/ou superficiais, além de ser sensível a variações do meio físico com o tempo. Isso também permite que seja utilizada como técnica de monitoramento e não apenas de investigação geoambiental.

Trabalhos no Brasil e no exterior têm mostrado a capacidade da resistividade em delinear de forma geral a situação atual de uma área potencialmente contaminada utilizando-se geofísica de superfície. Além de permitir a estimativa da extensão da pluma de contaminação, também auxiliam na locação dos ensaios intrusivos, como sondagens e poços de monitoramento.

A idéia das medidas de resistividade em laboratório surgiu da necessidade de entender a variação da mesma para diferentes condições de saturação e litologias as quais estão sujeitos os solos tropicais. Além disso, acredita-se que os resultados alcançados possam contribuir para uma melhor interpretação da estratigrafia e na definição da pluma de contaminação a partir dos ensaios de campo.

5.2.1 Ensaios de Caracterização

5.2.1.1 Metodologia

Uma vez definidas e coletadas as amostras descritas na Figura 5.45, foram realizados os diversos ensaios de caracterização dos solos em laboratório, englobando desde os geotécnicos convencionais, até químicos e mineralógicos. Foram realizados os seguintes ensaios:

- Teor de umidade *in situ* (estufa no mesmo dia);
- Massa específica natural (NBR 10838/88);
- Massa específica dos sólidos (NBR 6508/84);
- Granulometria conjunta com e sem defloculante (NBR 7181/84);
- Determinação do teor de carbonato de cálcio (CaCO_3) a partir de banho e filtragem do arenito triturado em HCl 1N;
- Limite de liquidez (NBR 6459/84);
- Limite de plasticidade (NBR 7180/84);
- Adsorção de azul de metileno (PEJON, 1992);
- Análise térmica diferencial (SANTOS, 1989), Departamento de Geotecnia – EESC/USP;
- Difractometria de Raios-X (SANTOS, 1989), Instituto de Física de São Carlos – USP;
- pH dos solos em água e em KCl (CAMARGO et al., 1986);
- Condutividade elétrica dos solos (CAMARGO et al., 1986).

As Fotos 5.16 a 5.20 apresentam detalhes dos ensaios de azul de metileno (relação solo:água = 1:10) sendo executados, do equipamento de ATD utilizado, das lâminas preparadas para análise por difração de raios-X (relação solo:água = 1:200 + 100 ml de hexametáfosfato de sódio), dos ensaios para medida do pH (relação solo:água = 1:2,5) e da condutividade elétrica (relação solo:água = 1:1), respectivamente.

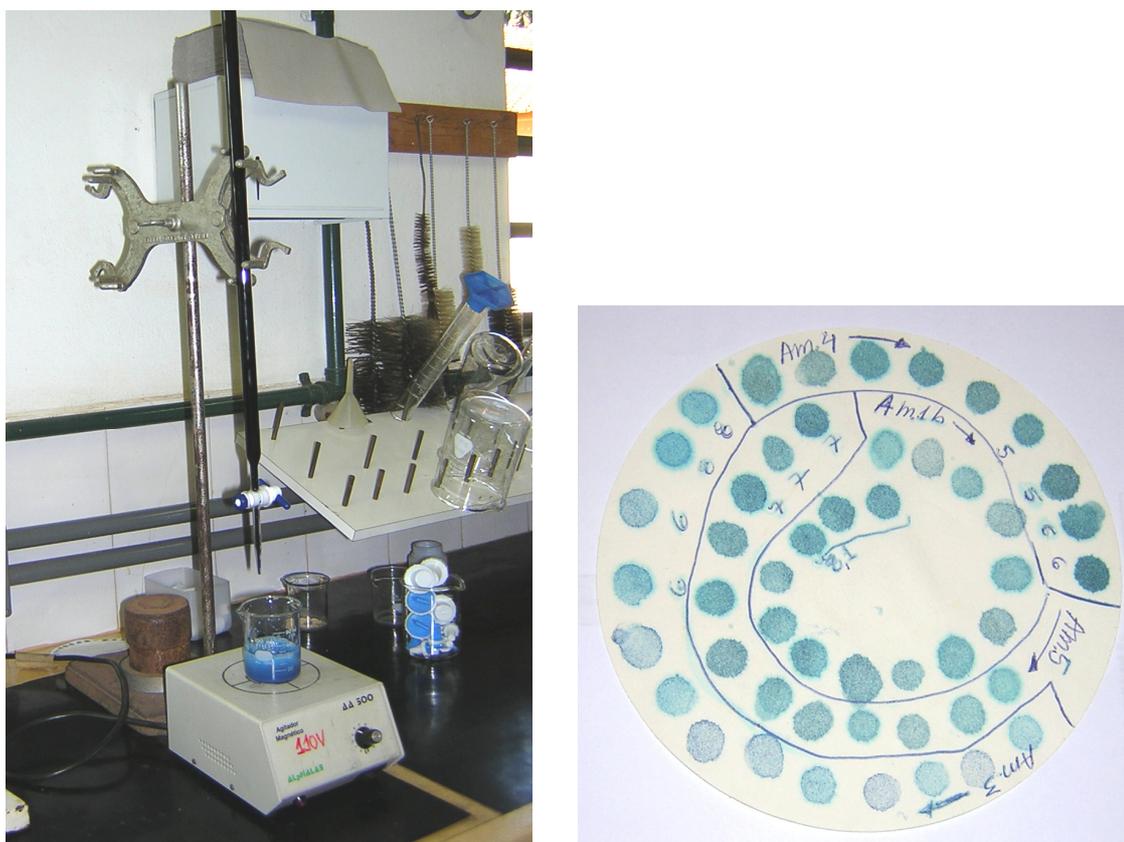


Foto 5.16. Ensaio de azul de metileno sendo executado e os resultados obtidos.



Foto 5.17. Equipamento utilizado para os ensaios de ATD, Departamento de Geotecnia, EESC-USP.



Foto 5.18. Lâminas preparadas, durante secagem, para serem analisadas por difração de Raios-X.



Foto 5.19. Ensaio para medida do pH dos solos (velocidade igual a 42 rpm por 30 min).



Foto 5.20. Diluição das amostras de solo em água deionizada para medida da condutividade elétrica dos solos.

5.2.1.2 Resultados e Discussão

A Tabela 5.7 apresenta a classificação granulométrica e unificada de todos os solos estudados na área do aterro de Bauru. Com exceção da amostra 3 (arenito), o solo local trata-se basicamente de uma areia fina argilosa marrom avermelhada, bastante a pouco argilosa, dependendo do grau de intemperismo sofrido pela rocha. Observa-se também, na Tabela 5.7, que quando não se utiliza o hexametáfosfato de sódio como defloculante durante dos ensaios de granulometria conjunta, a fração argila praticamente desaparece, confirmando assim o estado natural flocculado das mesmas.

Observa-se na Tabela 5.7 que a amostra 3 (arenito) apresenta maior atividade, seguida pela amostra 1. Esses dados revelam a importância de se estudar mais detalhadamente os minerais constituintes desses materiais coletados, a fim de explicar a formação e evolução dos mesmos.

A Tabela 5.8 apresenta os índices físicos e os valores de pH e condutividade elétrica determinados para os solos estudados. Já a Tabela 5.9 apresenta os valores de capacidade de troca catiônica (CTC) do solo e da fração argila, superfície específica (SE) do solo, quantidade de azul de metileno consumida para cada 100 g de solo (Vb) e a atividade da

fração argila em g/100 g de argila (Acb), calculados com base nos resultados dos ensaios de adsorção de azul de metileno, segundo proposta de Pejon (1992).

Tabela 5.7 - Classificação dos solos existentes no Aterro de Bauru.

Nº da amostra		1	2	3	4	5	Colúvio (Mondelli, 2004)
Granulometria Conjunta (NBR 6502/95)	% Areia média	18,0	19,0	25,0	21,0	20,0	32,5
	% Areia fina	54,6	42,0	52,5	55,6	62,0	40,5
	% Silte	13,9	18,0	17,5	7,1	8,0	5,5
	% Argila	13,5	21,0	5,0	16,3	10,0	21,5
	% Finos	39,6	46,3	28,4	37,8	31,6	30,0
	% CaCO ₃	-	-	5,0	-	-	-
Limites de Consistência	LL (%)	28	32	39	27,5	28	26
	LP (%)	16	22	30,5	19,5	20	16
	IP (%)	12	10	8,5	8	8	10
Classificação Unificada		Areia argilosa SC	Areia argilosa SC	Areia siltosa SM	Areia argilosa SC	Areia argilosa SC	Areia argilosa SC
Classificação Granulométrica	com defloculante	Areia fina silto-argilosa	Areia fina argilo-siltosa	Areia fina siltosa	Areia fina argilosa	Areia fina argilo-siltosa	Areia fina argilosa
	sem defloculante	Areia fina siltosa	Areia fina muito siltosa	Areia fina siltosa	Areia fina siltosa	Areia fina siltosa	-
Índice de atividade (%)		0,89	0,47	1,70	0,48	0,73	0,47
		normal	inativa	ativa	inativa	inativa	inativa

Tabela 5.8 - Índices físicos *in situ* e características químicas das amostras de solo coletadas.

Nº da amostra	1	2	3	4	5	Colúvio (Mondelli, 2004)
w (%)	12,6	18,1	14,5	7,7	10,8	8,0
ρ (g/cm ³)	1,98	1,92	2,09	1,77	1,71	1,70
ρ_s (g/cm ³)	2,70	2,69	2,64	2,70	2,65	2,84
ρ_d (g/cm ³)	1,76	1,63	1,83	1,64	1,54	1,57
e	0,53	0,66	0,45	0,64	0,72	0,80
n (%)	35	40	31	39	42	45
Sr (%)	64	74	86	32	40	28
pH (H ₂ O)	5,68	5,66	8,65	5,24	5,79	-
pH (KCl)	3,95	3,85	7,73	4,13	4,01	-
Δ pH	-1,73	-1,81	-0,92	-1,11	-1,78	-
pH ₀	2,22	2,04	6,81	3,02	2,23	-
CE (μ S/cm)	17,4	13,7	99,0	20,2	24,2	-
R (ohm-m)	574,7	729,9	101,0	495,0	413,2	-

Tabela 5.9 - Resultados obtidos a partir do ensaio de adsorção de azul de metileno.

Nº da amostra	1	2	3	4	5	Colúvio (Mondelli, 2004)
Peso seco (g)	0,8322	0,9529	0,6753	0,8232	0,8254	2,60
% Finos (#200)	39,6	46,3	28,4	37,8	31,6	30,0
% argila	13,5	21,0	5,0	16,3	10,0	21,5
Concentração de azul (N)	0,0047	0,0047	0,0047	0,0047	0,0047	0,0047
Vol. de solução gasto (ml)	8,1	19,0	6,0	5,0	7,0	17,0
CTC (meq/100g)	5	9	4	3	4	3
CTC (meq/100g de argila)	34	45	84	18	40	14
SE (m ² /g)	36	73	33	22	31	28
Vb (g/100g)	1,46	2,99	1,33	0,91	1,27	1,14
Acb (g/100g)	11	14	27	6	13	5
Argilomineral provável com base na CTC	Ilita	Ilita	Montm./Ilita	Ilita/Caulinita	Ilita	Caulinita
Classificação (Lautrin, 1989 apud Pejon, 2005)	Ilita ativa	Montm. muito ativa	Montm. nociva	Caulinita normal	Ilita ativa	Caulinita normal

Os valores de pH ácido, da ordem de 5, confirmam a laterização dos solos residuais estudados, assim como o pH básico para a amostra 3 confirma a presença de carbonato de cálcio como material cimentante das partículas. A amostra 3 dissolvida também possui maior condutividade elétrica (menor resistividade) que as outras amostras, o que deverá ser confirmado a partir da medida da resistividade do solo em condição indeformada (Tabela 5.8).

A diferença entre os pHs da suspensão do solo em KCl e em água é dada pelo ΔpH . Quando este é negativo, como no caso das amostras ensaiadas (Tabela 5.8), significa que existe predominância de cargas negativas na superfície dos grãos, havendo assim a tendência destes materiais adsorverem ou trocarem cátions. Segundo Boff (1999), quando o ΔpH é pequeno, como no caso da amostra 3, é possível que o solo seja dominado por cargas variáveis, dependentes do pH do meio. O autor também apresenta a estimativa do ponto de efeito salino zero (P_{ESZ} ou pH_0) através da diferença entre duas vezes o pH em KCl pelo pH

em água. Esse ponto, que pode ser comparado com aquele obtido por titulação potenciométrica, corresponde a um equilíbrio das cargas variáveis. Acima desse ponto, haverá um predomínio de cargas variáveis negativas, enquanto que para o contrário haverá um predomínio de cargas variáveis positivas.

Os resultados da Tabela 5.9 indicam que os argilominerais predominantes nas amostras de solo são a illita seguida da caulinita. Para amostra de arenito, a montmorilonita aparece devido à elevada atividade da fração argila obtida para essa amostra (Acb). O ensaio de azul de metileno serve como uma estimativa rápida e inicial da fração fina do solo e seus resultados devem ser confirmados a partir da realização de ensaios de difração de Raios-X. Os resultados desses ensaios são descritos abaixo, em ordem decrescente dos minerais constituintes das amostras:

- *Amostra 1:* quartzo, illita, amesita, feldspato, caulinita, goetita/hematita, zircão;
- *Amostra 2:* quartzo, illita, feldspato, amesita, caulinita, goetita/hematita, zircão;
- *Amostra 3:* paligorsquita, quartzo, beidelita, feldspato, sepiolita, muscovita, caulinita, mulita;
- *Amostra 4:* quartzo, caulinita, amesita, illita, feldspato, goetita/hematita;
- *Amostra 5:* quartzo, illita, caulinita, amesita, feldspato, goetita/hematita.

A presença de quartzo e feldspato em todas as amostras já era esperada devido ao fato do solo ser residual de arenito ou o próprio arenito. Os argilominerais predominantes nas amostras de solo foram a illita, seguida da caulinita, que aparece em maior quantidade na amostra 4, mais intemperizada. A illita é um argilomineral do grupo das micas, sendo diferenciada estruturalmente pela muscovita apenas pela quantidade maior de potássio que esta última possui em relação a ela, sendo difícil a diferenciação entre as duas através da difração de raios-X. Gidigas (1976) considera que solos lateríticos localizados abaixo da

Linha A da carta de Casagrande possuem muscovita, enquanto que os localizados acima possuem illita.

As curvas de ATD (Figuras 5.46 e 5.47, para amostras 3 e 5) e os valores de CTC maior que 10 (Tabela 5.9) já haviam apontado para a presença da illita, além da caulinita, nas amostras de solos residuais coletadas. O pico endotérmico a 150°C representa a perda de água entre as camadas da illita, enquanto o pico a 560°C representa a perda das hidroxilas, transformando a caulinita em metacaulinita (SANTOS, 1989). O pico exotérmico que se forma a partir de 900°C representa a formação do espinélio para a illita, seguida da nucleação da mulita para a caulinita (Figura 5.47).

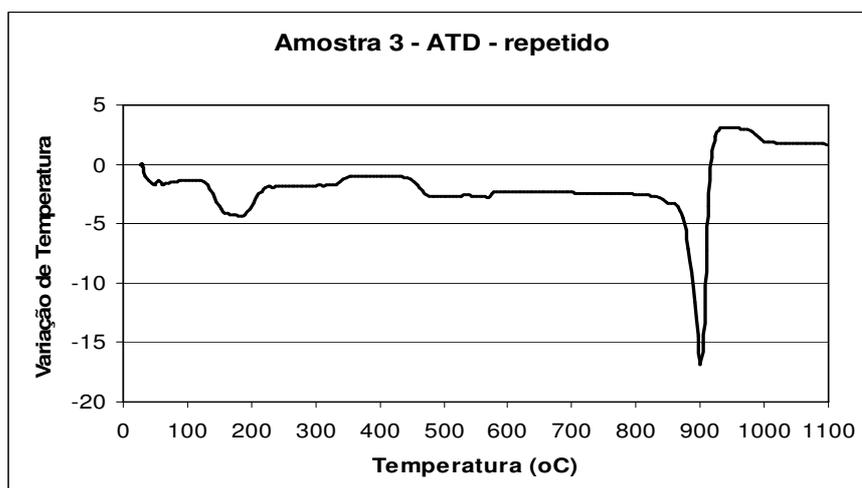


Figura 5.46. Curva de ATD obtida para a fração fina do arenito do Grupo Bauru.

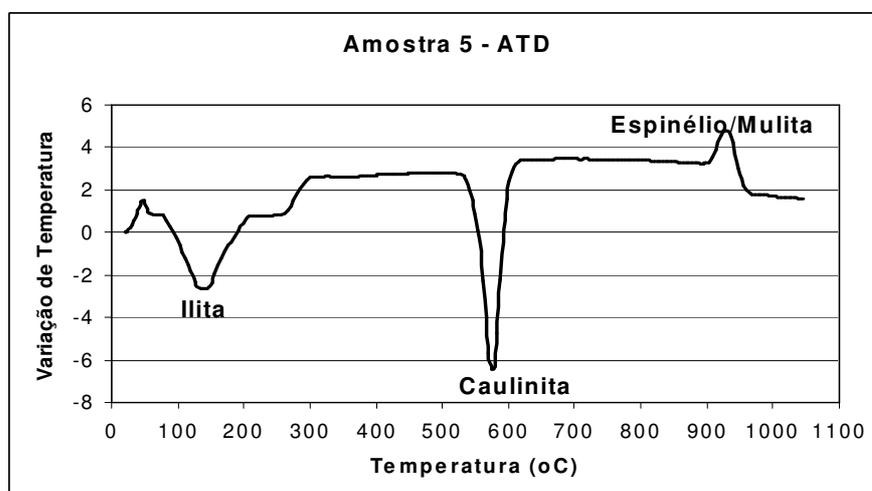


Figura 5.47. Curva típica de ATD para os solos residuais pesquisados.

A presença da paligorsquita como argilomineral predominante na amostra 3, representada pelo arenito, foi confirmada pelos resultados da difração de raios-X (Figura 5.48), com o auxílio do manual da SSSA (1977). A paligorsquita e a sepiolita são argilominerais de estrutura fibrosa, em forma de fita, e não em forma de folhas, como os demais argilominerais. São formados em meios com pH elevado e presença de Ca e Mg, e sob condições de clima semi-árido na época geológica de sua formação. Ribeiro (2001), Batezelli et al. (2005) e Paiva Neto e Nascimento (1957) apud Santos (1989) comentam a presença desses argilominerais em amostras da Formação Marília no triângulo mineiro e no centro-oeste do Estado de São Paulo. No caso da amostra 3, além da sepiolita, identificou-se um pico de beidelita ($2\theta = 7,2^\circ - d=12,3\text{A}$) através da expansão sofrida pela mesma a um espaçamento de 16A, quando tratada com etileno glicol. Por ser uma esmectita, a presença da beidelita pode justificar a elevada CTC obtida para essa amostra (84 meq/100g de argila) na Tabela 5.9.

Nas amostras de solo, ainda foram identificados óxidos ferro em pouca quantidade (hematita e goetita) e também a amesita ($d = 3,51\text{A}$) (argilomineral do grupo das caulinitas e formado através de rochas ricas em Al e Mg, que é o caso do Arenito Bauru), como pode-se observar na Figura 5.49 para a amostra 5.

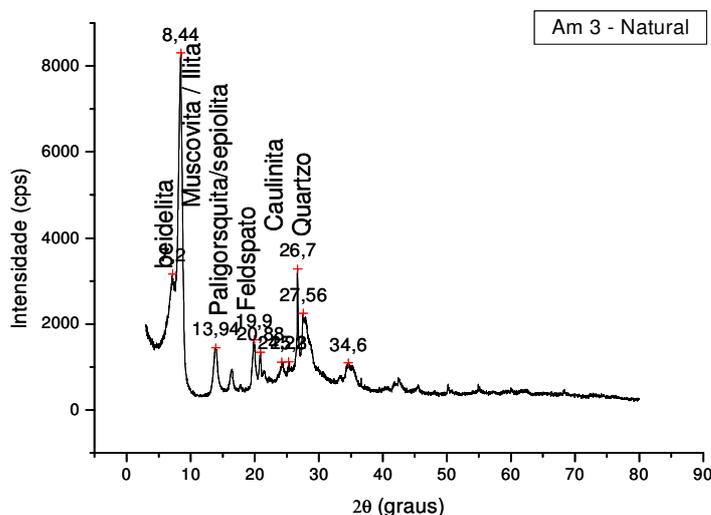


Figura 5.48. Difratograma de raios-X obtido para a amostra 3, arenito do Grupo Bauru.

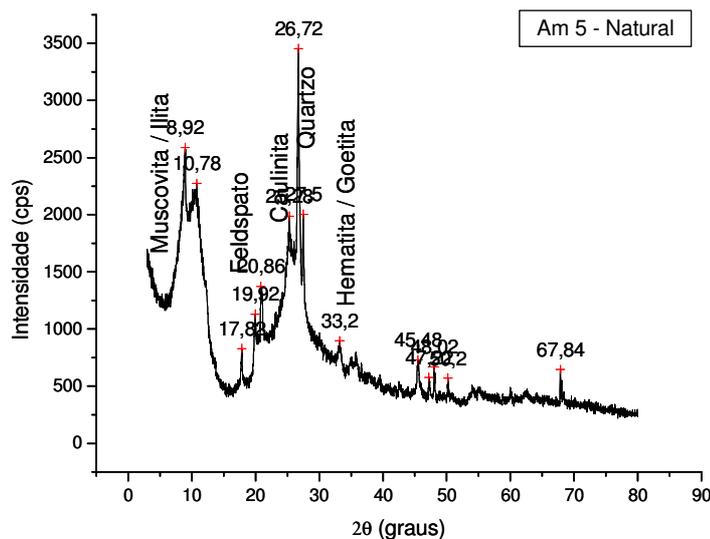


Figura 5.49. Difratograma de raios-X obtido para a amostra 5, residual do Grupo Bauru.

A análise das amostras em diferentes condições de tratamento (natural, aquecida a 550°C e com etileno glicol) foi de extrema importância para que se definisse ou diferenciasse os minerais existentes e prováveis em cada uma delas (PEJON, 2005).

5.2.1.3 Considerações Sobre os Ensaios de Caracterização na Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a realização dos ensaios de caracterização solos encontrados no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ Segundo Gidigasu (1976), as características geotécnicas assim como a performance em campo dos solos lateríticos depende: dos fatores genéticos e pedogenéticos, do grau de intemperismo (decomposição, cimentação, presença de sesquióxidos e desidratação), da mineralogia e da porcentagem da fração argila.
- ✓ Por isso, a metodologia aplicada neste trabalho para caracterização dos solos investigados é de extrema importância para auxiliar no melhor entendimento da

Geologia e na interpretação dos resultados de campo, como a presença ou não de alguns contaminantes, pH, valores de resistividade, permeabilidade etc.

- ✓ Desde o Congresso Internacional de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica (ISSMGE) de 1969 que existe a proposta para realização de ensaios de caracterização mais detalhados em solos tropicais e essa metodologia não pode ser esquecida.
- ✓ Todos os ensaios realizados apresentaram resultados consistentes, de modo que, quando comparados, confirmam a relação entre eles. Deste modo, sempre que estiverem disponíveis ou acessíveis, a execução de todos eles deve ser encorajada.
- ✓ Entre os ensaios realizados, consideram-se de extrema importância para caracterização geoambiental de solos tropicais, relacionando-se a facilidade de execução, assim como a importância dos resultados obtidos: Granulometria Conjunta, Difração de Raios-X, Índices de Consistência, Azul de Metileno.

5.2.2 Ensaios de Equilíbrio em Lote

5.2.2.1 Metodologia

Os ensaios de equilíbrio em lote foram realizados nas cinco amostras coletadas, no material passado na peneira # 40, usando-se como solução o chorume bruto, coletado do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru em 25/10/2006 e armazenado a 4°C durante a realização dos ensaios.

Conforme os primeiros ensaios realizados por Mondelli (2004), adotou-se razão solo:solução (RSS) 1:4 (25 g de solo para 100 ml de chorume), uma vez que essa é uma RSS que permite grande adsorção dos poluentes pelo solo, além de ser bastante utilizada. Essa RSS foi empregada nos ensaios prévios para determinação do tempo de equilíbrio. Os testes foram realizados apenas com as amostras 2, 3 e 4, considerando que as características entre os solos 1 e 2 e 4 e 5 são semelhantes, não havendo assim a necessidade de ensaiar as amostras 1 e 5.

As misturas, assim como os “brancos” (somente a solução no frasco, sem o solo), permaneceram em constante agitação por 1 semana. O agitador utilizado foi o da Nova Técnica, Modelo MT 145, e funcionou a 90 rpm (Foto 5.21).



Foto 5.21. Ensaio de equilíbrio em lote em andamento e filtragem das amostras.

Durante essa primeira fase do ensaio, foram analisadas as concentrações de cloretos (Cl^-), Ca, Na e K, além do pH e da condutividade elétrica, tendo sido todos realizados no Laboratório de Geoquímica do Departamento de Geotecnia, EESC-USP. Os resultados das curvas do grau de sorção (S) *versus* tempo estão apresentados no Anexo 1.

Os resultados mostram a complexidade das reações que podem ocorrer entre o solo e o chorume durante 1 semana (adsorção, precipitação, oxi-redução, degradação da matéria orgânica, etc.), ficando difícil a determinação de um tempo de equilíbrio. Considerando a elevadíssima concentração dos elementos químicos analisados no chorume ($\text{Cl}^- = 3900 \text{ mg/L}$; Na = 2500 mg/L; K = 1900 mg/L; Ca = 130 mg/L; C = 25000 $\mu\text{S/cm}$), o que prejudicou a precisão das análises (0,1 mg/L), observa-se que praticamente não houve adsorção de cloretos e cálcio para os solos ensaiados, havendo desadsorção em alguns casos. Isto já era esperado, uma vez que o cloreto é considerado um traçador e o cálcio é constituinte das amostras 2 e 3.

Quanto ao sódio, observou-se um comportamento muito variável com o tempo, e com baixos graus de adsorção. Sendo assim, o potássio foi o elemento mais adsorvido nessa fase dos ensaios pelos diferentes solos, e foi escolhido como o metal alcalino de referência para obtenção do coeficiente de partição (K_d).

Além do sódio e do potássio, também foram escolhidos mais dois metais, presentes em menores concentrações no chorume para obtenção de K_d . Foram eles: o zinco, já estudado por Mondelli (2004) e presente no chorume numa concentração de cerca de 0,56 mg/L (Tabela 4.3); e o ferro, presente numa concentração um pouco maior no chorume (9,86 mg/L), para que a precisão durante a construção das isotermas fosse melhorada. Decidiu-se realizar as análises desses metais somente na fase da construção das isotermas, uma vez que o custo de análise era elevado e deveria ser contratado para esses elementos.

O tempo de equilíbrio escolhido foi de 24 h, justificado pelo fato de que após esse tempo havia variação dos constituintes dos “brancos” (só chorume) e também do grau de adsorção. Além disso, foi o tempo em que houve a maior adsorção para algumas amostras e que vem sendo bastante adotado na literatura.

5.2.2.2 Resultados e Discussão

A partir dos resultados obtidos, foram construídas isotermas de sorção (ECI – *Environmentally Conservative Isotherms*) estão. Para a construção dessas isotermas “ECI”, variou-se a quantidade de solo (25, 10, 5, 2 e 1 g) e permaneceu constante o volume de chorume (100 ml). As Figuras 5.50 a 5.52 apresentam alguns dos resultados obtidos para a amostra 4. Os graus de adsorção (S) foram calculados com base na Equação 3.8 e resumidos na Tabela 5.10.

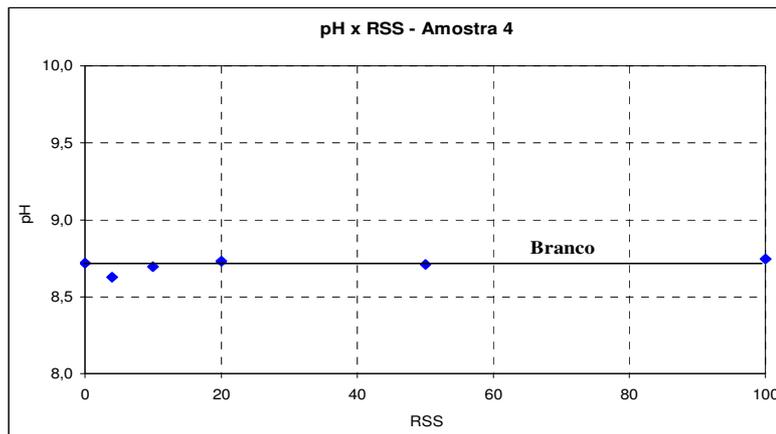


Figura 5.50. Variação do pH em relação à razão solo-solução para a amostra 4 (areia argilosa residual de arenito).

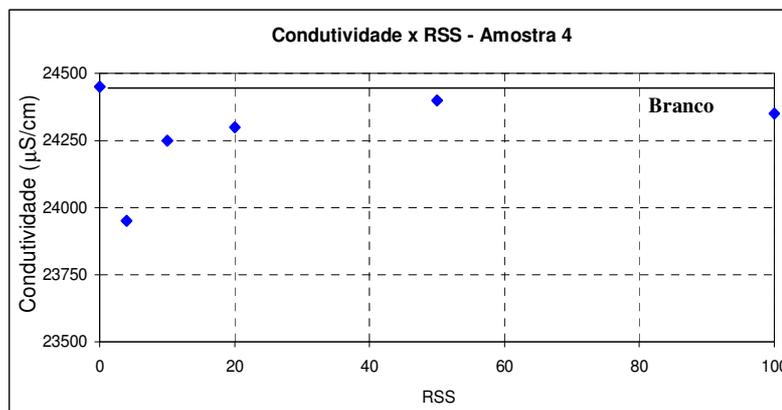


Figura 5.51. Variação da condutividade elétrica em relação à razão solo-solução para a amostra 4 (areia argilosa residual de arenito).

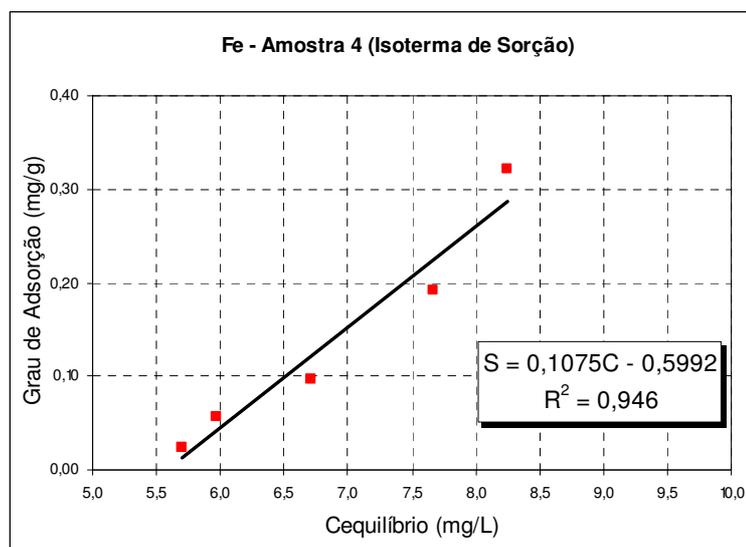


Figura 5.52. Isoterma de sorção da amostra 4 (areia argilosa residual de arenito) obtida para o ferro.

A partir dos resultados, observa-se que, com exceção das misturas que continham maior quantidade de solo (RSS = 1:4), praticamente não houve variação do pH das RSS em relação ao branco. Já, a condutividade elétrica apresentou um comportamento esperado, tendendo a crescer com o aumento da RSS, ou seja, se aproximava mais da condutividade do branco, quanto menos solo havia na mistura. Apesar da dificuldade na determinação precisa das concentrações dos elementos, foi possível obter as isotermas de sorção lineares, cujos resultados encontram-se resumidos na Tabela 5.10. Os valores dos coeficientes de retardamento (R_d) foram calculados com base na Equação 3.10.

Em muitos casos houve a necessidade de descartar os pontos referentes às razões solo-solução 1:100, ou mesmo 1:50, devido a pouca precisão obtida para essas pequenas quantidades de solo. Contudo, os resultados preliminares confirmam a elevada retenção desses solos, principalmente do arenito (amostra 3), seguido pelo solo 4, residual. Os metais mais retidos foram o potássio e o ferro. Como esperado, não houve adsorção do sódio por esses solos, com exceção do arenito e da amostra 2, podendo ter havido influência da presença de carbonato de cálcio nesse caso. Estes resultados deverão ser confirmados através de ensaios de coluna com percolação de chorume, servindo apenas para uma análise qualitativa dos fenômenos de sorção nesses solos. A baixa concentração de zinco no chorume coletado limitou a precisão desses resultados. Contudo, a menor adsorção desse metal pelos solos estudados pode ser justificada pelo seu aparecimento na água do poço de monitoramento PP-7. Quanto ao ferro, acredita-se que as elevadas concentrações desse metal existente nas águas dos poços, maiores inclusive que a do próprio chorume (Tabela 4.3), deve-se à presença das partículas de solo nessas águas. A utilização de um filtro de água (# 0,45 μm) durante as futuras campanhas de coleta de água poderia confirmar esta hipótese.

Os valores do coeficiente de retardamento (R_d) estão coerentes com aqueles encontrados por Mondelli (2004) para amostra de colúvio, estando na mesma ordem de grandeza, assim como a própria relação, quase linear das isotermas.

Tabela 5.10 - Resultados dos ensaios de equilíbrio em lote realizados com chorume.

No da amostra	1	2	3	4	5	
Gênese	Residual de arenito	Residual de arenito	Arenito Bauru com CaCO_3	Residual de arenito	Residual de arenito	
Textura	Areia silto-argilosa	Areia argilo-siltosa	Areia siltosa	Areia argilosa	Areia argilo-siltosa	
ρ_d (g/cm^3)	1,6	1,5	1,8	1,5	1,5	
n (%)	40	44	31	42	42	
K_d (ml/g)	Na	0	35	290	0	0
	K	34	45	53	30	35
	Fe	32	24	44	107	40
	Zn	0	35	20	39	9
R_d	Na	1	120	1706	1	1
	K	137	154	313	107	130
	Fe	129	83	260	383	149
	Zn	1	120	119	140	34

5.2.2.3 Considerações Sobre os Ensaio de Equilíbrio em Lote na Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a realização dos ensaios de equilíbrio em lote utilizando-se os solos e o chorume do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ Os ensaios de equilíbrio em lote são fáceis e baratos de serem realizados, contudo, raramente a visualização das diversas reações que ocorrem entre o solo e o contaminante é possível, o que prejudica a sua interpretação. Os equipamentos, tempos de equilíbrio, rotação e quantidades de solo e solução variam entre normas e diferentes áreas do conhecimento que utilizam esse ensaio. Uma norma brasileira para fins de Geotecnia Ambiental faz-se necessária.

- ✓ A precisão dos equipamentos analíticos utilizados foi um problema encontrado durante os ensaios. O chorume contém elevadas concentrações de determinados sais, necessitando-se assim de muitas diluições para que as análises químicas sejam realizadas utilizando-se os equipamentos comumente disponíveis nos mais diversos laboratórios.
- ✓ Os valores encontrados para K_d e R_d são considerados elevados para solos com apenas cerca de 20 % de argila em sua constituição. Christensen et al. (2001) apresentam valores nessa mesma ordem de grandeza para metais pesados ($K_d = 18$ a 460 ml/g). Estes ensaios serão re-interpretados após a realização dos ensaios de coluna, os quais podem ser considerados mais próximos da situação de campo, com a utilização de amostras indeformadas ou compactadas.
- ✓ A avaliação de resultados de ensaios que utilizam água subterrânea contaminada com chorume no pH de campo (da ordem de 6) e uma razão solo-solução igual a 10, assim como Christensen et al. (2001) apresentam, seria interessante como trabalho futuro para confirmação da capacidade de sorção de metais por solos tropicais, de modo a manter a competição entre os diferentes íons e reações de complexação e precipitação com os constituintes orgânicos e inorgânicos presentes no chorume.

5.2.3 Ensaios de Coluna

5.2.3.1 Metodologia

Com o objetivo de estimar os coeficientes de permeabilidade (k), de dispersão hidrodinâmica (D_h) e de retardamento (R_d), foi montado um aparato que comportasse corpos de prova moldados das amostras indeformadas coletadas (arenosas e heterogêneas), assim como a percolação de contaminantes. Para isso, foi montado um sistema que funcionasse a carga constante, com gradientes hidráulicos não muito elevados (Foto 5.22). Deste modo,

optou-se por utilizar o sistema de colunas desenvolvido no Departamento de Geotecnia, EESC-USP, com parede rígida de PVC (BOFF, 1999). Foi adotado diâmetro igual a 100 mm e altura aproximada de 80 mm para os corpos de prova a serem ensaiados. A carga hidráulica aplicada foi de 370 mm, resultando num gradiente hidráulico (i) de 4,6, o menor conseguido, uma vez que os gradientes em campo são baixos (da ordem de 0,05).

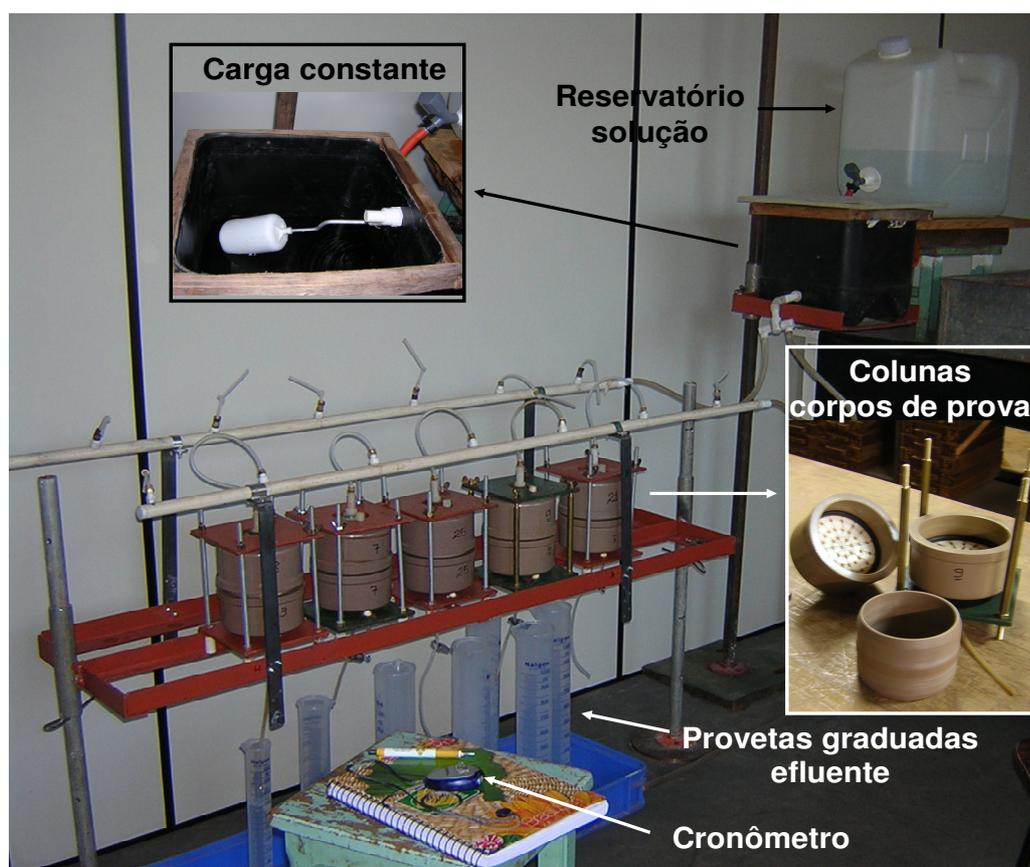


Foto 5.22. Sistema desenvolvido para realização de ensaios de coluna em amostras de solo indeformadas e predominantemente arenosas.

5.2.3.2 Coeficiente de permeabilidade (k)

A partir das vazões medidas através do sistema, foi calculada a condutividade hidráulica dos diferentes solos ensaiados. Como foram utilizados diferentes fluidos de saturação, os valores de condutividade hidráulica serão chamados aqui de coeficiente de permeabilidade.

Os valores de coeficiente de permeabilidade obtidos usando permeâmetro de parede rígida para as diferentes amostras e fluidos estudados são apresentados na Tabela 5.11. Os resultados obtidos por Mondelli (2004) para as amostras de colúvio usando permeâmetro de parede flexível também estão resumidos na Tabela 5.11. Destaca-se que alguns corpos de prova, principalmente para amostra 2 (2b, 2c e 2d), foram difíceis de serem moldados na sua forma natural, devido à existência de muitos flocos de argila e concreções. Mesmo assim, pode-se considerar esses resultados consistentes com relação à textura e à mineralogia dos materiais estudados.

Tabela 5.11 - Coeficientes de permeabilidade (k) determinados para os diferentes materiais coletados no entorno do aterro de Bauru, percolados com diferentes fluidos.

Fluido	Amostra	1	2	3	4	5	Parede Flexível (Mondelli, 2004)
	Gênese	Residual de arenito	Residual de arenito	Arenito Bauru	Residual de arenito	Residual de arenito	Colúvio
	Textura	Areia silto-argilosa	Areia argilo-siltosa	Areia siltosa	Areia argilosa	Areia argilo-siltosa	Areia argilo-siltosa
Água destilada	k 20°C (m/s)	(a) $1,3 \times 10^{-6}$	(a) $3,8 \times 10^{-6}$	(a) $2,5 \times 10^{-5}$	(a) $1,9 \times 10^{-5}$	(a) $1,5 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-6}$ a $1,2 \times 10^{-5}$
		(b) $3,9 \times 10^{-6}$	(b)* $4,0 \times 10^{-5}$	(b) $1,6 \times 10^{-5}$	(b) $2,4 \times 10^{-5}$	(b) $9,6 \times 10^{-6}$	
		(c) $2,3 \times 10^{-6}$	(c)* $7,5 \times 10^{-5}$	(c) $1,5 \times 10^{-5}$	-	(c) $1,7 \times 10^{-5}$	
		-	(d)* $5,4 \times 10^{-5}$	-	(d) $1,9 \times 10^{-5}$	(d) $8,9 \times 10^{-6}$	
NaCl (1000 ppm)	k 20°C (m/s)	(c) $2,0 \times 10^{-6}$	(b)* $3,1 \times 10^{-5}$	(c) $1,5 \times 10^{-5}$	(d) $1,7 \times 10^{-5}$	(d) $1,2 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^{-5}$
Chorume	k 20°C (m/s)	(b) $4,2 \times 10^{-6}$	(d)* $2,0 \times 10^{-5}$	(b) $6,5 \times 10^{-6}$	(b) $1,7 \times 10^{-5}$	(b) $1,5 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-5}$

* Corpos de prova com moldagem comprometida. Para amostra 2, estima-se $k = 10^{-6}$ m/s.

Assim, esperava-se que os solos residuais menos evoluídos e mais argilosos (amostras 1 e 2 – $k = 10^{-6}$ m/s) apresentassem valores de permeabilidade menores que aqueles solos mais evoluídos (amostras 4 e 5 – $k = 10^{-5}$ m/s), o que de fato ocorreu (Tabela 5.11). A mesma ordem de grandeza dos valores de permeabilidade foi obtida para o colúvio e as amostras 4 e 5, o que já era esperado, devido às características granulométricas semelhantes entre esses

materiais. Esse fato confirma a aplicabilidade dessas duas técnicas (parede rígida e flexível) na realização de ensaios de coluna utilizando os solos estudados no estado indeformado.

Os coeficientes de permeabilidade determinados utilizando-se solução salina sofreram pouca variação em relação àquelas obtidas com água deionizada, tendendo a diminuir, com exceção das amostras 1, 5 e do colúvio, que apresentaram um pequeno aumento da condutividade com a percolação de NaCl. As Figuras 5.53 e 5.54 apresentam a variação dos coeficientes de permeabilidade determinados em água e em solução salina em função do número de volume de vazios percolados para as amostras 3 e 5, respectivamente.

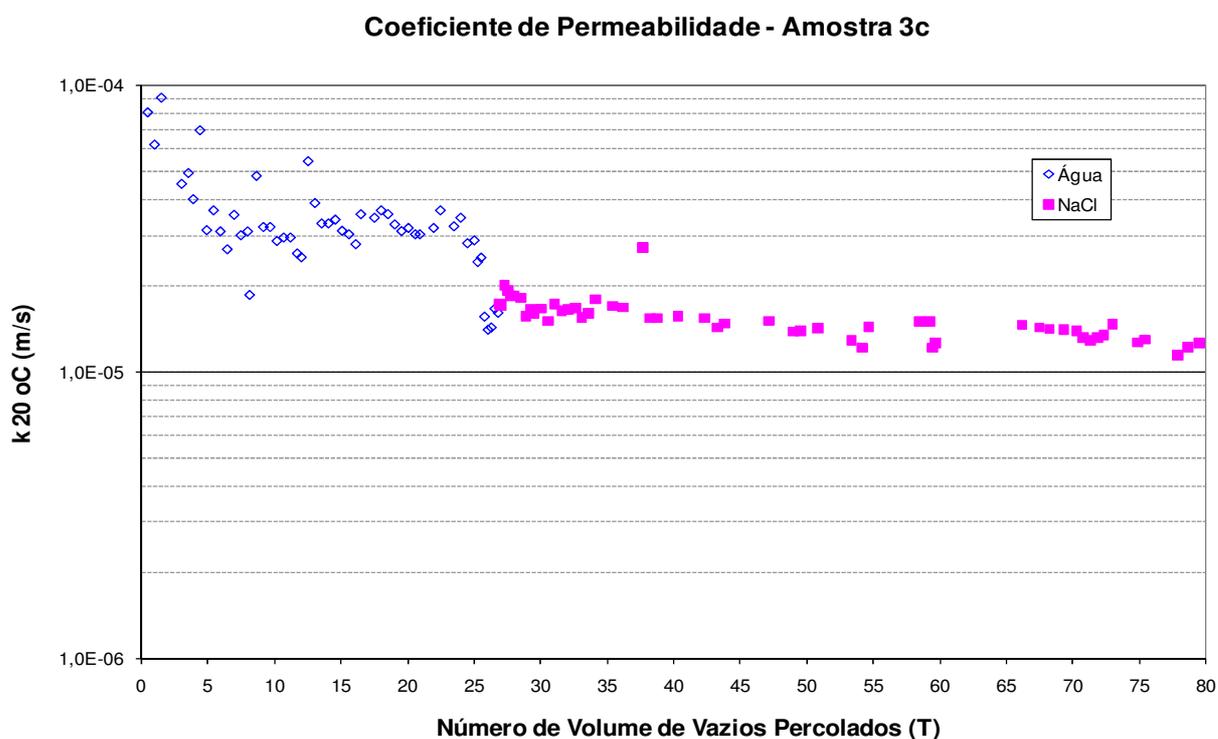


Figura 5.53. Variação dos coeficientes de permeabilidade determinados em água e em solução salina com o número de volume de vazios percolados para a amostra 3(c).

