

INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL EM ÁREA DE MANGUE NA BAÍA
DE GUANABARA CONTAMINADA COM RESÍDUOS INDUSTRIAIS

Manoel Isidro de Miranda Neto

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS
PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS
EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof Márcio de Souza Soares de Almeida, PhD

Profª Maria Claudia Barbosa, DSc

Prof. Maurício Ehrlich, DSc

Prof. Leandro de Moura Costa Filho, PhD

Profª Paula Lúcia Ferrucio da Rocha, DSc

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

JUNHO DE 2002

MIRANDA NETO, MANOEL ISIDRO DE

Investigação Geoambiental em Área de Mangue na Baía de Guanabara Contaminada com Resíduos Industriais [Rio de Janeiro] 2002

VIII, 273 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2002)

Tese – Universidade Federal de Rio de Janeiro, COPPE

1. Investigação Geoambiental.
2. Mangue contaminado por metais e orgânicos.
3. Emprego do método eletroresistivo na investigação de área contaminada

I. COPPE/UFRJ II. Título (série)

Existirá alguém tão esperto que aprenda pela experiência dos outros?

Voltaire

Aprender sem raciocinar é trabalho perdido.

Confúcio

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles que contribuíram para a realização desta dissertação, em especial aos professores Leandro de Moura Costa Filho e Bernadete Ragoni Danziger que me indicaram para este curso e aos demais professores da Escola de Engenharia da Universidade Federal Fluminense pela excepcional formação recebida.

À diretoria da Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ) por ter aceito minha inscrição, ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pelo suporte financeiro e aos funcionários da COPPE/UFRJ pelo tratamento dispensado.

Aos professores da COPPE/UFRJ e do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro (IGEO/UFRJ) pelos conhecimentos transmitidos e, em especial, aos professores Dirceu de Alencar Velloso e Ian Schumman Marques Martins pela paciência em esclarecer todas minhas dúvidas.

Aos meus orientadores professores Márcio de Souza Soares de Almeida e Maria Claudia Barbosa pela orientação esclarecida e segura.

Ao corpo técnico do laboratório de geotecnia pelo apoio recebido, em especial ao Sr. Luiz Mário Fernandes pela presteza no atendimento das necessidades desta pesquisa.

À Petroflex Indústria e Comércio S/A pela permissão de uso do local para a pesquisa e pelo apoio material recebido, custeando diversos ensaios realizados.

À Fundação COPPETEC pelo custeio de ensaios em parceria com a Petroflex S/A.

Aos colegas da COPPE/UFRJ, Petroflex S/A, IGEO/UFRJ e Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em especial ao Diego Nacci pelo incentivo e interesse demonstrado nesta pesquisa.

Aos familiares e amigos pela compreensão e incentivo, em especial ao Capitão-de-Mar-e-Guerra Francisco Carlos Ortiz de Holanda Chaves pelo interesse e pela ajuda na revisão de parte deste trabalho.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre em Ciências (M. Sc.)

INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL EM ÁREA DE MANGUE NA BAÍA DE
GUANABARA CONTAMINADA COM RESÍDUOS INDUSTRIAIS

Manoel Isidro de Miranda Neto

Junho/2002

Orientadores: Márcio de Souza Soares de Almeida

Maria Cláudia Barbosa

Programa: Engenharia Civil

Este trabalho trata da investigação geoambiental realizada em um aterro de resíduos construído sobre uma área de mangue na região estuariana do Rio Estrela no setor Noroeste do recôncavo da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro - Brasil. A operação do aterro foi encerrada há alguns anos, tendo sido nele dispostos, de forma descontrolada, resíduos da produção de borracha sintética e resíduos diversos como entulhos de demolições, materiais plásticos e metais.

O substrato argiloso foi caracterizado nos aspectos geológicos, geotécnicos, mineralógicos e físico-químicos. O resíduo foi submetido à análise química e classificado como perigoso em razão da presença de chumbo, cobre, hidrocarbonetos alifáticos e etilbenzeno. Foram detectadas no substrato argiloso baixas concentrações de metais e compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis.

O estudo hidrogeológico indicou que a recarga de águas pluviais sobre o aterro pode contribuir de forma significativa no transporte da contaminação para a Baía de Guanabara e seus ecossistemas.

A geofísica de superfície utilizando a técnica eletrorresistiva mostrou que a área contaminada com compostos orgânicos apresentou valores maiores de resistividade que a área contaminada com metais, podendo se constituir em um método eficaz no zoneamento do aterro e no monitoramento de ações de remediação.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

GEO-ENVIRONMENTAL SITE INVESTIGATION AT A MANGROVE AREA IN
GUANABARA BAY CONTAMINATED BY INDUSTRIAL REFUSE

Manoel Isidro de Miranda Neto

June/2002

Advisors: Márcio de Souza Soares de Almeida

Maria Claudia Barbosa

Department: Civil Engineering

This work comprises geo-environmental site investigations at a refuse landfill built amid a mangrove area, at Estrela River estuary in Guanabara Bay's northwest shore, in Rio de Janeiro - Brazil. Before being closed, years ago, the landfill has been unruly filled with rubber industry refuse, demolition debris, metal and plastic.

Geological, geotechnical, mineralogical and physico-chemical characterizations of the very soft organic clay layer beneath the landfill were carried on. Chemical analysis indicated hazardous waste due to the concentrations of lead