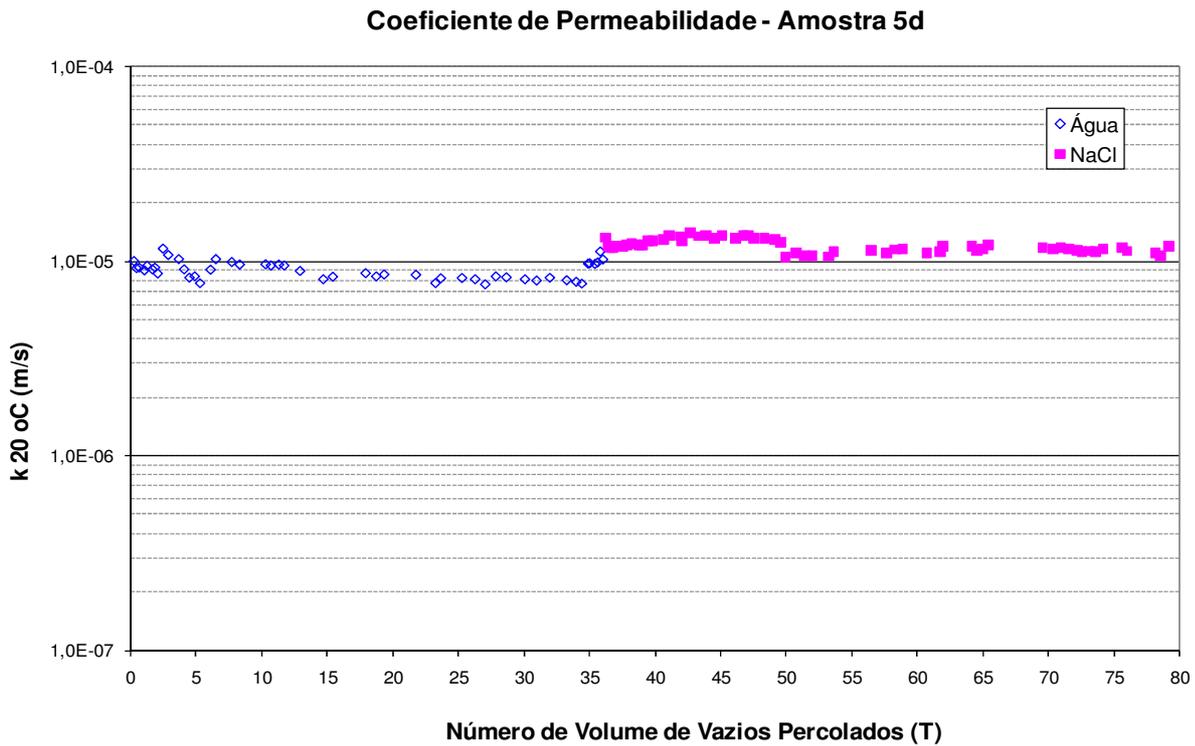


Figura 5.54. Variação dos coeficientes de permeabilidade determinados em água e em solução salina com o número de volume de vazios percolados para a amostra 5(d).

Com base nos resultados apresentados na Tabela 5.11, observa-se que os coeficientes de permeabilidade determinados com percolação de chorume tenderam aumentar para as amostras 1 e 5 e a diminuir para as amostras 2, 3 e 4. Vale salientar essa permeabilidade variou durante os cerca de 50 volumes de vazios percolados com chorume para cada amostra, sendo apresentado na Tabela 5.11 apenas os valores médios finais de cada ensaio. As Figuras 5.55 e 5.56 apresentam essa variação para as amostra 3 e 5, respectivamente, percoladas primeiramente com água e, em seguida, com chorume.

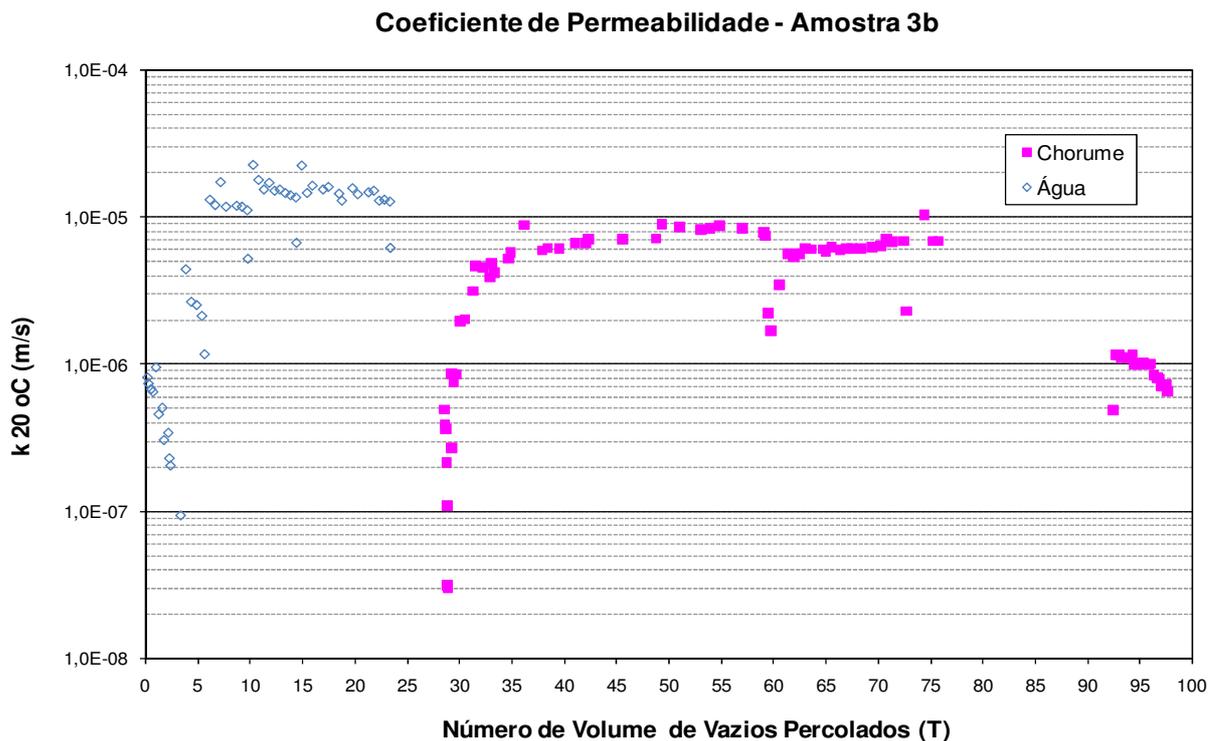


Figura 5.55. Variação dos coeficientes de permeabilidade com percolação de água e chorume com o número de volume de vazios percolados para a amostra 3 (b).

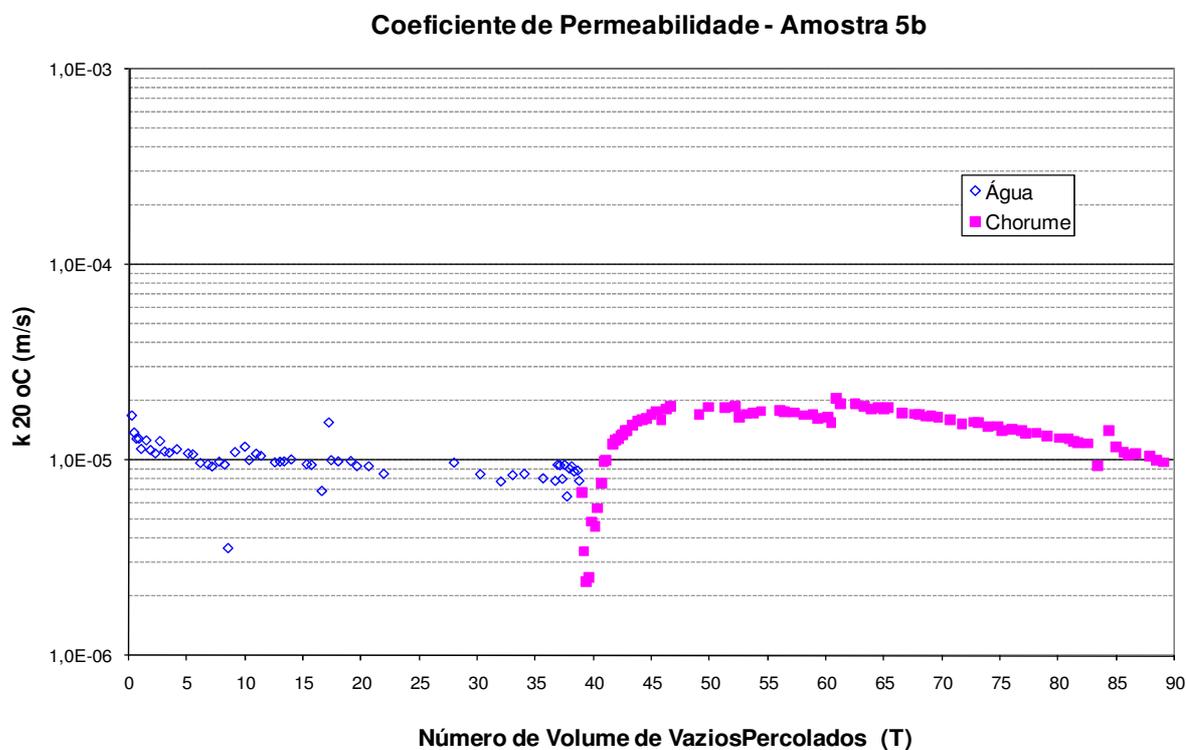


Figura 5.56. Variação dos coeficientes de permeabilidade com percolação de água e chorume com o número de volume de vazios percolados para a amostra 5 (b).

Observa-se que reações químicas ocorreram entre o chorume e o solo, principalmente até cinco volumes de vazios percolados, o que possivelmente alterou a estrutura do solo. Esse mesmo fato ocorreu com os corpos de prova de colúvio ensaiados em permeâmetro de parede flexível. Com exceção dos corpos de prova da amostra 3, que devido à presença de argilominerais ativos demorava mais para saturar (Figura 5.55), os demais corpos de prova apresentaram a ocorrência de bolhas durante o início da percolação com chorume, começando a saturar apenas a partir de cinco volumes de vazios percolados.

De maneira geral, pode-se concluir que o aquífero sobre o qual está situado o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru é bastante permeável e susceptível a contaminação e deslocamento de íons existentes no chorume. Mesmo apresentando maior densidade e argilominerais mais ativos em sua constituição, observa-se que o coeficiente de permeabilidade do arenito (amostra 3) é elevado quando saturado (2×10^{-5} m/s), devido à predominância de grãos arenosos mais grossos. Assim, considera-se o subsolo do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru é altamente susceptível à percolação de contaminantes e poluentes, com exceção de alguns materiais residuais mais argilosos. Esse fato justifica os baixos valores de resistividade obtidos a grandes profundidades, como mostra a Figura 4.20 para 22 m de profundidade.

A partir dos dados da Tabela 5.11, pôde-se estimar as velocidades para as diferentes amostras representativas do aquífero local, adotando-se um gradiente hidráulico (i) igual a 0,05 (máximo de campo), as quais, de uma maneira geral, são consideradas elevadas:

- Amostras 1 e 2: velocidades iguais a 2,0 a 6,6 m/ano;
- Amostra 3: velocidades iguais a 10,9 a 25,2 m/ano;
- Amostras 4 e 5 e colúvio: velocidades iguais a 11,7 a 37,8 m/ano.

Estes valores de velocidade ainda são menores que aquele encontrado através do ensaio de dispersão com traçador em campo (61m/ano), apesar dos valores de permeabilidade

terem sido muito próximos ($k = 3,9 \times 10^{-5}$ m/s), podendo ou não validar a técnica utilizada em campo. De qualquer modo, esses valores são muito elevados, o que confirma a facilidade de ocorrência de contaminação do aquífero freático, seja através aterro de resíduos domésticos, ou seja, através das valas de resíduos hospitalares. Não era esperado que a amostra 3 (arenito) apresentasse velocidade ou permeabilidade maiores que as amostras residuais 1 e 2, devido a sua baixa porosidade e elevada massa específica (Tabela 5.8). Contudo, a sua complexa mineralogia, apresentando minerais como paligorsquita e beidelita, além de possuir material cimentante (diluindo após saturado) e menor porcentagem de argila que as demais amostras (Tabela 5.7), podem justificar os resultados obtidos, que deverão ser confirmados em investigações futuras.

5.2.3.3 pH

Os valores de pH dos efluentes das colunas foram monitorados durante a realização dos ensaios. As Figuras 5.57 a 5.60 apresentam a variação do pH para as amostras 3 e 5, quando percoladas com água deionizada e em seguida, com NaCl e chorume, respectivamente.

Os resultados apresentados na Figura 5.58 confirmam a acidez dos solos residuais estudados, caracterizadamente lateríticos. Observa-se que essa acidez aumenta ainda mais com a percolação da solução de NaCl. Para a amostra 3 (arenito não laterizado), o pH em água deionizada fica em torno de 6,8 (Figura 5.57), ou seja, maior que para a amostra 5, residual. As Figuras 5.59 e 5.60 mostram que independentemente do tipo e do grau de evolução do solo, existe um aumento dos valores de pH quando os corpos de prova foram percolados com chorume. Esse crescimento tende a estabilizar no mesmo valor do pH do chorume bruto sempre a cerca de 5 volumes de vazios percolados, confirmando assim a saturação dos corpos de prova após 5 volumes de vazios percolados.

Ensaio de Coluna com Percolação de Água e NaCl - Amostra 3c

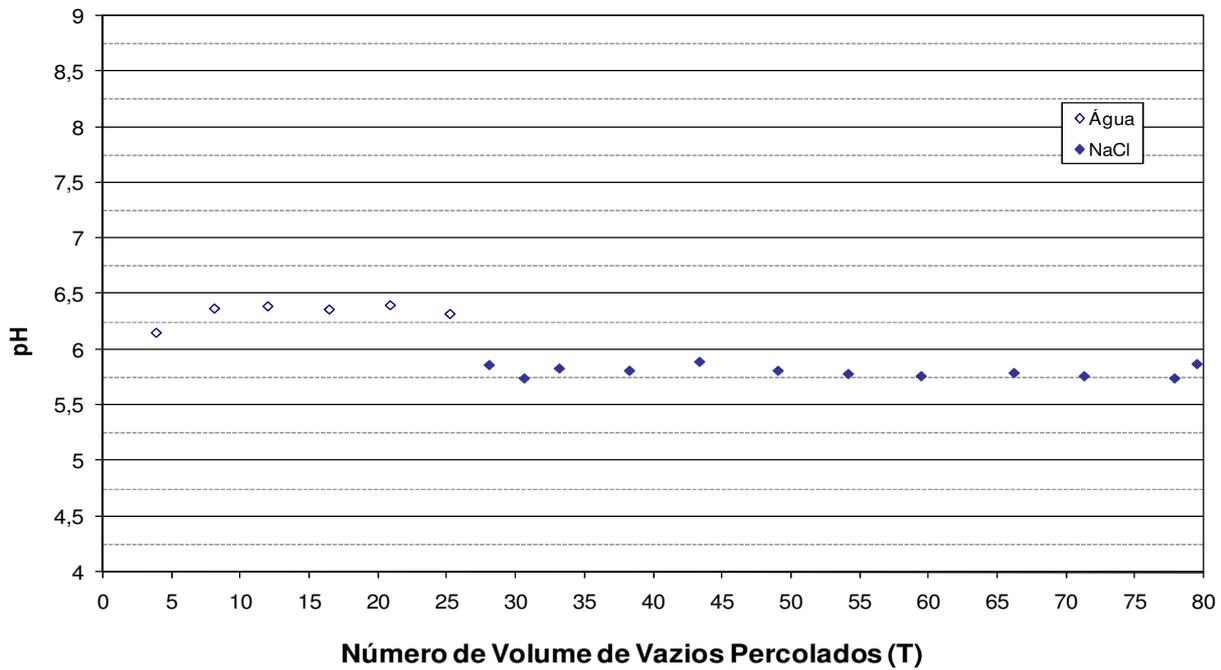


Figura 5.57. Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 3 (c) – Água e Solução Salina.

Ensaio de Coluna com Percolação de Água e NaCl - Amostra 5d

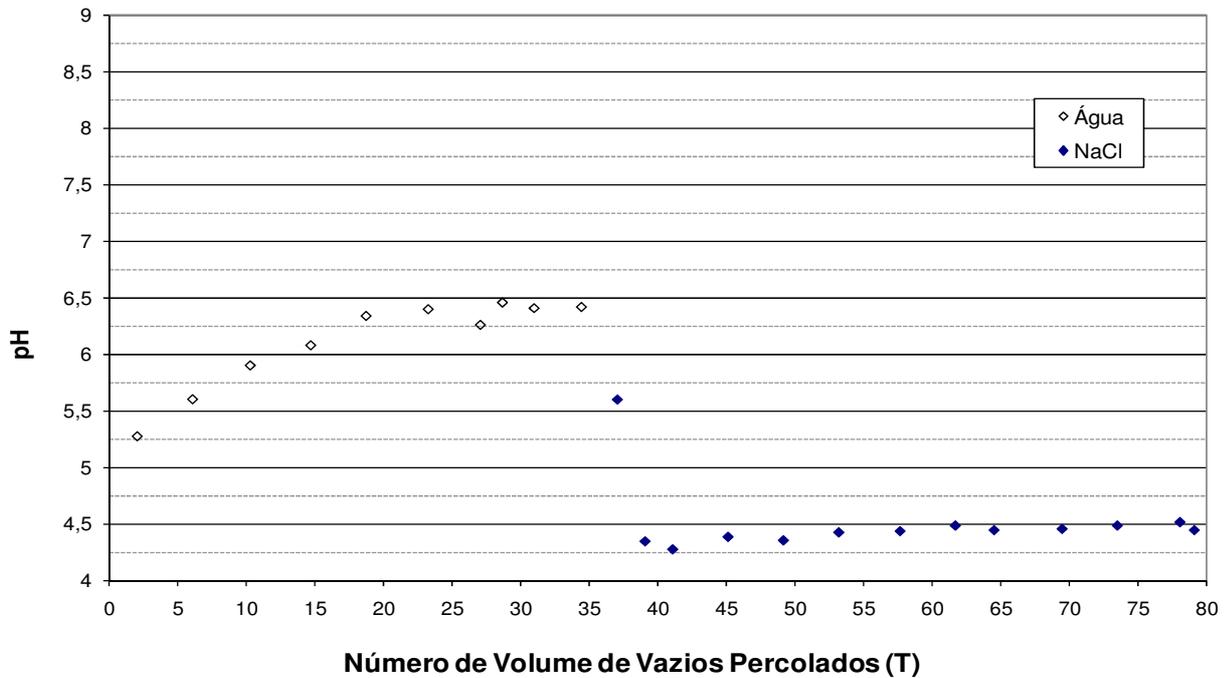


Figura 5.58. Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 5 (d) – Água e Solução Salina.

Ensaio de Coluna com Percolação de Água e Chorume - Amostra 3b

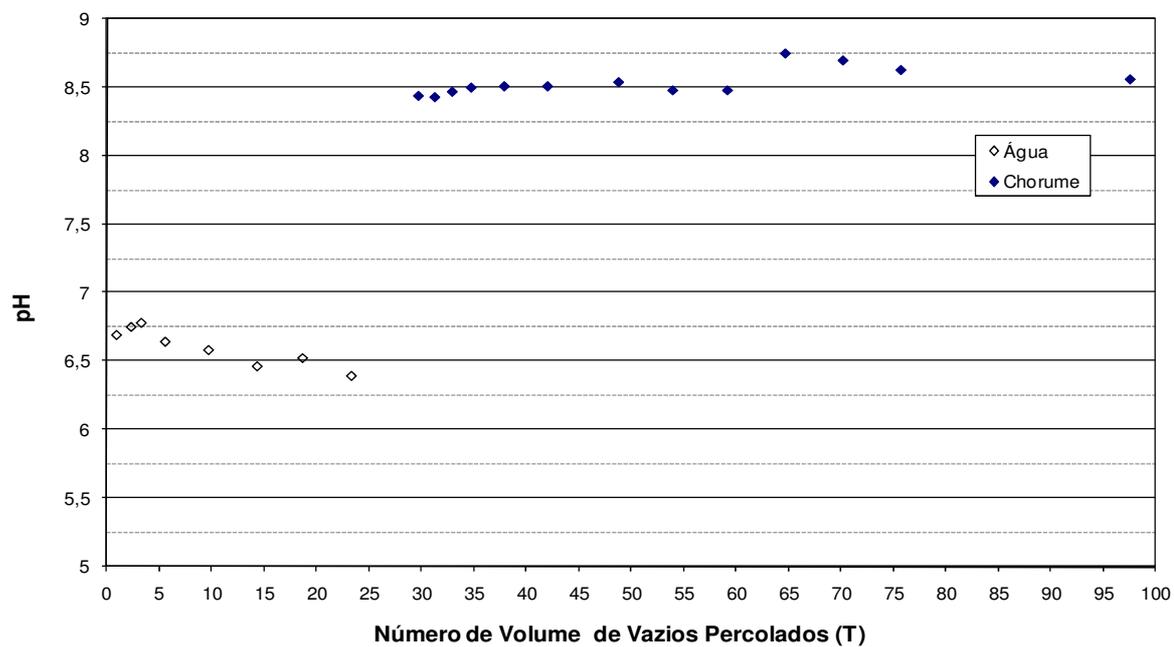


Figura 5.59. Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 3 (b) – Água e Chorume.

Ensaio de Coluna com Percolação de Água e Chorume - Amostra 5b

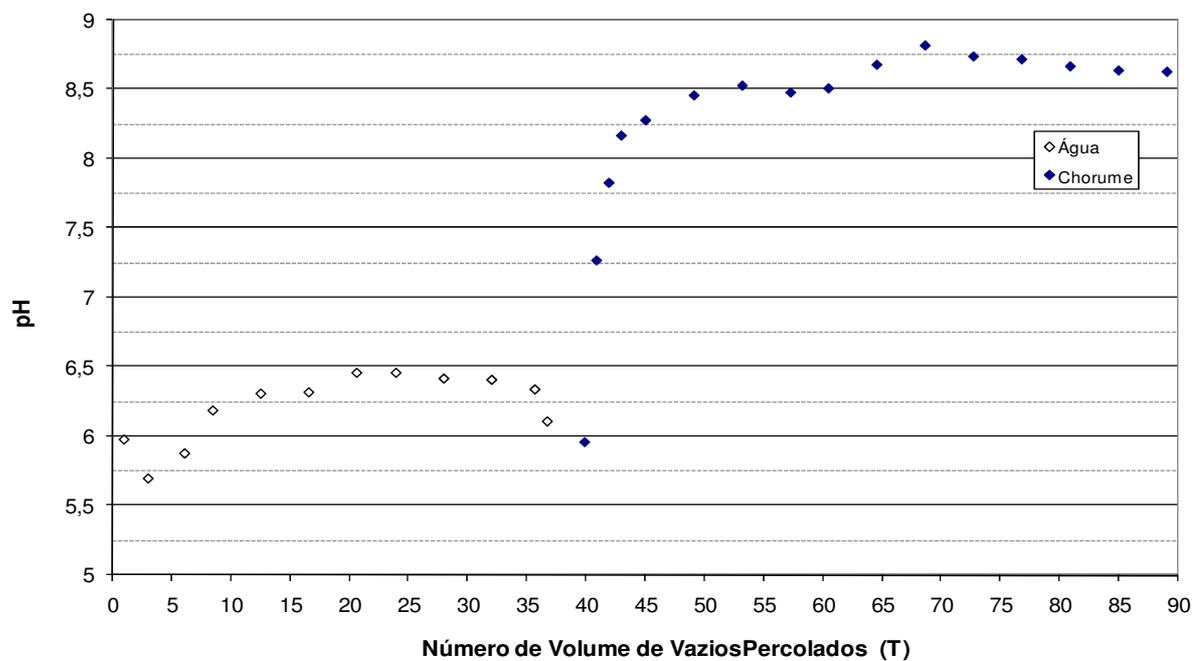


Figura 5.60. Monitoramento do pH em função do número de volume de vazios percolados para a amostra 5 (b) – Água e Chorume.

5.2.3.4 Coeficientes de Dispersão Hidrodinâmica (D_h) e de Retardamento (R_d)

As Figuras 5.61 a 5.64 apresentam as curvas de eluição obtidas para as amostras 3 e 5, respectivamente, percoladas com solução de NaCl a 1000 ppm (traçador) e chorume. Para os ensaios realizados com percolação de solução salina, as curvas foram construídas relacionando as concentrações de Na e Cl^- obtidas para os efluentes da coluna (C) com as concentrações iniciais da solução de NaCl (C_0). A condutividade elétrica também foi monitorada durante os ensaios. Uma análise qualitativa dessas curvas indica que C/C_0 se iguala a um a cerca de cinco volumes de vazios percolados para a maioria das amostras (Figuras 5.61 e 5.62). Entre os elementos analisados, o sódio apresentou um certo retardamento em relação aos cloretos e à condutividade, o que poderia indicar uma retenção pequena desse íon pelos solos pesquisados.

Para os ensaios realizados com percolação de chorume, os parâmetros monitorados foram a condutividade elétrica e os íons Na, K, Ca, Fe e Cl^- . A partir de uma análise qualitativa inicial, observa-se que o sódio e os cloretos apresentam comportamento de íons traçadores, com a frente de contaminação chegando a cerca de seis volumes de vazios percolados. O potássio apresentou um retardamento um pouco maior em relação à frente de chegada do chorume, com doze volumes percolados para amostra 1 e cerca de sete volumes percolados para as demais amostras (quando a condutividade elétrica foi monitorada) (Figuras 5.63 e 5.64).

Com relação ao íon Ca, houve desadsorção a partir de dois volumes de vazios para as amostras 1 e 2 e a partir de quatorze volumes de vazios para as amostras 4 e 5. A amostra 3 (o arenito que contém bastante cálcio) apresentou a desadsorção logo no início da percolação, a qual foi caindo até permanecer em um nível constante, a C/C_0 igual a 1 (Figura 5.63). Essa desadsorção do cálcio pelos solos estudados já havia sido prevista durante a fase de determinação do tempo de equilíbrio durante os ensaios de equilíbrio em lote. Esse

comportamento de desadsorção do cálcio também foi conferido por Kjeldsen e Christensen (1984), quando realizaram ensaios de coluna com chorume na fase ácida.

Ensaio de Coluna com Percolação de NaCl - Amostra 3c

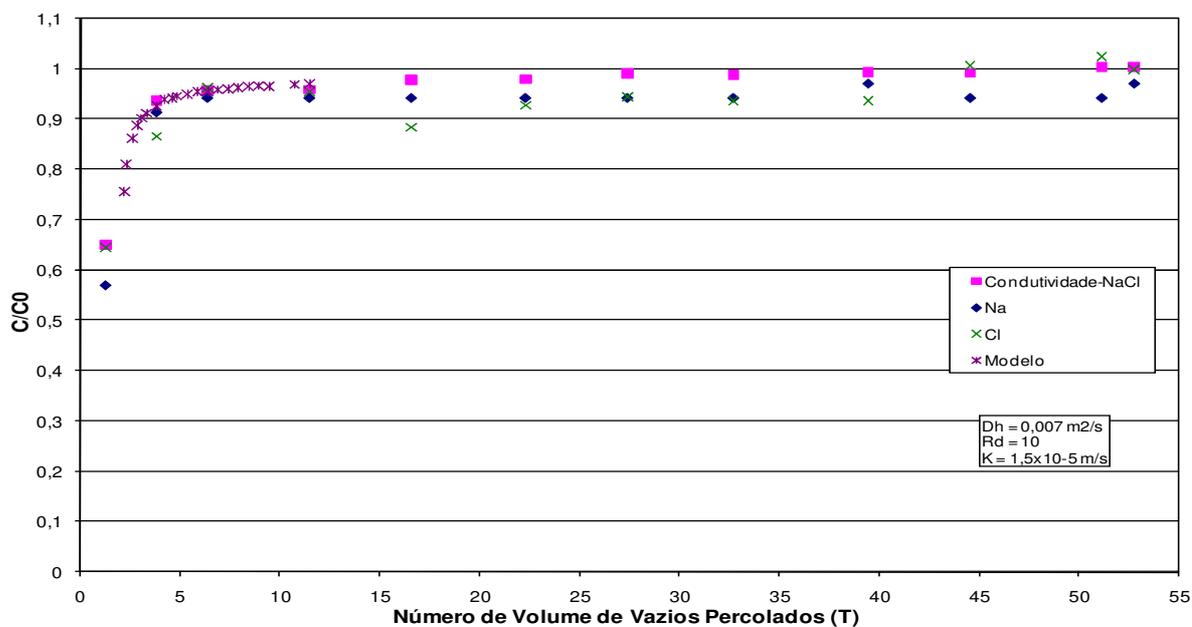


Figura 5.61. Curva de eluição obtida para a amostra 3 (c), percolada com solução salina.

Ensaio de Coluna com Percolação de NaCl - Amostra 5d

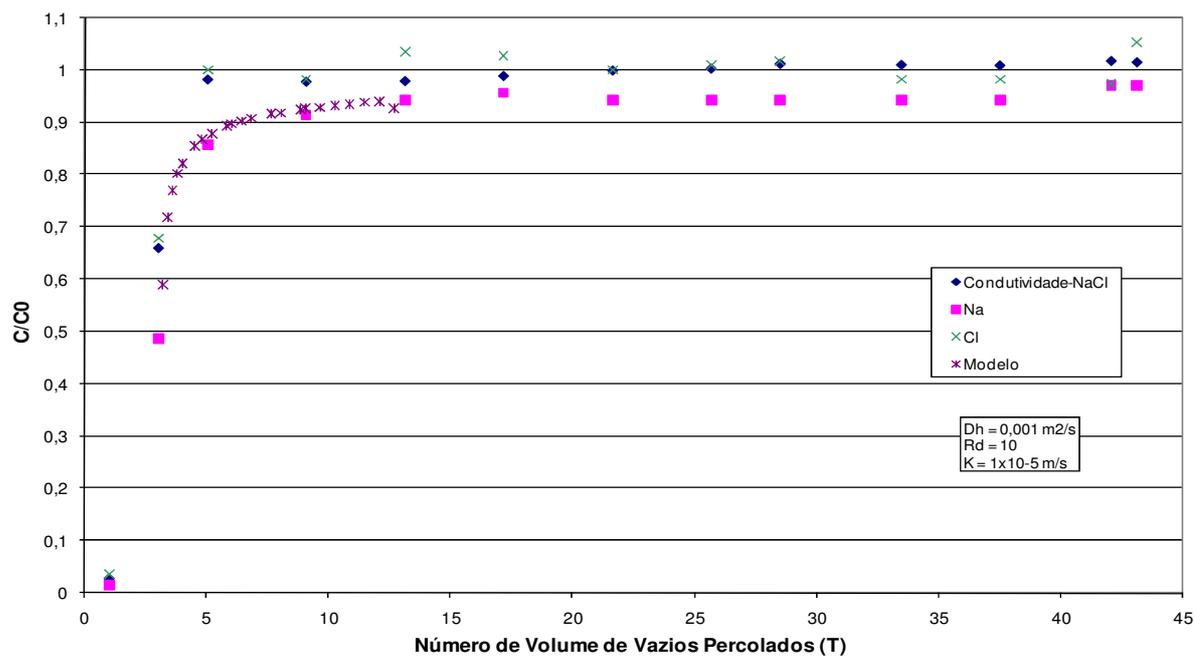


Figura 5.62. Curva de eluição obtida para a amostra 5 (d), percolada com solução salina.

Ensaio de Coluna com Percolação de Chorume - Amostra 3b

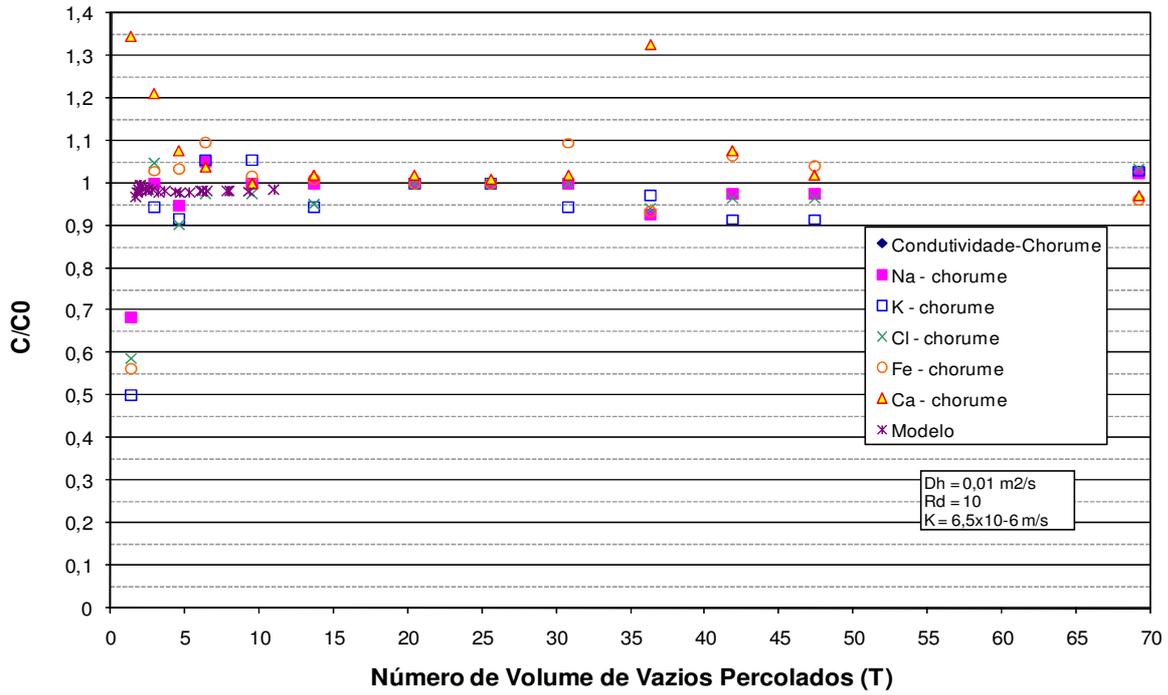


Figura 5.63. Curva de eluição obtida para a amostra 3 (b), percolada com chorume.

Ensaio de Coluna com Percolação de Chorume - Amostra 5b

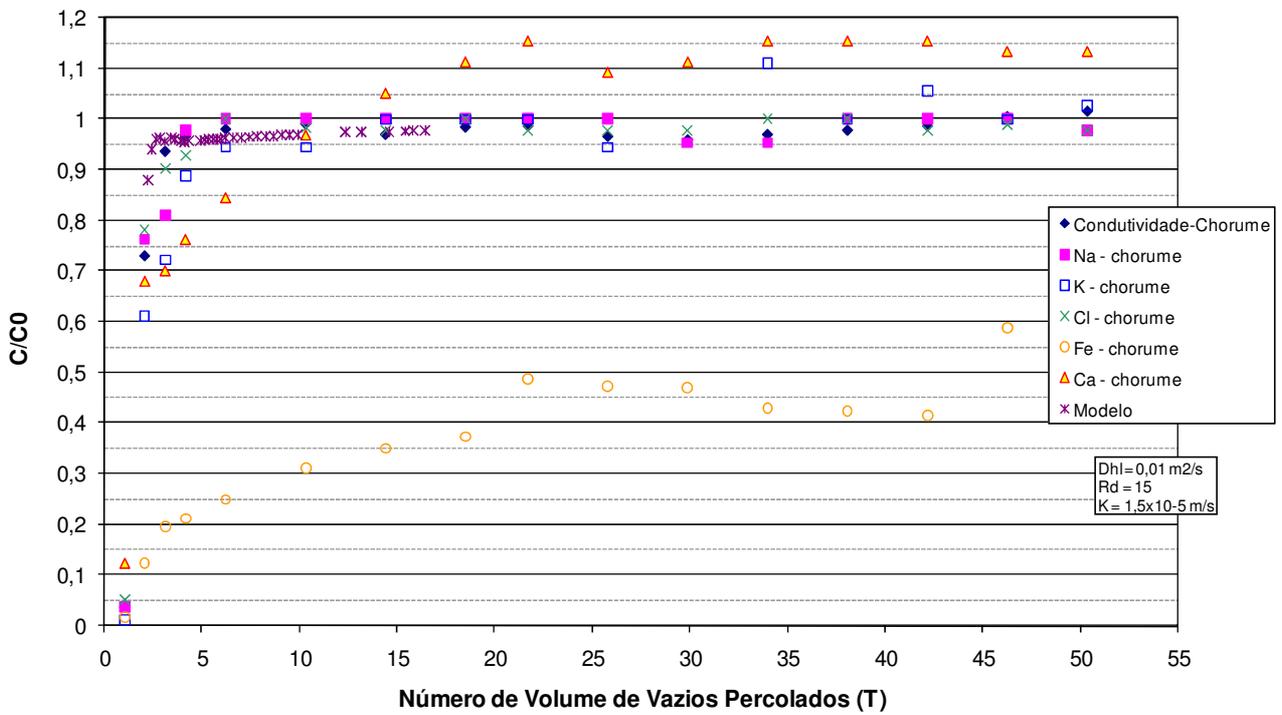


Figura 5.64. Curva de eluição obtida para a amostra 5 (b), percolada com chorume.

Assim como nos ensaios de equilíbrio em lote, a precisão nas análises químicas ficou um pouco comprometida. A análise química do ferro, existente em menor concentração no chorume, melhorou a precisão das análises, indicando maior retardamento e dispersão quando transportado através do solo. Contudo, o ferro, assim como a maioria dos metais pesados, tende a precipitar em meios alcalinos, como o chorume, por exemplo. Interessante notar que essa precipitação foi menor para as amostras 2 e 3 (Figura 5.63), que contêm menos ferro na sua constituição e maiores quantidade de CaCO_3 . Para poder entender melhor este comportamento, análises químicas separadas de Fe^{+2} e Fe^{+3} deveriam ser realizadas, a fim de estudar o comportamento destes íons e as quantidades existentes dos mesmos no solo e no chorume, e também em relação a meios com valores de pH e Eh variados, utilizando-se técnicas de extração e microscopia em laboratório (Christensen et al., 2001). A metodologia de análise empregada neste estudo não permitiu a obtenção de Fe^{+3} , apenas de Fe^{+2} , explicando assim as baixas concentrações obtidas para este último nas curvas de eluição dos solos mais evoluídos e assim, mais ácidos. Para as amostras 1, 4 e 5, que possuem pH mais ácido, Fe^{+2} torna-se Fe^{+3} devido à perda de um elétron. Este reage com HCO_3^- , enquanto o cálcio é dissolvido, conforme apresentam a curva da Figura 5.64. Para as amostras 3 e 2, que possuíam pH mais alcalino, essas reações praticamente não ocorreram, não sendo visíveis nas análises finais apresentadas nas curvas de eluição.

Uma análise quantitativa de todas as curvas de eluição obtidas foi realizada, para estimativa do coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h), utilizando a proposta de Shackelford (1994), para transporte predominantemente advectivo, aplicando-se a seguinte equação:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[\frac{1 - (T/R_d)}{2\sqrt{(t/R_d)(uL)/D_h}} \right] + \exp \left[\frac{vL}{D_h} \right] \operatorname{erfc} \left[\frac{1 + (T/R_d)}{2\sqrt{(t/R_d)(uL)/D_h}} \right] \right\} \quad (5.4)$$

onde:

T = número de volume de vazios percolados ou fator tempo;

u = velocidade específica (k.i / n);

L = altura do corpo de prova;

(uL/D_h) = número de Peclet.

As curvas correspondentes ao modelo e os parâmetros de transporte apresentados nas Figuras 5.63 e 5.64 correspondem aos resultados obtidos para o sódio. A Tabela 5.12 resume os valores dos parâmetros de transporte obtidos para todos os íons estudados, com exceção do cálcio, que apresentou desadsorção.

Tabela 5.12 - Estimativa dos parâmetros de transporte de poluentes com base nos resultados dos ensaios de coluna.

Fluido	Amostra	1	2	3	4	5
NaCl (1000 ppm)	Na	$D_h=0,0001\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 4,2 \text{ m}$	$D_h=0,002\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 6,7 \text{ m}$	$D_h=0,007\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 35 \text{ m}$	$D_h=0,007\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 35 \text{ m}$	$D_h=0,001\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 10 \text{ m}$
	Cl ⁻	$D_h=0,0001\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 333 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 17 \text{ m}$	$D_h=0,007\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 35 \text{ m}$	$D_h=0,007\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 35 \text{ m}$	$D_h=0,01\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 8$ $\alpha = 100 \text{ m}$
Chorume	Na	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 30$ $\alpha = 92 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 14 \text{ m}$	$D_h=0,01\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 260 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 15$ $\alpha = 50 \text{ m}$	$D_h=0,01\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 15$ $\alpha = 67 \text{ m}$
	Cl ⁻	$D_h=0,008\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 148 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 14 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 20$ $\alpha = 130 \text{ m}$	$D_h=ND$ $R_d = ND$ $\alpha = ND$	$D_h = ND$ $R_d = ND$ $\alpha = ND$
	K	$D_h=0,001\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 100$ $\alpha = 18 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 14 \text{ m}$	$D_h=0,005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 20$ $\alpha = 130 \text{ m}$	$D_h=0,008\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 50$ $\alpha = 80 \text{ m}$	$D_h=0,008\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 50$ $\alpha = 53 \text{ m}$
	Fe [*]	$D_h=0,0005\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 100$ $\alpha = 9,2 \text{ m}$	$D_h=0,0008\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 30$ $\alpha = 2,2 \text{ m}$	$D_h=0,01\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 10$ $\alpha = 260 \text{ m}$	$D_h=0,001\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 150$ $\alpha = 10 \text{ m}$	$D_h=0,0001\text{m}^2/\text{s}$ $R_d = 20$ $\alpha = 0,7 \text{ m}$
Máximos	D_h	$0,008\text{m}^2/\text{s}$	$0,005\text{m}^2/\text{s}$	$0,01\text{m}^2/\text{s}$	$0,008\text{m}^2/\text{s}$	$0,01\text{m}^2/\text{s}$
	R_d	100	30	20	150	50
	α	333 m	17 m	260 m	80 m	100 m
Mínimos	D_h	$0,0001\text{m}^2/\text{s}$	$0,0008\text{m}^2/\text{s}$	$0,005\text{m}^2/\text{s}$	$0,005\text{m}^2/\text{s}$	$0,0001\text{m}^2/\text{s}$
	R_d	10	10	10	10	8
	α	4,2 m	6,7 m	35 m	35 m	10 m
Média	D_h	$0,0045 \text{ m}^2/\text{s}$	$0,0053 \text{ m}^2/\text{s}$	$0,0073 \text{ m}^2/\text{s}$	$0,0064 \text{ m}^2/\text{s}$	$0,0078 \text{ m}^2/\text{s}$
	R_d	32	10	14	21	20
	α	198 m	13 m	118 m	50 m	58 m

* Valores obtidos obtendo-se ajuste forçado nas curvas de eluição e não utilizados no cálculo das médias.

Deixando de considerar os parâmetros obtidos para o ferro, que precipitou, os valores médios variaram entre: 4,5 e $7,8 \times 10^{-3}$ m²/s para o coeficiente de dispersão (D_h); 10 e 32 para o coeficiente de retardamento (R_d); 13 e 198 para a dispersividade ($\alpha=D_h/u$) (Tabela 5.12). Estes últimos, por sua vez, são considerados elevados se comparados com valores publicados na literatura, com α variando entre 0,4 e 3,0 m (GELHAR, 1992). Já os valores de R_d são menores que aqueles apresentados na Tabela 5.6, resultantes dos ensaios de equilíbrio em lote. Acredita-se que os elevados valores de K_d e R_d apresentados na Tabela 5.6 se devem à maior superfície de contato das partículas de solo com o contaminante, e também devido ao solo estar em estado deformado. Além disso, o ensaio de equilíbrio em lote considera todas as reações de sorção que ocorreram entre o solo e o contaminante. Entre elas, incluem-se não só a adsorção como ocorre no ensaio de coluna, mas também a precipitação, complexação, oxirredução, entre outras. Novos ensaios utilizando razão solo-solução igual a 1:10 poderiam ser realizados para verificar se os valores de K_d e R_d seriam menores que aqueles obtidos utilizando-se RRS 1:4.

O potássio e o ferro foram os elementos mais adsorvidos pelos solos ensaiados nos dois diferentes ensaios. Não foi possível ajustar o modelo para valores de R_d menores que 10 nos ensaios de coluna, que pode ser adotado como referência e padrão para o sódio e cloretos, além de ser conservativo. De maneira geral, pode-se considerar a seguinte ordem (crescente) de retenção para os íons estudados: $Ca < Cl^- < CE < Na < Zn < Fe < K$.

Com relação à dispersividade dos íons estudados, apesar da influência da permeabilidade de cada solo estudado, pode-se considerar a seguinte ordem decrescente: $Cl^- < Na < K < Fe$.

A amostra 1 foi a que apresentou menores coeficientes de dispersão e de retardamento. Isso já era esperado porque as colunas constituídas com a amostra 1 podem ser consideradas mais representativas do solo menos evoluído e residual do arenito e que possui maior fração

argila. Acredita-se que caminhos preferenciais de fluxo podem ter influenciado os parâmetros apresentados na Tabela 5.12 para as amostras 2 e 3, de difícil moldagem. Por isso, os resultados obtidos a partir dos ensaios de equilíbrio em lote apresentaram melhor correlação com os argilominerais encontrados nos diferentes solos estudados, apesar de terem apresentado valores superestimados e não conservativos para projeto.

Como parâmetros de projeto para os solos estudados e futuros estudos de avaliação de risco que possam ser realizados na área futuramente, sugere-se:

- 2) Adotar $R_d = 10$ para íons traçadores (Na e Cl^-);
- 3) Adotar $R_d = 100$ para cátions (e/ou metais pesados) para os solos residuais jovens e bastante argilosos;
- 4) Adotar $R_d = 20$ para cátions (e/ou metais pesados) para os solos residuais maduros e mais arenosos;
- 5) Adotar $D_h = 0,007 \text{ m}^2/\text{s}$ e/ou $\alpha = 50$, com base nos resultados dos ensaios de laboratório.

O valor de do coeficiente de dispersão hidrodinamica longitudinal (D_{hl}) estimado a partir do ensaio de dispersão em campo ($D_{hl} = \alpha \cdot v = 0,01\text{m} \cdot 61\text{m/ano} = 2 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$) é muito baixo quando comparado com aqueles obtidos em laboratório (na direção vertical), quando espera-se que o coeficiente de dispersão longitudinal (na direção do fluxo subterrâneo) seria maior. Além disso, a curva teórica não se ajustou bem aos dados experimentais (Figura 5.34).

5.2.3.5 Considerações Sobre os Ensaios de Coluna na Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a realização dos ensaios de coluna utilizando o sistema de parede rígida desenvolvido e amostras arenosas indeformadas encontradas no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ Os ensaios de coluna permitem o monitoramento de diversos parâmetros com relação ao tempo. Entre eles, destacam-se a permeabilidade do solo a diferentes fluidos, a condutividade elétrica, o pH e os mais diversos solutos de interesse que podem ser analisados, dependendo do custo e disponibilidade de equipamentos. Esses são parâmetros de grande interesse para a investigação geoambiental de qualquer área potencialmente contaminada e podem ser estimados utilizando-se equipamentos relativamente simples, desde que construídos com materiais inertes. A utilização de ensaios de extração de íons dos corpos de prova e microscopia eletrônica depois dos ensaios é sugerida para pesquisas futuras. Acredita-se que isso possa auxiliar e/ou confirmar as diversas reações físico-químicas que ocorrem quando da interação solo-soluto.
- ✓ Os ensaios de coluna deram suporte aos resultados obtidos através dos ensaios de equilíbrio em lote, facilitando a interpretação dos mesmos. Considera-se que os ensaios de coluna proporcionam uma melhor simulação das condições do solo e dos contaminantes *in situ*. Apesar de sua análise ser complexa, também permite a estimativa dos parâmetros de transporte de interesse de uma maneira mais controlada.
- ✓ A precisão dos equipamentos analíticos utilizados foi um problema encontrado durante a realização desses ensaios. O chorume contém elevadas concentrações de determinados sais, necessitando-se assim de muitas diluições para que as análises químicas sejam realizadas utilizando-se os equipamentos comumente disponíveis nos mais diversos laboratórios de análises químicas.
- ✓ O conhecimento prévio da mineralogia e da constituição básica dos solos investigados foi de grande importância para uma adequada interpretação dos resultados obtidos. Análises químicas dos solos a fim de determinar a concentração de metais também são recomendadas, para que os contaminantes retidos nos solos também possam ser avaliados e comparados com aqueles existentes nas soluções. Para isso, técnicas de extração devem

ser conhecidas, regulamentadas e popularizadas na Geotecnia Ambiental, raramente havendo laboratórios adequados e equipados para esse tipo de análise.

- ✓ Os resultados obtidos devem ser considerados preliminares, pois não existe base de dados na literatura que inclua a situação utilizada nos referidos ensaios: tipo e constituição dos solos residuais e laterizados, condição indeformada e chorume bruto na fase metanogênica ensaiados em permeâmetros de parede rígida. Tudo isso deve ser levado em consideração antes da comparação com dados disponíveis até o momento e publicados na literatura.

5.2.4 Sistema para Medida da Resistividade Elétrica em Laboratório

5.2.4.1 Metodologia e Calibração

O sistema para testes de resistividade em laboratório foi desenvolvido seguindo a proposta de Daniel (1997). O sistema é constituído por um molde feito com material isolante (PVC), o qual deve conter as amostras indeformadas provenientes dos ensaios de coluna. Dois eletrodos de aço-inox, um em cada extremidade, e dois no centro do corpo de prova, foram acoplados ao molde para transferência da corrente elétrica e medida da diferença de potencial, respectivamente (Foto 5.23). Para a aquisição de dados, foi utilizado o eletrorresistivímetro de campo (*Syscal Pro*), apresentado na Foto 5.2.



Foto 5.23. Detalhe do sistema desenvolvido para medida de resistividade elétrica em laboratório.

O sistema foi calibrado com o acréscimo de cloreto de sódio (NaCl) em água deionizada. Era então medida a condutividade elétrica (CE) da solução utilizando um condutivímetro portátil, e em seguida comparada com a resistividade obtida através do eletrorresistivímetro, adotando-se sempre a relação da Equação 3.5. As curvas de calibração do sistema (Figuras 5.65 e 5.66), correspondentes às leituras realizadas em função da condutividade e da resistividade, respectivamente, confirmaram o bom desempenho do sistema. O fator de determinação obtido ficou muito próximo de 1.

Os corpos de prova percolados com água deionizada, com solução salina e chorume durante os ensaios de coluna foram submetidos a medidas de resistividade elétrica em laboratório. Amostras em estado natural (sem percolação) também foram testadas, para verificação da influência da estrutura e cimentação dos solos estudados nos valores de resistividade. Todos os resultados foram obtidos aplicando-se o fator de correção devido à calibração do sistema (Figura 5.66), assim como o fator geométrico de cada corpo de prova, sendo a resistividade elétrica do conjunto solo, fluido e ar (R) calculada pela seguinte expressão:

$$R = c \cdot \frac{A}{L} \cdot \frac{\Delta V}{I} \quad (5.5)$$

onde:

c = constante de calibração do sistema (Figura 5.60);

A = área da seção transversal do corpo de prova (m²);

L = distância entre os eletrodos de potencial ou altura do corpo de prova dividida por 3 (m);

ΔV = diferença de potencial lida pelo eletrorresistivímetro (mV);

I = corrente elétrica lida pelo eletrorresistivímetro (mA).

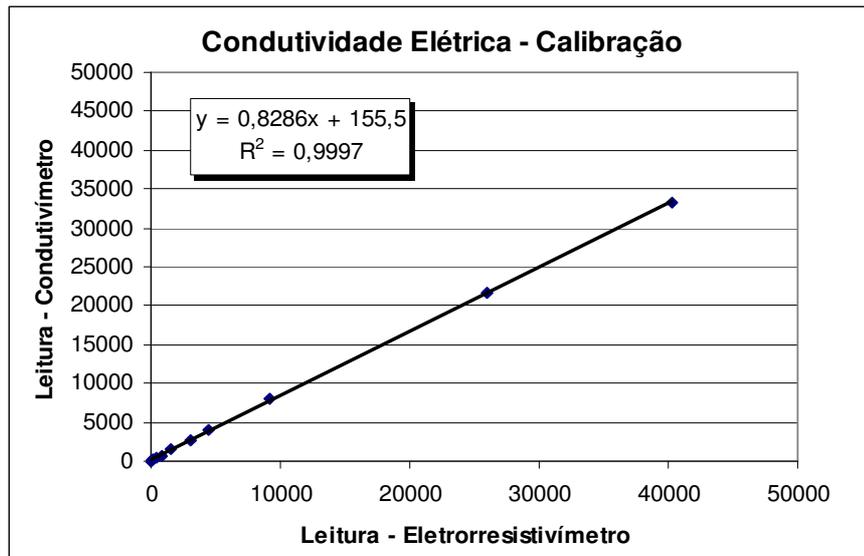


Figura 5.65. Curva de calibração obtida para o sistema de medida de resistividade em laboratório – Condutividade elétrica.

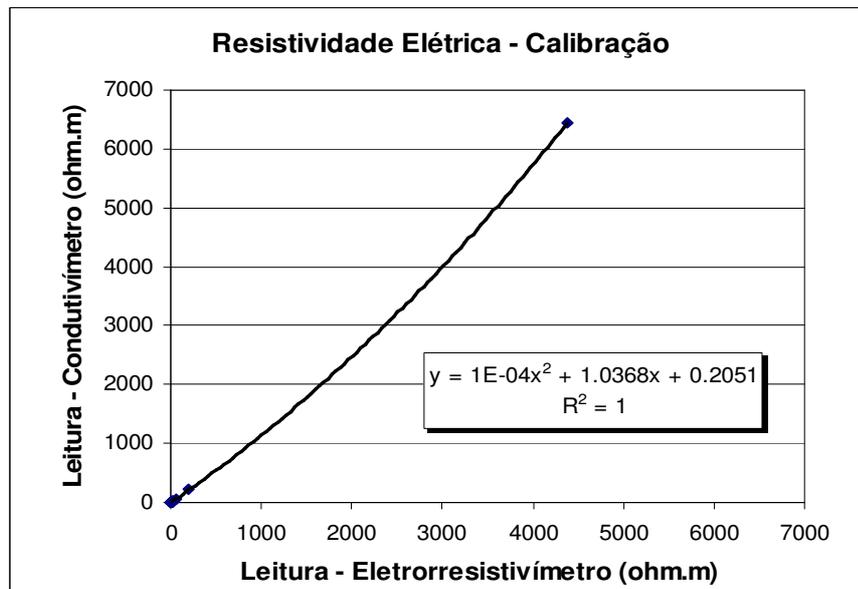


Figura 5.66. Curva de calibração obtida para o sistema de medida de resistividade em laboratório - Resistividade.

5.2.4.2 Resultados e Discussão

As Figuras 5.67 a 5.71 apresentam a variação da resistividade com o grau de saturação para as amostras 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, percoladas com água deionizada e também em estado natural, na umidade de campo.

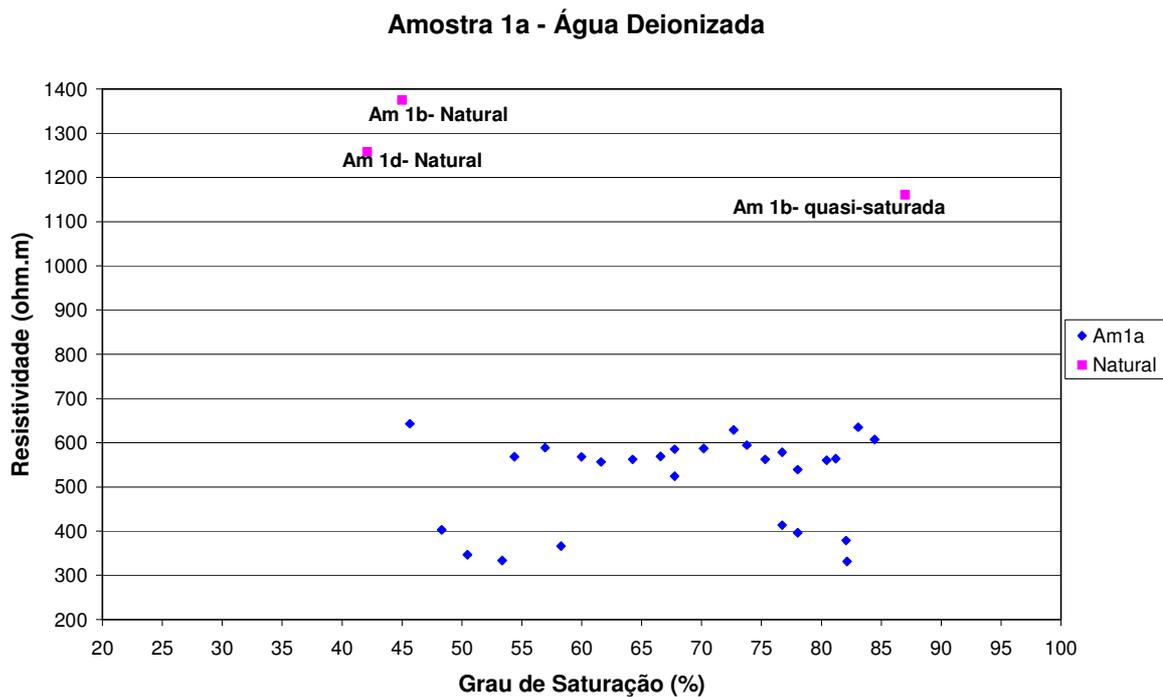


Figura 5.67. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 1 em estado natural e percolada com água deionizada.

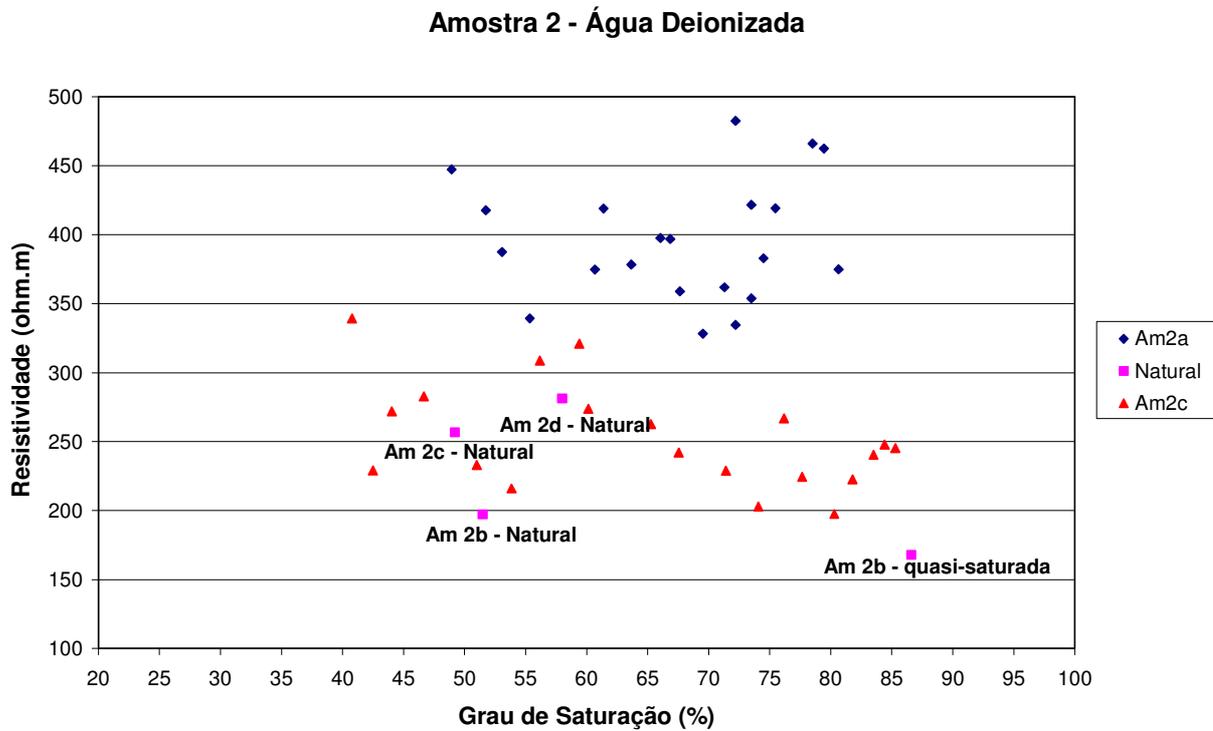


Figura 5.68. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 2 em estado natural e percolada com água deionizada.

Amostra 3a - Água Deionizada

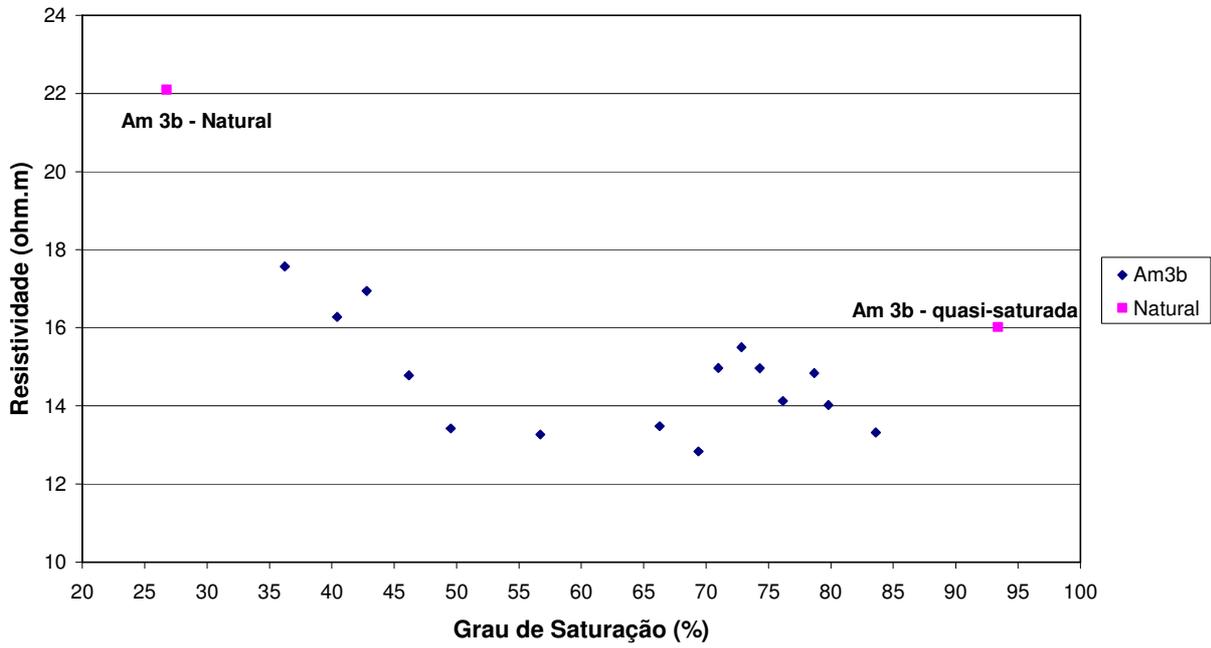


Figura 5.69. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 3 em estado natural e percolada com água deionizada.

Amostra 4 - Água Deionizada

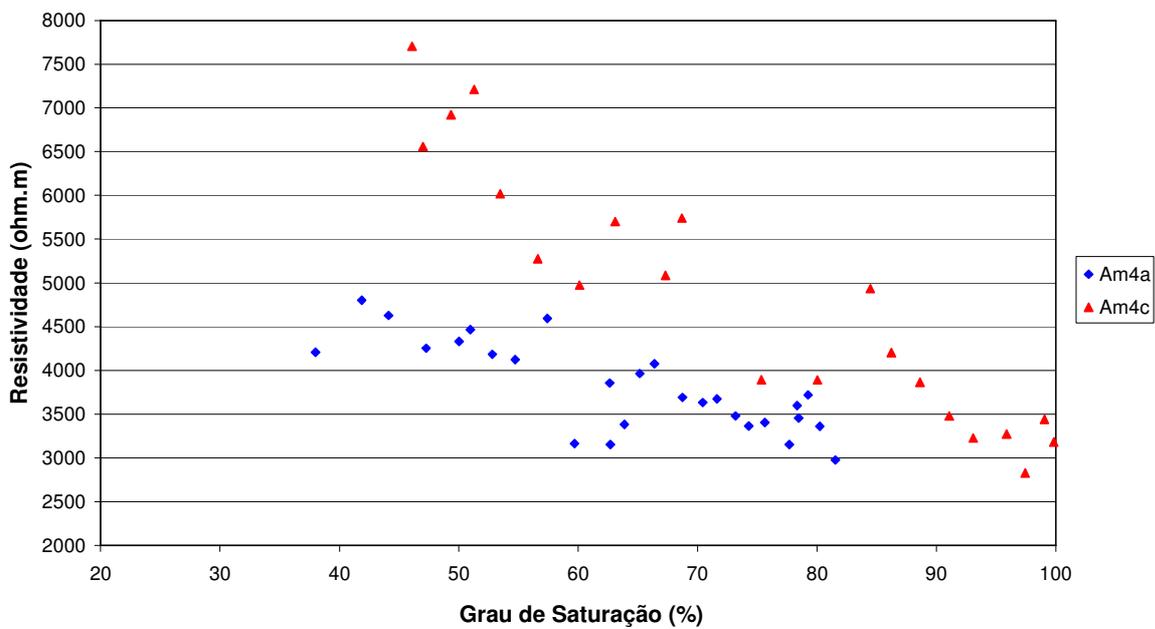


Figura 5.70. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 4 percolada com água deionizada.

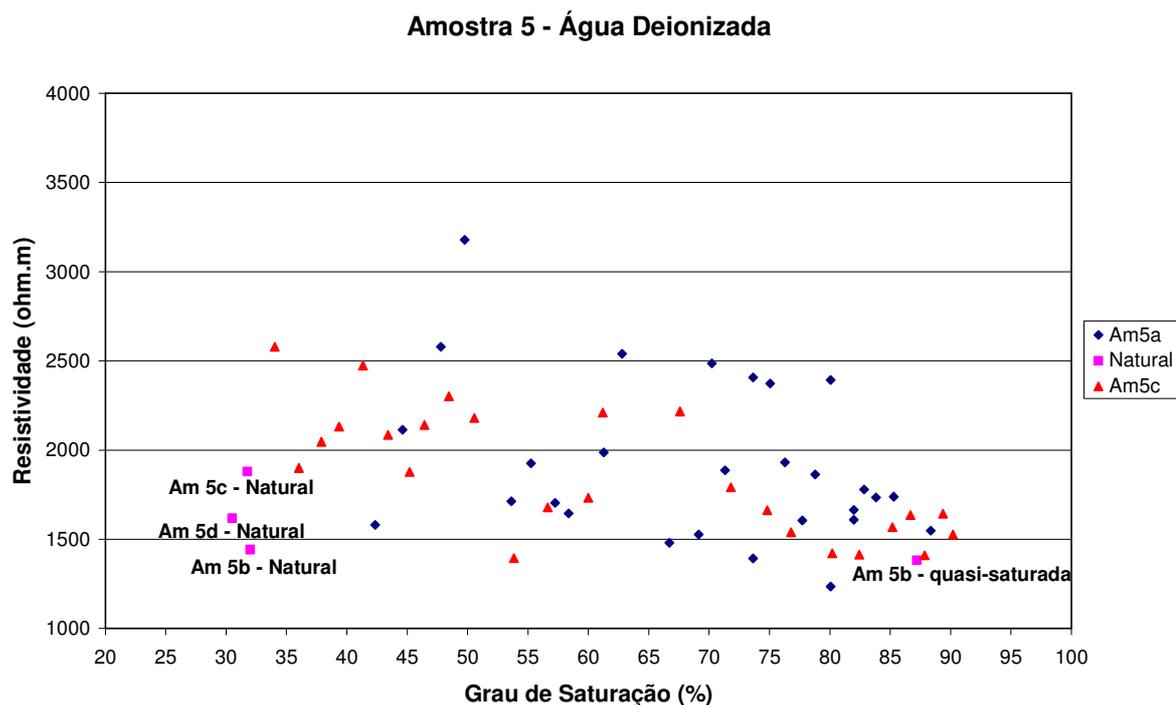


Figura 5.71. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para a amostra 5 em estado natural e percolada com água deionizada.

Observa-se que as amostras mais argilosas (amostras 1 e 2) apresentaram valores de resistividade menores que aquelas menos argilosas (amostras 4 e 5), tendendo a permanecer constante com o grau de saturação. Sabe-se da literatura que as partículas de argila são capazes de conduzir eletricidade devido à presença da dupla camada, o que não ocorre com os grãos de quartzo constituintes da areia. Isto indica que, no presente caso, a condução da eletricidade através dos minerais e materiais cimentantes superou a condutividade do fluido de saturação, que era muito baixa (para água deionizada, $CE = 1,3 \mu S/cm$).

Os baixos valores de resistividade medidos para o arenito (amostra 3 – Figura 5.69) podem ser justificados pela presença de argilominerais ativos e pela elevada cimentação de carbonato de cálcio existente (Tabela 5.7). Esses baixos valores de resistividade também podem ser observados no perfil da Figura 5.4. A inundação das amostras com fluidos de diferentes resistividades pode auxiliar na interpretação da SEV-10 (Figura 5.3), uma vez que a água subterrânea pode estar contaminada, ou seja, muito diferente da condição deionizada.

Mesmo para diferentes corpos de prova, a tendência de valores constantes ou mesmo crescentes da resistividade com a redução do grau de saturação foi confirmado para a amostra 2 e amostras 4 e 5, respectivamente. Constatou-se um acréscimo nos valores de resistividade para graus de saturação inferiores a 50 % na amostra 3. O corpo de prova em estado natural (mais seco) correspondeu à essa mesma tendência. Os corpos de prova em estado natural das amostras 1, 2 e 5 também seguiram essa tendência de crescimento com a diminuição do grau de saturação. A amostra 1 foi a que apresentou maiores variações em relação aos valores de resistividade dos diferentes corpos de prova, saturados ou em estado natural. Isso se deve à grande heterogeneidade do bloco indeformado coletado para esta amostra residual do arenito. Já para a amostra 4 não foi possível obter o valor de resistividade para o solo em estado natural, uma vez que seu teor de umidade *in situ* era muito baixo, dificultando assim o contato dos eletrodos com o solo.

Esse problema também foi encontrado durante todos os ensaios, o que acarretou numa grande dispersão dos resultados, que aumentava com a diminuição da saturação dos corpos de prova. Por isso, alguns pontos foram descartados das curvas de resistividade, deixando-se apenas aqueles que apresentaram maiores resistências de contato durante as medidas realizadas pelo eletrorresistivímetro.

Reunindo-se esses resultados em apenas um gráfico (Figura 5.72), observa-se a grande faixa de variação dos valores de resistividade encontrados para os diferentes solos estudados. Essa grande faixa de variação também havia sido encontrada em campo, o que dificultou a interpretação dos ensaios. É interessante notar, que essa variação é muito mais significativa quanto à mineralogia e à evolução dos solos estudados, do que quanto à saturação por água deionizada. Observa-se que essa variação é maior para os solos mais evoluídos e menos argilosos (amostra 4 e 5). Ou seja, quanto mais evoluído o solo residual em relação ao arenito, maiores são os valores de resistividade, com a seguinte ordem de evolução das amostras:

amostra 3<2<1<5<4.

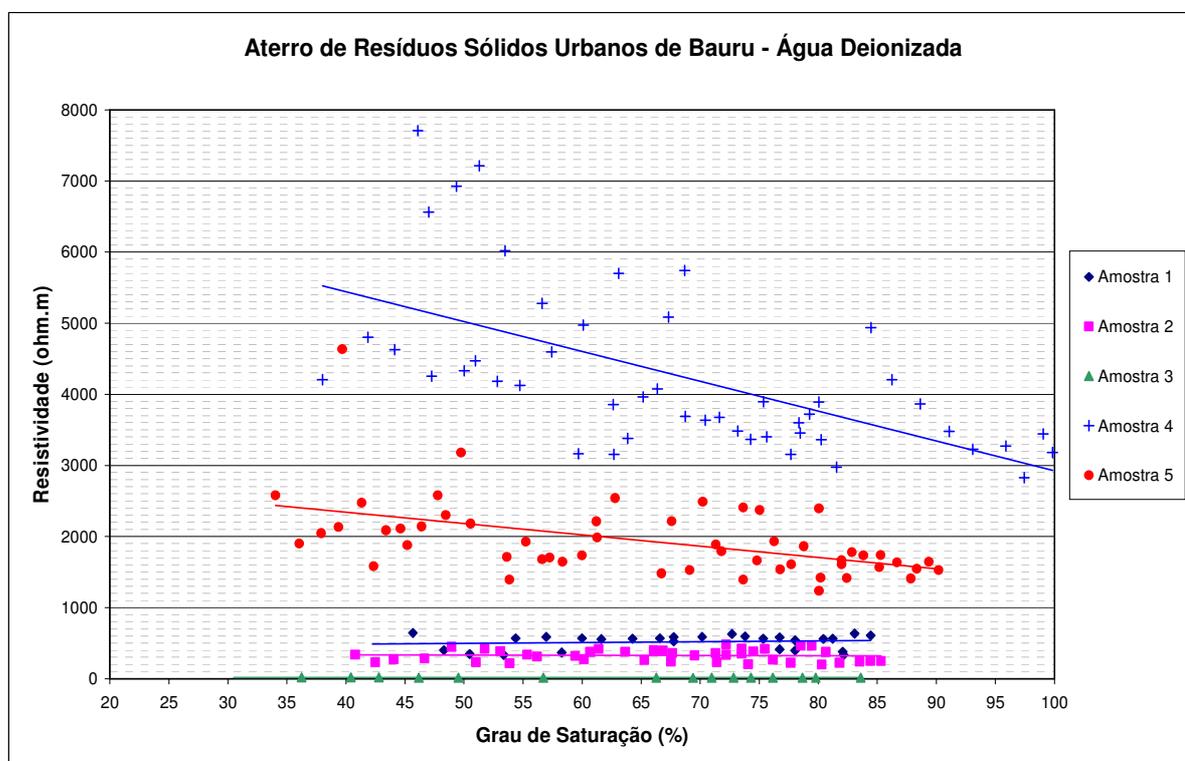


Figura 5.72. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo naturais e ensaiadas com água deionizada.

A Figura 5.73 apresenta os resultados para as amostras percoladas com solução salina (NaCl) a uma concentração de 1000 ppm e condutividade elétrica de 1922 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($R = 5,2$ ohm.m). Nesse caso, observa-se que a resistividade do fluido teve maior influência que a mineralogia, com exceção da amostra 3 (arenito), que já possuía uma resistividade natural baixa (Figuras 5.2 e 5.3).

Constatou-se que entre 100 e 58 % de grau de saturação, houve pouca variação nos valores de resistividade para as diferentes amostras de solo estudadas, passando a haver um nítido aumento exponencial para graus de saturação inferiores a 58 %. Para a condição quasi-saturada do solo, obteve-se resistividade média de 35 ohm.m, o que corresponderia, aplicando-se a Lei de Archie (Equação 3.15), a um fator de formação (FF) igual a 6,7. Esse

número é considerado alto quando comparado com aqueles verificados para as areias aluviais em campo (Tabela 4.2), mas o fator de formação também poderia ser menor que 1, se a Lei de Archie fosse aplicada para os solos ensaiados com água deionizada ($R = 7700 \text{ ohm.m}$), o que estaria de acordo com os resultados apresentados na Tabela 5.3.

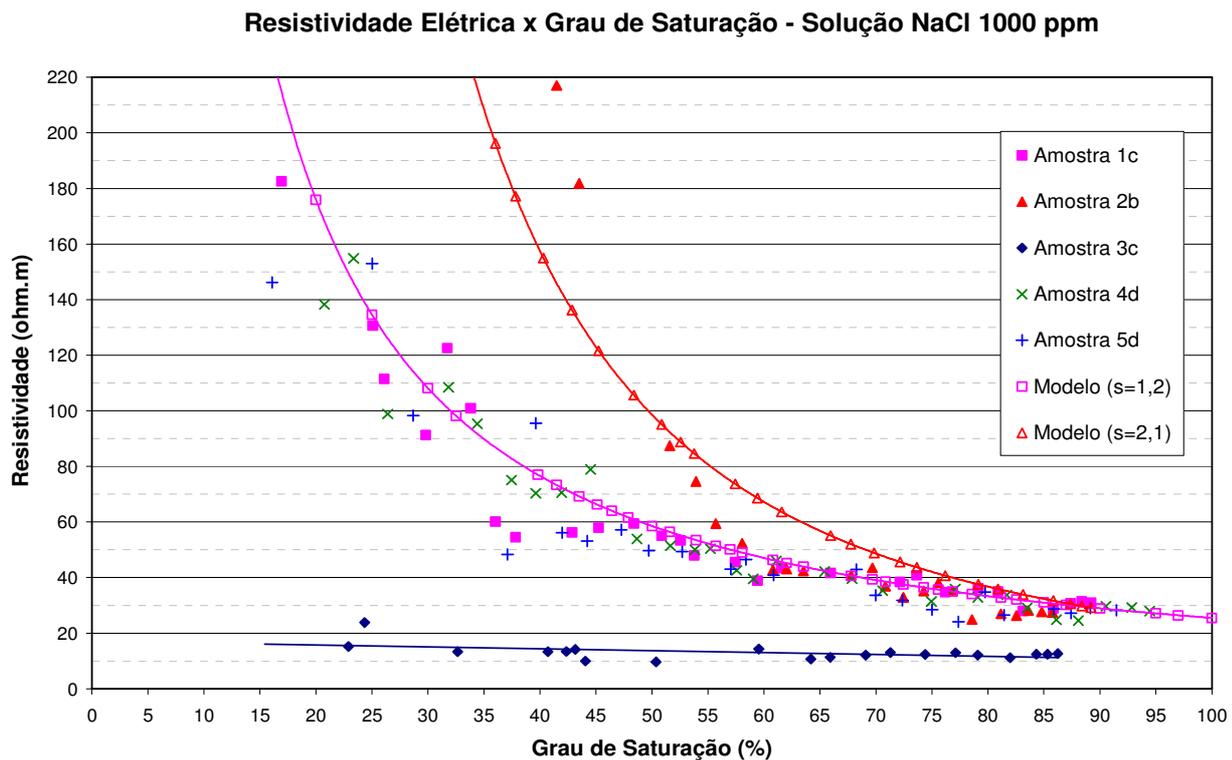


Figura 5.73. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo ensaiadas com solução salina a 1000 ppm.

Deve-se lembrar que a Equação 3.15 é empírica e foi desenvolvida para areias ou fragmentos de rocha puros, sem condução elétrica. Em solos tropicais, a quantidade e o tipo de argilominerais irão influenciar os valores de resistividade, em maior ou menor grau, dependendo da resistividade do fluido. Por isso, mais ensaios utilizando fluidos com valores de resistividade intermediários e mais próximos daqueles encontrados para os poços de monitoramento em campo foram realizados. Ensaios em corpos de prova percolados com água de torneira ($CE = 57 \mu\text{S/cm}$ e $R = 175,4 \text{ ohm.m}$) e com solução de NaCl a 200 ppm (CE

= 385 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e $R = 26 \text{ ohm.m}$) foram realizados, cujos resultados são apresentados nas Figuras 5.74 e 5.75, respectivamente.

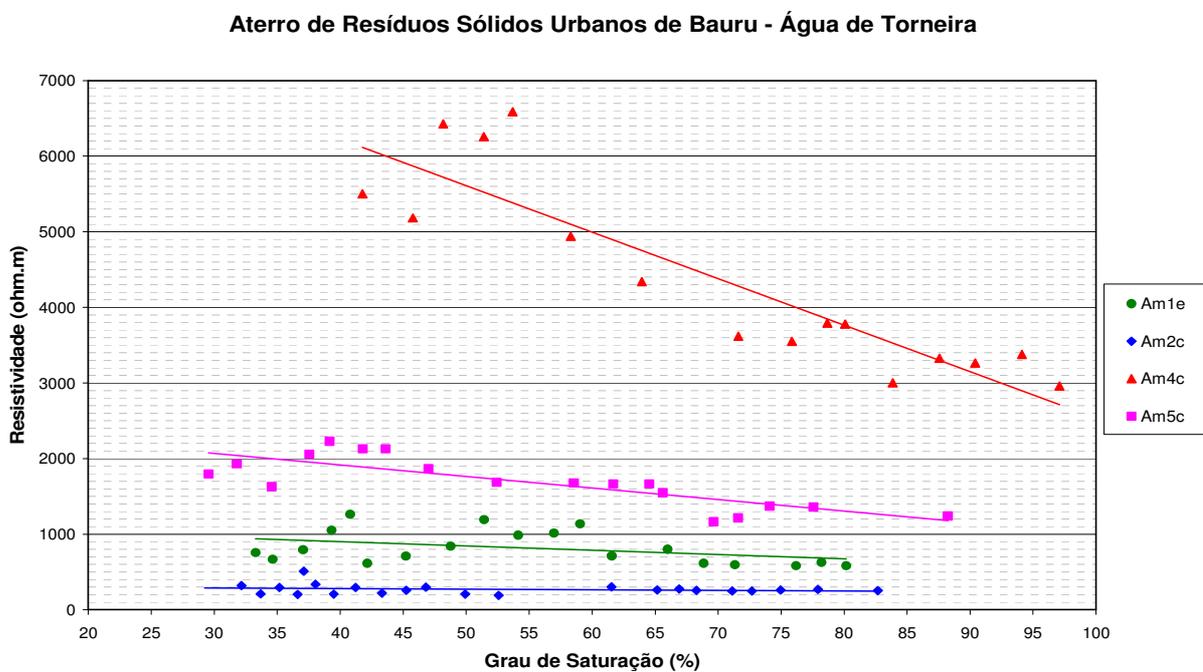


Figura 5.74. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com água de torneira.

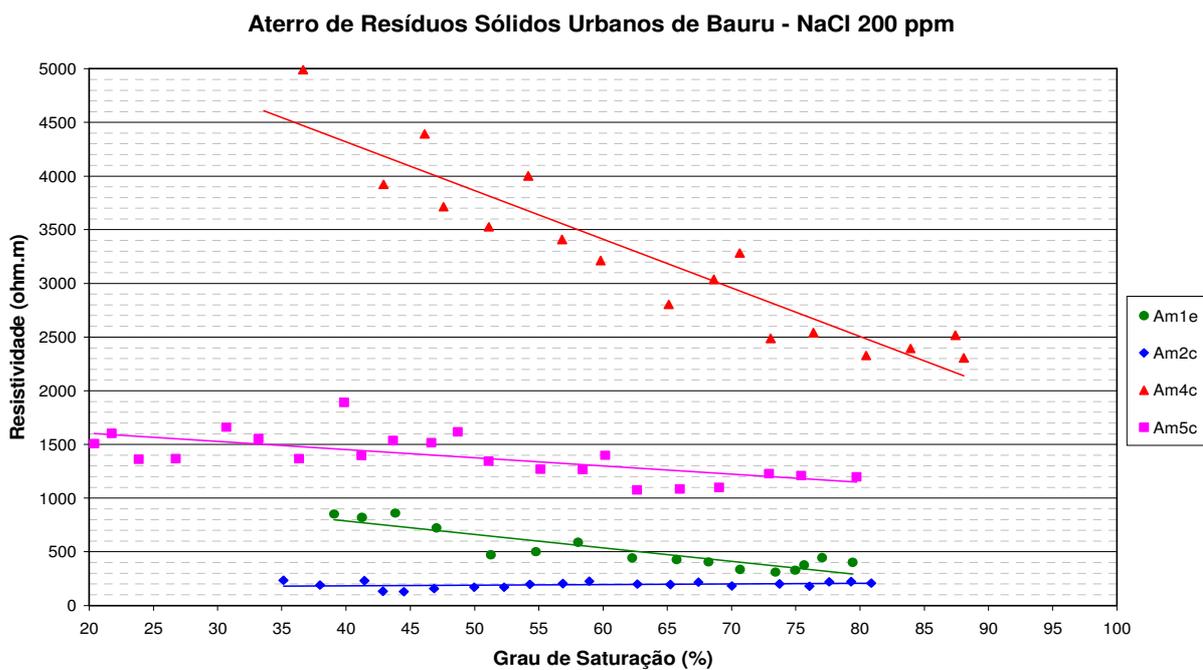


Figura 5.75. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com solução salina a 200 ppm.

Esses resultados confirmam o comportamento já descrito para as curvas de resistividade obtidas para as amostras percoladas com água deionizada. Verifica-se que os valores de resistividade e os graus de saturação são menores que aqueles obtidos com a percolação de água deionizada. Observa-se que essa diminuição é proporcional à condutividade elétrica do fluido, ou seja, quanto menor a resistividade do fluido, menores são os valores de resistividade do solo e dos graus de saturação atingidos durante a secagem dos corpos de prova, devido ao melhor contato dos mesmos com os eletrodos.

Os resultados obtidos para as amostras percoladas com chorume ($CE = 25000 \mu S/cm$ e $R = 0,4 \text{ ohm.m}$) são apresentados na Figura 5.76. A Figura 5.77 apresenta um detalhe dos valores de resistividade para as amostras percoladas durante o início do ensaio, os quais não ultrapassaram 10 ohm.m até 50% de grau de saturação. Abaixo desse valor de grau de saturação, passou a ocorrer um aumento exponencial da resistividade, como também ocorreu com as amostras percoladas com solução salina a 1000 ppm (Figura 5.73). Devido à elevada condutividade elétrica do chorume, os valores de resistividade para as amostras percoladas foram muito baixos, não havendo tanta influência da mineralogia.

Analisando-se a Figura 5.77, os valores de resistividade tenderam a permanecer constantes até cerca de 40% de grau de saturação para a amostra 3 ($R = 6,0 \text{ ohm.m}$) e até cerca de 90% para as amostras 1, 4 e 5 ($R \cong 1,7 \text{ ohm.m}$). A amostra 2 (resistividade inicial de $2,7 \text{ ohm.m}$) apresentou um crescimento linear até cerca de 55% de saturação, passando a ter um comportamento exponencial após esse valor.

Resistividade Elétrica x Grau de Saturação - Chorume

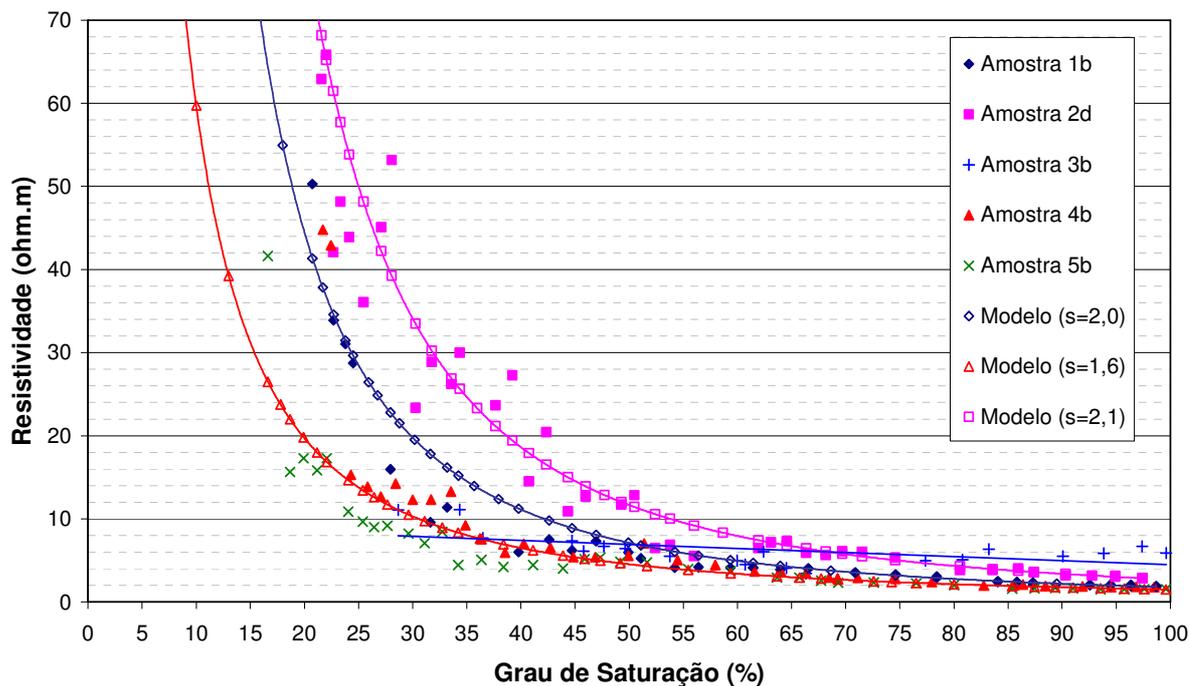


Figura 5.76. Resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com chorume.

Detalhe da Medidas de Resistividade Elétrica até 10 ohm.m - Chorume

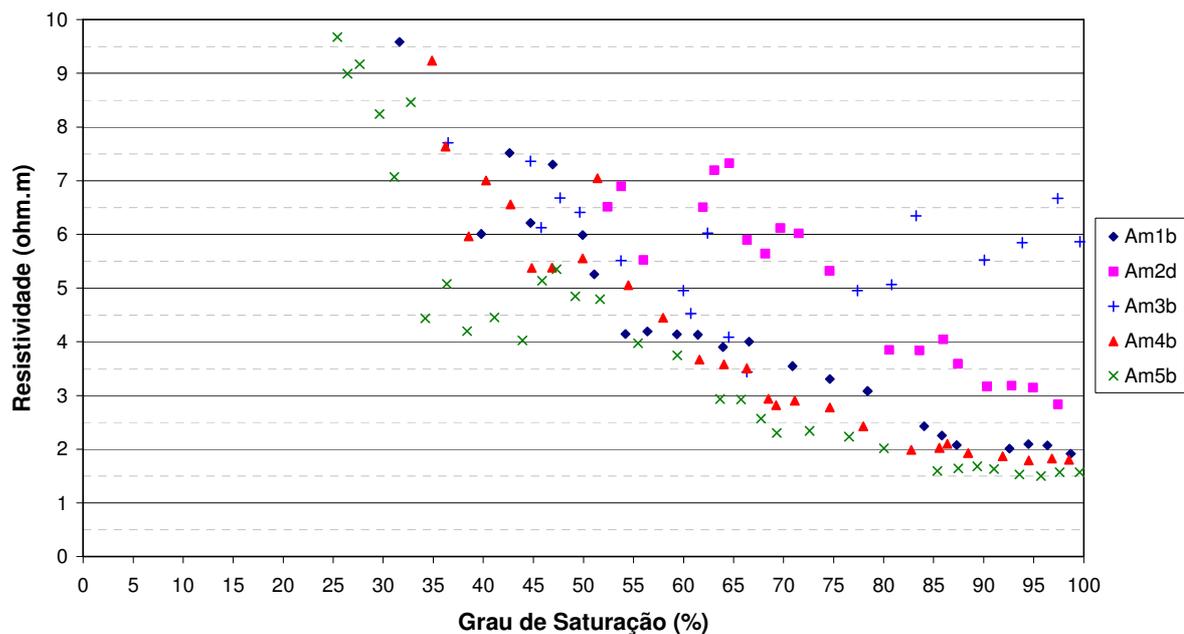


Figura 5.77. Detalhe da resistividade elétrica em função do grau de saturação para as diversas amostras de solo percoladas com chorume.

5.2.4.3 Estimativa dos Parâmetros da Lei de Archie

O comportamento exponencial observado nas Figuras 5.73 e 5.76, utilizando-se fluidos de saturação muito condutivos (NaCl a 1000 ppm e chorume), está de acordo com o que tem sido publicado na literatura e também à Equação 3.15. Por isso, foi possível estimar o parâmetro s , relativo à saturação, para os solos estudados, conforme está apresentado nessas figuras.

Para estimativa do parâmetro m , relativo à cimentação, utilizou-se a proposta de Yoon et al. (2002), relacionando-se a resistividade medida com a umidade volumétrica (θ), conforme definida pela Equação 5.6. Este parâmetro reflete as alterações no teor de umidade (w) e na massa específica seca (ρ_d) do solo, de modo que este índice seja mais eficiente para descrever a relação entre a resistividade e a condição não-saturada da superfície dos grãos.

$$\theta = \frac{V_w}{V_t} = \frac{M_w \cdot 1}{M_s} \frac{1}{V_t} = w\rho_d \quad (5.6)$$

A umidade volumétrica pode ser substituída na Lei de Archie pelo fator $n.Sr$, quando o fluido de saturação possuir massa específica igual a 1 g/cm^3 (ρ_w), da seguinte forma:

$$\theta = \frac{M_w}{V_t} = \frac{V_w \rho_w}{V_t} = \frac{V_v}{V_t} \frac{V_w}{V_v} = n.Sr \quad (5.7)$$

onde:

M_w = massa de água no solo;

V_t = volume total;

M_s = massa de sólidos;

V_w = volume de água no solo;

ρ_d = massa específica seca;

w = teor de umidade.

As Figuras 5.78 e 5.79 apresentam a variação da resistividade elétrica com a massa

específica úmida, para as amostras percoladas com NaCl a 1000 ppm e chorume, respectivamente. Deste modo, foi possível estimar valores de m da Lei de Archie, utilizando a Equação 5.6 e considerando a massa específica dos diferentes fluidos utilizados igual a 1 g/cm^3 .

Com a estimativa dos parâmetros m e s , foi possível recalculer o fator de formação (FF) durante os ensaios, e correlacioná-los com o fator de formação real (ρ_b/ρ_f) para as amostras percoladas com NaCl a 1000 ppm e com chorume. Como mostram as Figuras 5.80 e 5.81, foi possível estimar o parâmetro a (Equação 3.15), que ficou em torno de 1, conforme esperado.

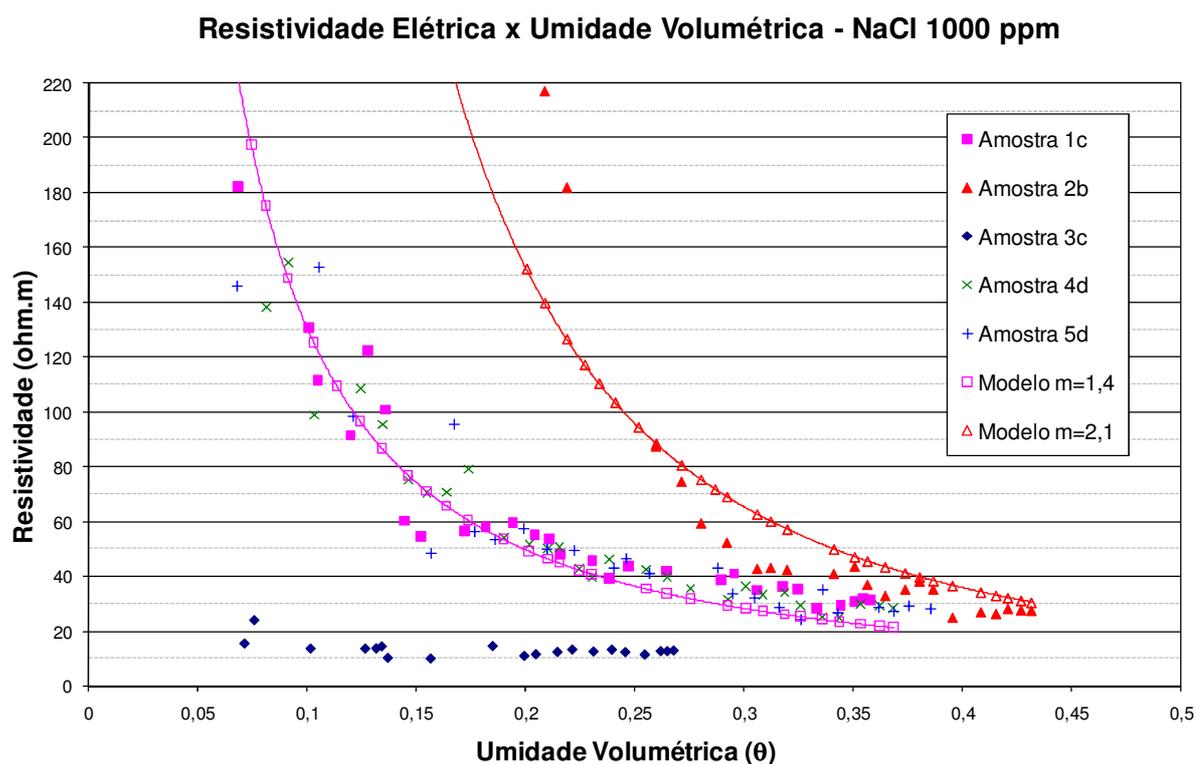


Figura 5.78. Resistividade elétrica em função da umidade volumétrica para as diversas amostras de solo percoladas com solução salina a 1000 ppm.

Resistividade Elétrica x Umidade Volumétrica - Chorume

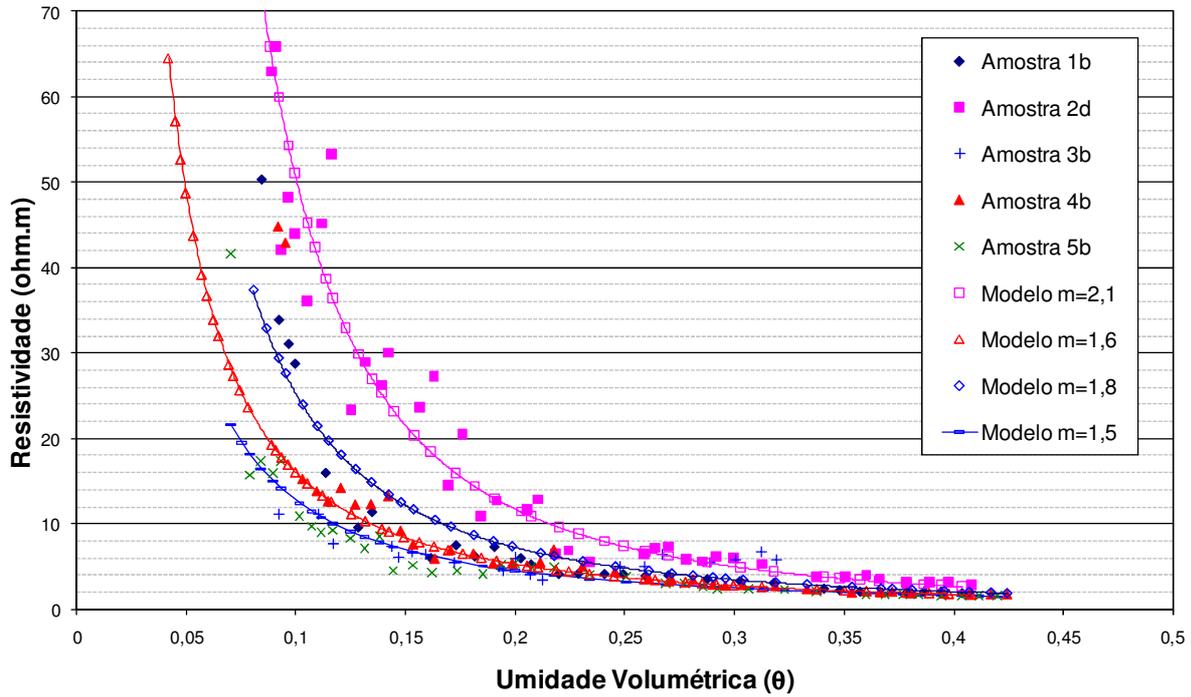


Figura 5.79. Resistividade elétrica em função da umidade volumétrica para as diversas amostras de solo percoladas com chorume.

Parâmetro "a" - NaCl 1000 ppm

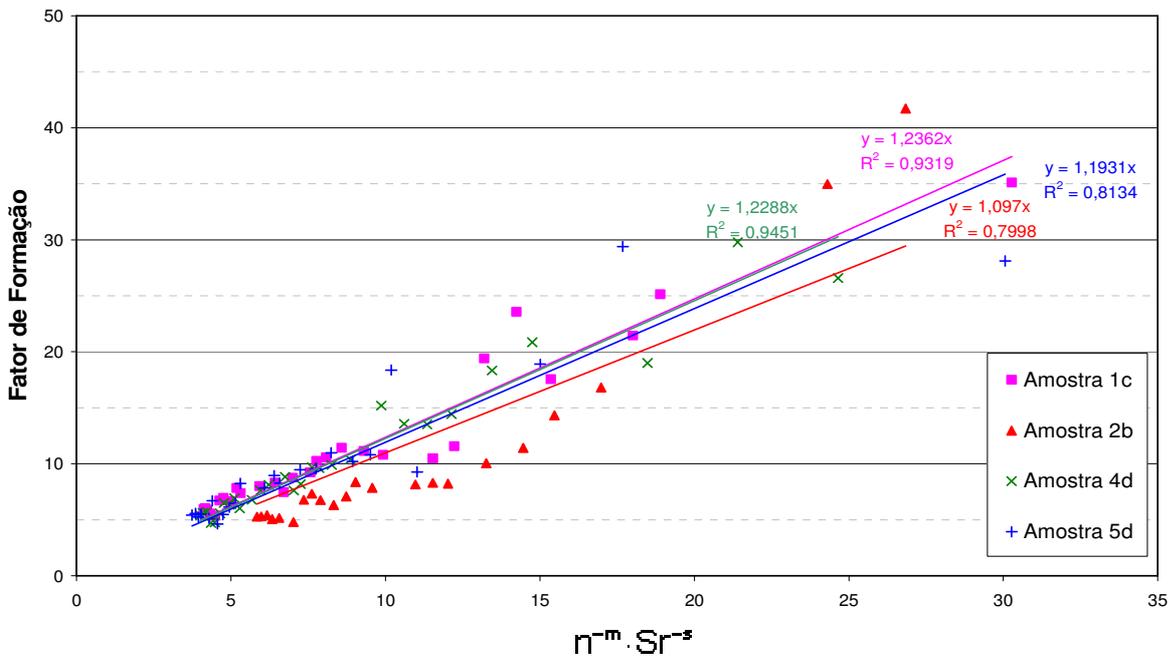


Figura 5.80. Estimativa do parâmetro "a" da Lei de Archie, utilizando-se solução salina a 1000 ppm como fluido de percolação.

Estimativa do Parâmetro "a" - Chorume

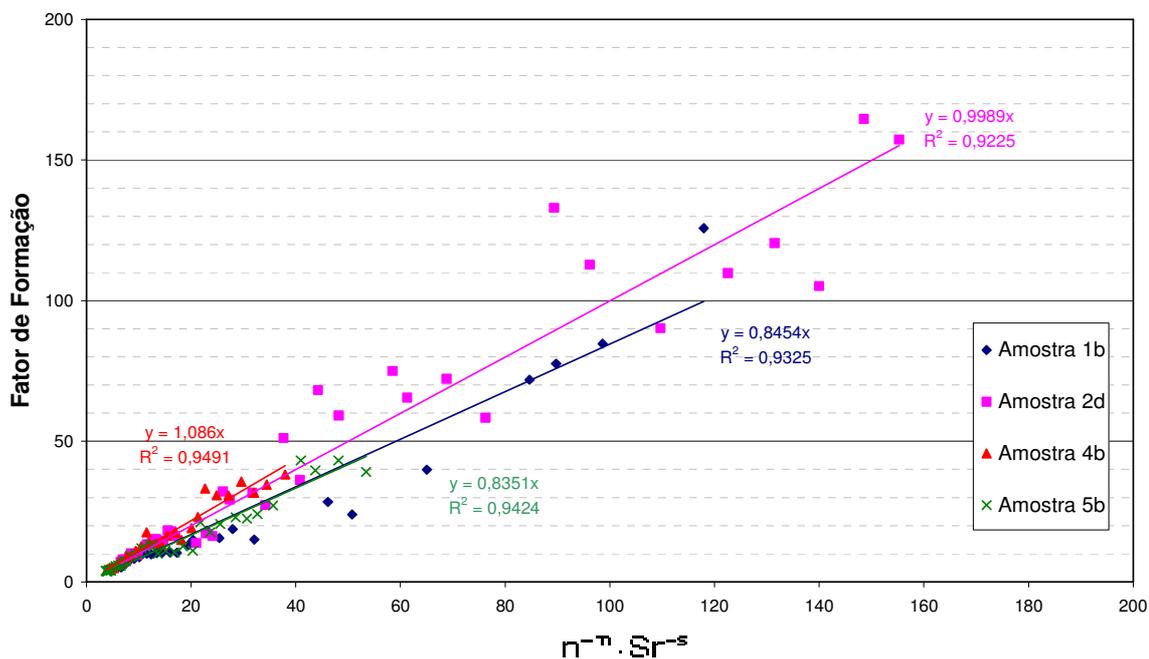


Figura 5.81. Estimativa do parâmetro "a" da Lei de Archie, utilizando-se chorume como fluido de percolação.

A Tabela 5.13 apresenta um resumo dos parâmetros a , m e s da Lei de Archie estimados para ensaios realizados com solução salina (1000 ppm) e chorume. De uma maneira geral, os parâmetros m e s estimados através das curvas construídas com solução salina (Figuras 5.73 e 5.78) são menores que aqueles estimados com as curvas construídas com o chorume (Figuras 5.76 e 5.79) e o ajuste dos modelos teóricos parecem ser melhores para estas últimas. A faixa de variação encontrada foi $0,8 < a < 1,2$, $1,4 < m < 2,1$ e $1,2 < s < 2,1$, com m e s tendendo a crescer com a porcentagem de finos e/ou atividade das amostras e a tendendo a diminuir com a adição do chorume. Para a amostra 3 (arenito) quase sempre não foi possível realizar essas estimativas, uma vez que a influência da cimentação e da mineralogia continuou sendo significativa também quando se utilizou fluidos bastante condutivos e as curvas não apresentaram crescimento exponencial.

Estes resultados estão de acordo com aqueles apresentados por Jackson et al. (1978), Campanella e Weemees (1990), Daniel et al. (1999), Yoon et al. (2002) e Pacheco (2004), o

que encoraja um estudo mais detalhado dos fatores de formação empregado-se fluidos de percolação bastante condutivos em solos tropicais.

Tabela 5.13 - Parâmetros de cimentação (m) e saturação (s) da Lei de Archie estimados para as amostras de solo estudadas em laboratório.

Fluido	NaCl 1000 ppm			Chorume		
	a	m	s	a	m	s
1	1,2	1,4	1,2	0,8	1,8	2,0
2	1,1	2,1	2,1	1,0	2,1	2,1
3	--	--	--	--	1,5	--
4	1,2	1,4	1,2	1,1	1,6	1,6
5	1,2	1,4	1,2	0,8	1,5	1,6

5.2.4.4 Análise Geral dos Resultados

A Tabela 5.14 apresenta a faixa de valores de resistividade encontrados para cada amostra estudada e níveis de saturação alcançados. Optou-se por utilizar o termo “quase-saturado” para os corpos de prova percolados com os diferentes fluidos, uma vez que o equipamento utilizado para realização dos ensaios de coluna não permitia a aplicação de contra-pressões para saturação completa dos corpos de prova. Além disso, as medidas de resistividade nem sempre eram iniciadas no dia em que haviam sido terminados os ensaios de coluna. É muito difícil manter a saturação de corpos de prova predominantemente arenosos.

Os resultados indicam que a contaminação pode existir no aquífero local para valores de resistividade abaixo de 10 ohm.m na zona saturada. De maneira geral, os valores de resistividade obtidos estão de acordo com aqueles medidos através dos ensaios geofísicos em campo, variando desde 2000 ohm.m para as camadas de solo superficiais e não contaminadas (Figuras 4.13 e 5.1) até 6,8 a 23 ohm.m para o arenito contaminado e não contaminado, respectivamente (Figura 5.3). Este fato pode ser confirmado através da Figura 5.4, com a pluma de contaminação atingindo profundidades maiores de 30 m.

Tabela 5.14 - Faixa de variação dos valores de resistividade elétrica determinados para as amostras de solo estudadas em laboratório.

Fluido	Amostra	1	2	3	4	5
	Gênese	Residual de arenito	Residual de arenito	Arenito Bauru	Residual de arenito	Residual de arenito
	Textura	Areia silto-argilosa	Areia argilo-siltosa	Areia siltosa	Areia argilosa	Areia argilo-siltosa
Água deionizada	R (ohm.m)	331 a 643	197 a 483	12,8 a 17,6	2819 a 7926	1235 a 4635
	Sr (%)	45,7 a 84,4	40,8 a 85,3	36,0 a 83,6	38,0 a 99,8	34,0 a 90,2
Água de Torneira	R (ohm.m)	559 a 1019	190 a 510	-	2960 a 6589	1165 a 2230
	Sr (%)	34,6 a 80,2	32,2 a 82,7	-	41,8 a 97,1	29,5 a 88,2
NaCl (200 ppm)	R (ohm.m)	311 a 861	130 a 234	-	2306 a 4990	1076 a 1890
	Sr (%)	39,1 a 79,4	35,1 a 80,9	-	36,7 a 88,1	20,4 a 79,7
NaCl (1000 ppm)	R (ohm.m)	28,0 a 183	24,9 a 217	9,7 a 24,0	24,5 a 155	24,1 a 153
	Sr (%)	16,9 a 89,2	41,5 a 85,8	22,9 a 86,2	20,7 a 94,5	16,1 a 91,5
Chorume	R (ohm.m)	1,91 a 50,3	2,84 a 204,4	3,44 a 11,1	1,79 a 44,8	1,50 a 41,6
	Sr (%)	20,7 a 98,7	10,2 a 97,4	28,7 a 99,6	21,7 a 98,5	16,6 a 99,6

A Tabela 5.15 apresenta os fatores de formação (FF) calculados para as amostras percoladas com diferentes fluidos. Para este cálculo, foram utilizados os menores valores de resistividade encontrados na Tabela 5.14. Esta tabela mostra que o fator de formação tende a aumentar com a diminuição da resistividade do fluido e que valores de FF menores que 1 podem ocorrer em solos tropicais, onde a influência dos grãos de argila nos valores de resistividade é maior que a influência do grau saturação. Yoon et al. (2002) confirmaram que o fator de formação depende da concentração de chorume no solo, e que essa variação é ainda maior em amostras que contém maior quantidade de finos.

De posse dos dados de caracterização das amostras de solo estudadas em laboratório (Tabelas 5.7 a 5.9), os valores de resistividade para essas amostras percoladas com diferentes fluidos foram relacionados com os índices físico-químicos como: índice de atividade; porcentagem de argila; índice de plasticidade, porcentagem de finos e atividade das argilas

obtida através do ensaio de adsorção de azul de metileno. Os resultados, apresentados na Figura 5.82, confirmam as relações praticamente lineares para a resistividade do solo quase-saturado com os fluidos mais resistivos (água deionizada, de torneira e solução de NaCl 200 ppm) quando comparados com os índices de atividade da fração fina dos solos estudados (Figuras 5.82a e 5.82e).

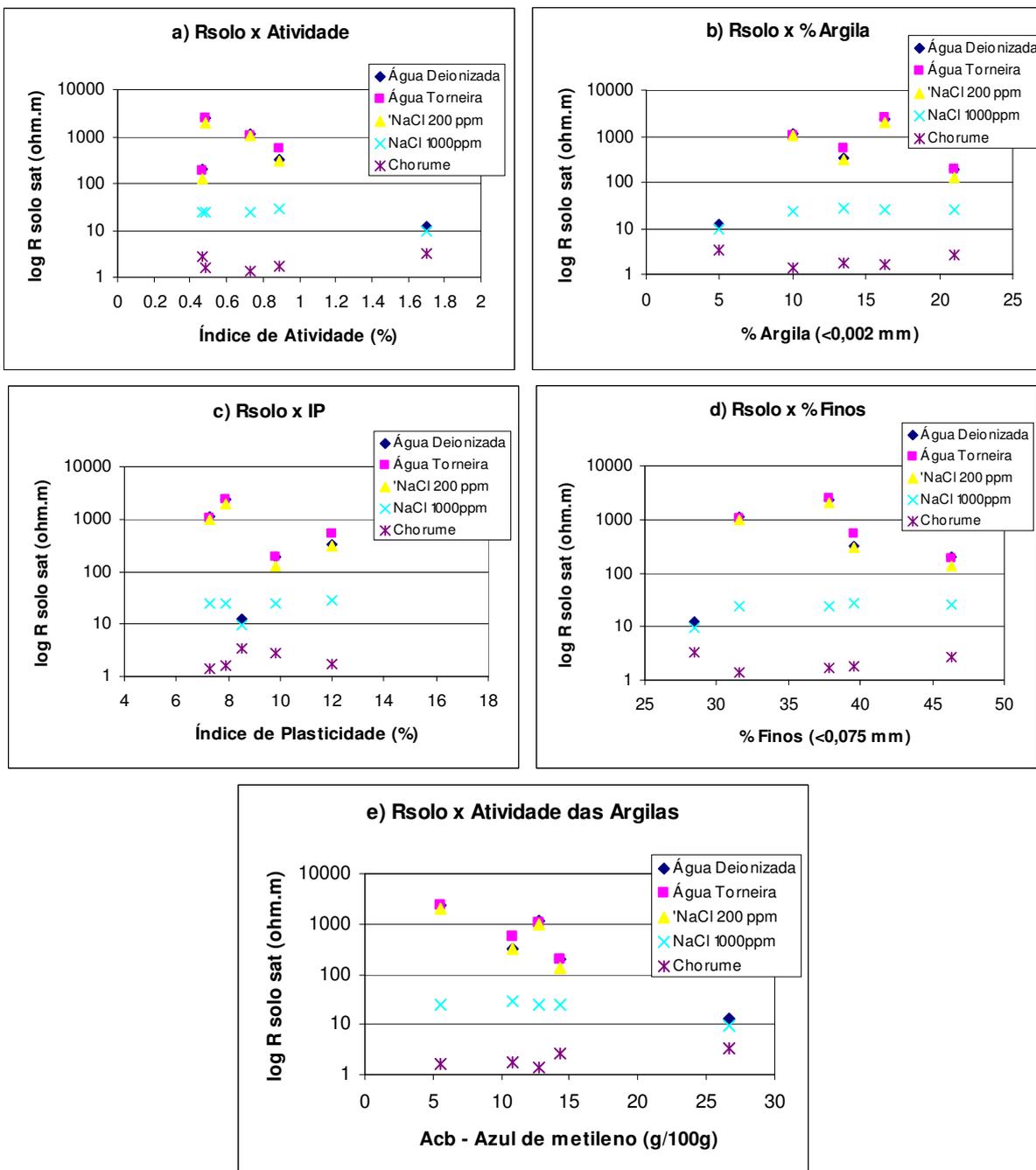


Figura 5.82. Variação da resistividade elétrica com as características físico-químicas das amostras estudadas.

Tabela 5.15 - Fatores de formação (FF) obtidos para as amostras percoladas com diferentes fluidos.

	Amostra	1		2		3		4		5	
	R fluido (ohm.m)	R _{solo sat} (ohm.m)	FF	R _{solo sat} (ohm.m)	FF	R _{solo sat} (ohm.m)	FF	R _{solo sat} (ohm.m)	FF	R _{solo sat} (ohm.m)	FF
Água deionizada	7700	328	0,04	197	0,03	12,5	0,0016	2368	0,31	1140	0,15
Água de Torneira	175,4	540,7	3,08	189,9	1,08	-	-	2462	14,04	1080	6,16
NaCl (200 ppm)	26	307,8	11,84	130,5	5,02	-	-	1988	76,46	1004	38,62
NaCl (1000 ppm)	5,2	28,3	5,44	25,1	4,83	9,7	1,87	24,8	4,77	24,3	4,67
Chorume	0,4	1,78	4,45	2,72	6,80	3,34	8,35	1,66	4,15	1,36	3,40

Com relação aos demais índices, observam-se relações quase lineares também entre a resistividade e as porcentagens de argila e de finos (Figuras 5.82b e 5.82d), havendo uma melhor correlação para a última. Interessante notar que, para a Figura 5.82c, essa relação linear com o índice de plasticidade não é tão nítida, o que indica a limitação da utilização apenas dos limites de consistência na caracterização de solos tropicais. O fato da resistividade ser sensível à atividade dos argilominerálicos deve ser considerado como um fator positivo na caracterização desses materiais, apesar de tornar mais difícil a interpretação dos resultados de campo, o que será apresentado no próximo capítulo.

O fato de quase não haver variação dos valores de resistividade dos solos percolados com fluidos com resistividade abaixo de 5,2 ohm.m (ou condutividade acima de 1922 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para NaCl 1000 ppm) pode facilitar a interpretação dos resultados obtidos em campo, além de permitir a determinação dos parâmetros da Lei de Archie (Tabela 5.14) e também um fator de formação padrão para esses solos, conforme apresentado na Figura 5.83, relacionando-se a resistividade do fluido com a do solo quasi-saturado. Para confirmar o valor médio de FF obtido igual a 4,3, mais ensaios devem ser realizados, para que se obtenham mais pontos no gráfico da Figura 5.83. Por isso, este valor serve apenas como uma estimativa preliminar do fator de formação dos solos residuais do arenito Bauru, e que poderá ser útil na estimativa da

pluma de contaminação do aterro, baseando-se nos resultados dos ensaios geofísicos ou dos poços de monitoramento.

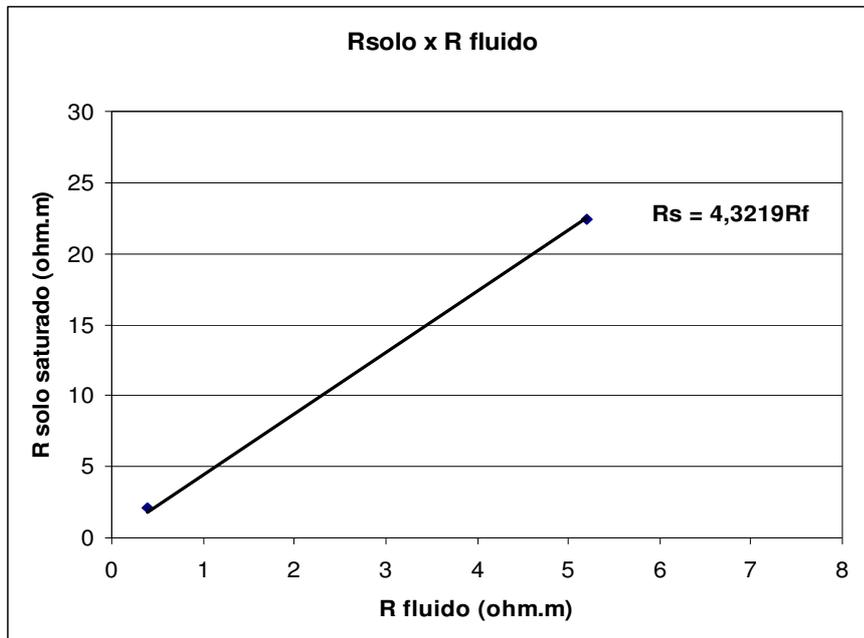


Figura 5.83. Estimativa do fator de formação médio para os solos estudados em laboratório utilizando choro e NaCl a 1000 ppm como fluidos de percolação.

Transformando os resultados de resistividade do solo em condutividade elétrica (CE) (Equação 3.5), foi também possível relacionar o aumento desta com a concentração de sódio, a partir dos ensaios que utilizaram 0, 200 e 1000 ppm de NaCl e também com aqueles ensaios que utilizaram choro, quando a concentração de sódio também foi medida. A Figura 5.84 apresenta a relação encontrada, que pode ser utilizada (assim como $FF=4,3$) para avaliação preliminar da pluma de contaminação ou para uma simples comparação com os resultados dos ensaios geofísicos de campo e com as concentrações das amostras de água coletadas dos poços de monitoramento.

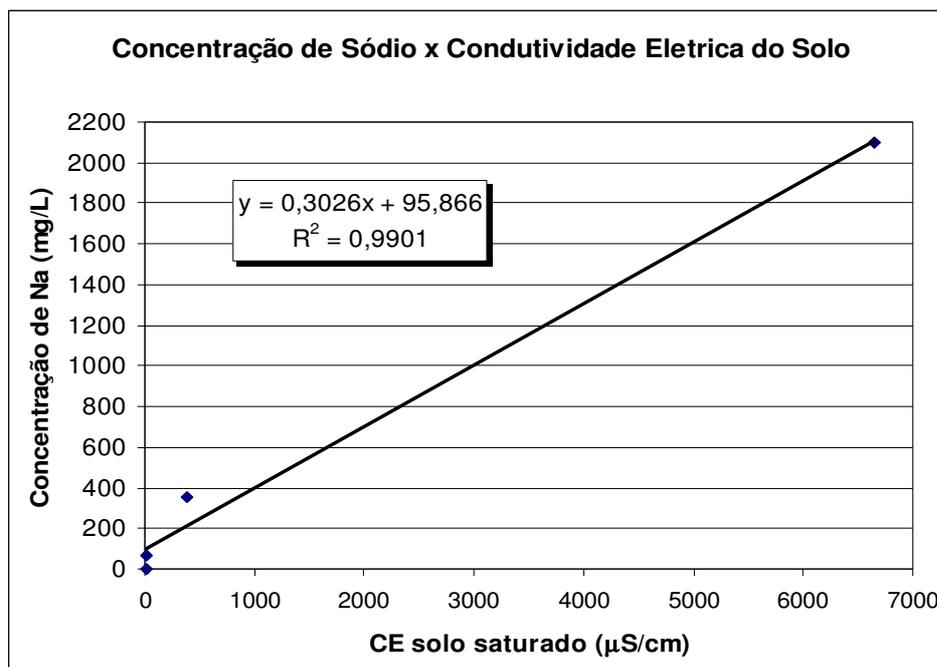


Figura 5.84. Estimativa da concentração de sódio a partir da medida da condutividade elétrica do solo em laboratório.

Relacionando os fatores de formação que constam na Tabela 5.15 (solos quasi-saturados) para NaCl a 1000 ppm e chorume, com a porosidade e a umidade volumétrica dos corpos de prova estudados na umidade de saturação, foi possível estimar os valores de a e m de uma maneira diferente, como mostram as Figuras 5.85 e 5.86. Apesar da pequena faixa de variação da porosidade e do baixo coeficiente de determinação (R^2), os valores de a igual 0,36 e 0,50 e de m igual a 2,9 e 2,5 para as Figuras 5.85 e 5.86, respectivamente, estão de acordo com aqueles encontrados na literatura e na Tabela 5.13. Mas para uso como parâmetros de projeto e na interpretação de valores de resistividade de solos tropicais não saturados medidos em campo, acredita-se que aqueles apresentados na Tabela 5.13 foram obtidos por melhores ajustes.

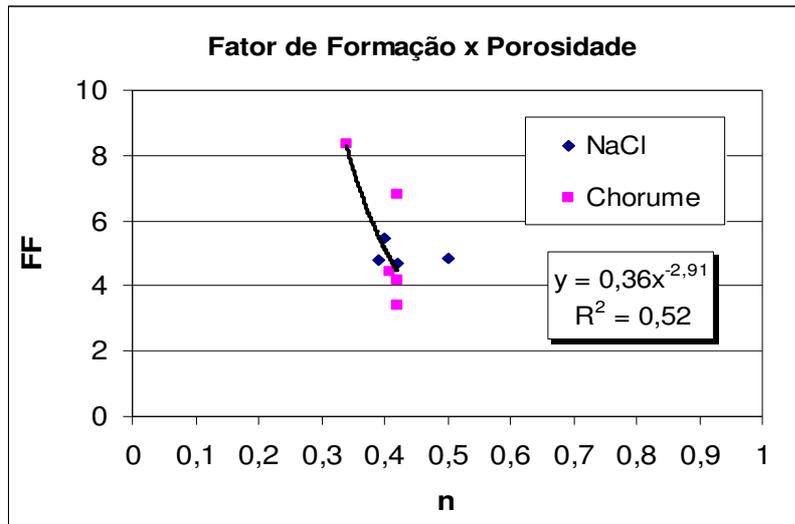


Figura 5.85. Relação entre os fatores de formação e as porosidades obtidas para os corpos de prova quasi-saturados com NaCl a 1000 ppm e chorume.

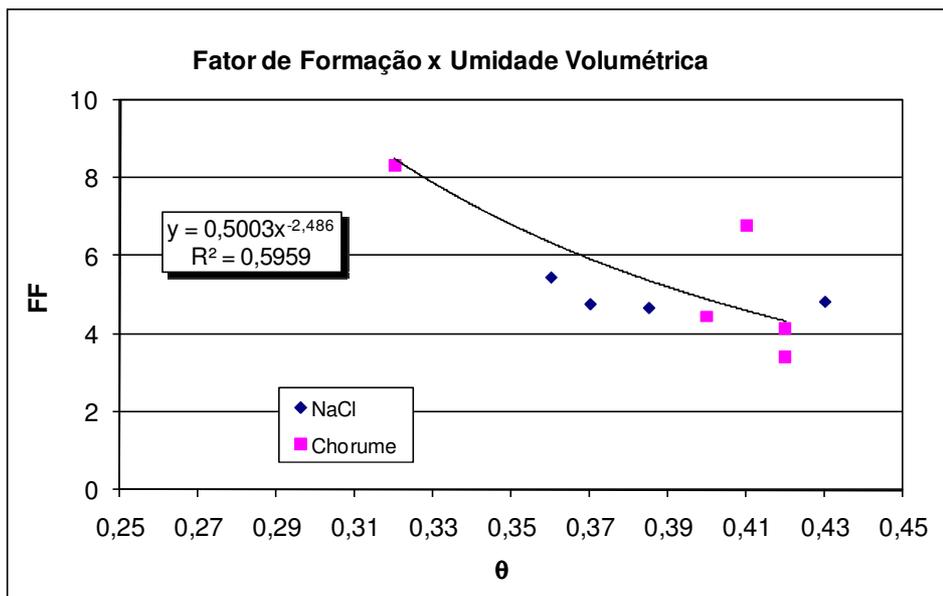


Figura 5.86. Relação entre os fatores de formação e as umidades volumétricas obtidas para os corpos de prova quasi-saturados com NaCl a 1000 ppm e chorume.

5.2.4.5 Considerações Sobre a Medida da Resistividade Elétrica na Investigação Geoambiental

A seguir são apresentadas as principais considerações sobre a realização de medidas de resistividade elétrica utilizando o sistema desenvolvido em laboratório em amostras de solo encontradas no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru:

- ✓ O sistema desenvolvido para medida da resistividade de amostras de solo indeformadas em laboratório apresentou boa aplicabilidade e permitiu avaliar a variação da resistividade com relação ao grau de saturação, mineralogia, porcentagem de finos e evolução dos solos estudados. Além disso, foi possível estimar os parâmetros da Lei de Archie para solos estudados, os quais podem ser utilizados para previsão e re-interpretação dos resultados obtidos em campo.
- ✓ Dependendo do objetivo da pesquisa, a medida da resistividade em amostras compactadas e indeformadas também podem ser realizadas, além de ser mais fácil de ser executada. A utilização de eletrodos de potencial com maior área de contato entre eles e o corpo de prova é sugerida, para que as medidas sejam mais precisas e para que alcancem menores valores de grau de saturação.
- ✓ As medidas de resistividade em laboratório confirmaram que é possível obter fatores de formação do solo menores que 1, o que está de acordo com o que foi obtido anteriormente em alguns ensaios RCPTU com amostragem de água. Isso é um indicativo de que a influência da atividade dos argilominerais é maior do que a presença de contaminantes. Fatores de formação maiores que 1 podem indicar a presença de solos granulares ou mesmo a presença de contaminantes em solos areno-argilosos.
- ✓ Os resultados obtidos em solos tropicais em laboratório são pioneiros, o que dificulta a sua comparação com estudos anteriores, mas ao mesmo tempo encoraja a continuidade dos mesmos. A re-interpretação dos resultados de campo tanto para o aterro de Bauru como

para situação geológicas similares pode agora ser realizada com base em medidas realizadas em situações controladas de laboratório.

- ✓ Os resultados mostraram que a influência do grau de saturação nos valores de resistividade é menor que o efeito da mineralogia e do nível de evolução dos solos, para valores de grau de saturação maiores que 50 %.
- ✓ Os ensaios de caracterização foram fundamentais para que esses resultados fossem adequadamente interpretados, o que mostra a necessidade da utilização de diferentes técnicas de investigação.

6 INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS

O presente capítulo tem como objetivo integrar os resultados provenientes das diferentes técnicas de investigação utilizadas, de modo a interpretá-las conjuntamente com as todas as informações existentes e obtidas sobre o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru durante a pesquisa.

Primeiramente, procurou-se re-interpretar os resultados gerados em campo procurando integrá-los com aqueles realizados em laboratório e descritos no capítulo anterior. Para isso, foram analisados os ensaios indiretos, definidos como aqueles ensaios que não utilizaram amostragem para caracterização geoambiental do meio. Os ensaios diretos são analisados em seguida, procurando estabelecer relações entre os ensaios de campo que utilizaram amostragem, tanto de solo como de água, e os ensaios de laboratório realizados sobre essas amostras. Lembra-se que os ensaios de piezocone e seus acessórios podem ser incluídos nesses dois itens, pois permitem tanto a caracterização indireta como direta das propriedades físicas do meio.

Com base na re-interpretação dos resultados obtidos a partir das técnicas indiretas e diretas, foi possível avaliar de maneira geral os problemas encontrados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru e seu entorno, além daquele encontrado subsuperficialmente aos resíduos domésticos. Uma análise e identificação da(s) pluma(s) de contaminação existentes na área foi realizada, baseando-se nos resultados de todos os ensaios. Um roteiro para ser utilizado como orientação de investigações geoambientais em solos tropicais, com base na experiência adquirida durante a pesquisa também é apresentada.

6.1 Ensaios Indiretos

Os ensaios indiretos realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru incluíram principalmente a medida da resistividade elétrica e da cargabilidade através de

polarização induzida, utilizando diferentes técnicas, entre elas: medidas de resistividade de amostras indeformadas em laboratório, piezocone de resistividade (intrusivo) e geofísica de superfície a partir da realização de sondagens elétricas verticais (SEVs) e caminhamentos elétricos utilizando diferentes espaçamentos entre os eletrodos em diferentes épocas.

Para que os resultados de todos esses ensaios fossem re-interpretados, a busca por valores de resistividade de referência na literatura nacional e internacional foi importante. Contudo, observou-se uma larga escala de variação de valores, para diferentes locais e situações de contaminação. Elis (1993) apresenta a faixa de variação de valores de resistividade de materiais geológico-geotécnicos comumente encontrados no Brasil (Tabela 6.1). Observa-se na tabela que os materiais de interesse para a presente pesquisa, como areias argilosas, não existem. Além disso, os arenitos apresentam uma enorme variação nos valores de resistividade, tornando difícil a utilização de valores de resistividade disponíveis para identificação e caracterização dos materiais contaminados em campo.

Tabela 6.1 - Valores de resistividade elétrica de materiais conhecidos (ELIS, 1993).

Material	Resistividade (ohm.m)
Ar	∞
Águas doces superficiais	10 – 1000
Água marinha	0,2
Argilas	10 – 100
Areias	100 – 10000
Areia saturada com água mineral	0,1 – 10
Aluvião	10 – 1000
Conglomerados	10 – 10000
Arenitos	10 – 100000000
Margas arenosas	10 – 100
Calcários	100 – 10000
Basaltos	100 – 100000
Granitos	100 – 100000
Xistos	10 – 1000
Gnaisses	100 – 10000

Valores de cargabilidade para solos tropicais também são praticamente inexistentes na literatura. Elis (2003b) procurou relacionar alguns valores de resistividade e cargabilidade típicos para o entorno do aterro de Bauru, a partir de sondagens elétricas verticais realizadas

superficialmente, como mostra a Tabela 6.2. Esses resultados incluem solos arenosos encontrados superficialmente no entorno do aterro, além da zona saturada e possível presença de chorume. Os solos residuais assim como o arenito Bauru, existentes em maiores profundidades e em regiões específicas do aterro, não foram inclusos nessa tabela.

Tabela 6.2 - Valores de resistividade e cargabilidade propostos a partir das sondagens elétricas verticais realizadas no entorno do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru (ELIS, 2003b).

Camada	Espessura (m)	Interpretação	Resistividade (ohm.m)	Cargabilidade (mV/V)
1	0,75 - 1,59	Solo superficial	26,4 - 3136	0,08 - 14,5
2	0,78 - 5,93	Solo seco	24,3 - 566	0,55 - 4,83
3	1,77 - 3,37	Solo seco	82,4 - 670	1,07
	3,14 - 4,58	Solo + chorume	11,0 - 11,7	0,01 - 1,72
4	2,61 - 6,52	Zona de capilaridade	17,4 - 81,3	0,01 - 19,4
5	-	Zona saturada	10,4 - 22,3	2,94 - 35,3

Após a realização de novos ensaios de campo e laboratório com medidas de resistividade e cargabilidade, como descrito no Capítulo 5, a Tabela 6.3 apresenta valores típicos encontrados no aterro de Bauru para essas duas propriedades, integrando-se os resultados dos ensaios geofísicos, geofísica 3-D, piezocone de resistividade e resistividade em laboratório. Para facilitar a análise dos resultados, as Figuras 6.1 e 6.2 apresentam a escala de valores de resistividade e cargabilidade sugeridos, respectivamente, para cada material pesquisado e/ou encontrado durante as investigações realizadas no aterro.

As Figuras 6.3 a 6.8 apresentam as seções obtidas a partir dos diversos caminhamentos elétricos realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru entre 2001 e 2003 por Elis (2003b) e Lago (2004), re-interpretados utilizando-se o software RES2DINV (LOKE, 1998), com base na topografia levantada em 2002 (Figura 4.8) e com base nos valores de resistividade e cargabilidade apresentados na Tabela 6.3 e nas Figuras 6.1 e 6.2.

Tabela 6.3 - Valores de resistividade e cargabilidade típicos para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com base nos resultados dos ensaios de campo e laboratório.

Materiais	Resistividade (ohm.m)		Cargabilidade (mV/V) *	
	min	máx	min	máx
Solos locais + chorume	1	29	0,01	1,7
Arenito - Form. Marília	10	24	1,6	20
Resíduos + chorume	1	18	--	--
Resíduos	1	20	20	--
Zona saturada	1	75	11	55
Pluma de Contaminação	1	55	21	--
Solos residuais da Form. Adamantina saturados	11	50	3,5	25
Zona de capilaridade	50	82	0,01	19,4
Solos Residuais do arenito contaminados	25	150	--	--
Camadas argilosas de aluvião não-saturadas	100	150	--	--
Solos residuais do arenito	190	600	--	--
Solos superficiais a oeste	300	900	0,01	3,8
Solos residuais superficiais saturados a não-sat.	1000	8000	0,08	14,5

* Valores baseados nos resultados obtidos por Lago (2004) e Ustra (2008).

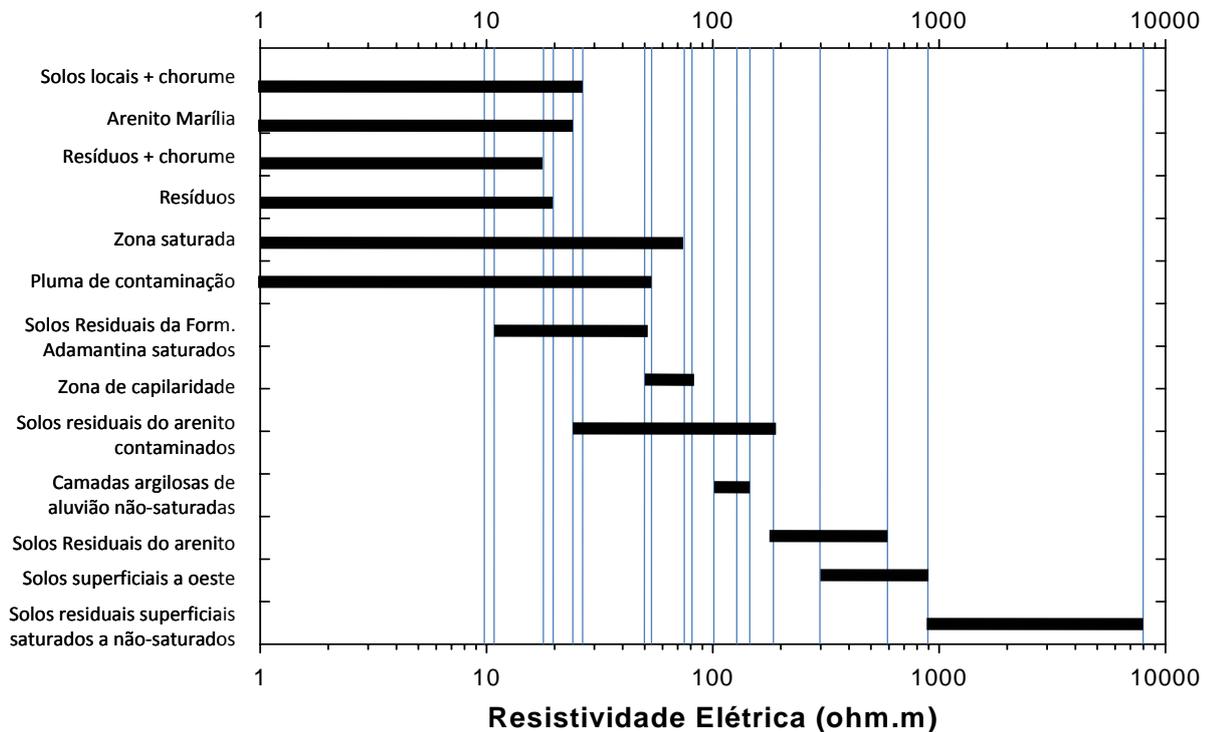


Figura 6.1. Faixa de variação dos valores de resistividade para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com base nos resultados dos ensaios de campo e laboratório.

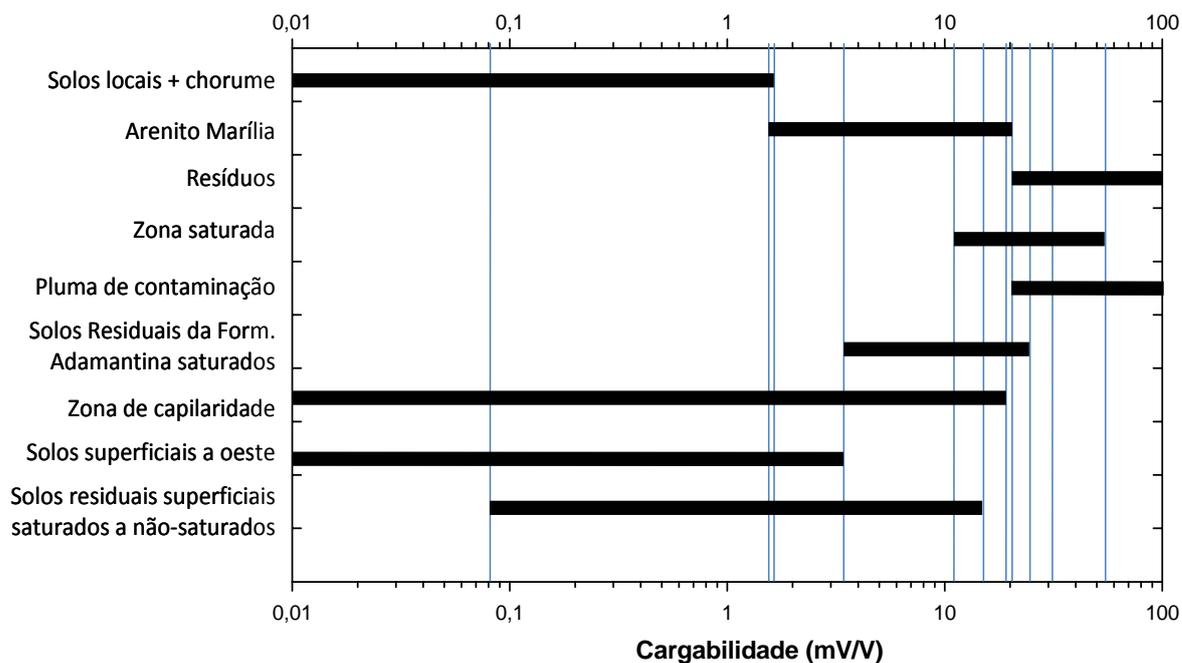


Figura 6.2. Faixa de variação dos valores de cargabilidade para o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru com base nos resultados dos ensaios de campo.

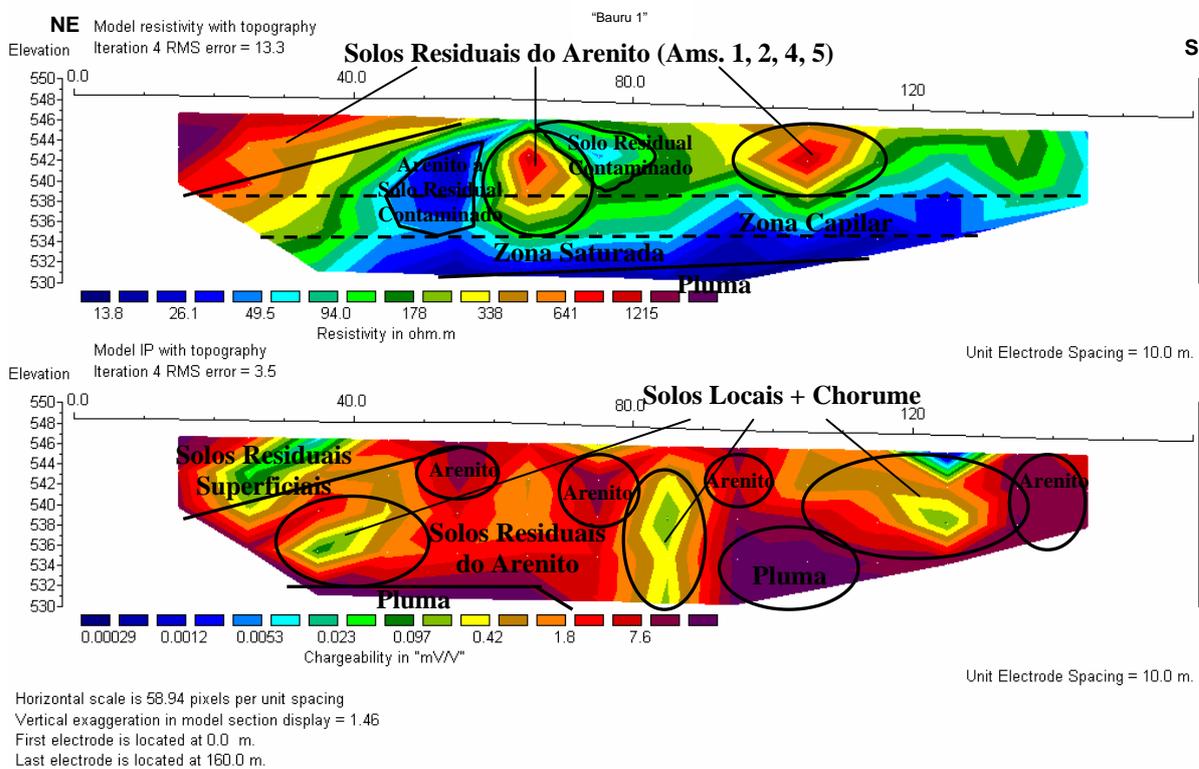


Figura 6.3. Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 1 (modificado de ELIS, 2008).

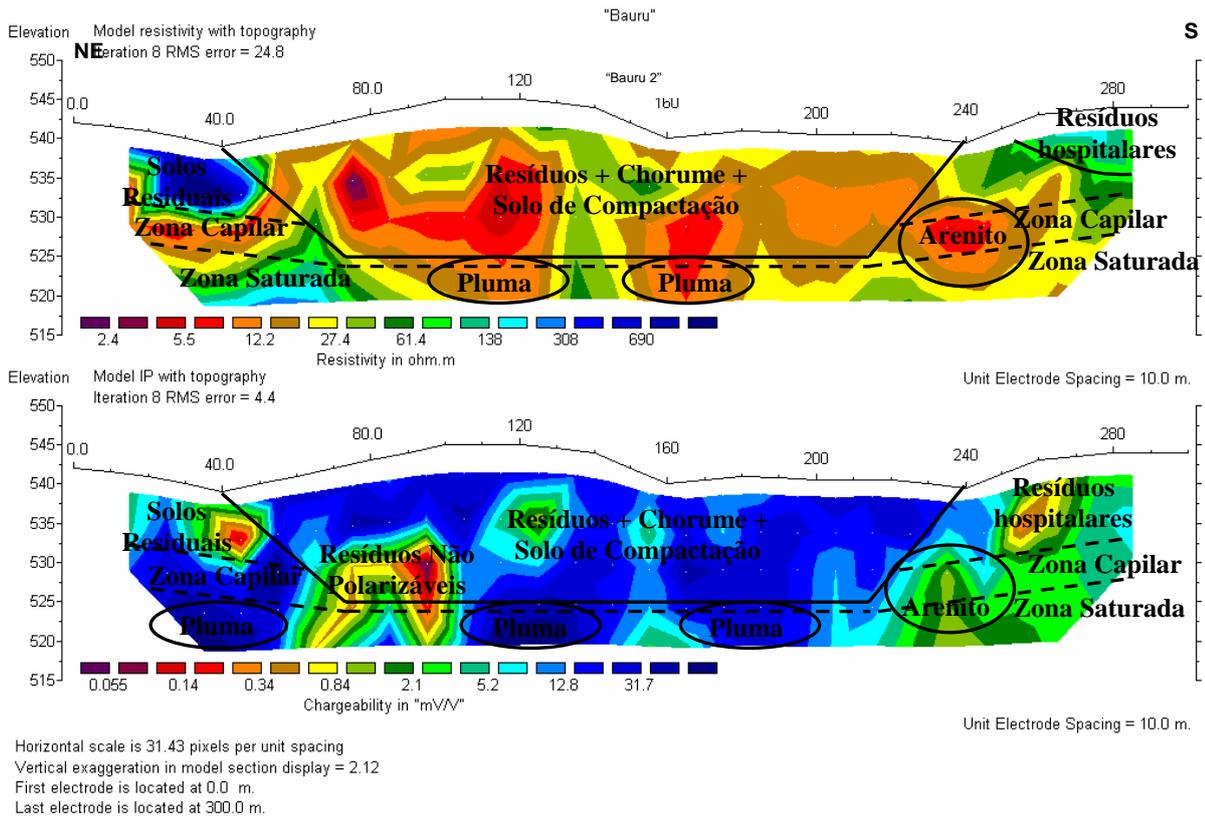


Figura 6.4. Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 2 (modificado de ELIS, 2008).

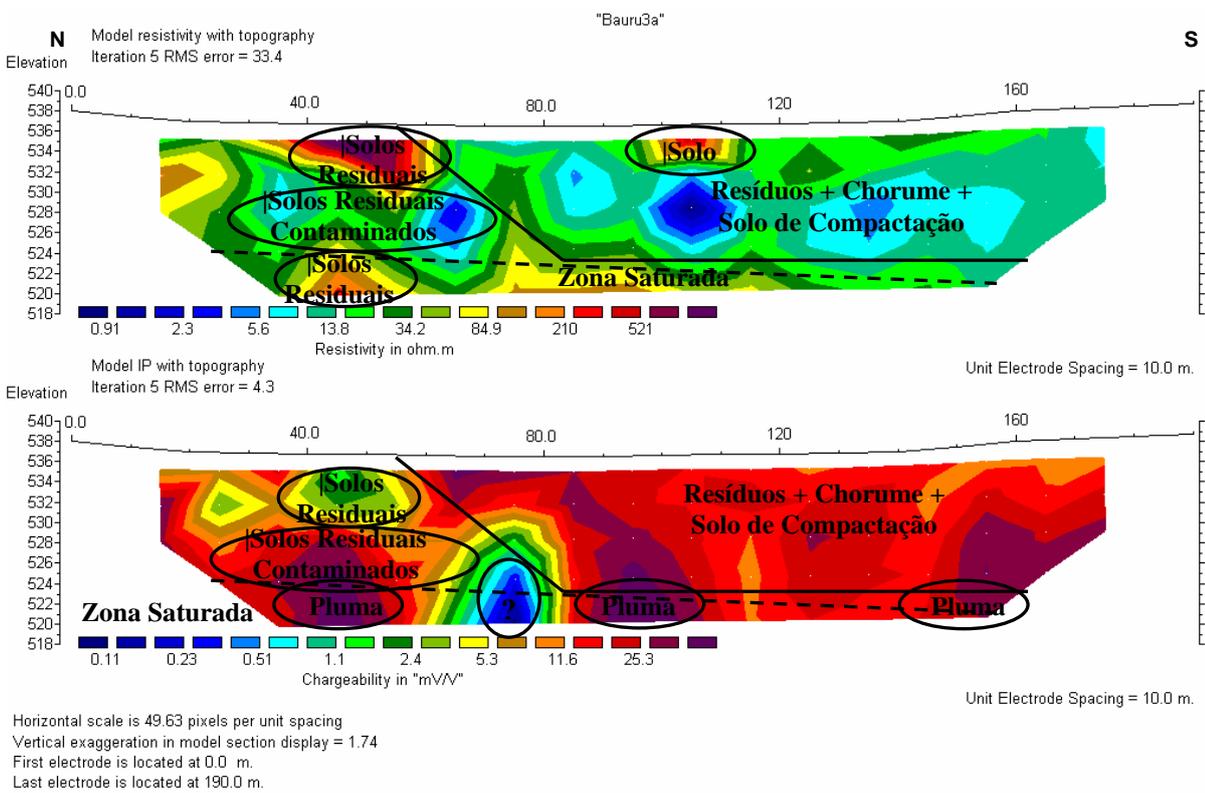


Figura 6.5. Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 3a (modificado de ELIS, 2008).

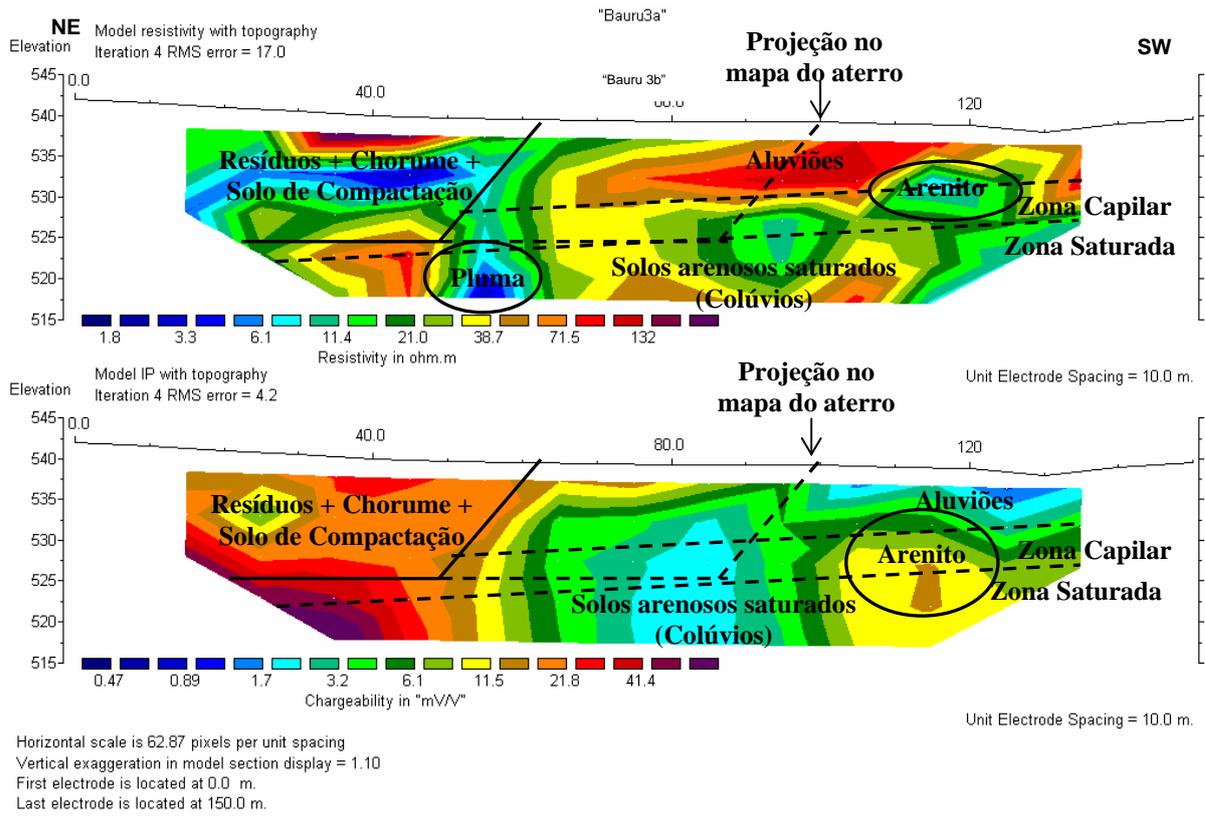


Figura 6.6. Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 3b (modificado de ELIS, 2008).

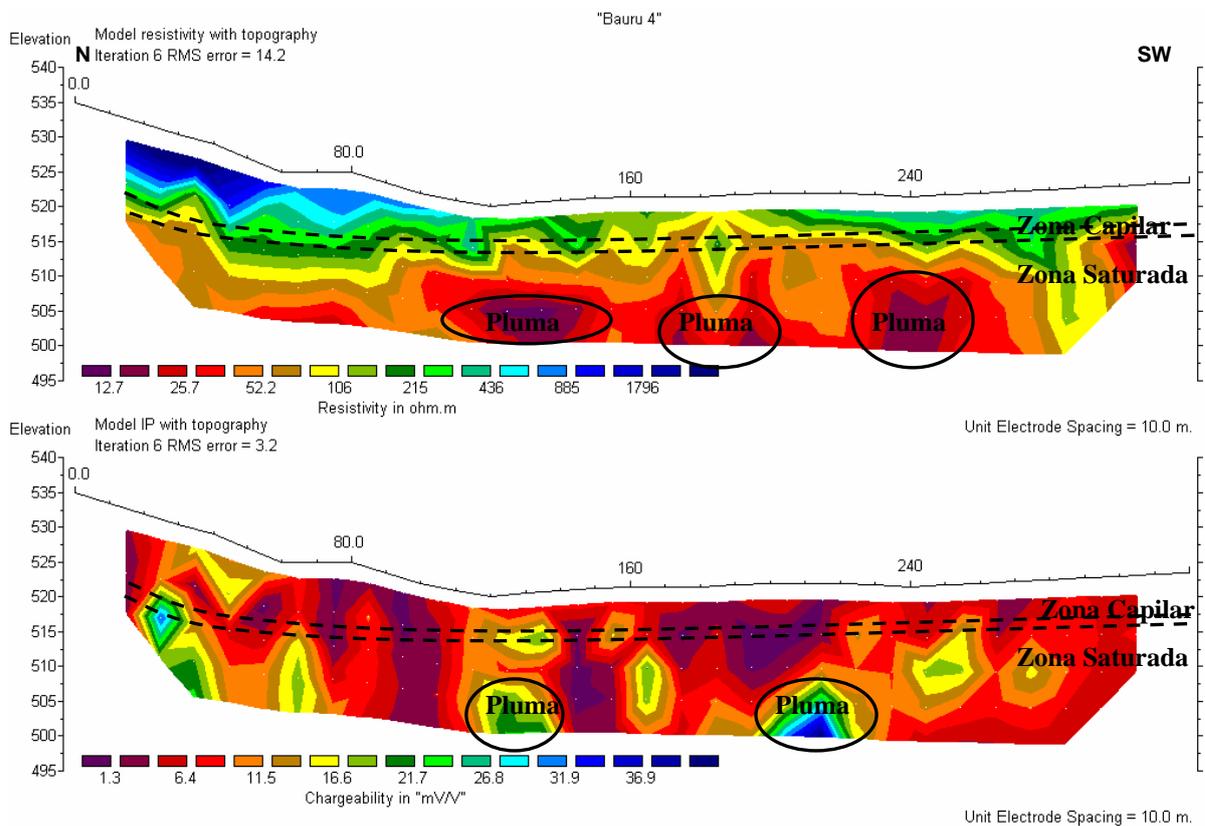


Figura 6.7. Seção de resistividade e cargabilidade da Linha 4 (modificado de ELIS, 2008).

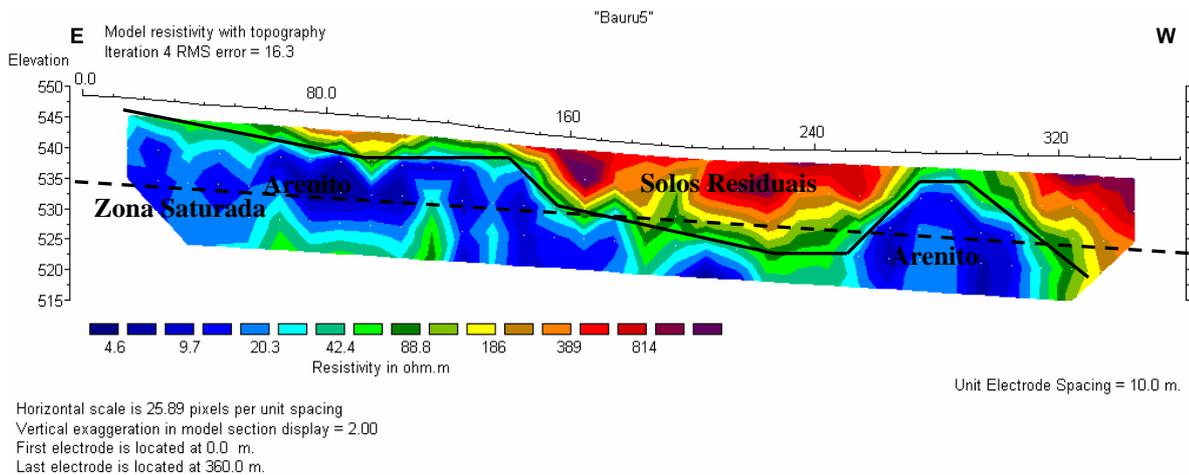


Figura 6.8. Seção de resistividade da Linha 5 (modificado de ELIS, 2008).

Observa-se nas Figuras 6.3 a 6.8 que foi possível integrar os resultados de modo que os ensaios novos e antigos realizados para a presente pesquisa possibilitassem a identificação dos diferentes materiais, assim como condições de saturação e contaminação existentes na área. Os perfis de cargabilidade foram mais difíceis e menos precisos de serem interpretados, devendo ser considerados com restrições, devido à grande superposição de valores (Figura 6.2) e também pela falta de valores de referência com solos residuais em laboratório. Contudo, esses perfis mostram resultados muitas vezes não visualizados apenas através dos perfis de resistividade, indicando a importância de se integrar resultados de diferentes técnicas geofísicas.

Com poucos ensaios intrusivos e diretos que atingissem a zona saturada a leste do aterro, a Linha 1 (Figura 6.3) teve como objetivo caracterizar o perfil geológico-geotécnico a montante do sentido do fluxo subterrâneo natural da área. Os resultados apresentaram grande variação de valores de resistividade e cargabilidade, os quais só foram possíveis de serem re-interpretados com a realização das medidas de resistividade em laboratório com solos residuais e com o arenito encontrados nessa região do aterro.

A Linha 2, realizada sobre os resíduos (Figura 6.4), foi re-interpretada com o auxílio do perfil apresentado na Figura 5.4. Observa-se que mesmo apesar da Linha 2 ter sido

realizada em 2001 e um novo caminhamento nessa mesma linha, com espaçamentos de 20 m e atingindo maiores profundidades, em 2006, algumas semelhanças podem ser observadas entre elas. As duas linhas realizadas sobre os resíduos confirmam o comprometimento do aquífero freático a cerca de apenas 2 m de profundidade da base do aterro em alguns pontos, assim como uma mancha de baixa resistividade à direita das Figuras 6.4 e 5.4. Essa “mancha” foi interpretada como o arenito que aflora nessa região, ao sul do aterro, como mostra a Foto 5.15. O perfil de cargabilidade foi fundamental para identificar a diferença entre uma possível contaminação e a presença do arenito, com o segundo apresentando baixos valores de cargabilidade (SEV-10, Figura 5.3).

A interpretação das Linhas geofísicas 3a e 3b (Figuras 6.5 e 6.6) foi auxiliada pelos resultados de outros ensaios, como sondagens SPT, RCPTUs e SEVs, como mostra o mapa da Figura 4.11. Mesmo assim, por ser uma região de transição entre os solos residuais de arenito e os solos sedimentares encontrados a oeste do aterro, a interpretação dessas linhas foi difícil, pois existem poucos ensaios intrusivos nessa área do aterro, sem considerar a interpolação entre os diferentes valores de resistividade e cargabilidade devido aos diferentes materiais e condições de saturação existentes. À direita da Figura 6.6, por exemplo, observa-se que a zona de capilaridade ocorre conjuntamente com a variação e evolução geológica do perfil geológico-geotécnico. Além disso, a presença do arenito nesta região também foi confirmada através de investigações diretas, como a visualização do talude apresentado na Foto 5.15.

A interpretação da Linha 4 (Figura 6.7) possibilitou identificar claramente a zona saturada, assim como os pontos indicadores da presença da pluma de contaminação. Apesar da pluma de contaminação estar dispersa no aquífero freático, considera-se que esses pontos identificam as regiões em que existem os solos mais permeáveis, onde as concentrações da pluma são maiores, diminuindo assim os valores de resistividade. Devido aos vários ensaios realizados nessa região do entorno do aterro (a oeste), que indicavam valores de resistividade

menores que 55 ohm.m e de cargabilidade maiores que 21 mV/V para definição da pluma de contaminação, e também devido ao fato de solos residuais assim como o arenito (pouco resistivos) não aflorarem nessa região do aterro, a interpretação dessa linha ficou facilitada.

A Figura 6.9 apresenta os resultados de ensaios RCPTU e CPTU realizados a oeste do aterro, sobre a Linha 4, confirmando a elevada heterogeneidade dos materiais existentes nessa região do aterro. Esses resultados auxiliaram na melhor definição das propriedades físicas, como resistividade (Tabela 6.3) e numa caracterização mais detalhada do perfil desses solos. Após a re-interpretação realizada para os ensaios de piezocone no item 5.1.2.3, é possível identificar os perfis de resistividade da Figura 6.9 como de referência para essa região do aterro, apresentando muita variação na região não-saturada ($R > 300$ ohm.m) e em concordância com a textura dos diferentes solos existentes abaixo do nível d'água.

A interpretação da Linha 5 (Figura 6.8) foi auxiliada pelas investigações diretas de visualização e amostragem realizadas ao norte do aterro em 2006, além da realização da SEV-10 e da construção das lagoas de chorume (Foto 4.4), que confirmam a existência de solos residuais menos evoluídos e o arenito Bauru, pouco resistivos, nessa região. Por isso, acredita-se que os baixos valores de resistividade encontrados para a Linha 5 se devem à presença desses materiais que, devido a problemas durante a aquisição dos dados durante a execução do ensaio, não podem ser confirmados a partir da seção de cargabilidade.

As Figuras 6.10 e 6.11 apresentam os mapas de resistividade e cargabilidade re-interpretados para as profundidades de 10 e 22 m, respectivamente. Os dados utilizados para interpolação (*Surfer Version 8.0*, Golden Software 2002) foram aqueles dos caminhamentos elétricos apresentados nas Figuras 6.3 a 6.7 e das sondagens elétricas verticais executados por Elis (2003b) e Lago (2004). As simulações não incluem os dados da Linha 5, uma vez que não existem dados de cargabilidade para a mesma.

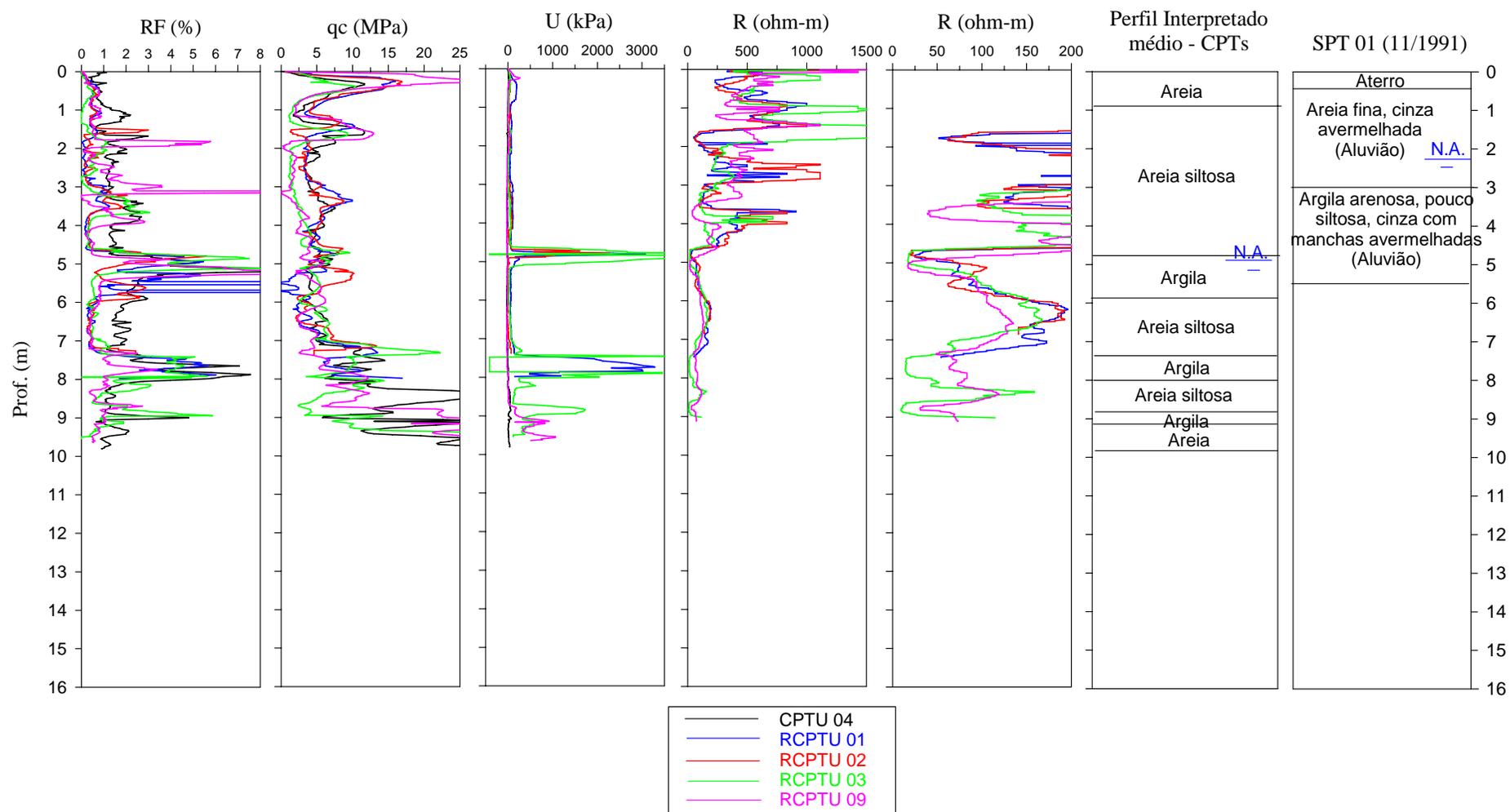


Figura 6.9. Resultados dos ensaios CPTU-4, RCPTU-1, 2, 3 e 9 realizados à oeste do aterro de Bauru em diferentes épocas e a menos de 2 m de distancia entre eles (MONDELLI, 2004).

A Figura 6.10 (mapa a 10 m de profundidade) indica que não são todos os solos que estão saturados nesta profundidade. Além disso, a área preenchida com os resíduos é menor que a área da projeção do aterro, uma vez que a altura do mesmo é maior na região central, quando os resíduos preenchem o vale natural existente na área e ultrapassam a altura de 10 m para cerca de 15 m. Estando o nível d'água mais raso a oeste do aterro (menos que 10 m de profundidade), é possível visualizar a formação da pluma de contaminação a partir dos resíduos mais internos à linha de projeção do aterro, com valores de resistividade menores que 50 ohm.m e de cargabilidade maiores que 10 mV/V. Os elevados valores de resistividade (>150 ohm.m) e baixos valores de cargabilidade (< 10 mV/V) a leste do aterro indicam a condição não saturada do solo, não contaminado, a 10 m de profundidade.

Considerando que não existem mais resíduos e praticamente todas as regiões dos mapas da Figura 6.11 encontram-se saturadas a 22 m de profundidade, foi possível identificar e avaliar a extensão da pluma de contaminação causada pelos resíduos dispostos entre 0 e 15 m de profundidade. Este fato indica a importância do conhecimento hidrogeológico, topográfico, do projeto e do histórico de operação e de disposição dos resíduos na área para interpretação dos mapas apresentados na Figura 6.10. Plumões de contaminação com diferentes concentrações, variando de 5 ohm.m no centro da área de projeção do aterro, até 50 ohm.m, fora e a oeste do aterro (solos arenosos). Valores de resistividade menores que 5 ohm.m a leste e sobre a Linha 1, próxima ao poço PP-4, confirmam a contaminação e a influência das lagoas de chorume a montante do sentido do fluxo subterrâneo. Isto pode ser explicado por uma superposição dos gradientes hidráulicos natural e do chorume presente em elevada quantidade na região das lagoas (pontos em vermelho) sobre o aterro.

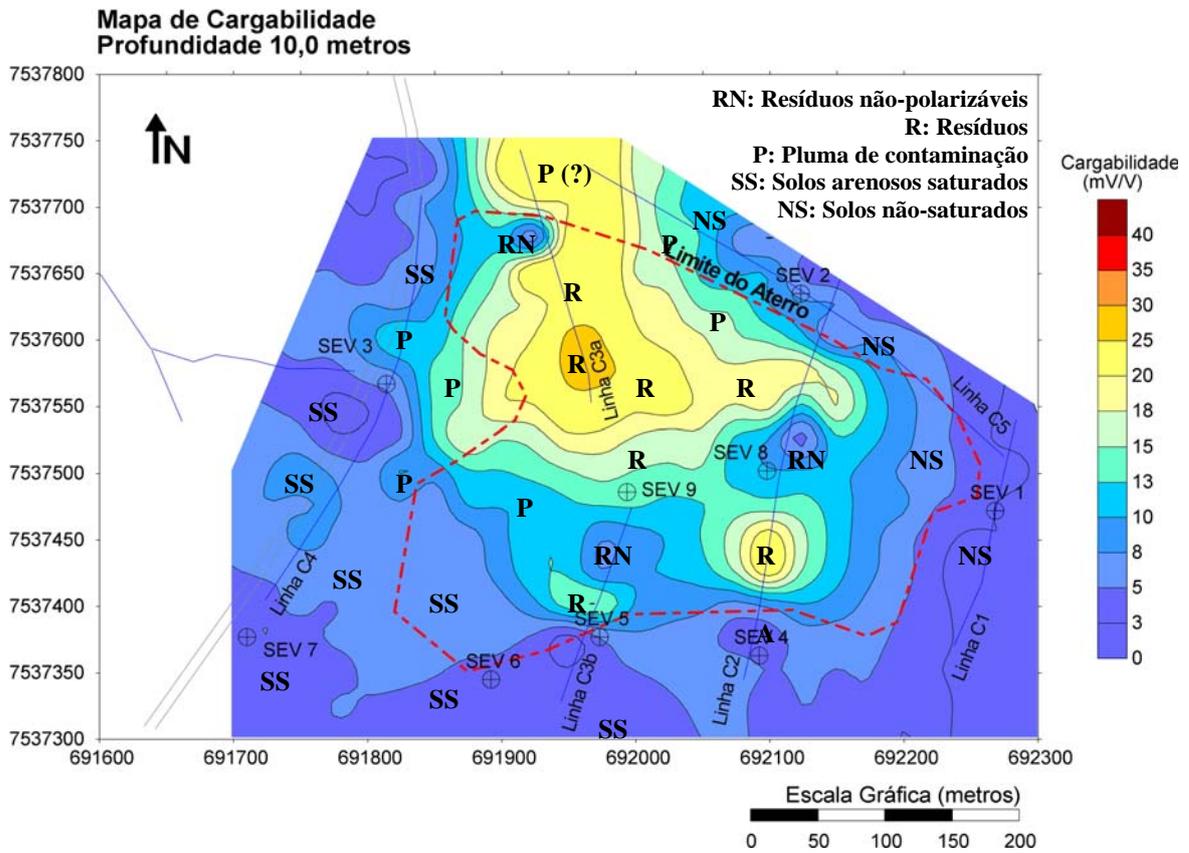
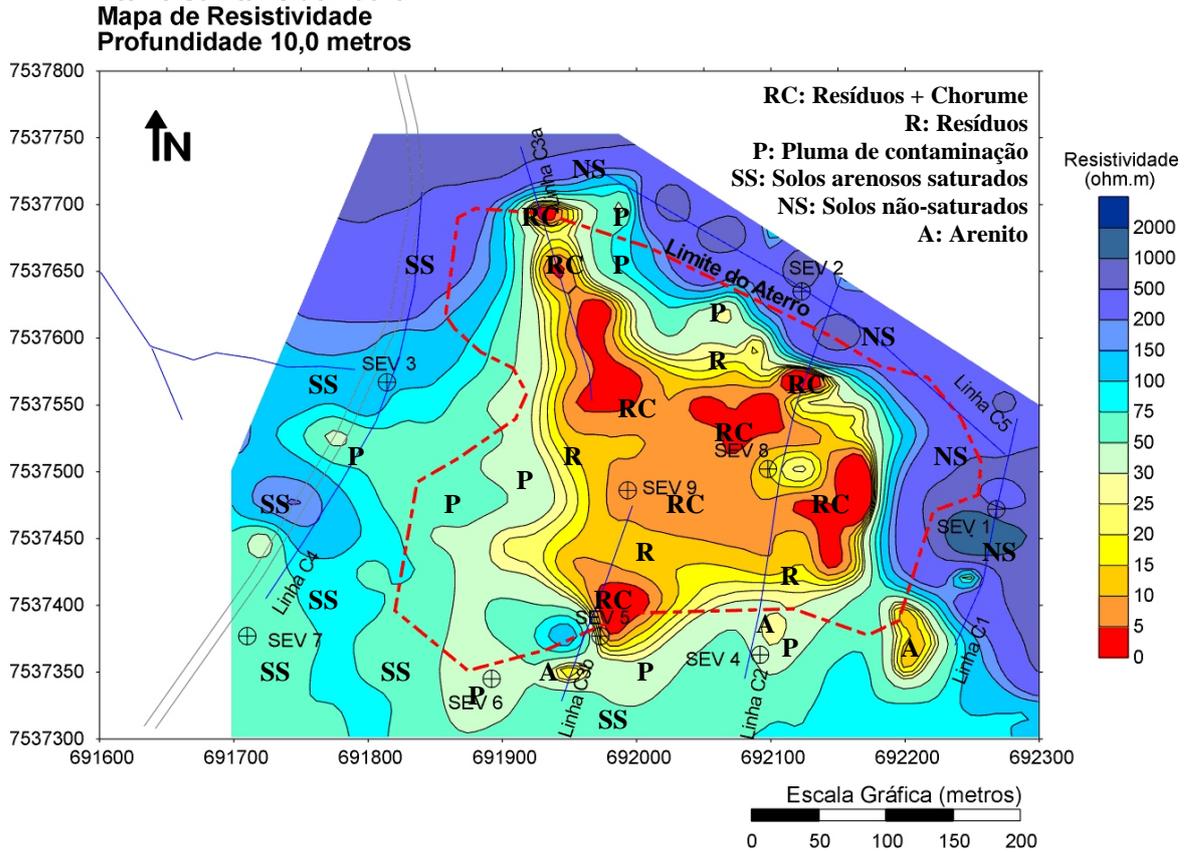


Figura 6.10. Mapas de resistividade e cargabilidade na profundidade 10 metros (modificado de LAGO et al., 2006).

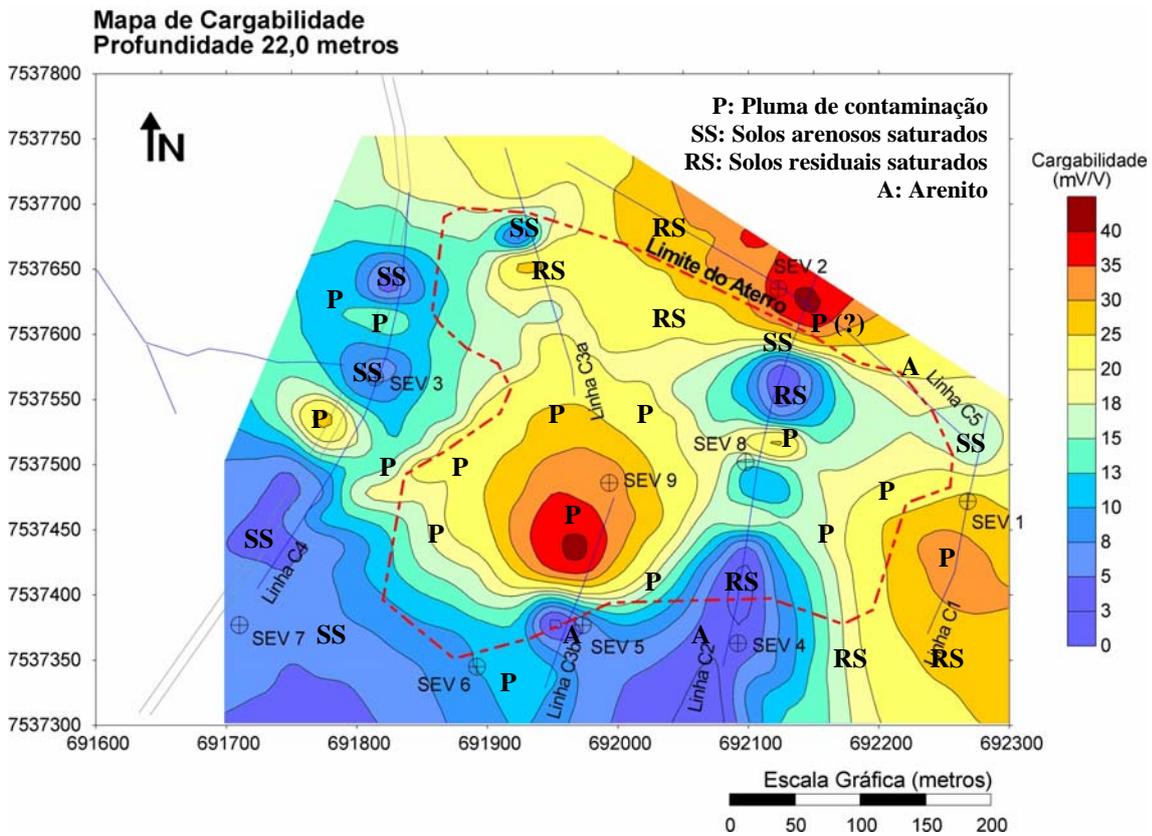
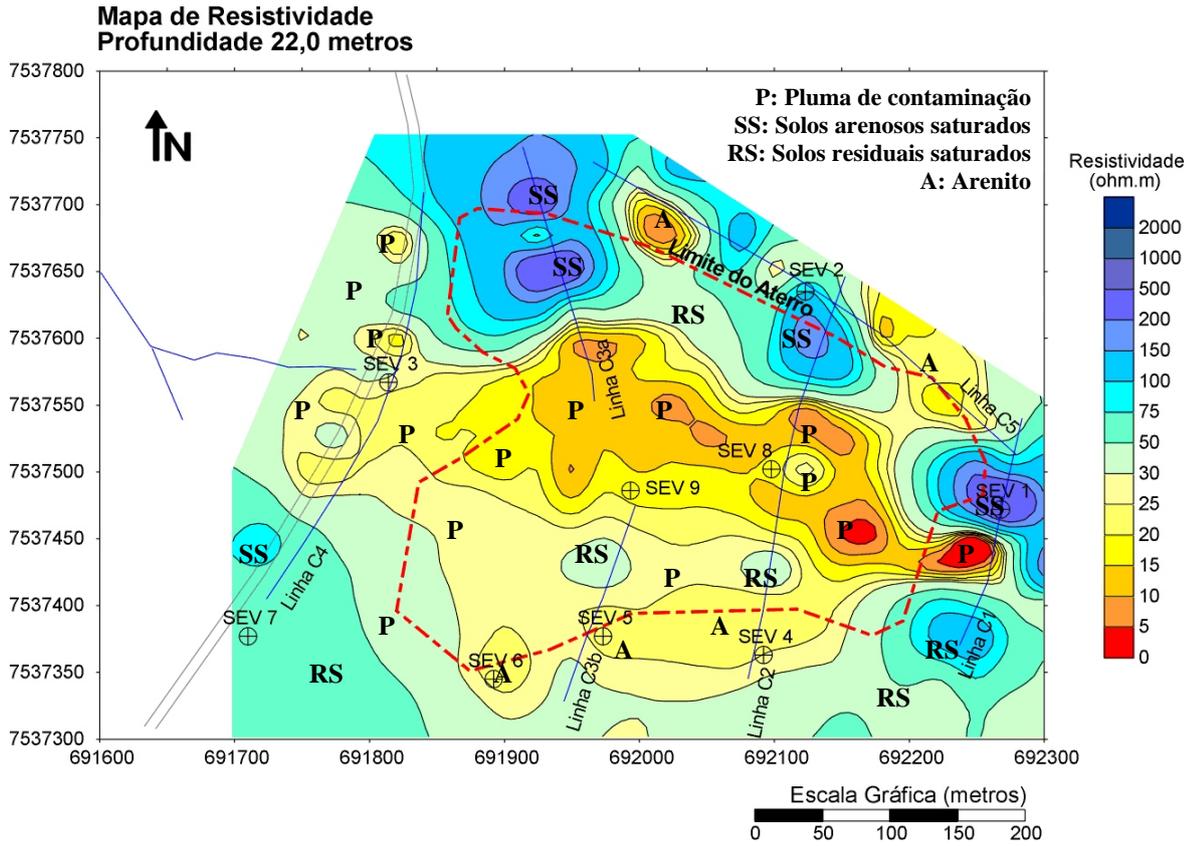


Figura 6.11. Mapas de resistividade e cargabilidade na profundidade 22 metros (modificado de LAGO et al., 2006).

Mais uma vez a definição da pluma de contaminação a partir dos resultados de IP foi menos visível que para a resistividade, uma vez o efeito IP depende da concentração de sais dissolvidos, tipo de resíduo existente (polarizável ou não), sem contar a interação desses com o meio geológico variável da área, ora mais argiloso, ora mais arenoso. Tanto no mapa de cargabilidade para 10 m como no de 20 m, regiões com elevados valores de cargabilidade ao norte do aterro sugerem uma possível pluma de contaminação, apesar da mesma não ter sido observada nos mapas de resistividade correspondentes. Este fato encoraja a realização de futuras pesquisas em laboratório com medida da cargabilidade para os solos estudados.

De maneira geral, a integração dos ensaios indiretos permitiram a definição dos diferentes materiais, condições de saturação e delineamento da pluma de contaminação existentes na área, que foi confirmada ser incipiente desde os primeiros ensaios realizados em 2001. Os resultados mostram que a geofísica de superfície pode e deve ser aplicada em situações similares e complexas como do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru. Tanto que toda presente re-interpretação foi realizada sobre as seções e mapas gerados pelas mesmas, justamente por esta técnica permitir uma visualização mais fácil do que está ocorrendo na área investigada.

Contudo, é importante ressaltar que os resultados dos ensaios geofísicos devem ser considerados preliminares durante uma investigação e que sua interpretação depende muito da experiência do profissional que os interpreta e da época em que foram realizados os ensaios. No presente caso, essa interpretação só foi possível devido ao auxílio dos ensaios de piezocone e de laboratório, além de informações físicas e operacionais sobre a área, sem contar com o trabalho em equipe do IAG-USP. Os valores de referência foram de fundamental importância para essa re-interpretação, e quando não existirem, devem ser complementados, seja por ensaios de campo e/ou de laboratório.

6.2 Ensaio Diretos

Os ensaios diretos realizados no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru incluíram principalmente a coleta de amostras de solo e água a partir de sondagens SPT, CPTU e RCPTU utilizando-se amostradores *Geoprobe*, e da construção dos poços de monitoramento. O termo “investigação direta” também foi utilizado no presente trabalho para identificar as inspeções visuais realizadas *in situ*.

As Figuras 6.12 a 6.23 apresentam uma tentativa de delineamento da pluma de contaminação do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, com base em alguns parâmetros físico-químicos analisados durante as duas últimas campanhas de coleta de água dos poços de monitoramento: Agosto de 2007, quando as maiores concentrações foram verificadas para vários parâmetros e após período de estiagem, e Abril de 2008, após a retirada das lagoas de chorume de sobre os resíduos e após período de chuvas. Para tanto, utilizou-se o Software *Surfer Version 8.0* (GOLDEN SOFTWARE, 2002) para extrapolação dos dados no plano XY. Não optou-se por interpretar os resultados no plano YZ porque a maior parte dos poços estão concentrados a oeste do aterro, sendo necessária a existência de mais poços multi-níveis na direção leste-oeste para esse tipo de avaliação.

É importante destacar a limitação dessa representação, devido ao pequeno número de poços de monitoramento e mal distribuídos existentes na área, investigados em apenas um nível de profundidade, além da diluição dos parâmetros investigados provocada pela grande espessura do filtro dos poços (4 m) (Figuras 5.24 a 5.26). Os poucos trabalhos existentes na literatura sobre monitoramento da pluma de contaminação de aterros sanitários apresentam uma análise em mais de 100 pontos de monitoramento multi-níveis (CHERRY et al. 1983; MACFARLANE et al. 1983; MACKAY et al. 1986; KJELDSEN et al. 1998).

Apesar de todas essas limitações, as Figuras 6.12 a 6.23 apresentam de forma qualitativa o desenvolvimento da pluma de contaminação do aterro de Bauru, antes e após a

retirada das lagoas de chorume que se encontravam sobre o aterro até Janeiro de 2008, para os seguintes parâmetros: resistividade elétrica, pH, Cl⁻, Na, K, Fe, Ca, Zn, Na estimado com base no fator de formação (FF), DQO, DBO e a relação DQO/DBO. Estes parâmetros foram escolhidos devido ao comportamento que apresentaram ao longo do tempo para alguns poços de monitoramento (Figuras 5.28 a 5.33) e também porque a maioria deles foi investigada durante os ensaios de equilíbrio em lote e de coluna realizados em laboratório.

Segundo Christensen et al. (2001), para um melhor entendimento da atenuação natural de poluentes provenientes do chorume em aquíferos, é necessária uma avaliação dos riscos ambientais associados com a pluma, para que uma interpretação coerente das amostras de água proveniente dos poços de monitoramento seja realizada, assim como medidas de remediação apropriadas sejam tomadas. Para isso, os principais mecanismos de atenuação precisam ser entendidos, apesar de haver ainda muitas dúvidas e uma grande demanda para estudos desse tipo em laboratório. A Tabela 6.4 apresenta os principais mecanismos de atenuação natural relacionados aos principais íons existentes no chorume quando em contato com aquíferos naturais. Essa tabela deve ser vista com precaução quando da sua aplicação para aquíferos e solos tropicais. De qualquer forma, a Tabela 6.4 mostra que a diluição é um fenômeno que ocorre para todos os íons relacionados, assim como a sorção, com exceção dos cloretos e dos carbonatos. A complexão também ocorre para todos os metais pesados e alguns cátions bivalentes, podendo torná-los mais solúveis e miscíveis no aquífero.

A Figura 6.12 apresenta o mapeamento dos valores de condutividade elétrica convertidos em resistividade (Equação 3.5) verificados nas águas dos poços (Tabela 5.5). Os resultados mostram que houve uma melhora na qualidade das águas durante a segunda campanha, havendo um certo comprometimento do lençol freático a oeste e ao sul do aterro. Verifica-se que a qualidade ao norte e a leste do aterro melhoraram, com valores elevados de resistividade (baixos de condutividade) na região do poço PP-13 (Figura 4.11).

Tabela 6.4 - Principais mecanismos de atenuação que afetam o comportamento de alguns íons provenientes do chorume (CHRISTENSEN et al., 2001).

Íon	Processo	Diluição	Complexação	Redox	Troca Iônica / Sorção	Precipitação/ Dissolução	Precipitação		
							Sulfetos	Carbonatos	Outros
Anions	Cl ⁻	+	-	-	-	+	\	\	\
	HCO ₃ ⁻ / CO ₃ ⁻²	+	+	-	-	+	\	\	\
	SO ₄ ⁻²	+	(+)	+	(+)	+	\	\	\
Cátions	Ca ⁺²	+	+	-	+	+	\	\	\
	Mg ⁺²	+	+	-	+	+	\	\	\
	Na ⁺	+	-	-	+	-	\	\	\
	K ⁺	+	-	-	+	-	\	\	\
	NH ₄ ⁺	+	-	(+)	+	-	\	\	\
	Fe ⁺² / Fe ⁺³	+	(+)	+	+	+	\	\	\
	Mn ⁺² / Mn ⁺⁴	+	(+)	+	+	+	\	\	\
Metais Pesados	Cd	+	+	-	+	\	+	(+)	+
	Cr	+	+	-	+	\	-	-	++
	Cu	+	++	-	+	\	+	-	+
	Pb	+	++	-	+	\	+	+	+
	Ni	+	+	-	+	\	+	-	-
	Zn	+	+	-	+	\	+	(+)	-

++: muito importante; +: importante; (+): de menor importância; -: não importante; \: não apresentado.

Apesar das limitações existentes devido às diferentes profundidades investigadas dos poços de monitoramento (cerca de 9 m a oeste até 35 m a leste do aterro) e de não haver poços ou piezômetros construídos sobre o aterro, a comparação entre os mapas de resistividade apresentados nas Figuras 6.10 (10 m de profundidade) e 6.12 revelam a tendência de aparecimento de valores de resistividade menores a oeste, sul e leste do aterro e maiores ao norte do mesmo. Este fato mostra uma boa correlação entre os resultados obtidos através da geofísica e dos poços de monitoramento.

Muito importante na avaliação da mobilidade, sorção e dissolução dos íons, o pH do aquífero local é apresentado na Figura 6.13. Os valores de pH para as duas campanhas de coleta de água apresentadas variaram entre 5,0 e 7,1, o que está de acordo com aqueles monitorados em laboratório para as amostras de solo residuais e arenito percoladas com água deionizada (Figuras 5.57 e 5.60), com pH entre 5,7 e 6,5. Lembra-se que para os solos percolados com chorume bruto durante os ensaios de coluna e de equilíbrio em lote, os

valores de pH permaneceram alcalinos, da mesma ordem de grandeza do chorume, variando entre 8,2 e 8,6. Observa-se, na Figura 6.13, que os valores de pH são menores a oeste do aterro, na região do poço PP-1, em que existe alto teor de ferro (laterização) e que aumenta gradualmente na direção sul. Os valores mais elevados encontrados para os poços PP-12, PP-11, PP-10 podem estar sendo influenciados pela maior presença de carbonatos no aquífero nessa região, mas não descarta a hipótese de haver contaminação do aquífero para pHs acima de 6,5, valor considerado natural do aquífero com carbonatos.

Para entender melhor o que está ocorrendo no aterro em relação ao pH, as Figuras 6.14 e 6.15 apresentam as concentrações de ferro e cálcio encontradas nas águas dos poços. Interessante notar que as maiores concentrações de ferro concordam com a região oeste, que apresenta menor pH e que as maiores concentrações de cálcio concordam com a região sul do aterro, que apresenta maior pH. Conforme visto a partir dos ensaios de caracterização de laboratório, os solos mais evoluídos do arenito tendem a apresentar óxidos e hidróxidos de ferro (goetita- $\text{FeO}(\text{OH})$ e hematita- Fe_2OH_3) e pH mais ácido, enquanto os menos evoluídos tendem a apresentar carbonato de cálcio (CaCO_3) e pH mais básico. Contudo, verifica-se que a posição o poço PP-13, ao norte, apresenta as mesmas características geológicas dos poços construídos ao sul do aterro, e não apresenta concentração de cálcio tão elevada e nem de ferro. Isto é um indicativo de que a presença de cálcio em regiões de pH elevado podem representar a presença da pluma de contaminação, que também possui elevadas concentrações de quase todos os íons.

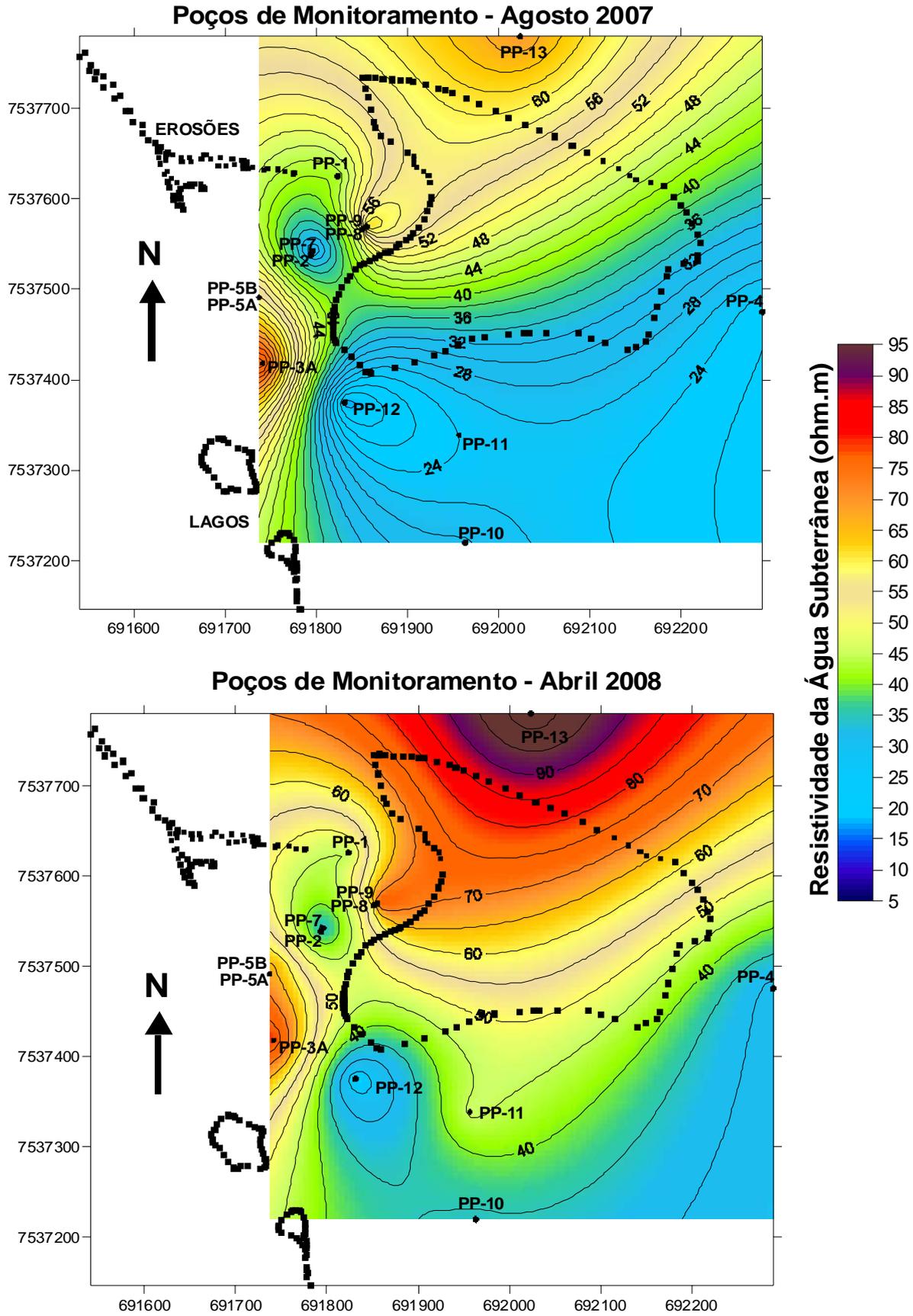


Figura 6.12. Monitoramento da resistividade elétrica das águas subterrâneas.

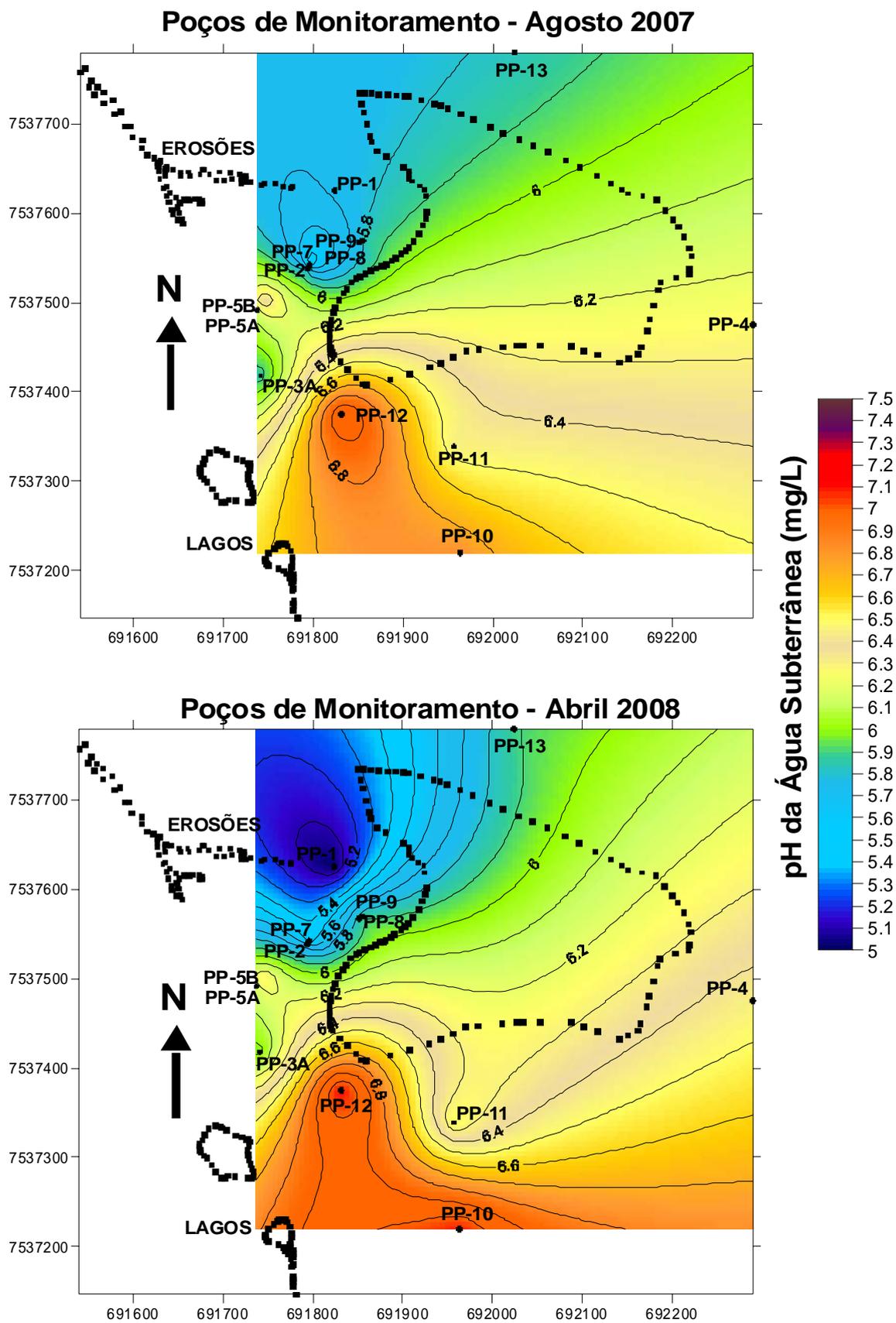
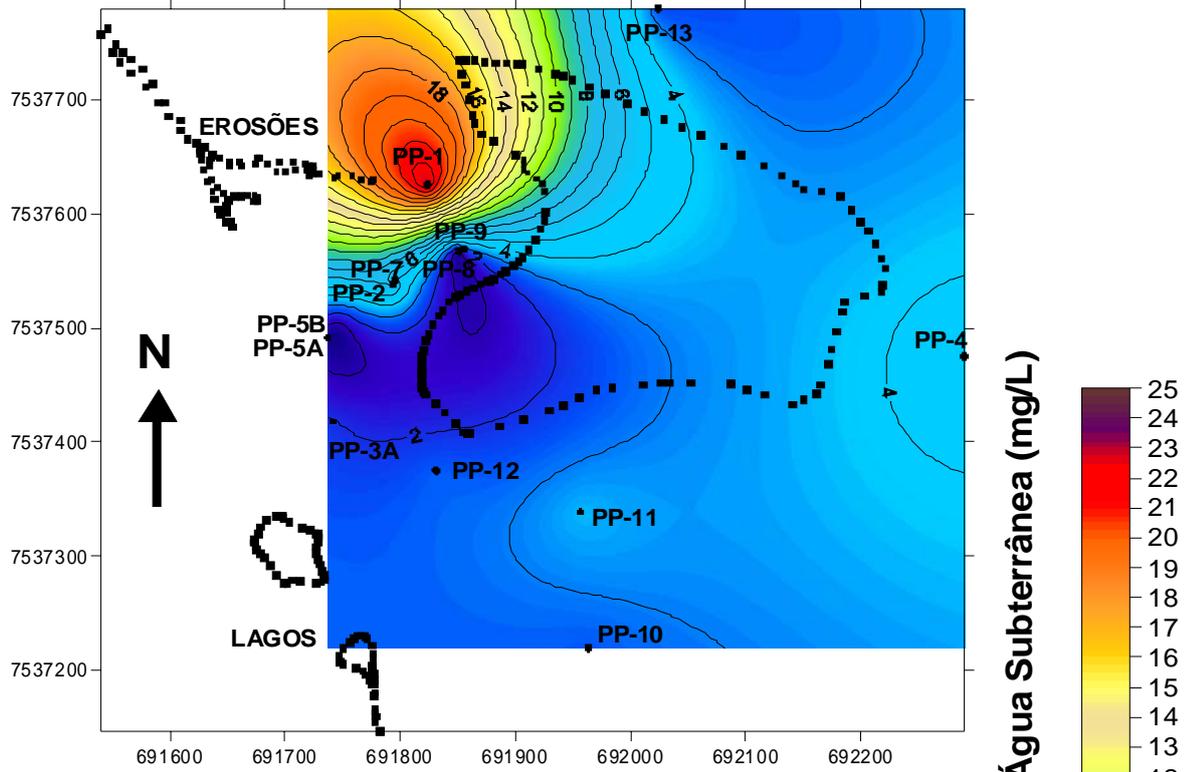


Figura 6.13. Monitoramento do pH das águas subterrâneas.

Poços de Monitoramento - Agosto 2007



Poços de Monitoramento - Abril 2008

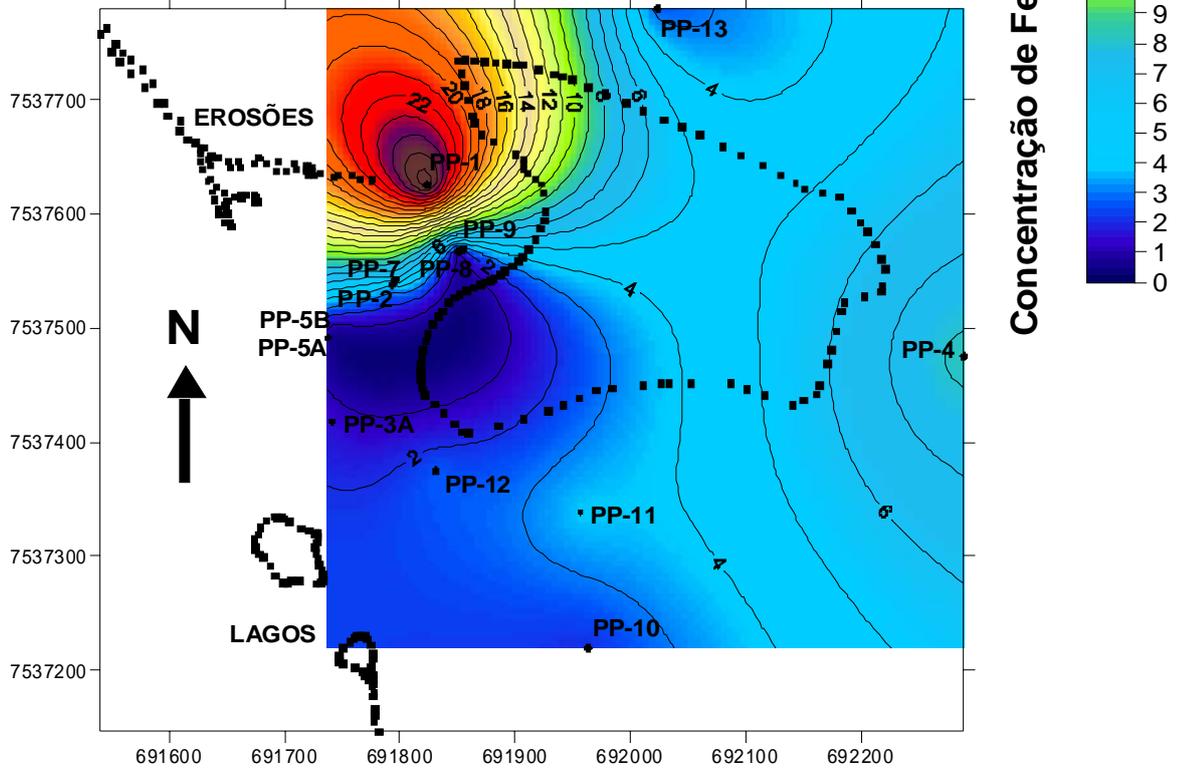


Figura 6.14. Monitoramento da concentração de ferro total nas águas subterrâneas.

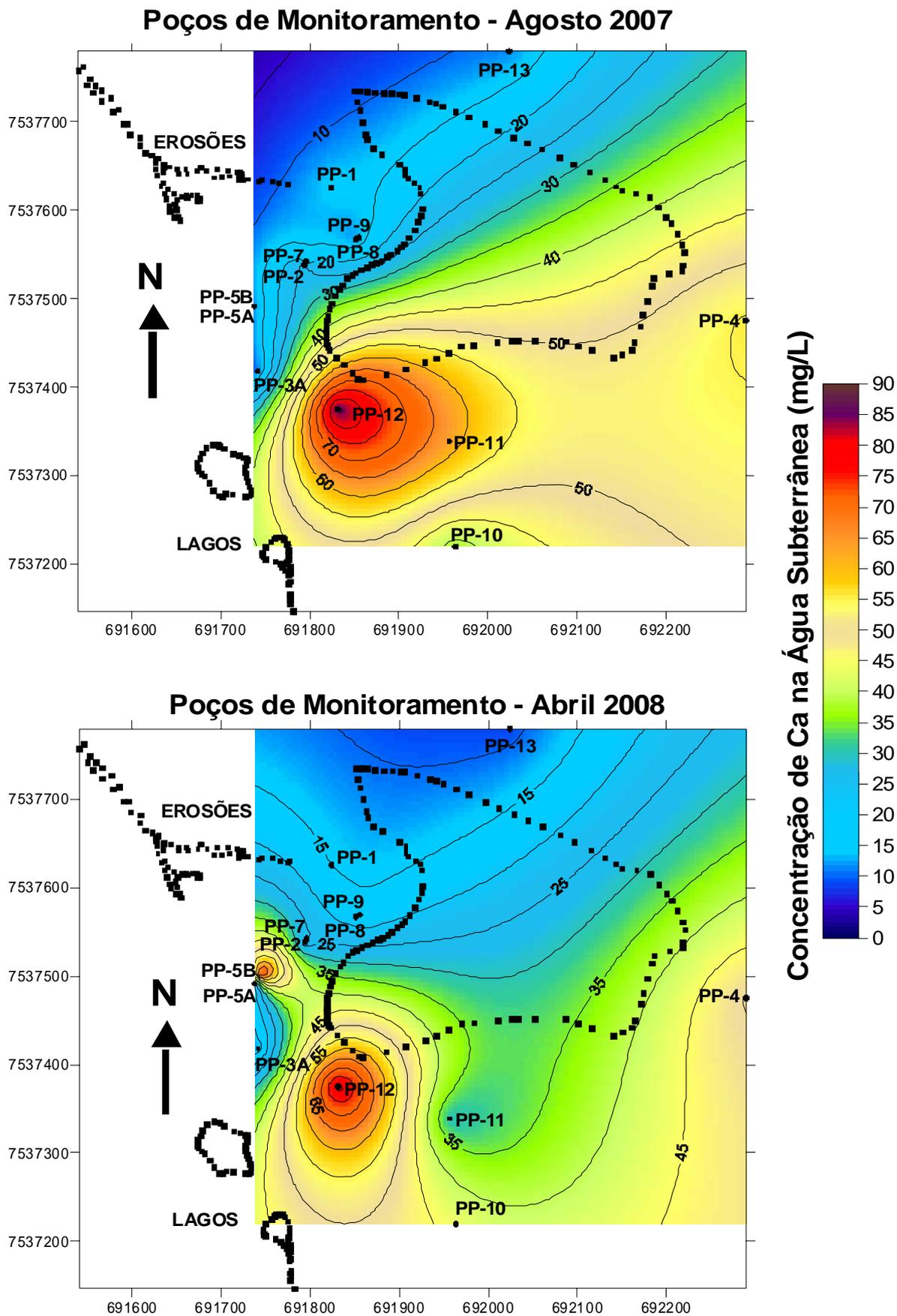


Figura 6.15. Monitoramento da concentração de cálcio nas águas subterrâneas.

É difícil diagnosticar a situação em que o íon se encontra no aquífero, se reduzido, complexado ou apenas dissolvido. Sabe-se, por exemplo, que o Fe e o Mn podem aparecer em estado reduzido (Fe^{+2} e Mn^{+2}) ou oxidado (Fe^{+3} e Mn^{+4}), dependendo do meio e da distância em que a pluma se encontra do aterro de resíduos. Christensen et al. (2001) apresentam um zoneamento esquemático para as reações de oxi-redução do Fe e do Mn, para um aquífero aeróbico. A tendência geral é que o chorume reduzido apresenta condições metanogênicas próximas ao aterro, reduzidas no meio e oxidadas na periferia da pluma. Para a realização de monitoramentos desse tipo, análises químicas capazes de identificar as diferentes condições em que os íons se encontram devem ser realizadas e tem custo elevado. Para o aterro de Bauru, foi monitorado o ferro total, ficando difícil a distinção entre o Fe^{+2} e Fe^{+3} , assim como a fonte (se do solo ou da pluma) do mesmo.

As Figuras 6.16 e 6.17 apresentam as concentrações de sódio e cloretos, que são caracterizados por serem íons traçadores e presentes em grande quantidade no chorume. Com base nos resultados de laboratório, os coeficientes de dispersão e de retardamento obtidos para o Na e o Cl foram praticamente iguais, com o sódio apresentando um retardamento um pouco maior para as amostras 1 e 5, como mostra a Tabela 5.12. As Figuras 6.16 e 6.17 estão de acordo com esses resultados, uma vez que as concentrações de sódio encontradas em campo são mais modestas e apresentam um menor empalhamento que aquelas verificadas para os cloretos.

Observa-se que as maiores concentrações de Na e Cl encontram-se à jusante, no sentido do fluxo subterrâneo, assim como o Fe, presente em grandes concentrações no solo de alteração e no colúvio e visualizado nas águas do poço PP-1. As concentrações de Na e Cl tenderam a aumentar à jusante na última campanha, o que vai contra a tendência geral verificada para os demais parâmetros. De qualquer forma, as concentrações são muito pequenas quando comparadas com o chorume e os padrões de potabilidade, acreditando-se

que haja uma grande influencia da diluição nesses parâmetros, principalmente devido ao fato da grande capacidade de dispersão dos mesmos nos solos estudados.

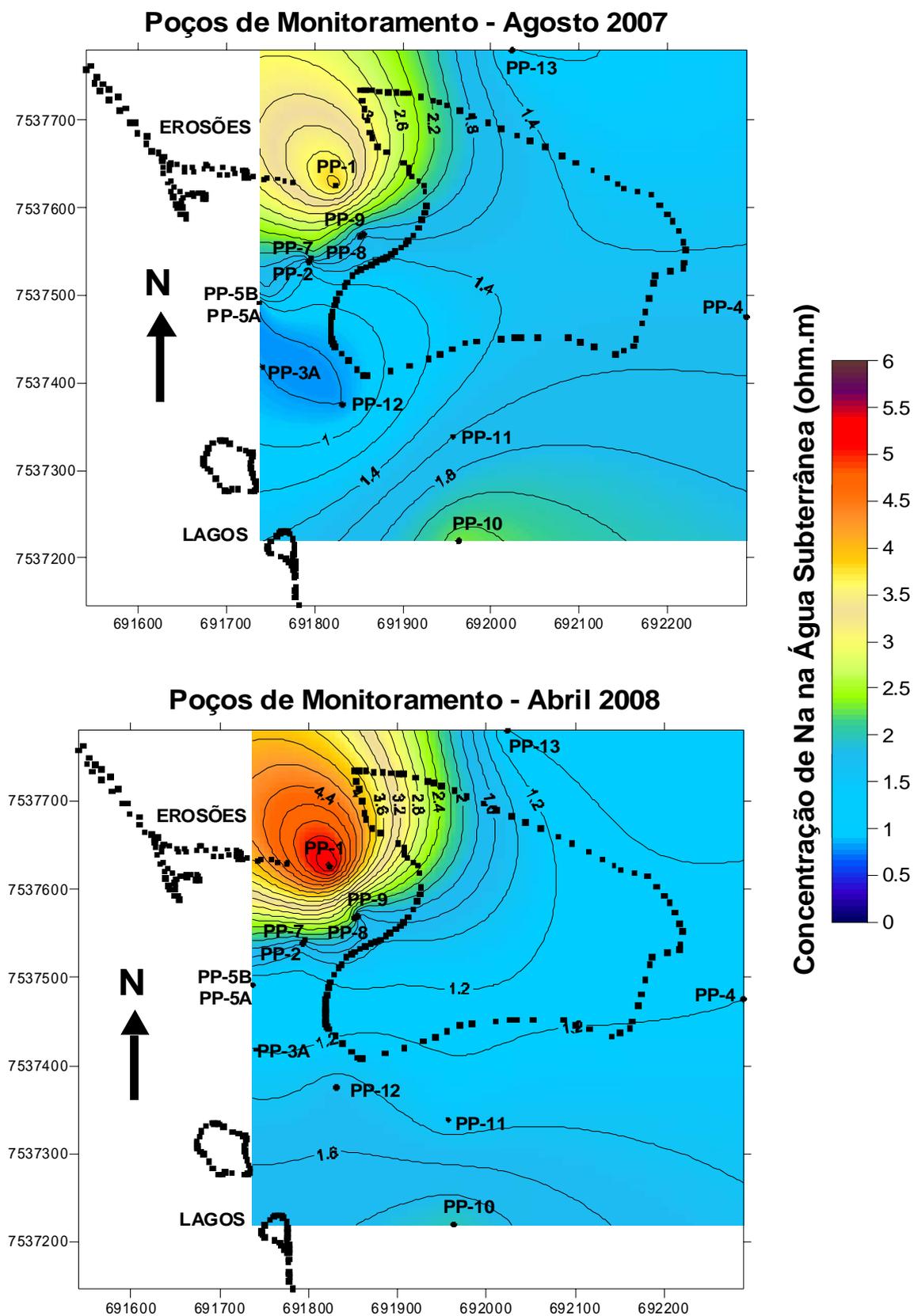


Figura 6.16. Monitoramento da concentração de sódio nas águas subterrâneas.

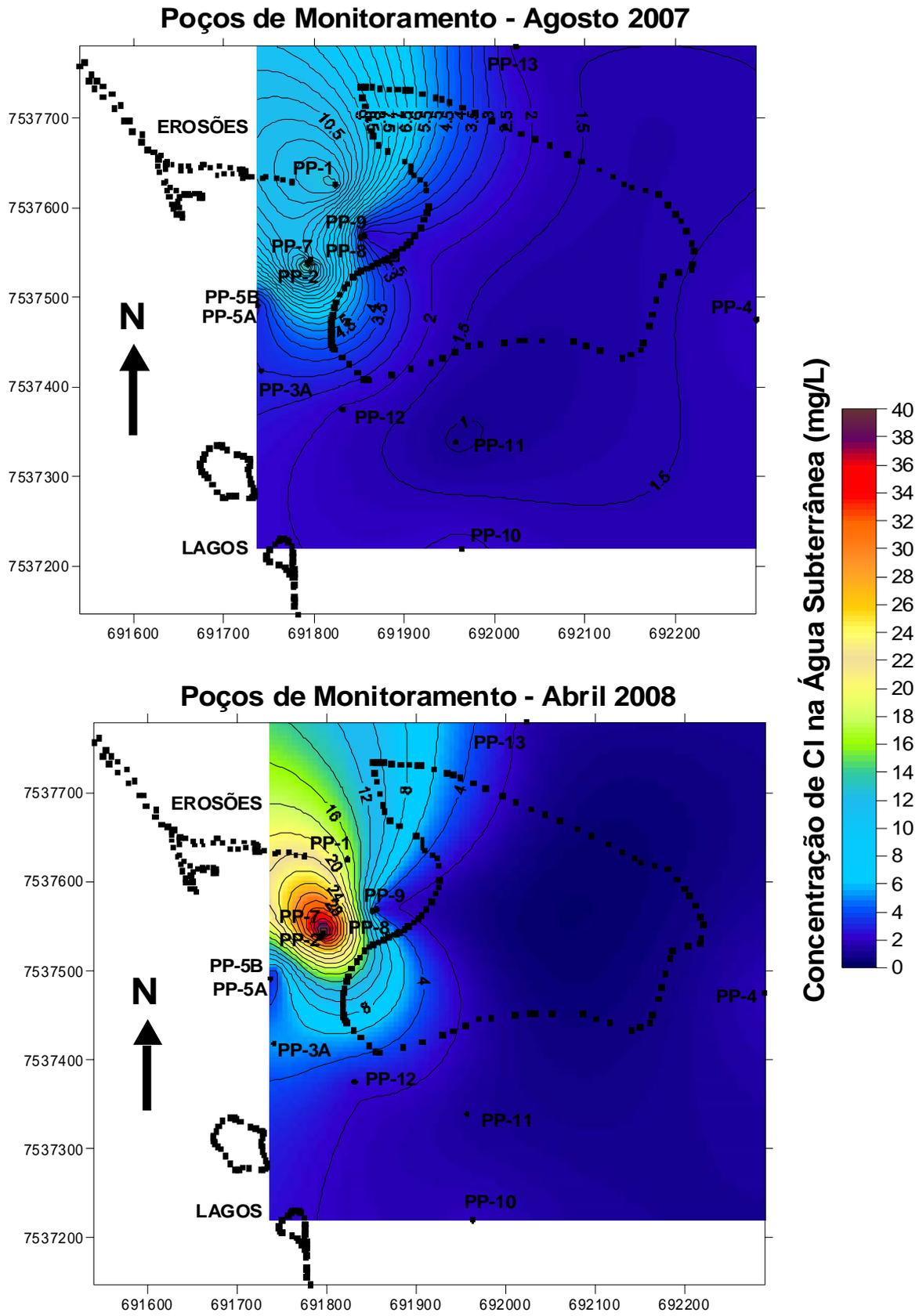
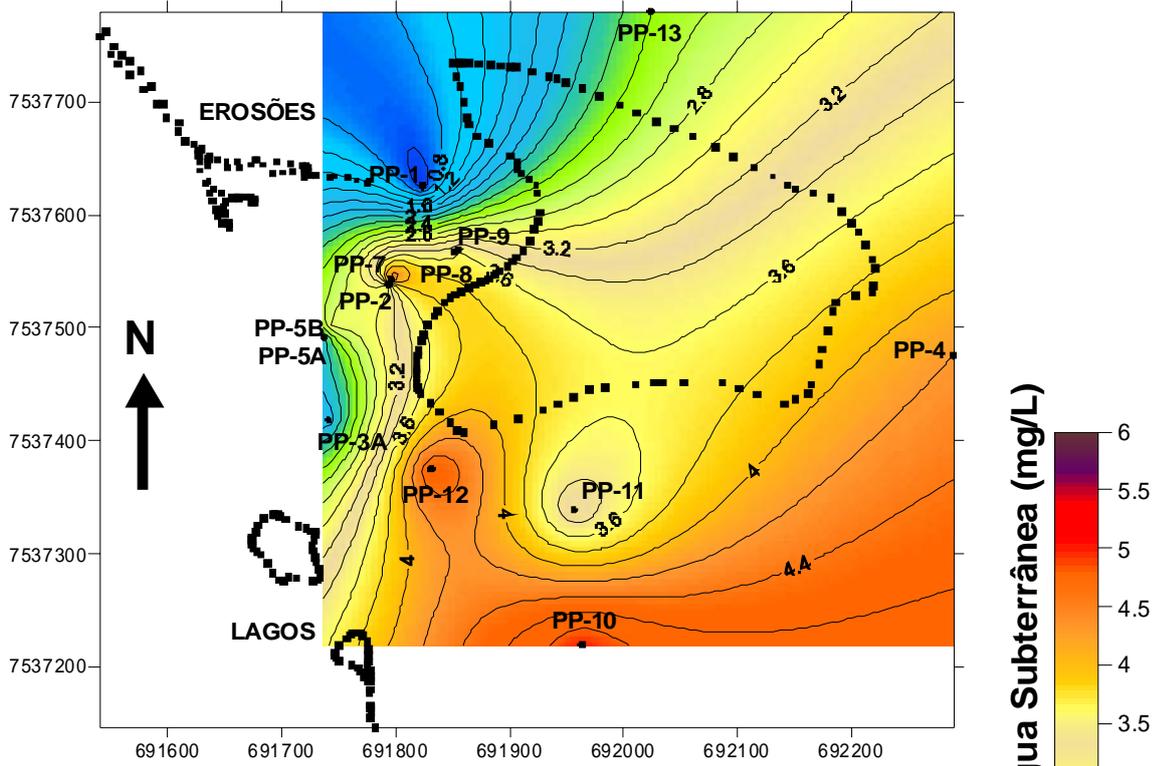


Figura 6.17. Monitoramento da concentração de cloretos nas águas subterrâneas.

As Figuras 6.18 e 6.19 apresentam as concentrações do potássio nas águas subterrâneas. Este metal apresenta maior sorção pelos solos estudados em laboratório, dentre os diversos macrocomponentes existentes no chorume. Também existente em baixas concentrações na água subterrânea quando comparado com o chorume, o potássio tende a se concentrar também à jusante do fluxo subterrâneo do aterro, entre os poços PP-2 e PP-7. As baixas concentrações observadas na região do poço PP-1 poderiam ser explicadas pela própria adsorção do mesmo pelos solos lateríticos, uma vez que este poço apresentou elevadas concentrações para os demais parâmetros.

O zinco é um dos metais pesados existentes em maiores concentrações no chorume e têm aparecido com bastante frequência nas campanhas de monitoramento a partir dos poços. A Figura 6.19 mostra a variação e mobilidade do zinco, aparecendo em diferentes concentrações, épocas e regiões diferentes do aterro. Acredita-se que esse comportamento se deve tanto à facilidade de precipitação e sorção do mesmo, sem contar a heterogeneidade e posição dos resíduos dispostos em cada época diferente de monitoramento. A presença de zinco em maiores concentrações à jusante do fluxo subterrâneo na última campanha pode comprovar a presença da pluma de contaminação nessa região do aterro, assim como já foi observado pelos demais parâmetros e pelos ensaios indiretos, discutidos no item anterior.

Poços de Monitoramento - Agosto 2007



Poços de Monitoramento - Abril 2008

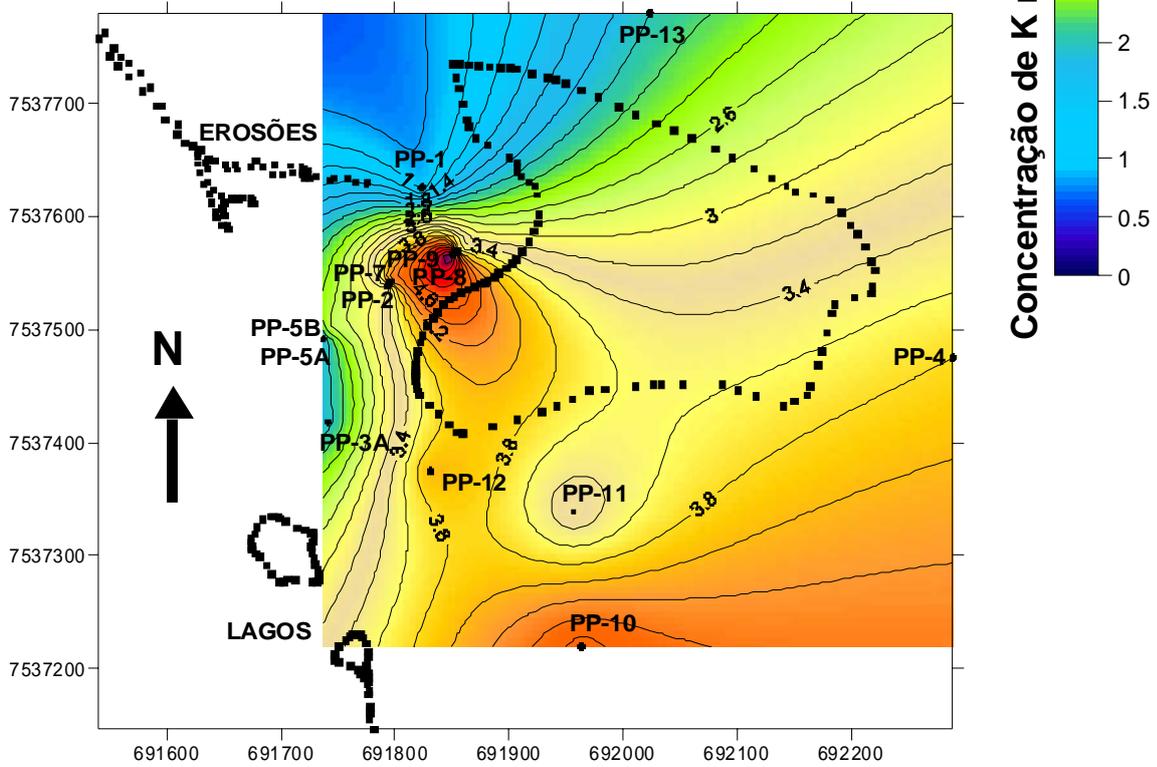


Figura 6.18. Monitoramento da concentração de potássio nas águas subterrâneas.

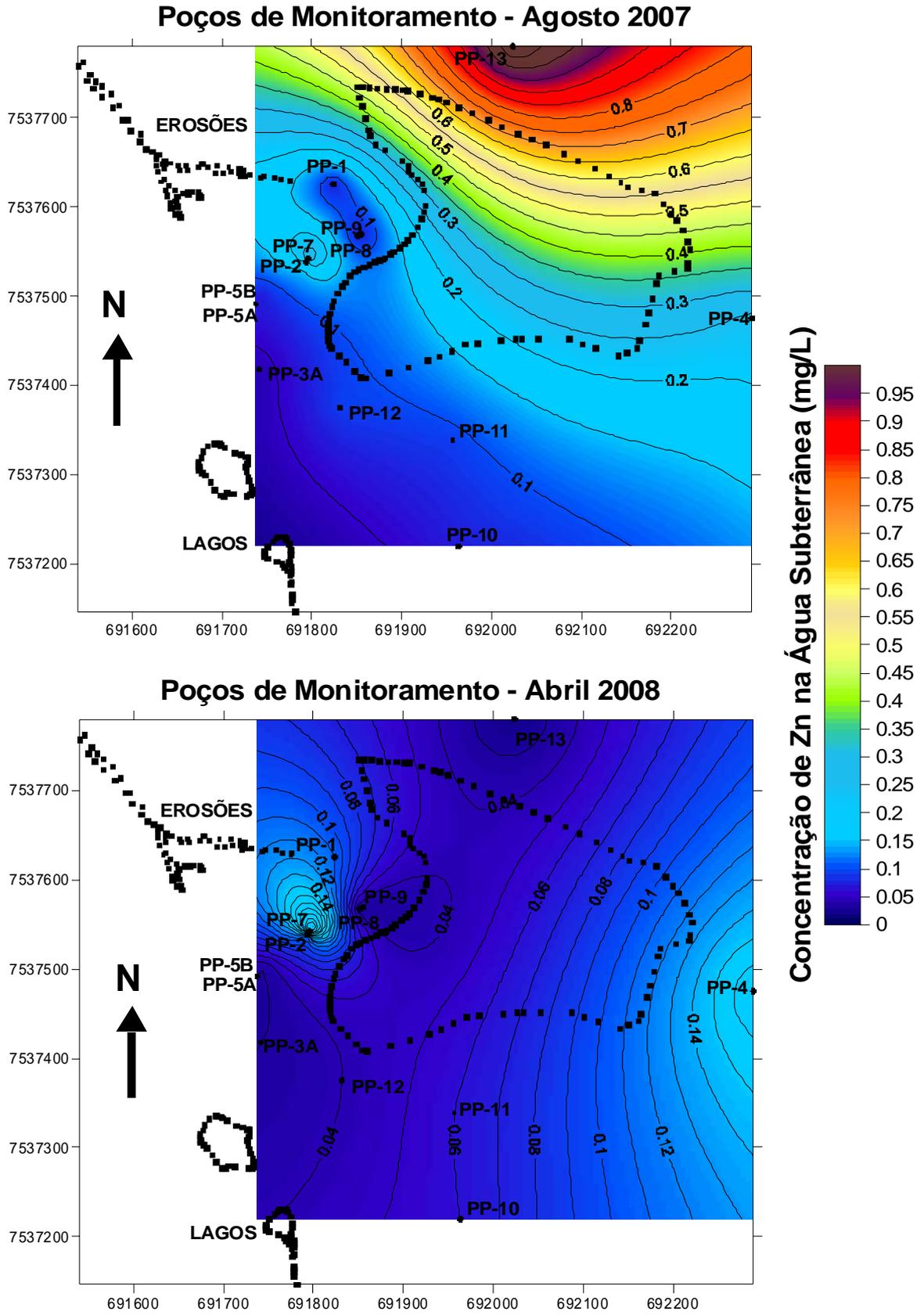


Figura 6.19. Monitoramento da concentração de zinco nas águas subterrâneas.

A Figura 6.20 apresenta a estimativa da concentração de sódio nas águas subterrâneas, com base nas correlações apresentadas nas Figuras 5.83 e 5.84 para os ensaios de resistividade realizados em amostras de solo em laboratório e considerando que o fator de formação seja constante ($FF=4,3$) para todo o aquífero. Baseando-se nos mapas de resistividade da Figura 6.12, que são inversamente proporcionais à condutividade elétrica, e esta última diretamente proporcional à concentração de sódio no aquífero, a Figura 6.20 apresenta um maior comprometimento do lençol subterrâneo a oeste e ao sul do aterro, assim como já havia sido observado nas Figuras 6.10 e 6.12. Na verdade, as concentrações de sódio variam muito pouco (de 100 a 130 mg/L) na Figura 6.20, mas são muito mais elevadas que aquelas verificadas pelos poços de monitoramento (da ordem de 3 a 5 mg/L). Além disso, apresentam uma tendência diferente dos mapas apresentados na Figura 6.16. Esses dados mostram que não se pode assumir apenas um valor de fator de formação para todo o aquífero, uma vez que ele depende do tipo do solo e da concentração dos contaminantes existentes, como visto do capítulo anterior. Contudo, os resultados revelam como a diluição é um fator importante a ser considerado em campanhas de monitoramento a partir de poços subterrâneos, assim como a constituição e dissolução de íons provenientes do aquífero natural.

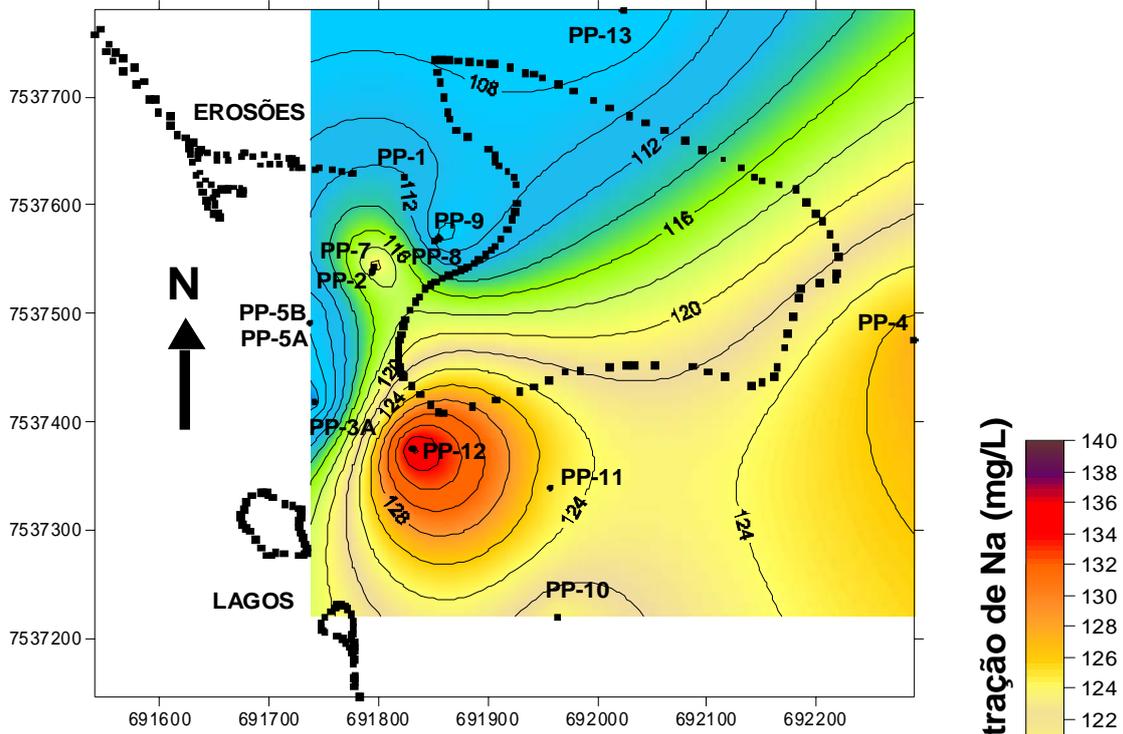
As Figuras 6.21 e 6.22 apresentam os valores de DQO e DBO, respectivamente, encontrados na água subterrânea. Observa-se que as concentrações diminuíram para ambos os parâmetros na última campanha (Abril de 2008), apesar da DQO ainda apresentar elevados valores tanto a oeste e como a leste do aterro (montante do fluxo subterrâneo). Deve-se lembrar que a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a parcela de matéria orgânica pouco susceptível à decomposição por ação microbiana e susceptível à oxidação, nas condições ambientais ou em condições pré-estabelecidas (QASIN E CHIANG, 1994; CHAPMAN E KIMSTACH, 1992). Enquanto que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) representa a parcela de matéria orgânica de um efluente susceptível à decomposição por ação microbiana,

nas condições ambientais. A existência e magnitude da matéria orgânica biodegradável, em relação à parcela não biodegradável, são avaliadas através do cálculo da relação entre a DBO e DQO em concentração relativa ao mesmo período de tempo (CECA, 1991). Um efluente terá mais características de biodegradabilidade quanto maior for sua relação DBO/DQO. Desde modo, sabe-se que a relação DBO/DQO do chorume diminui com sua idade *in situ*, devido à decomposição do mesmo (QASIN; CHIANG, 1994).

A Figura 6.23 apresenta a relação DBO/DQO para as duas últimas campanhas de coleta de água no aterro de Bauru. Observa-se que a existência de matéria orgânica biodegradável era maior na água subterrânea em Agosto de 2007, quando existiam frentes de disposição de lixo nas partes central e sul do aterro, principalmente na região do poço PP-12. Após a retirada das lagoas de chorume de cima do aterro, em Abril 2008, observa-se uma diminuição da relação DBO/DQO, principalmente a leste do aterro (poço PP-4), indicando que a matéria orgânica biodegradável, assim como outros parâmetros, diminuiu na região do poço PP-4, que mesmo a montante do fluxo subterrâneo sofria influencia das lagoas de chorume localizadas acima do aterro, e assim, criando um gradiente hidráulico extra sobre o nível d'água do poço PP-4. A instalação de piezômetros sobre os resíduos poderia auxiliar no monitoramento do nível de chorume dentro do aterro, e assim, possibilitar a realização de balanços hídricos e estudos sobre a influência e a infiltração real de chorume no aquífero.

A relação DBO/DQO mostra-se como uma informação muito importante na avaliação da idade e caracterização da(s) pluma(s) de contaminação do aterro, e deve continuar sendo monitorada em conjunto com as atividades de superfície e de operação do aterro. Observa-se que ela varia de acordo com a posição da frente de disposição do lixo, caracterizando a idade do chorume que está sendo ou foi gerado pelos resíduos. Sugere-se também a realização dessas medidas durante os ensaios de coluna e de equilíbrio em lote.

Poços de Monitoramento e Fator de Formação - Agosto 2007



Poços de Monitoramento e Fator de Formação - Abril 2008

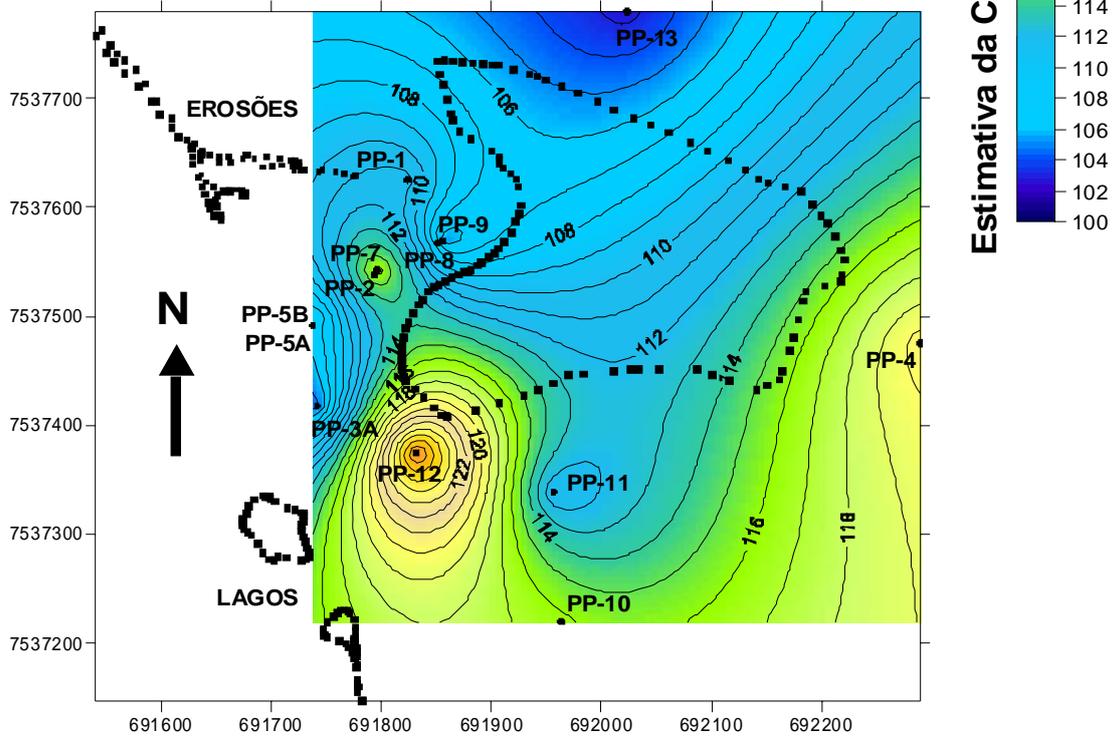


Figura 6.20. Estimativa da concentração de sódio nas águas subterrâneas assumindo fator de formação (FF) igual a 4,3.

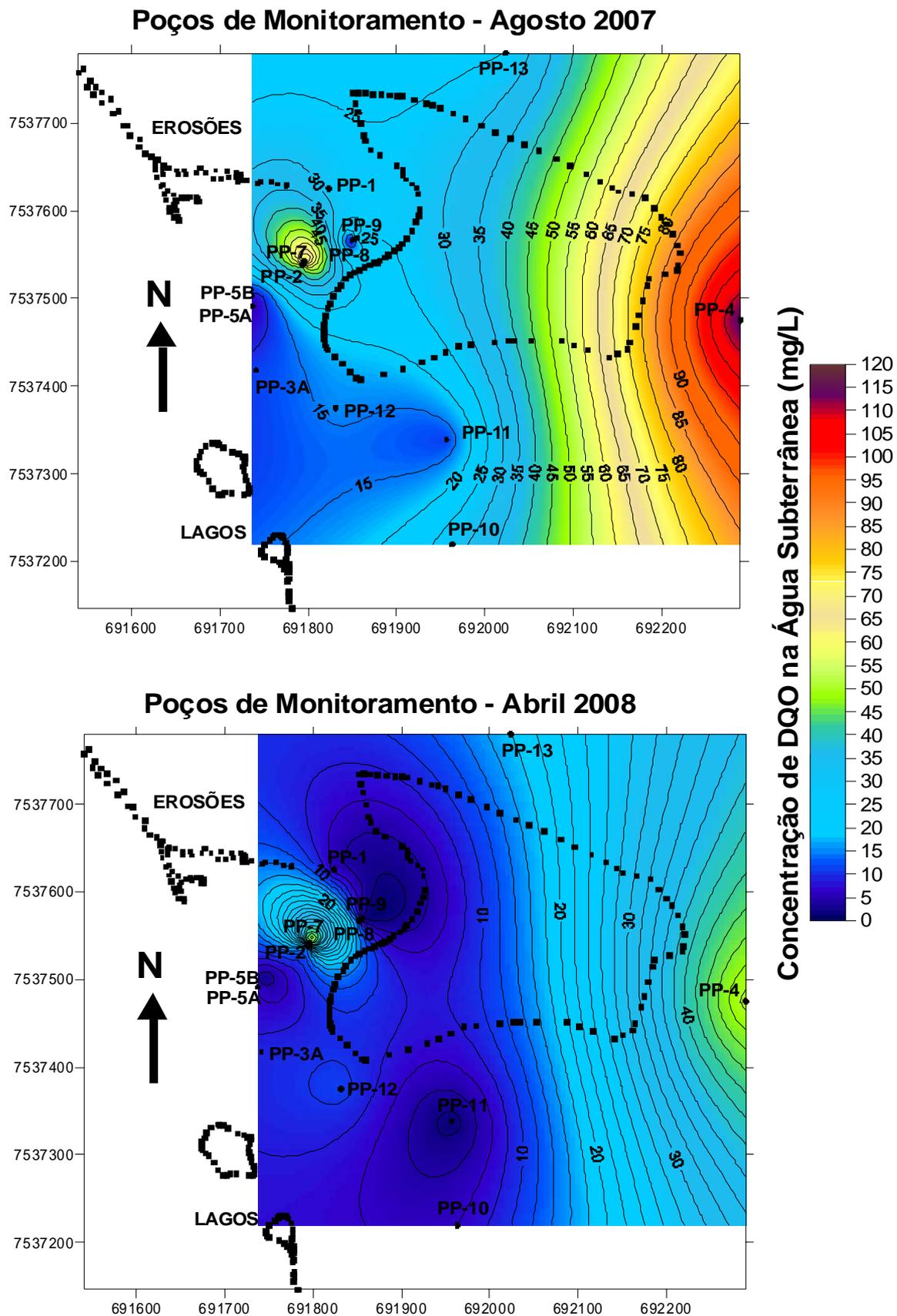


Figura 6.21. Monitoramento da demanda química de oxigênio das águas subterrâneas.

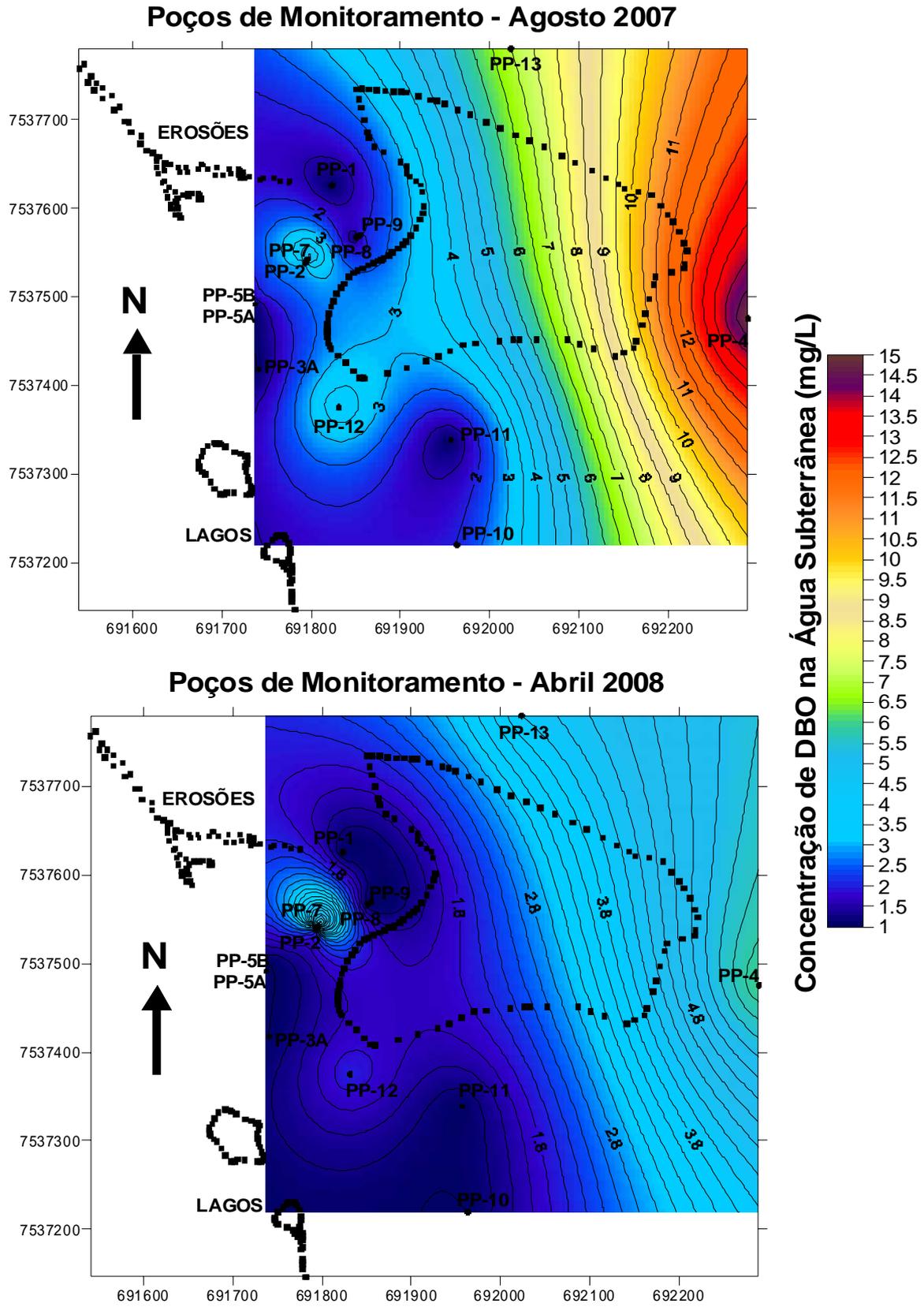


Figura 6.22. Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio das águas subterrâneas.

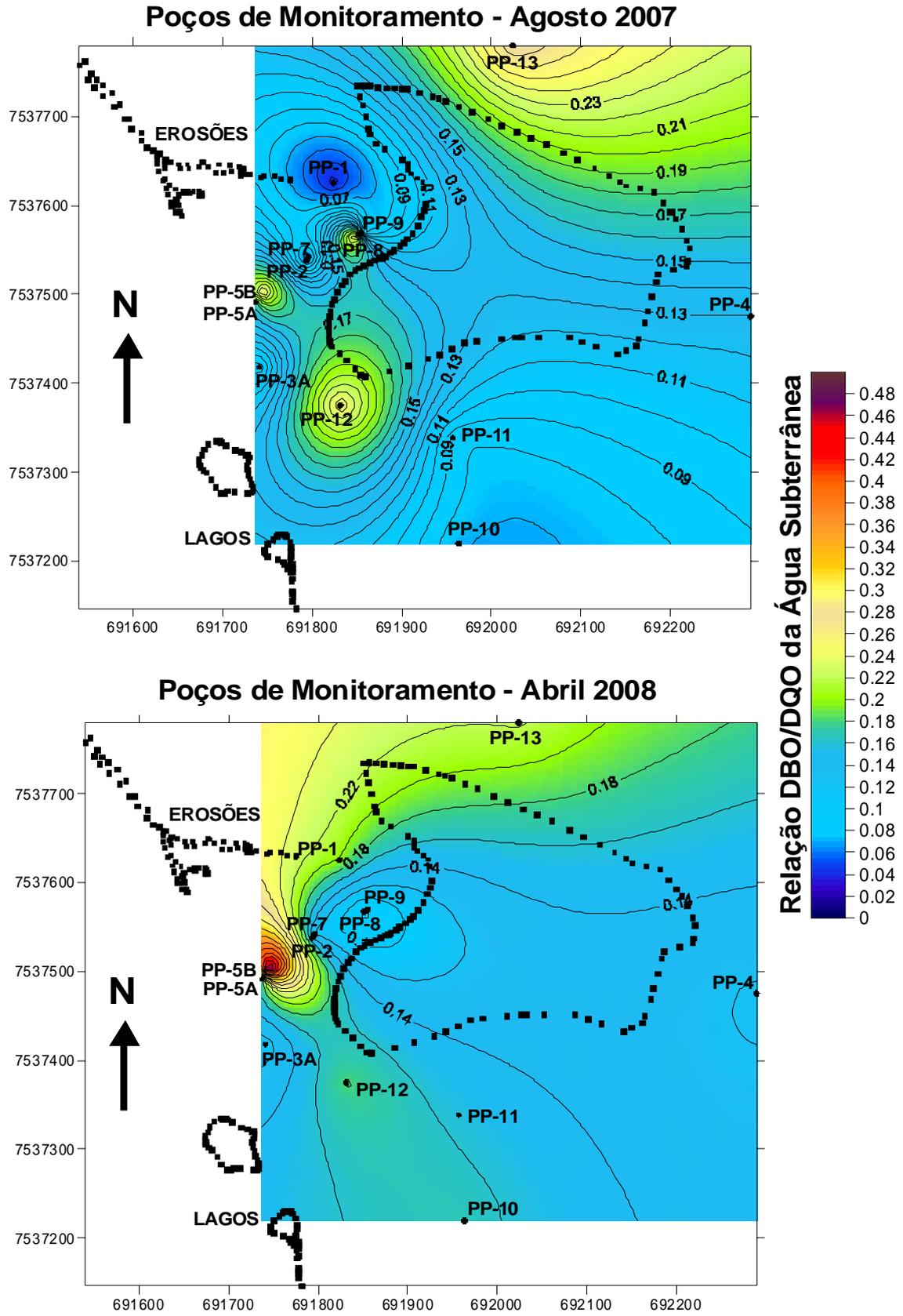


Figura 6.23. Relação entre demanda bioquímica e química de oxigênio das águas subterrâneas.

Apesar das limitações encontradas durante o monitoramento dos poços de monitoramento e da complexidade das reações geoquímicas e microbiológicas que ocorrem durante a formação da(s) pluma(s) de contaminação, os resultados mostram que existe uma influência real do aterro de resíduos na qualidade das águas subterrâneas. As maiores de concentrações de quase todos os parâmetros estudados a oeste do aterro, mais precisamente entre as coordenadas Y 7.537.500 e 7.537.600, comprovam a presença da pluma de contaminação, que já havia sido sugerida pelos ensaios geofísicos 2-D e 3-D e detectado pelos ensaios de piezocone de resistividade e coleta de amostras de água e solo empregando-se amostradores *Geoprobe*. Baixos valores de resistividade, seguidos de elevados valores de pH, Ca e K e da relação DBO/DQO, sugerem o espalhamento da pluma devido a uma deposição mais recente de resíduos a sul-sudoeste do aterro (poço PP-12), assim como a influencia dos resíduos hospitalares presentes nessa mesma região. As baixas concentrações de Na e Cl⁻ nessa região do aterro pode estar relacionada à elevada dispersão e mobilidade dos mesmos à montante do fluxo subterrâneo, conforme observado durante ensaio de dispersão *in situ* realizado com a injeção de NaCl no poço PP-10.

6.3 Avaliação da Poluição e da Contaminação do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru

O aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru está localizado na zona rural da cidade, sendo as principais atividades existentes em seu entorno: pecuária, plantações de cana-de-açúcar e a presença de uma penitenciária. Segundo Hamada (2004, 2008) as atividades pecuárias existentes em praticamente todo o entorno do aterro devem estar influenciando a qualidade das águas dos poços de monitoramento, o que justificaria a elevada quantidade de coliformes existente nesses poços – maior até mesmo que a quantidade presente no chorume –

e, principalmente, a qualidade das águas superficiais existentes a oeste do aterro, na região das erosões, podendo influenciar diretamente a qualidade das águas do Córrego Gabiroba.

Lopes (2007) ainda acrescenta que o fato da penitenciária não possuir tratamento de esgoto, de modo que essas águas superficiais possam estar sendo poluídas por essas atividades, prejudicando ainda mais os mananciais que o próprio aterro. Contudo, os dados apresentados na presente pesquisa mostram que o que é disposto no aterro pode também estar influenciando diretamente essas águas (Tabela 5.6). Essas informações mostram a importância em se restringir o descarte direto de efluentes, sejam industriais ou domésticos, em mananciais superficiais. Além disso, as regulamentações com relação à exigência de construção de redes de tratamento de esgotos deveriam ser mais rígidas.

Esses dados dificultaram a avaliação da poluição e da contaminação provocadas pelo aterro, mas acredita-se que no que se refere à qualidade dos solos e do aquífero locais, as técnicas utilizadas foram capazes de diagnosticar e se concentrar apenas na influência dos resíduos dispostos na área do aterro. Além disso, lembra-se que existe a disposição dos resíduos hospitalares, o que tornou ainda mais complexo o trabalho realizado, podendo ser responsáveis pela presença de uma pluma ao sul do aterro, onde eles estão dispostos.

A influência do aterro de resíduos no meio natural, assim como a ineficiência da camada de proteção de base utilizada (asfalto diluído com solo local compactado) é confirmada, assim como existência de mais de uma pluma de contaminação e a dependência que as mesmas possuem em relação às atividades de operação do aterro. Uma vez diagnosticado esse problema, o entendimento exato de como essas plumas interagem e se comportam no tempo e com o meio necessitam de mais investigações de muito detalhe, as quais são iniciadas e sugeridas no presente trabalho.

Além da contaminação do subsolo e da poluição dos mananciais superficiais, não se pode esquecer dos trabalhadores e moradores da área (rurais, presos e visitantes), que estão

diretamente susceptíveis à inalação e contato com os resíduos, vetores e gases gerados pelo aterro, diretamente visualizados e sentidos na área.

O aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru obteve 72 pontos dos 100 pontos possíveis segundo o critério de classificação canadense (CCME, 1992), sendo classificado como uma área Classe I, necessitando assim de alguma ação de recuperação (Tabela 3.1). A classificação da CETESB, redigida de acordo com a legislação alemã, não prevê uma classificação *a priori* com base em dados pré-existentes, mas sim uma classificação com base nos resultados das investigações, e que ainda está sendo implementada. Além disso, a CETESB ainda não disponibiliza publicamente o sistema de pontuação para verificação do IQR, para que assim este pudesse ser revisado e/ou discutido.

Julgando o aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru pelos critérios de classificação adotados nos dois países, observou-se que os aspectos mais preocupantes são aqueles referentes às características, concentrações e quantidade dos resíduos e à propagação da contaminação através dos recursos naturais existentes e já comprometidos da área. Os aspectos relacionados aos receptores e à ocupação do solo minimizam de certa forma o problema do aterro de Bauru, devido ao mesmo estar situado em zona rural e distante de áreas de reserva natural.

O fato do poço de abastecimento público localizado na penitenciária coletar água da Formação Botucatu, que está abaixo da Formação Serra Geral (basalto), também faz com que esse aterro cause um menor risco de impacto na área. Contudo, os demais aspectos avaliados apoiados pela constatação nas campanhas de investigação confirmam a contaminação da área e o comprometimento do aquífero freático e mananciais locais.

Todos os ensaios de campo realizados mostraram que existe uma pluma de contaminação num sentido principal, a oeste e no sentido do fluxo subterrâneo local, que está sendo identificada desde o início das pesquisas, em 2002. Os resultados indicam que essa não

é a única pluma formada através da ineficiência da camada de proteção da base do aterro, havendo outras que dependem da época, do tipo e da frente de disposição dos resíduos. Além disso, como não estão localizadas no ponto hidráulico crítico da área, a evolução dessas plumas dependem da presença ou não de chuvas recentes, de cobertura do lixo, da superposição de gradientes (natural e de chorume) e também da capacidade de sorção dos solos presentes em estado saturado e não saturado.

Christensen et al. (2001) explicam que a migração de chorume deveria ser visualizada em termos de uma pluma em três dimensões se desenvolvendo em uma estrutura geológica também 3-D, onde os gradientes, as permeabilidades e os limites físicos (estrato geológico, infiltração, rios, poços) determinam a posição e a velocidade de migração da pluma. Contudo, o fluxo do chorume pode diferir fisicamente do fluxo subterrâneo, devido à maior densidade e viscosidade do mesmo em relação à água e, principalmente, devido ao surgimento de gradientes localizados no fundo e nas bordas do aterro. Isso ocorre porque o aterro possui uma hidrogeologia própria, diferindo de seu entorno, caracterizado por materiais de topo e base com diferentes permeabilidades e com uma sobrecarga existente devido ao acúmulo de lixo. Essa sobrecarga pode provocar o espalhamento (dispersão) lateral da pluma de contaminação e a ocorrência de maiores gradientes hidráulicos no centro e abaixo do aterro, fazendo-se com que a pluma se desloque para baixo e para as laterais.

A evolução da pluma existente a oeste do aterro parece variar com os diferentes valores de pH dos solos da área, assim como da posição em que os resíduos estão sendo dispostos em uma determinada época no aterro. Esse fato mostra a importância do acompanhamento das atividades superficiais e de operação do aterro na qualidade das águas subterrâneas, assim como o controle dos tipos de resíduos dispostos. Os metais pesados, por exemplo, só aparecem em algumas campanhas de amostragem de água, ou em baixas

concentrações, provavelmente devido à disposição de resíduos que contêm os mesmos e, que depois são logo adsorvidos ou precipitados pelo solo.

O fato da qualidade das águas ter melhorado após a retirada das lagoas de chorume de cima do aterro, provam a susceptibilidade da contaminação do aquífero, e ao mesmo, a capacidade de auto-recuperação do mesmo e a ineficiência da proteção de base com asfalto diluído construída quando da implantação do aterro.

A correlação dos mecanismos de atenuação obtidos em laboratório com aqueles observados em campo ainda é uma tarefa muito difícil, pois além da heterogeneidade natural do aquífero e do lixo disposto no aterro, existe a influência de mecanismos microbiológicos, diluição, além das reações de redox em diferentes fases e para diferentes elementos, que ocorrem ao longo da formação de uma pluma de contaminação. Para isso, todos os elementos existentes no chorume (orgânicos, inorgânicos e microbiológicos), devem ser estudados minuciosamente em laboratório e em campo, utilizando muitos pontos de coleta, além das diferentes técnicas de investigação, para que uma retro-análise do formato e extensão da pluma de contaminação seja realizada.

Devido a toda essa complexidade, a utilização de ensaios indiretos e de técnicas modernas como toda a tecnologia do piezocone (direta e indireta ao mesmo tempo), não podem ser esquecidas na prática da avaliação geoambiental de locais potencialmente contaminados. Técnicas como a geofísica permitem o monitoramento, assim como uma visualização geral do problema, que complementadas com sondagens de ótima qualidade e de detalhe, permitem a obtenção de diferentes parâmetros, auxiliando na caracterização das diversas variáveis do problema. Os poços de monitoramento também são muito importantes para avaliação da(s) pluma(s) de contaminação no tempo para uma adequada caracterização hidrogeológica de maneira direta. Contudo, a qualidade na construção e manutenção dos mesmos deve ser cuidadosamente observada e revista.

Para dar suporte a futuras investigações a serem realizadas na área do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, destacam-se os seguintes pontos críticos de contaminação subterrânea observadas na área, a partir das técnicas de investigação aplicadas e analisadas conjuntamente no presente capítulo:

- 1) *Pluma a oeste do aterro*: muito bem definida por todas as técnicas, esta pluma se espalha desde a borda do aterro no sentido da drenagem oeste, espalhando-se entre as coordenadas Y 7.537.500 a 7.537.600 m e X 691.700 a 691.800 m, abaixo de Z 515 m (Figuras 6.9 a 6.12 e 6.16 a 6.21). Abaixo da cota Z 505 m (Geofísica, Figuras 6.7 e 6.10), a pluma se espalha e se concentra ainda mais.
- 2) *Pluma ao sul do aterro*: tanto os valores de resistividade do solo como da água subterrânea identificados pela geofísica e pelos poços de monitoramento (Figuras 6.9 e 6.11) foram baixos numa região que se estende da borda sul do aterro até a posição onde estão dispostos os resíduos de saúde, entre as coordenadas Y 7.537.350 a 7.537.400 m e X 691.850 a 692.100 m, entre as cotas Z 544 e 534 m de superfície, chegando a até 10 m de profundidade (Figura 6.9). Apresentando também elevados teores de Ca, K, entre outros parâmetros, acredita-se que esta pluma não se estende a grandes profundidades e não piora ao longo do tempo porque os resíduos estão dispostos a cerca de 5 m de profundidade, distantes, portanto, da zona saturada.
- 3) *Pluma a leste do aterro*: tanto a geofísica em 2002 (Figuras 6.3 e 6.11), como o poço de monitoramento PP-4 têm apresentado alterações na qualidade da água subterrânea a leste do aterro, nas coordenadas Y 7.537.400 a 7.537.500 m e X 692.250 a 692.300 m, abaixo da cota Z 538 m. Acredita-se que a diminuição do nível piezométrico de chorume dentro da massa de resíduos possa auxiliar melhora da qualidade dessa pluma, como foi verificado na última campanha de coleta de água dos poços.

4) *Pluma abaixo do aterro*: principalmente com base nos resultados dos ensaios geofísicos realizados em campo e em laboratório, foi possível identificar alguns pontos críticos de infiltração da pluma no aquífero (Figuras 6.4 a 6.6), que está localizado muito próximo da base do aterro e que também podem atingir grandes profundidades, abaixo da cota Z 525 m. Na Figura 6.11, correspondente a 22 m de profundidade, é possível visualizar que a pluma existente abaixo dos resíduos tende a se concentrar no centro e na direção da drenagem natural da área (Figura 4.9), leste-oeste, aparecendo entre as coordenadas Y 7.537.400 a 7.537.600 m e X 691.800 a 692.150 m, abaixo da cota Z 525 m na zona saturada, e acima da mesma na região não-saturada.

6.4 Orientação para Investigação Geoambiental de Solos Tropicais

Com base em todas as informações reunidas no presente trabalho, foi elaborada uma proposta para orientar planos de investigação geoambiental em solos tropicais. Nesta proposta, sugerem-se as seguintes etapas em ordem de execução e sintetizadas na Figura 7.1:

- I) Definição do objetivo da investigação.
- II) Reunião de todas as informações existentes sobre a área (físicas e históricas), incluindo registros topográficos, evolutivos, geológicos, hidrográficos, fotográficos e vistorias em campo. Essas informações irão auxiliar na escolha das técnicas de investigação a serem adotadas, com especial atenção nas informações sobre a posição do nível d'água, do tipo, grau de alteração e da resistência dos solos locais.
- III) A realização de ensaios geofísicos é recomendada no início e durante qualquer plano de investigação, independente do potencial de contaminação. O tipo do solo e de contaminante deverão influenciar no(s) método(s) a ser(em) utilizado(s), conforme detalhado no Capítulo 3.

- IV) Ensaios invasivos: a escolha da técnica invasiva a ser aplicada dependerá do estudo inicial ou da reunião de informações existentes sobre as características geotécnicas e hidrogeológicas da área. Se as informações existentes não forem suficientes, um plano de investigação utilizando diferentes técnicas é sugerido.
- V) A realização de sondagens de simples reconhecimento, como o SPT, ou coleta de amostras de solo durante a construção de poços de monitoramento ou piezômetros tem sido uma opção bastante utilizada na prática de investigação geotécnica de locais de disposição de resíduos.
- VI) Em áreas com solo mole e/ou areias puras, com nível d'água não muito profundo, como muito comum em todo litoral brasileiro, a aplicação dos ensaios de piezocone e seus acessórios (como sensores de resistividade, TDR, pH e amostragem de solo e água) deve ser encorajada. Devido à grande versatilidade, confiabilidade e detalhamento que esta ferramenta oferece, a utilização da mesma em áreas contaminadas e com perfil de solo bastante estratificado mostrou-se bastante efetiva. Para perfis de solos tropicais, de alteração e de nível d'água profundo, sugere-se a aplicação dos ensaios de piezocone em conjunto com técnicas rotativas de perfuração.
- VII) Em áreas que apresentarem anomalias ou suspeita de contaminação indicadas com base nos ensaios geofísicos ou outros ensaios preliminares, propõe-se a realização de amostragens de solo, água e gases para caracterização geotécnica-geoquímica e química, respectivamente, fundamentais para confirmação de uma possível contaminação. Entre os ensaios de caracterização dos solos em laboratório, destacam-se: índices físicos, limites de consistência, granulometria conjunta e difração de raios-X. Entre os parâmetros químicos a serem analisados nas águas, destacam-se: temperatura, condutividade elétrica e pH, além dos contaminantes de interesse da área, diagnosticados nas etapas II e III. Com relação à amostragem de gases, primeiramente

necessita-se identificá-los assim como a propagação e contato direto dos mesmos com os indivíduos que trabalham ou moram na área. Também podem ser utilizados como técnicas de monitoramento após tomadas medidas de remediação ou de recuperação da área.

- VIII) Análise e interpretação dos resultados de diferentes técnicas de investigação, visando a determinação do perfil geológico-geotécnico e dos limites espaciais dos contaminantes.
- IX) Execução de investigação detalhada e/ou complementar caso os indícios de contaminação tenham sido confirmados ou se mais dados forem necessários para interpretação. Incluem-se aqui mais coletas de amostras, ensaios de laboratório para estimativa dos parâmetros de transporte de poluentes e realização de mais ensaios de campo.
- X) Estimativa de fluxo e/ou análise da pluma de contaminação com base em métodos indiretos em casos complexos. Para casos mais simples, quando existe apenas um tipo de poluente em meio homogêneo, é possível realizar a modelagem numérica da pluma considerando-se os mecanismos de atenuação.
- XI) Projeto e construção do plano de remediação propriamente dito. Se não houver interesse, nem recurso para tal, sugere-se apenas um plano de recuperação simples e/ou monitoramento das condições do aquífero.
- XII) O monitoramento a partir de geofísica de superfície e/ou poços de monitoramento ou extração de gases é recomendado em todos os casos com suspeita de contaminação, contaminados ou em fase de remediação.

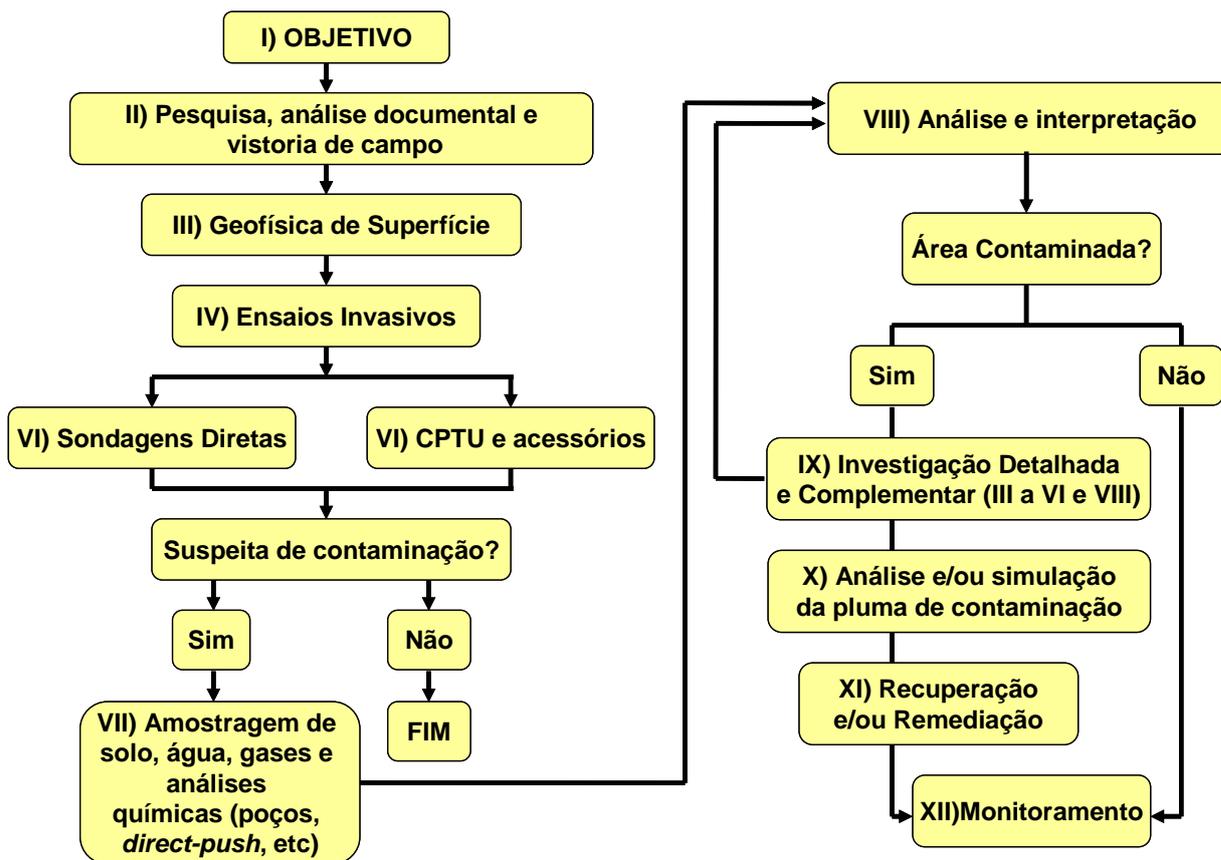


Figura 6.24. Representação das etapas e seqüência sugerida para investigação geoambiental de solos tropicais.

7 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA CONTINUIDADE

Visto o desenvolvimento das atividades durante o decorrer da pesquisa e praticamente todos os objetivos alcançados, este capítulo se divide em três itens: o primeiro apresenta as principais conclusões e sugestões relativas à metodologia empregada; o segundo apresenta diretrizes para continuidade de operação e de futuras pesquisas no aterro de Bauru; e o terceiro lista sugestões para pesquisas futuras relativas aos diversos temas abordados e consideradas importantes para a realização de trabalhos futuros em locais com problemas semelhantes. Como foram abordados diferentes assuntos no trabalho, cada item tem uma palavra-chave destacada em *itálico*, de modo a facilitar a leitura e entendimento de cada tópico.

7.1 Conclusões Principais

- *A experiência local* adquirida durante as diversas campanhas de investigação mostra que a atualização e o envolvimento com tudo que ocorre na área, assim como com as pessoas que trabalham na operação do aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru, foram de grande importância para que a pesquisa evoluísse adequadamente. O grande desafio foi investigar uma área que contém contaminação sobre materiais rochosos e inconsolidados dispostos de maneira heterogênea, devido aos complexos processos de intemperismo e evolução, característicos das regiões tropicais. Por isso, a combinação de diferentes técnicas de investigação geoambiental na detecção das diferentes plumas de contaminação e seus caminhos preferenciais de fluxo foi fundamental.
- *Informações prévias* sobre os limites do aterro e atividades de seu entorno, resultados de investigações prévias, assim como as condições topográficas antes e durante a implantação do aterro foram de extrema importância para que esses ensaios fossem devidamente interpretados. A observação sobre como e onde ocorre a frente de

disposição do lixo a cada visita ou campanha de ensaio no local auxiliou na interpretação conjunta dos dados. Por isso, qualquer informação sobre o tipo de resíduo, local em está sendo disposto, seus potenciais poluentes, condições climáticas, destinação final do chorume e dos gases deve ser levantada antes e durante qualquer plano de investigação.

- Os *ensaios geofísicos* facilitaram a visualização da dimensão espacial e a identificação dos sentidos das plumas de contaminação existentes na área, que foram confirmadas após a realização dos mais ensaios de resistividade em laboratório e em campo, utilizando diferentes técnicas. A utilização de duas técnicas geofísicas em conjunto (resistividade elétrica e polarização induzida) foi muito importante para essa confirmação, destacando-se a importância da integração do resultado das duas.
- Ensaios geofísicos que atingiram maiores profundidades, aliados ao conhecimento da topografia e da hidrogeologia, com base em dados históricos e catalogados da área, constituiu base fundamental para que a pesquisa na área tivesse um desenvolvimento mais adequado. Sendo assim, a caracterização dos materiais a partir de amostragem direta em subsuperfície foi indispensável para que um *perfil geológico-geotécnico* da área pudesse ser definido. Somente após essa definição as amostras indeformadas de solo foram selecionadas, coletadas, identificadas e detalhadamente caracterizadas em laboratório.
- Apesar das limitações encontradas durante a construção dos poços de monitoramento e na qualidade das amostras coletadas, os novos poços profundos contribuíram para uma *avaliação hidrogeológica* mais ampla da área. Já, os ensaios geofísicos auxiliaram na locação dos ensaios intrusivos, assim como para uma avaliação geral da evolução do fluxo subterrâneo e das plumas de contaminação. O modo como o fluxo subterrâneo da área foi estimado – integrando-se os resultados das sondagens SPT, RCPTU, SEV e poços de monitoramento – mostra que técnicas diretas e indiretas de investigação se

complementam, principalmente quando aplicadas em solos tropicais.

- Os *ensaios de piezocone* confirmaram essa contaminação em alguns pontos, utilizando-se amostradores de solo e água, além de poços de monitoramento temporários construídos sobre esses furos de sondagem. Além disso, também indicaram a variação da resistividade com o grau de saturação, textura e contaminação do solo. Uma re-interpretação dos resultados desses ensaios com base em correlações com a fração fina do solo permitiu que fossem detectados pontos com suspeita de contaminação no local estudado. É importante ressaltar que a tentativa de correlações para solos tropicais mais evoluídos, argilosos e mais porosos é mais complicada, necessitando da realização de mais amostragens de solo e água.
- A continuidade das campanhas de *coleta de água dos poços de monitoramento* permanentes foi realizada a fim de avaliar a evolução da pluma de contaminação com o tempo e identificar o sentido do fluxo subterrâneo, com o auxílio dos resultados dos ensaios geofísicos realizados. Durante uma dessas campanhas, foram realizados alguns testes para estimativa da dispersividade e da permeabilidade do solo *in situ* através de alguns poços, cujos resultados foram insatisfatórios, uma vez que a metodologia empregada para a realização desses ensaios deve ser revista e normalizada;
- O sistema desenvolvido para *medida da resistividade elétrica em laboratório* das amostras indeformadas de solo, utilizando-se o eletrorresistímetro de campo, *Syscal Pro*, apresentou um bom desempenho após calibração, apesar do problema de contato entre os eletrodos e o solo. Sugere-se que as próximas pesquisas utilizem eletrodos maiores para medida de potencial, proporcionando uma maior superfície de contato com o solo. Nessa pesquisa não foi possível realizar grandes obstruções nos corpos de prova, uma vez que os mesmos eram reaproveitados para os ensaios de coluna.

- Os ensaios de medida da *resistividade* em laboratório auxiliaram muito na definição dos *valores de referência* para os solos do aterro, cobrindo uma grande faixa de valores, também verificada em campo. Além disso, permitiram a confirmação e re-interpretação dos ensaios geofísicos e de piezocone de resistividade. Os resultados dos ensaios de resistividade em laboratório mostraram a grande influência da mineralogia, intemperismo e grau de evolução dos *solos tropicais* estudados nos valores de resistividade elétrica. Os resultados provaram que é possível obter valores de fator de formação menores que 1 para solos tropicais que contêm argila, assim como os parâmetros da Lei de Archie.
- O sistema desenvolvido para realização dos *ensaios de coluna* com percolação de água deionizada, solução salina e chorume, utilizando amostras de solo indeformadas e a carga hidráulica baixa e constante correspondeu às expectativas e às necessidades do projeto, sendo recomendado para realização de ensaios de permeabilidade com diferentes fluidos em amostras arenosas a areno-argilosas e heterogêneas. Alguns melhoramentos no equipamento são sugeridos, como sistematização dos dados, dos gradientes e da medida de temperatura.
- Análises químicas dos efluentes das colunas permitiram a construção das curvas de eluição para alguns metais existentes no chorume e traçadores. Apesar da complexidade das reações eletroquímicas ocorridas durante os ensaios e da pouca precisão obtida para as análises químicas, foi possível realizar uma análise quantitativa das curvas de eluição, de modo que os *coeficientes de dispersão e retardamento* foram determinados para os solos estudados em contato com o chorume proveniente do aterro.
- Os resultados dos *ensaios de equilíbrio em lote* ficaram prejudicados pela pouca precisão das análises dos solutos estudados. Além disso, os valores determinados para o coeficiente retardamento foram cerca de dez vezes mais elevados que aqueles obtidos através dos ensaios de coluna. Lembra-se que esses ensaios permitem a avaliação da

capacidade de sorção dos solos, e não apenas de adsorção, como ocorre com os ensaios de coluna, considerando-se ainda que em pH básico a maioria dos metais tende a precipitar, além da ocorrência das trocas iônicas. Sugere-se que o ensaio deve ser normalizado para uso em solos tropicais com a finalidade de aplicação na Geotecnia Ambiental.

- Os valores obtidos para os *coeficientes de permeabilidade e de retardamento* também facilitaram a interpretação dos ensaios de campo. As elevadas permeabilidades e dispersividades explicam a percolação e o espalhamento da pluma de contaminação em praticamente toda a área e além dos limites do aterro, principalmente, a grandes profundidades abaixo do mesmo. O coeficiente de retardamento mais baixo para alguns metais e macro-componentes do chorume sugere o aparecimento dos mesmos nas águas subterrâneas de alguns poços.
- O monitoramento das águas subterrâneas indicou a presença de caminhos preferenciais de fluxo (à montante, poço PP-4), além da piora na qualidade da água de alguns poços à jusante (PP-2, PP-7 e PP-11). Definitivamente, o *sistema de impermeabilização* empregado no aterro (asfalto diluído) não foi suficiente para conter a contaminação proveniente dos resíduos domésticos e de saúde, a qual já atinge o aquífero subterrâneo, altamente permeável.
- A construção das *lagoas de armazenamento de chorume* parece estar contribuindo para a melhora da qualidade das águas subterrâneas da área. Para confirmação desse fato, é necessário que o monitoramento seja continuado e que um tratamento e destinação do chorume sejam dados. A construção de piezômetros sobre a massa de resíduos é sugerida para que um novo balanço hídrico da área seja realizado.
- A condição dos *mananciais superficiais* existentes no entorno e a oeste e ao sul do aterro parece ser muito mais crítica que a qualidade das águas subterrâneas, que dificilmente

ultrapassaram os padrões de potabilidade. Sabe-se que as atividades pecuárias, da penitenciária e do próprio aterro influenciam diretamente nessas águas, devido a algumas falhas existentes no sistema de drenagem superficial. Por isso, é importante que o monitoramento das águas superficiais também seja continuado e em caso de um plano de recuperação, todas essas atividades deverão ser controladas.

- Apesar da alteração apresentada pelas águas subterrâneas em quase todos os sentidos de fluxo, e adjacentes a todo o aterro, não foram constatadas elevadas concentrações de *metais pesados*, considerados tóxicos à saúde humana. Observou-se que a concentração dos mesmos varia de época em época, indicando que o controle da entrada de resíduos perigosos no aterro pode melhorar a qualidade das águas subterrâneas, não necessitando assim de complexas medidas de remediação, uma vez que a profundidade e a área atingida são grandes. Além disso, existe uma capacidade de atenuação natural do aquífero, conforme constado pelos parâmetros de transporte de poluentes estimados a partir dos ensaios de laboratório.
- A utilização de medidas de *resistividade elétrica* na definição espacial tanto dos materiais geológicos como das plumas de contaminação mostrou-se promissora, principalmente em meios heterogêneos e de Geologia complexa, onde muitas vezes a simulação numérica da pluma é muito difícil. Por isso, a realização de medidas em laboratório sob condições controladas foi importante e auxiliou a interpretação dos ensaios de campo.
- Foram diagnosticadas *quatro regiões do aterro contendo plumas de contaminação*: uma principal e permanente a oeste; uma ao sul do aterro, espalhada em toda região onde estão dispostos os resíduos hospitalares e sem atingir grandes profundidades; uma a leste do sentido do fluxo subterrâneo (poço PP-4), que sofria influencia direta das lagoas de chorume instaladas sobre o aterro; pontos de contaminação localizados abaixo dos

resíduos e atingindo grandes profundidades em função dos elevados gradientes e hidráulicos e permeabilidades do aquífero.

- Espera-se que a *metodologia* de estudo empregada possa servir como base e orientação para estudos em outros locais com características geológico-geotécnicas e climáticas semelhantes, além de poder contribuir com futuras pesquisas a serem desenvolvidas em outras partes do Brasil, onde problemas semelhantes ocorrem. Um bom conhecimento da natureza local (Clima, Geologia, Hidrologia, História) facilitará a escolha das melhores técnicas de investigação a serem adotadas em casos de possível ocorrência de contaminação em solos tropicais. Além disso, facilitarão também a adoção de futuras medidas de remediação a serem implantadas.
- Os resultados apresentados confirmam a importância da utilização de *diferentes técnicas na investigação* no aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru. Cada técnica tem suas vantagens e limitações, de modo que as falhas de cada uma sejam corrigidas ou detectadas por outra técnica. Deste modo, as informações obtidas foram analisadas, confrontadas e integradas para a avaliação da contaminação e da poluição provocadas pelo aterro. Essa avaliação mostrou que aterros de resíduos são grandes, heterogêneos e que apesar de existir uma pluma de contaminação preferencial, outras podem existir ou surgir em função das condições de proteção de base, de superfície e/ou climáticas;
- Para *solos tropicais*, a *metodologia de investigação* proposta incorpora o emprego de técnicas indiretas em conjunto com as técnicas diretas, uma vez que a mineralogia e grau de evolução desses solos fizeram com que eles apresentassem comportamentos muito particulares. Por essa razão, esta orientação apresenta limitações devido à grande diversidade de solos e climas encontrados no Brasil, devendo sempre ser complementada com a experiência local. Algumas vezes será possível empregar apenas ensaios indiretos,

mas na maior parte das vezes não. Por isso, a realização de amostragens e de ensaios laboratório deve sempre ser considerada na investigação de solos tropicais.

- A possibilidade de recuperação do aquífero através de atenuação natural existe. O estudo iniciado no presente trabalho poderia ser complementado com investigações mais detalhadas para que a *modelagem numérica* e estimativa da recuperação do aquífero após o encerramento das atividades na área do aterro. Devido à grande variabilidade existente na área (diferentes materiais naturais e dispostos, forma de operação do aterro, condições atuais do aquífero e dos solos não-saturados, frente de disposição do lixo), uma estimativa numérica da evolução pluma de contaminação necessitaria mais informações.

7.2 Sugestões para Continuidade de Operação e Pesquisas no Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru

Visto que o problema estudado vai além da contaminação do subsolo e existe uma capacidade de auto-recuperação do mesmo, um plano de ação possível de ser realizado pode ser proposto para recuperação parcial da área. Deste modo, são sugeridas as seguintes atividades, listadas em ordem de importância:

- I) Contratação de técnico ou empresa especializada para monitoramento e operação do aterro;
- II) Dar tratamento e destino adequados ao chorume coletado, drenado e gerado pelos resíduos, após seu armazenamento nas novas lagoas construídas e em operação desde Janeiro de 2008;
- III) Diminuição da geração de chorume, através do projeto de construção da camada de cobertura (provisória e/ou de encerramento) do aterro;
- IV) Execução de um projeto que prevê, quantifica e organiza a disposição dos resíduos que constituirão as novas (4ª e 5ª) camadas do aterro. Neste projeto devem constar os

estudos de recalque e de declividade dos futuros taludes e, principalmente, um projeto que englobe a disposição de novos drenos superficiais e subterrâneos, mais eficientes. Também deve haver um plano de encerramento do aterro, assim como de monitoramento após encerrado;

- V) Interromper a disposição de resíduos de saúde em valas sépticas e cobri-las adequadamente. Uma nova medida para tratamento desses resíduos deverá ser tomada, como por exemplo, a incineração, desde que o monitoramento dos gases resultantes da combustão seja realizado;
- VI) Construção de um sistema para captação de gases e monitoramento do gás metano gerado pelo aterro;
- VII) Continuar o monitoramento das águas subterrâneas a partir dos poços já existentes na área;
- VIII) Construção de piezômetros para monitoramento do nível de chorume dentro da massa de lixo;
- IX) Uso de equipamentos de proteção individual obrigatória para todos os trabalhadores e visitantes na área.

Caso um plano de remediação efetiva da área venha ser implementada, sugere-se como investigação complementar:

- I) Mapeamento geológico de detalhe da área e arredores;
- II) Realização de uma linha geofísica na direção leste-oeste que concorda com a seção da Figura 5.44, para que se tenha uma visualização geral das plumas a leste, ao centro e a oeste do aterro, para que se possa localizar os diferentes materiais existentes nessa seção, ainda incompleta;

- III) Construção de poços de monitoramento profundos, multi-níveis e inteiramente selados, utilizando técnicas de investigação com sondagens rotativas de perfuração para coleta de amostras de solo representativas;
- IV) Análises geológico-geotécnicas e químicas das amostras de solo e continuidade dos ensaios iniciados em laboratório, a partir da presente pesquisa;
- V) Continuidade do monitoramento das águas subterrâneas a partir dos poços e realizando-se ensaios geofísicos nas mesmas linhas e seções já estudadas. A utilização de ensaios de piezocone em conjunto com técnicas de perfuração rotativas também seria interessante, se realizadas na direção leste-oeste (sentido da pluma principal) e nos locais onde não foi possível atingir o nível d'água e que sirvam como referência do aquífero.

7.3 Propostas para Atividades Futuras

- A utilização corrente de técnicas que avaliam a concentração do *gás metano* na zona não saturada do terreno é de grande interesse em aterros de resíduos dispostos em solos tropicais, resultando numa rápida estimativa da área de influência dos resíduos dispostos. Além disso, um monitoramento do gás metano possibilita quantificar a geração do mesmo, e assim, avaliar a sua aplicabilidade na geração de energia e de créditos de carbono.
- Grande parte constituinte do chorume são os *compostos orgânicos*, nem sempre sorvidos pelo solo e muito pouco estudados. Sugere-se que os novos estudos de laboratório com chorume e de coleta de água subterrânea não descartem a análise destes constituintes.
- Nem sempre a escolha dos locais para instalação dos poços de monitoramento com base apenas na topografia e fluxo subterrâneo preferencial cumpre o objetivo desejado para uma investigação geoambiental, podendo haver influência da forma, tempo e locais de

disposição, além da complexa hidrogeologia natural ou mesmo de alterações nas mesmas provocadas pela própria presença do aterro. A integração das diferentes técnicas de investigação permitiu que essas variáveis fossem diagnosticadas, reposicionando os poços de monitoramento e auxiliando na interpretação dos seus resultados. Sugere-se que a *norma NBR 13895/97* seja revista, tanto em relação à construção dos poços de monitoramento, como no que diz respeito a escolha dos locais para instalação dos mesmos (pelo menos um poço a montante e três a jusante do sentido do fluxo subterrâneo).

- Sugere-se que ao início de qualquer obra potencialmente poluidora, como aterros sanitários e de resíduos perigosos, sejam realizados ensaios indiretos, como a medidas de resistividade, por exemplo, para que *valores de referência* sejam obtidos. Essa etapa é de extrema importância na solução de problemas futuros, principalmente no que se refere à disposição de resíduos em *solos tropicais* (muito heterogêneos).
- Apesar de haver uma contaminação incipiente e a susceptibilidade dos aquíferos freático e superficial local, que dependem diretamente das atividades de superfície tanto do aterro quanto do entorno do mesmo, observa-se que a *impermeabilização* de fundo realizada durante a implantação do aterro com solo local compactado e asfalto diluído funcionou por algum tempo. Este fato incentiva que pesquisas na área de avaliação de danos em *geossintéticos* incluam a avaliação de uma suposta pluma de contaminação que poderia ser criada devido a danos pontuais nos mesmos. Com a tecnologia disponível nos dias de hoje, seria interessante prever o quanto e quando esses materiais perdem a capacidade de impermeabilização que lhe foi imposta.
- Em função da dificuldade econômica que muitas cidades de pequeno a médio porte brasileiras costumam enfrentar, como é o caso de Bauru, a *parceria* com a *Universidade* para desenvolvimento de pesquisas e inserção de novas tecnologias deve continuar sendo

incentivada, como ocorreu com sucesso no desenvolvimento do presente trabalho. É importante que as empresas que têm oportunidade de entrar em contato com pesquisadores acatem as sugestões dos mesmos e também que os últimos aprendam e vivenciem os *problemas de ordem prática*. Finalmente, sugere-se que o aterro de Bauru continue aberto a essas parcerias, de modo que se encontrem as melhores soluções para os problemas apresentados, barateando assim os custos dos mesmos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABGE (1996): *Ensaio de Permeabilidade em Solos: Orientações para sua execução*. Coord.: Oliveira, A.M.S. e Corrêa Filho, D. Boletim n.4, 3ª.Edição, São Paulo-SP, 34p.
- ABNT / NBR – 6459/84: *Solo - Determinação do Limite de Liquidez*, CB2: 6 p.
- ABNT / NBR – 6502/95: *Rochas e Solos*, CB2: 18 p.
- ABNT / NBR – 6508/84: *Grãos de Solo que Passam na Peneira 4,8 mm – Determinação da Massa Específica*, CB2: 8 p.
- ABNT / NBR – 7180/84: *Solo - Determinação do Limite de Plasticidade*, CB2: 3 p.
- ABNT / NBR – 7181/84: *Solo - Análise Granulométrica*, CB2: 13 p.
- ABNT / NBR – 10838/88: *Solo - Determinação da Massa Específica Aparente de Amostras Indeformadas, com o Emprego da Balança Hidrostática*, CB2: 4 p.
- ABNT / NBR – 13895/97: *Construção de Poços de Monitoramento e Amostragem – Procedimento*, CB2: 21 p.
- ABU-HASSANEIN, Z.S. & BENSON, C.H. (1994): *Using Electrical Resistivity for Compaction Control of Compacted Soil Liners*. Proceedings of the First International Conference on Tailings & Mine Waste'94, pp. 177-188.
- ABU-HASSANEIN, Z.S.; BENSON, C.H. & BLOTZ, L.R. (1996): *Electrical Resistivity of Compacted Clays*. Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 122, nº 5, pp. 397-406.
- AGENA, S.S., ESKES, S. & SINGER, M. (2006): *Monitoramento de Aquíferos Contaminados por Etenos Clorados*. I Simpósio Latino-Americano de Monitoramento das Águas Subterrâneas. Belo Horizonte – MG. CD-ROM.
- AGS (2000): *Guidelines for Combined Geoenvironmental and Geotechnical Investigations*. Association of Geotechnical & Geoenvironmental Specialists. ISBN 0 9519271 9 1. 47p.
- ALMEIDA, M.S.S. & MIRANDA NETO, M.I. (2003): *Investigação e Monitoramento de Áreas Contaminadas*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'2003), Porto Alegre-RS, pp. 303-317.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (1995): *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Joint editorial board by Andrew D. Eaton, AWWA, Chair; Lenore S. Clesceri, WEF; Arnold E. Greenberg, APHA. Managing Editor Mary Ann H. Franson. 19th Edition, pp. 3-1 – 3-2.

- ANIRBAN DE, MATASOVIC, N. & DUNN, R.J. (2004): *Site characterization of Five Hazardous Waste Landfills*. Proceedings ISC'2 on Geotechnical and Geophysical Site Characterization. Eds. Viana da Fonseca & Mayne. Porto, Portugal, pp. 1075-1080.
- AQUINO, W.F. (1999): *Métodos Geofísicos Aplicados à Investigação de Contaminação Subterrânea: Estudo de Casos*. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'99). São José dos Campos-SP, pp. 113-117.
- ARCHIE, G.E (1942): *The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Some Reservoir Characteristics*. Transactions of the American Institute of Mining and Metallurgical Engineers, Vol. 146, pp. 54-62.
- ASTM D-3441 (1986): *Standard Test Method for Deep Quasi-Static, Cone and Friction-Cone Penetration Tests of Soils*, pp. 414-419.
- BAKER, T.H.W. & GOODRICH, L.E. (1987): *Measurement of Soil Water Content Using the Combined Time-domain Reflectometry – Termal Conductivity Probe*. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 24, pp. 160-163.
- BARONE, F.S.; YANFUL, E.K.; QUIGLEY, R.M. & ROWE, R.K. (1989): *Effect of Multiple Contaminant Migration on Diffusion and Adsorption of Some Domestic Waste Contaminants in a Natural Clayey Soil*. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 26, pp.189-198.
- BATEZELLI, A.; GOMES, N.S. & PERINOTTO, J.A.J. (2001): *Petrografia E Evolução Diagenética Dos Arenitos da Porção Norte e Nordeste da Bacia Bauru (Cretáceo Superior)*. Revista Brasileira de Geociências, Vol. 35, n° 3, pp. 311-322.
- BENSON, R.C. & YUHUR, L. (1995): *Geophysical Methods for Environmental Assessment*. Geoenvironment 2000, ASCE, New Orleans, Louisiana. Vol. 1, pp. 57-76.
- BIGGAR, K.; WOELLER, D.; MURPHY, S.; ARMSTRONG, J. (2003): *UVIF-CPT Characterization at Upstream Oil and Gas Facilities*. Proceedings of the 17th Annual Vancouver Geotechnical Society Symposium. Geotechnical Engineering for Geoenvironmental Applications. The Vancouver Geotechnical Society.
- BOFF, F.E. (1999): *Avaliação do Comportamento de uma Mistura Compactada de Solos Lateríticos Frente a Soluções de Cu^{++} , K^+ e Cl em Colunas de Percolação*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, 182p.
- BOLINELLI JR., H.L. (2004): *Piezocone de Resistividade: Primeiros Resultados de Investigação Geoambiental em Solos Tropicais*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Unesp, Bauru, 147p.
- BOLINELLI JR., H.L.; MONDELLI, G.; GIACHETI, H.L.; DE MIO, G. & PEIXOTO, A.S.P. (2005): *Piezocone de Resistividade na Investigação do Subsolo: Execução, Interpretação e*

- Exemplos de Aplicação*. Artigo submetido ao 11º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental. Florianópolis-SC.
- BOSCOV, M.E.G. (1997): *Contribuição ao Projeto de Sistemas de Contenção de Resíduos Perigosos Utilizando Solos Lateríticos*. Tese de Doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo - SP.
- BOSCOV, M.E.G. (2008): *Geotecnia Ambiental*. Editora Oficina de Textos, São Paulo – SP, 248p.
- BOSCOV, M.E.G; OLIVEIRA, E.; GHILARDI, M.P. & SILVA, M.M. (1999): *Difusão de Metais Através de uma Argila Laterítica Compactada*. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'99). São José dos Campos-SP, pp. 323-330.
- BOSZCZOWSKI, R.B., SILVA, J.M. (2006): *Avaliação da Resistividade Elétrica de um Perfil de Solo Residual em Função do Intemperismo e Teor de Umidade*. XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica (COBAMSEG'2006), Curitiba-PR, CD-ROM.
- BRAGA, B., HESPANHOL, I., CONEJO, J.G.L., BARROS, M.T.L., SPENCER, M., PORTO, M., NUCCI, N., JULIANO, N., EIGER, S. (2002): *Introdução à Engenharia Ambiental*. Editora Prentice Hall, São Paulo-SP.
- BRANDL, H. & ROBERTSON, P.K. (1997): *Geo-Environmental Site Investigation, Specification and Characterization*. Proceedings of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics. Osaka, Japão, Vol. 3, pp. 1345-1374.
- BRASIL. *Lei Federal nº 6938*, de 31 de agosto de 1981. Lei de Política Nacional do Meio Ambiente.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Estabelece normas e padrão da potabilidade de água destinada ao consumo humano. *Portaria nº 36*, de 19 de janeiro de 1990.
- BRASIL. Ministério da Saúde. 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. *Portaria nº 518*, de 26 de março de 2004.
- BRATTON, W.L. & DICKERSON, P.E. (2000): *Vadose Zone Transport Field Study: Cone Penetrometer Tests, ERT, Advanced Tensiometer and Well Installation at the Sisson and Lu Site*. ARA Report nº 0099, Richland, Washington.
- BURNS, S.E. & MAYNE, P.W. (1998): *Penetrometers for Soil Permeability and Chemical Detection*. School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology.
- CALÇAS, D.A.N.Q.P. (2001): *Atenuação da Carga Orgânica do Chorume de Aterro Sanitário em Solos Arenosos Compactados*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Unesp, Bauru, 146p.
- CAMARGO, O.A., MONIZ, A.C., JORGE, J.A., VALADARES, J.M.A.S. (1986): *Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas*. Boletim Técnico nº 106, Campinas-SP, 94p.

- CAMPANELLA, R.G. (2008): *Comunicação Pessoal*. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, Canadá.
- CAMPANELLA, R.G., DAVIES, M.P., KRISTIANSEN, H. & DANIEL, C. (1997): *Environmental Site Characterization of Soil Deposits Using In-Situ Test Methods*. 50th Canadian Geotechnical Conference of the Canadian Geotechnical Society, Ottawa, Ontario, pp. 381-388.
- CAMPANELLA, R.G. & HOWIE, J.A. (2005): *Guidelines for the Use, Interpretation and Application of Seismic Piezocone Test Data: A Manual On Interpretation Of Seismic Piezocone Test Data For Geotechnical Design*. Geotechnical Research Group, Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, Canadá.
- CAMPANELLA, R.G. & WEEMEES, I.A. (1990): *Development and Use of an Electrical Resistivity Cone for Groundwater Contamination Studies*. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 27, pp. 557-567.
- CAMPANELLA, R.G. & RESEARCH STUDENTS (1995): *Guidelines for Geotechnical Design Using the Cone Penetrometer Test and CPT with Pore Pressure Measurement*. Fifth Edition, Civil Engineering Department, UBC, Vancouver/BC, Canada.
- CAVAGUTI, N. (1981): *Geologia, Estruturas e Características Hidrogeológicas Mesozóicas da Região de Bauru - Estado de São Paulo*. Tese de Doutorado. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras do Sagrado Coração de Jesus, Bauru-SP. 169p.
- CCME (1992): *National Classification System for Contaminated Sites*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Report CCME EPC-CS39E, Winnipeg-Manitoba, 54 p.
- CCME (1994): *Subsurface Assessment Handbook for Contaminated Sites*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Report CCME EPC-NCSRP-48E, Winnipeg-Manitoba, 293 p.
- CCME (1997): *Guidance Document on the Management of Contaminated Sites in Canada*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg-Manitoba, 58 p.
- CECA (1991): *DZ-205.R-5: Diretriz de Controle de Carga Orgânica em Efluentes Líquidos de Origem Industrial*. Comissão Estadual de Controle Ambiental da Secretaria de Estado do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro-RJ. Disponível em <http://www.feema.rj.gov.br/legislacao/DZ0205R5.html> em Maio de 2008.
- CEPOLLINA, M.; KAIMOTO, L.S.A.; MOTIDOME, M.J. & LEITE, E.F. (2004): *Monitoramento em Aterros Sanitários Durante a Operação: Desempenho Mecânico e Ambiental*. Seminário Sobre Resíduos Sólidos (RESID'2004), ABGE, São Paulo-SP. CD-ROM.
- CETESB (1999): *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*. Projeto CETESB-GTZ. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha. 2ª Edição. São Paulo. Capítulo 8000, atualizado em 2004.

- CETESB (2001; 2005): *Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterâneas no Estado de São Paulo / Dorothy C.P. Casarini [et al.]*. São Paulo, 73p. Atualizado em 2005.
- CETESB (2003): *Guia para Avaliação do Potencial de Contaminação de Imóveis*. Elaboração: da Silva, A.C.M.A. et al. / Coordenação: Pires, M.C. CETESB / GTZ, São Paulo-SP, 80p.
- CETESB (2004a): *Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: Relatório de 2003*. Redação Antônio Vicente Novaes Júnior, Aruntho Savastano Neto, Manuel Cândido de Souza. São Paulo-SP, 44p.
- CETESB (2004b): <http://www.cetesb.sp.gov.br>.
- CETESB (2004c): *Relatório de Qualidade das Águas Subterâneas no Estado de São Paulo 2001-2003*. Série Relatórios/CETESB. São Paulo-SP, 103p + anexos.
- CETESB (2006): *Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: Relatório de 2005*. Coordenação Antônio Vicente Novaes Júnior, Aruntho Savastano Neto; Redação Aruntho Savastano Neto, Manuel Cândido de Souza, Maria Heloísa P. L. Assumpção. Equipe técnica Aruntho Savastano Neto et al., São Paulo-SP, 95p.
- CETESB (2007): *Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: Relatório de 2006*. Coordenação Antônio Vicente Novaes Júnior, Aruntho Savastano Neto; Redação Aruntho Savastano Neto, Manuel Cândido de Souza, Maria Heloísa P. L. Assumpção. Equipe técnica Aruntho Savastano Neto et al., São Paulo-SP, 98p.
- CETESB (2007): *Informação Técnica: Ampliação do Aterro Sanitário*. Agência Ambiental de Bauru. Redação Eng. João Antonio Fuzaro, 3p.
- CINTRA, F. H. (2004): *Avaliação Preliminar da Qualidade das Águas Superficiais e Sub-Superficiais no Entorno de um Sistema de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Unesp, Bauru, 86p.
- CHAPMAN, D. & KIMSTACH, V. (1992): *Selection of Water Quality Variables*. In: Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Chapter 3, 2nd Edition. Edited by Deborah Chapman. UNESCO/WHO/UNEP, E&FN Spon and Chapman & Hall, London, UK, 1996.
- CHAPUIS, R.P. & AUBERTIN, M. (2003): *On the Use of the Kozeny-Carman Equation to Predict the Hydraulic Conductivity of Soils*. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 40, pp. 616-628.
- CHERRY, J.A.; GILLHAM, R.W.; ANDERSON, E.G.; JOHNSON, P.E. (1983): *Migration of Contaminants in Groundwater at a Landfill: a Case Study, 2. Groundwater Monitoring Devices*. Journal of Hydrology Vol. 63, pp.31-49.
- CHRISTENSEN, T.H., BJERG, P.L., KJELDSEN, P. (2000): *Natural Attenuation: A Feasible*

Approach to Remediation of Ground Water Pollution at Landfills? Ground Water Monitoring & Remediation, Vol. 20, n.1, pp. 69-77.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDTSEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H.J., HERON, G. (2001): *Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes*. Applied Geochemistry, Vol. 16, pp. 659-718.

CODO, G.S. (2006): *Sondagem, Amostragem de Solo e Instalação de Poços de Monitoramento*. I Simpósio Latino-Americano de Monitoramento das Águas Subterrâneas. Belo Horizonte – MG. CD-ROM.

CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005.

CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Resolução nº 396**, de 04 de abril de 2008.

CONTRERA, R.C. (2003): Tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF). Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 149p.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil (2006): Sistema de Informação de Águas Subterrâneas (SIAGAS). Disponível em: www.cprm.gov.br.

CSMWG (2000): *Federal Approach to Contaminated Sites*. Contaminated Sites Management Working Group, Ottawa-ON, Canada, 58p.

DANIEL, D.E. (1984): *Predicting Hydraulic Conductivity of Clay Liners*. ASCE, Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 110, n. 2, pp. 285-300.

DANIEL, C.R. (1997): *An Investigation of the Factors Affecting Bulk Soil Electrical Resistivity*. BAsC, University of British Columbia, Department of Civil Engineering.

DANIEL, C.R., HOWIE, J.A., CAMPANELLA, R.G. & GIACHETI, H.L. (1999): *The Resistivity Piezocone Penetration Test (RCPTU) for Quality Control of Geotechnical Ground Densification*. Journal of Environmental and Engineering Geophysics, USA, v. 8, n. 1, pp. 15-22.

DANIEL, C.R., HOWIE, J.A., CAMPANELLA, R.G. & GIACHETI, H.L. (2002): *Specific Depth Cone Resistivity Measurements To Determine Soil Engineering Properties*. Proceedings of Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP).

DAVIES, M.P. (1999): *Piezocone Technology for the Geoenvironmental Site Characterization of Mine Tailings*. PhD, University of British Columbia, Department of Civil Engineering.

- DAVIES, M.P. & CAMPANELLA, R.G. (1995a): *Piezocone Technology: Downhole Geophysics for the Geoenvironmental Characterization of Soil*. Proceedings of Symposium on App. of Geophysics to Engineering and Environmental Problems, Environmental and Engineering Geophysics Society. Orlando, Florida, April, 11p.
- DAVIES, M.P. & CAMPANELLA, R.G. (1995b): *Environmental Site Characterization Using In-Situ Testing Methods*. 48th Canadian Geotechnical Conference. Vancouver-BC.
- DE MIO, G. (2005): *Condicionantes Geológicas na Interpretação de Ensaios de Piezocone para Identificação Estratigráfica na Investigação Geotécnica de Geoambiental*. Tese de Doutorado. Depto. de Geotecnia, EESC-USP, São Carlos-SP, 348 p.
- DE MIO, G.; MONDELLI, G. & GIACHETI, H. L. (2004): *Ensaios de Piezocone com Filtro de Cavidade na Investigação de Solos Tropicais*. V Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados, São Carlos-SP, pp. 31-38.
- DILLON LIMITED, M. M. (1989): Assessment of Closed Disposal Sites. Phase III: Investigation and Monitoring Newton Landfill Site, Cambridge. Ontario Ministry of the Environment, Canada.
- DOUGLAS, B.J. & OLSEN, R.S. (1981): *Soil Classification Using Electric Cone Penetrometer*. Symposium on Cone Penetration Testing and Experience, St. Louis, pp. 209-227.
- ELIS, V.R. (1993): *A Aplicação da Geofísica para Análise do Meio Físico, Importância para Elaboração de Mapeamento Geotécnico*. Dissertação de Mestrado, Rio Claro-SP, Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP, 120p.
- ELIS, V.R. (1999): *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, Câmpus de Rio Claro - SP, 273p.
- ELIS, V.R. (2001): *Resultados Preliminares dos Ensaios Geofísicos na Área de um Aterro Sanitário*. Relatório de pesquisa, 12p.
- ELIS, V.R. (2003a): *Geofísica Aplicada ao Estudo da Poluição de Solos e Águas Subterrâneas*. V Escola de Verão de Geofísica, IAG – USP, São Paulo.
- ELIS, V.R. (2003b): *Aplicação Integrada de Métodos Geofísicos e Magneto Resistividade em Prospecção de Aquíferos Fissurais e Caracterização de Aterros Sanitários*. Projeto FAPESP, Processo 99/12216-9.
- ELIS, V.R. (2004): *Comunicação pessoal*. Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG) da USP, São Paulo-SP.
- ELIS, V. R.; MONDELLI, G.; GIACHETI, H. L.; PEIXOTO, A. S. P. & HAMADA, J. (2004): *The Use of Electrical Resistivity for Detection of Leachate Plumes in Waste Disposal Sites*. 2nd

- International Conference on Geotechnical Site Characterization (ISC'2), Porto-Portugal ,v. 1, pp. 467-474.
- EMDURB (2002/2005): *Comunicação Pessoal*. Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano e Rural de Bauru.
- FELLENIOUS, B. H.; ESLAMI, A. (2000): *Soil Profile Interpreted from CPTu Data*. "Year 2000 Geotechnics" Geotechnical Engineering Conference, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand, 18 p.
- FIPAI (1992): *Aterro Sanitário da Cidade de Bauru-SP*. EIA-RIMA (Relatório de Impacto Ambiental – Relatório de Impacto do Meio Ambiente, Vol. 1 ao 5. Fundação para o Incremento da Pesquisa e do Aperfeiçoamento Industrial, São Carlos-SP.
- FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. (1979): *Groundwater*. Editora Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- FREMPONG, E.M.; YANFUL, E.K. (2008): *Interactions between Three Tropical Soils and Municipal Solid Waste Landfill Leachate*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 134, pp.379-396.
- FROHLICH, R.K. & PARKE, C.D. (1989): *The Electrical Resistivity of the Vadose Zone – Field Survey*. Ground Water, Vol. 27, Nº 4, pp. 524-530.
- FUKUE, M.; MINATO, T.; MATSUMOTO, M. & TAYA, N. (1998): *Development of Resistivity Cone for Monitoring Contaminated and Non-contaminated Soil Layers*. Proceedings of the International Congress on Environmental Geotechnics. Portugal, pp. 575-580.
- FUKUE, M.; MINATO, T.; HORIBE, H. & TAYA, N. (1999): *The Micro-structures of Clay Given by Resistivity Measurements*. Engineering Geology 54, pp. 43-53.
- FUKUE, M.; MINATO, T.; MATSUMOTO, M.; HORIBE, H. & TAYA, N. (2001): *Use of a Resistivity Cone for Detecting Contaminated Soil Layers*. Engineering Geology 60, pp. 361-369.
- FULFARO, V.J. & BJOMBERG, A.J.S. (1993): *Solos do Interior de São Paulo*. Cap.1: Geologia. Eds: Cintra, J.C.A. e Albiero, J.H. ABMS-SP e Departamento de Geotecnia da USP - São Carlos, 399p.
- GELHAR, L.W.; COLLINS, M.A. (1971): *General Analysis of Longitudinal Dispersion in Nonuniform Flow*. Water Resources Research, v.7, nº.6, pp. 1511-1521.
- GELHAR, L.W.; WELTY, C.; REHFELDT, K.R. (1992): *A Critical Review Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers*. Water Resources Research, v.28, pp. 1955-1974.
- GIACHETI, H.L. (2001): *Os Ensaios de Campo na Investigação do Subsolo: Estudos e Considerações quanto à Aplicação em Solos Tropicais*. Tese de Livre Docência, Faculdade de Engenharia de Bauru, Unesp, 299 p.

- GIACHETI, H.L. (2002): *Piezocone de Resistividade na Investigação Geoambiental de Solos Tropicais: Aplicação em Um Aterro Sanitário*. Relatório Final de Pesquisa. Processo FAPESP nº 01/05182-2. Faculdade de Engenharia de Bauru, UNESP.
- GIACHETI, H.L.; ELIS, V.R.; DE MIO, G.; CAVALCANTE, E.H. (2006): *Ensaio de Campo na Investigação Geotécnica e Geoambiental*. In: XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Curitiba-PR. COBRAMSEG'2006. Vol. Palest. pp. 1-24.
- GIDIGASU, M.D. (1976): *Laterite Soil Engineering: Pedogenesis and Engineering Principles*. Developments in Geotechnical Engineering 9. Elsevier Scientific Publishing Company, 554 p.
- GOLDEN SOFTWARE (2002): *Surfer Version 8.0*. Surface Mapping System 1993-2002, Golden-CO, USA.
- GRAZINOLLI, P.L.; COSTA, A.; CAMPOS, T.M.P. & VARGAS JR., E.A. (1999): *Aplicações do Radar de Penetração no Solo (GPR) e da Eletrorresistividade para a Detecção de Compostos Orgânicos*. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'99). São José dos Campos-SP, pp. 127-131.
- GREENHOUSE, J.; GUDJURGIS, P. & SLAINE, D. (1995): *Applications of Surface Geophysics to Environmental Investigations*. Reference Notes: EEGS'95.
- HAMADA, J. (2002): *Manejo de Resíduos Sólidos*. Notas de Aula, disciplina de Pós-Graduação em Engenharia Industrial da Universidade Estadual Paulista, Bauru-SP.
- HAMADA, J. (2004; 2008): *Comunicação Pessoal*. Universidade Estadual Paulista, Bauru-SP.
- HAMADA, J.; GIACHETI, H.L.; CASTILHO FILHO, G.S.; LANÇA, R.O. & CAVAGUTI, N. (2004): *Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais e Subsuperficiais no Entorno de um Aterro para Resíduos Sólidos Urbanos*. Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável (ICTR), Florianópolis-SC.
- HIRATA, R. & FERNANDES, A. (2006): *Monitoramento das Águas Subterrâneas: Um Grande Desafio para Países Emergentes*. I Simpósio Latino-Americano de Monitoramento das Águas Subterrâneas. Belo Horizonte – MG. CD-ROM.
- HISCOCK, K.M. (2005): *Hydrogeology: Principles and Practice*. Blackwell Publishing 389p.
- http://tech.inel.gov/documents/Type_B_Probes/Vapor_Port/01-GA51177-02.pdf, julho, 2002.
- http://www.cmst.org/cmst/Cmst-Cp_reports/May95/SR153002.html, julho, 2002.
- http://www.conetec.com/Pdf/cpt_ground.pdf, julho, 2002.
- <http://www.cpeo.org/techtree/ttdescript/conpent.htm>, julho, 2002.
- <http://www.geo.fugro.com/html/rost.htm>, julho, 2002.
- <http://www.vidagua.org.br>, agosto, 2005.

http://www.vidagua.org.br/imagens/ImgBauru/mapa_d5.gif, fevereiro de 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (2002). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Rio de Janeiro-RJ, Brazil. Disponível em www.ibge.gov.br.

IPT/CEMPRE (2000): *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. Coordenação: Maria Luiza Otero D'Almeida, André Vilhena – 2.ed. São Paulo.

JACKSON, P.D.; SMITH, D.T. & STANFORD, P.N. (1978): *Resistivity-porosity-particle Shape Relationships for Marine Sands*. Geophysics, Vol. 43, nº 6, pp. 1250-1268.

JEFFERIES, M.G.; DAVIES, M.P. (1991): *Discussion on Soil Classification by the Cone Penetration Test*. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 28, N. 1, pp. 173-176.

JEWELL, C.M.; HENSLEY, P.J.; BARRY, D.A. & ACWORTH, I. (1993): *Site Investigation and Monitoring Techniques for Contaminated Sites and Potential Waste Disposal Sites*. In: FELL, PHILLIPS & GERRARD. Geotechnical Management of Waste and Contamination. Balkema, Rotterdam, pp. 3-37.

JORGE, F.N.; BAPTISTI, E. & GONÇALVES, A. (2004): *Monitoramento de Aterros Sanitários nas Fases de Encerramento e de Recuperação: Desempenhos Mecânicos e Ambiental*. Seminário Sobre Resíduos Sólidos (RESID'2004), ABGE, São Paulo-SP. CD-ROM.

JORNAL DA CIDADE DE BAURU (2008): *Descontrolados, Lixões Invadem as Ruas*. Redação: Wagner Carvalho. Matéria publicada em 03/02/2008.

JUCÁ, J.F.T. (2004): *Destinação Final dos Resíduos Sólidos no Brasil: Situação Atual e Perspectivas*. Seminário Sobre Resíduos Sólidos (RESID'2004), ABGE, São Paulo-SP. CD-ROM.

KALINSKY, R.J. & KELLY, W.E. (1994): *Electrical-Resistivity Measurements for Evaluating Compacted-Soil Liners*. Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 120, Nº 2, pp. 451-457.

KEAN, W.F.; WALLER, M.J. & LAYSON, H.R. (1987): *Monitoring Moisture Migration in the Vadose Zone with Resistivity*. Ground Water, Vol. 25, Nº5, pp. 562-571.

KECHAVARZI, C. & SOGA, K. (2002): *Determination of Water Saturation Using Miniature Resistivity Probes During Intermediate Scale and Centrifuge Multiphase Flow Laboratory Experiments*. Geotechnical Testing Journal, Vol. 25, Nº 1, pp.95-103.

KJELDSSEN, P., CHRISTENSEN, T.H. (1984): *Soil Attenuation of Acid Phase Landfill Leachate*. Waste Management Research, n. 2, pp. 247-263.

KJELDSSEN, P.; BJERG, P.L.; RÜGGE K.; CHRISTENSEN, T.H.; PEDERSEN, J.K. (1998): *Characterization of an Old Municipal Landfill (Grindsted, Denmark) as a Groundwater Pollution Source: Landfill Hydrology and Leachate Migration*. Waste Management & Research, Vol. 16, pp. 14-22.

- KONRAD, J.M. & FRÉCHETTE (1995): *The Piezocone-Permeameter Probe: A Promising Tool?* Geoenvironment 2000, ASCE, New Orleans, Louisiana. Vol. 1, pp. 123-136.
- KRISTIANSEN, H. (1997): *Induced Polarization and Complex Resistivity Effects in Soils – Laboratory and In-Situ Measurements*. M.A.Sc. Thesis, Department of Civil Engineering, University of British Columbia.
- LAGO, A.L. (2004): *Aplicação Integrada de Métodos Geofísicos em Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos em Bauru – SP*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da USP, São Paulo-SP.
- LAGO, A.L., SILVA, E.M.A., ELIS, V.R. & GIACHETI, H.L. (2003): *Aplicação de Eletrorresistividade e Polarização Induzida em Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos em Bauru-SP*. 8th International Congress of the Brazilian Geophysical Society. Rio de Janeiro-RJ, Brazil.
- LAGO, A.L., ELIS, V.R. & GIACHETI, H.L. (2006): *Aplicação Integrada de Métodos Geofísicos em uma Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos em Bauru-SP*. Revista Brasileira de Geofísica, Vol. 24, pp. 357-374.
- LAGREGA, M.D., BUCKINGHAM, P.L., EVANS, J.C. (1994): *Hazardous Waste Management*. McGraw-Hill, Inc. Cap. 15, pp. 887-959.
- LARSSON, R. (1995): *Use of a Thin Slot as Filter in Piezocone Tests*. International Symposium on Cone Penetration Testing (CPT'95), Linköping. Vol. 2, pp. 35-40
- LEITE, A.L. (2001): *Migração de Contaminantes Inorgânicos em Alguns Solos Tropicais, com Ênfase na Sorção e Difusão Molecular*. Tese de Doutorado, EESC – USP, São Carlos-SP, 254p.
- LEITE, A.L. & PARAGUASSÚ, A.B. (2002): *Diffusion of Inorganic Chemicals in Some Compacted Tropical Soils*. Proceedings of the Fourth International Congress in Environmental Geotechnics (4th ICEG). Rio de Janeiro - RJ, Brazil, Vol.1, pp. 39-45.
- LI, L. (2008): *Course Notes. Geo-Environmental Engineering*. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver-BC, Canadá.
- LIMA E SILVA, A.B. (2005): *Investigação Geoambiental de uma Área Contaminada por Resíduos Industriais*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS, 145p.
- LOKE, M. H. (2002): *Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys*. Disponível em: www.geoelectrical.com , em Outubro de 2008.
- LOPES, A.A. (2007): *Estudo da Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos na Bacia Tietê-Jacaré*. Tese de Doutorado, EESC-USP, São Carlos-SP.

- LUNNE, T. ROBERTSON, P.K. & POWELL, J. (1997): *Cone Penetration Test in Geotechnical Practice*, Blackie Academic & Professional, London, 311p.
- MACFARLANE, D.S.; CHERRY, J.A.; GILLHAM, R.W.; SUDICKY, E.A. (1983): *Migration of Contaminants in Groundwater at a Landfill: A Case Study, I, Groundwater Flow and plume delineation*. Journal of Hydrology, V. 63, pp. 1-29.
- MACHADO, S.L.; BOTELHO, M.A.B.; CAVALCANTE, R.F. & AMPARO, N.S. (2003a): *Contaminação por Metais Pesados em Santo Amaro da Purificação-BA – Uso de Métodos Geofísicos em Geotecnia Ambiental*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'2003), Porto Alegre-RS, CDROM.
- MACHADO, S.L.; DELGADO, C.W.C.; SANTOS, D.B.; CARDOSO, L.S.P. & CARVALHO, M.F. (2003b): *Diagnóstico da Contaminação por Metais Pesados em Santo Amaro da Purificação-BA*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'2003), Porto Alegre-RS, CDROM.
- MACKAY, D.M.; FREYBERG, D.L.; ROBERTS, P.V.; CHERRY, J.A. (1986): *A Natural Gradient Experiment on Solute Transport in a Sand Aquifer: I. Approach and Overview of Plume Movement*. Water Resources Research, v.22, n^o.13, pp. 2017-2029.
- MCCARTHY, D.F. (1998): *Essentials of Soil Mechanics and Foundations: Basic Geotechnics*. 5th Edition, Prentice Hall, 730p.
- MIRANDA, E. E. de, Coord. (2005): *Brasil em Relevô*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 22 ago, 2005.
- MANCUSO, M.A.; CAMPOS, J.E. (2005): Aqüífero Bauru. *Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo: Escala 1: 1.000.000*. Coord. Geral G. Rocha. São Paulo: DAEE; IG; IPT; CPRM, pp. 32-38.
- MIRANDA NETO, M.I. (2002): *Investigação Geoambiental em Área de Mangue na Baía de Guanabara Contaminada com Resíduos Industriais*. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro-RJ, 158p.
- MARIANO, M.O.H.; FEIJÓ, D.; LIMA, L.C.C.; CANTILINO, A.C B.; JUCÁ, J.F.T. (2007): *Geotechnical Study and Evaluation of the Methane Retention Efficiency of the Top Cover in Muribeca and Aguazinha Landfills*. In: 11^o International waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italia.
- MOH, Z.C; MAZHAR, M.F. (1969): *Effects of Method of Preparation on Index Properties of Lateritic Soils*. VII International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering. Specialty Session on Engineering Properties of Lateritic Soils. Mexico City, Mexico, Vol.1, pp. 23-35.

- MONDELLI, G. (2004): *Investigação Geoambiental em Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos Utilizando a Tecnologia do Piezocone*. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da USP, São Paulo-SP, 264p.
- MONDELLI, G.; GIACHETI, H.L.; BOSCOV, M.E.G; ELIS, V.R.; HAMADA, J. (2007): *Geoenvironmental Site Investigation Using Different Techniques in a Municipal Solid Waste Disposal Site in Brazil*. Environmental Geology, Vol. 52, N.5, pp.871-887.
- MONDELLI, G.; ZUQUETTE L.V.; ELIS, V.R.; GIACHETI H.L. (2008): *Geoenvironmental Site Characterization of a MSW Disposal Site*. The 3rd International Conference on Site Characterization, Taipei-Taiwan, April, 2008.
- NACCI, D.; GAMBIM, R.L. & SCHNAID, F. (2003a): *Propriedades Elétricas de Solos Contaminados*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'2003), Porto Alegre-RS, CDROM.
- NACCI, D.; SCHNAID, F.; ALMEIDA, M.S.S. & COUTINHO, R.Q. (2003b): *Perspectivas de Aplicação do Cone Resistivo*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'2003), Porto Alegre-RS, CDROM.
- NASS, D.P. (2002): *O Conceito de Poluição*. Revista Eletrônica de Ciências, N° 13.
- ORELLANA, E. (1972): *Prospeccion Geoelectrica en Corriente Continua*. Ed. Paraninfo, Madrid, Espanha, 523p.
- PACHECO, A.O. (2004): *Aplicação do Cone Resistivo em Solos Saturados*. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro-RJ, 150p.
- PALMA, J.B.; ZUQUETTE, L.V. (2005): *Avaliação do Comportamento de Frente de Contaminação em Função dos Diferentes Valores dos Coeficientes de Dispersividade*. Boletim Paranaense de Geociências, n. 56, pp. 21-47.
- PAREZ, L. & FAURIEL, R. (1988): *Le Piézocône, Améliorations Apportées á la Reconnaissance des Sols*. Revue Française de Géotechnique, n. 44, pp. 13-27.
- PATTON, F.D. & SMITH, H.R. (1988): *Design Considerations and the Quality of Data from Multi-Level Ground-Water Monitoring Wells*. Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A. G. Collins and A. I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 206 – 217.
- PAULA, E.H.; ALMEIDA, M.S.S. & BARBOSA, M.C. (1999): *Deteminação de Parâmetros de Sorção e Difusão Pura em um Solo Arenoso de Jacarepaguá, Rio de Janeiro*. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'99). São José dos Campos-SP, pp. 351-360.
- PAULA E SILVA, F.; KIANG, C.H.; CAETANO-CHANG, M.R. (2005): *Hidroestratigrafia do Grupo Bauru (K) no Estado de São Paulo*. Águas Subterrâneas, Vol. 19, n.2, pp. 19-36.

- PEJON, O.J. (1992): *Mapeamento Geotécnico da Folha de Piracicaba-SP (Escala 1:100.000): Estudo de Aspectos Metodológicos, de Caracterização e de Apresentação dos Atributos*. Vol. 1. Tese de Doutorado, EESC-USP, São Carlos/SP, 213p.
- PEJON, O.J. (2005): *Mineralogia das Argilas e suas Implicações Geotécnicas*. Notas de aula, EESC-USP, São Carlos/SP.
- PEREIRA VAN ELK, A.G.H.; MAÑAS, L. S.; GARCIA, M. T. M. (2007): *Deformation Behaviour of Municipal Waste*. In: 11° International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italia.
- PETTS, J.; CAIRNEY, T.; SMITH, M. (1997): *Risk-Based Contaminated Land Investigation and Assessment*. John Wiley and Sons, Chichester.
- PICCOLI, S. & BENOÎT, J. (1995): *Geo-environmental Testing Using The Envirocone*. Geoenvironment 2000, ASCE, New Orleans, Louisiana. Vol. 1, pp. 93-103.
- PIDLISECKY, A; KNIGHT, R.; HABER, E. (2006): *Cone-Based Electrical Resistivity Tomography*. Geophysics, Vol.71, N. 4, pp. 157-167.
- PFANNKUCH, H.O. (1972): On the Correlation of *Electrical Conductivity Properties of Porous Systems with Viscous Flow Transport Coefficients*. In: Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media. International Association for Hydraulic Research (IAHR). Elsevier Publishing Company. pp. 42-54.
- QASIM, S.R. & CHIANG, W. (1994): *Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment*. Technomic Publishing Co., Inc., 323 p.
- QUARESMA, A. (1999): *Caracterização de Perfis de Solos Contaminados*. 4° Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'99). São José dos Campos-SP, pp. 107-112.
- REBOUÇAS, A.M. (2006): Preservação das Águas Subterrâneas. In: *Águas Subterrâneas e Poços Tubulares Profundos*. Eds. Gonçalves, V.G. e Giampa, C.E.Q. São Paulo: Signus Editora, pp. 409-433.
- REYNOLDS, J.M. (1997): *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics*. John Wiley and Sons, New York-NY.
- RHOADES & VAN SCHILFGAARDE (1976): *An Electrical Conductivity Probe for Determining Soil Salinity*. Soil Science Society of America, Vol. 40, pp. 647-651.
- RIBEIRO, D.T.P. (2001): Diagênese Das Rochas Do Membro Serra Da Galga, Formação Marília, Grupo Bauru (Cretáceo da Bacia do Paraná), na Região de Uberaba, Minas Gerais. Revista Brasileira de Geociências, Vol. 31, nº 1, pp. 7-12.

- RIGGS, C.O.; HATHEWAY, A.W. (1988): *Ground-Water Monitoring Field Practice – An Overview*. Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A. G. Collins and A. I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 121 – 136.
- RITTER, E. (1998): *Efeito da Salinidade na Difusão e sorções de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. Tese de Doutorado, Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ.
- RITTER, E.; EHRLICH, M. & BARBOSA, M.C. (1999): *Difusão e Sorção de Soluções Múltiplas e Monossoluções em Solos Argilosos Salinos e Não Salinos*. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO'99). São José dos Campos-SP, pp. 331-338.
- ROBERTSON, P.K. (1990): *Soil Classification Using the Cone Penetration Test*. Canadian Geotechnical Journal, vol. 27, n.º. 1, pp. 151-158.
- ROBERTSON, P.K. (1998): *Geo-Environmental Investigation, Characterization And Monitoring Using Penetration Techniques*. Simpósio Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São Paulo/SP, set/98.
- ROBERTSON, P.K.; CAMPANELLA, R.G. (1983): *Interpretation of Cone Penetration Tests - Part I (Sand)*. Canadian Geotechnical Journal, Vol.20, N.4, pp. 718-733.
- ROBERTSON, P.K & CAMPANELLA, R.G. (1986): *Guidelines for Use, Interpretation and Application of the CPT And CPTU*. Soil Mechanics Series N.º 105. Department of Civil Engineering, UBC, Vancouver, Canada.
- ROBERTSON, P.K & CAMPANELLA, R.G. (1988): *Guidelines for Geotechnical Design Using CPT And CPTU Data*. Report FHWA, 340p.
- ROBERTSON, P.K., CAMPANELLA, R.G., GILLESPIE, D.J. & GRIEG, J. (1986): *Use of Piezometer Cone Data*, Proc. of In-Situ' 86, ASCE, Geotechnical Special Publication No. 6., pp. 1263-1280.
- ROCHA, G. (2005): O Território. *Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo: Escala 1: 1.000.000*. Coord. Geral G. Rocha. São Paulo: DAEE; IG; IPT; CPRM, pp. 12-21.
- ROWE, R.K.; CAERS, C.J. & BARONE, F.S. (1988): *Laboratory Determination of Diffusion and Distribution Coefficients of Contaminants Using Undisturbed Clayey Soil*. Canadian Geotechnical Journal. Vol. 25, N.º 1, pp. 108-118.
- SÁNCHEZ, L.E. (2001): *Desengenharia: O Passivo Ambiental na Desativação de Empreendimentos Industriais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 254p.
- SANTOS, P.S. (1989): *Ciência e Tecnologia das Argilas*. Vol. 1, 2ª Edição, Ed. Edgar Blücher Ltda. São Paulo-SP, 408p.
- SÃO PAULO, Conselho Estadual de Recursos Hídricos (2006): Plano Estadual de Recursos Hídricos. São Paulo, DAEE, 92p.

- SAUTY, J.P. (1980): *An Analysis of Hydrodispersive Transfer in Aquifers*. Water Resources Research, v.16, n^o.1, pp. 145-158.
- SCREEDEEP, S.; RESHMA, A.C. & SINGH, D.N. (2004): *Measuring Soil Electrical Resistivity Using a Resistivity Box and a Resistivity Probe*. Geotechnical Testing Journal, Vol. 27, N^o 4, pp. 411-415.
- SIG - STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT (1995): *The CPT Test, Equipment – Testing – Evaluation*. Information 15 E, Linköping.
- SEGURA MUÑOZ, S.I. (2002): *Impacto Ambiental na Área do Aterro Sanitário e Incinerador de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto, SP: Avaliação dos Níveis de Metais Pesados*. Tese de Doutorado, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da USP, Ribeirão Preto-SP, 131p.
- SEN, P.N.; GOODE, P.A. & SIBBIT, A. (1988): *Electrical Conduction in Clay Bearing Sandstones at Low and High Salinities*. Journal of Applied Physics, Vol. 63, N^o 10, pp. 4832-4840.
- SHACKELFORD, C.D. (1993): *Contaminant Transport*. In: Geotechnical Practice for Waste Disposal. Chapman & Hall, London, pp. 33-65.
- SHACKELFORD, C.D. (1994): *Critical Concepts for Column Testing*. Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 120, N^o 10, pp. 1804-1828.
- SHACKELFORD, C.D.; DANIEL, D.E. & LILJESTRAND, H.M. (1989): *Diffusion of Inorganic Chemical Species in Compacted Clay Soil*. Journal of Contaminant Hydrology. Vol. 4, N^o 3, pp. 441-473.
- SHACKELFORD, C.D. & DANIEL, D.E. (1991): *Diffusion in Saturated Soil. I: Background*. Journal of Geotechnical Engineering. Vol. 117, N^o 3, pp. 467-484.
- SHACKELFORD, C.D. & ROWE, R.K. (1998): *Contaminant Transport Modeling*. Proceedings of the International Congress on Environmental Geotechnics. Portugal, pp. 939-956.
- SSSA (1977): *Minerals in Soil Environments*. Eds: Richard C. Dinauer, Jacquelyn Nagler, Judith H. Nauseef. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- STIERMAN, D.G.; RUEDISILI, L.C. (1988): *Integrating Geophysical and Hydrogeological Data: An Efficient Approach to Remedial Investigation of Contaminated Ground-Water*. Site Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A. G. Collins and A. I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 43 – 57.
- STRUTYNSKY, A.I.; SANDIFORD, R.E. & CAVALIERE, D. (1992): *Use of Piezometric Cone Penetration Testing with Electrical Conductivity Measurements (CPTU-EC) for Detection of Hydrocarbon Contamination in Saturated Granular Soils*. Current Practices in Ground Water and Vadose Zone Investigations. ASTM STP 1118, Philadelphia, pp. 169-182.

- SUMNER, J.S. (1976): *Principles of Induced Polarization for Geophysical Exploration*. Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, 227p.
- TEH, C.I. & HOULSBY, G.T. (1991): *An Analytical Study of the Cone Penetration Test in Clay*. Geotechnique 41 (1), pp. 17-34.
- TELFORD, W.M.; GELDART, L.P.; SHERIFF, R.E. & KEYS, D.A. (1990): *Applied Geophysics*. Cambridge University Press, 860p.
- TRESSOLDI, M. (2002): *Proposições para Investigação de Parâmetros Controladores da Contaminação do Subsolo e das Águas Subterrâneas*. Tese de Doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, EPMI. São Paulo, 242 p.
- TORSTENSSON, B.A. (1984): *A New System for Groundwater Monitoring*. Ground Water Monitoring Review, Fall 1984, pp. 131-138.
- TORSTENSSON, B.A. & PETSONK, A.M. (1988): *A Hermetically Isolated Sampling Method for Ground-Water Investigations*. Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A. G. Collins and A. I. Johnson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 274 – 289.
- URISH, D.W. (1981): *Electrical Resistivity-Hydraulic Conductivity Relationships in Glacial Outwash Aquifers*. Water Resources Research, Vol. 17, Nº 5, pp.1401-1408.
- US EPA (1996): *Soil Screening Guidance: Users Guide*. 2nd Edition. Office of Emergency and Remedial Response. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA (2004): *Optimal Well Locator (OWL): A Screening Tool for Evaluating Locations of Monitoring Wells: User's Guide, Version 1.2*. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- USTRA, A.T. (2008). *Utilização dos Métodos Eletroresistividade e Polarização Induzida com Aquisição de Dados 3D para Caracterização Geoambiental de uma Área à Jusante do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru – SP*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da USP, São Paulo-SP.
- USTRA, A.T.; ELIS, V.R.; LAGO, A.L.; MONDELLI, G.; FACHIN, S.J.S.; SANTOS, E.C. (2008): *3-D Resistivity Survey Downstream a Landfill in Brazil - Preliminary Results*. Symposium on the Application of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP 2008), Philadelphia, EUA.
- VOGELSANG, D. (1995): *Environmental Geophysics. A practical Guide*. Springer-Verlag, Berlin, 172p.
- WARD, S.H. (1990): *Geotechnical and Environmental Geophysics*. Volume 1 (Review and Tutorial) e 3 (Geotechnical Contents). Society of Exploration Geophysicists, Tulsa, OK, USA.

- WEEMEES, I.A. (1990): *Development of an Electrical Resistivity Cone for Groundwater Contamination Studies*. M.A.Sc. Thesis, University of British Columbia, Department of Civil Engineering, Vancouver, B.C., Canada. 76p.
- WILSON, D. & CAMPANELLA, R.C. (1997): *A Rapid In-Situ Hydraulic Conductivity Measurement in Sands Using a UBC Modified BAT Penetrometer*. 50th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Oct 1997, pp. 34-41.
- WIKIPÉDIA (2006): A enciclopédia livre, <http://pt.wikipedia.org/wiki/Bauru> - acesso em nov/2006.
- WONG, T. & GREIG, J. (1991): *CPTINT: Cone Data Interpretation Program, Version 5.2*. Reviewed by Thomas Wong, 2002. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- YONG, R.N. (2001): *Geoenvironmental Engineering: Contaminated Soils, Pollutant Fate and Mitigation*. CRC Press, U.S.A, 307p.
- YONG, R.N.; MOHAMED, A.M.O. & WARKENTIN, B.P. (1992): *Principles of Contaminant Transport in Soils*. Elsevier Science Publishers B.V., 327p.
- YONG, R.N. & MULLIGAN, C.N. (2004): *Natural Attenuation of Contaminants in Soils*. CRC Press, U.S.A, 319p.
- YOON, G.L.; OH, M.H. & PARK, J.B. (2002): *Laboratory Study of Landfill Leachate Effect on Resistivity in Unsaturated Soil Using Cone Penetrometer*. Environmental Geology, Vol. 43, pp. 18-28.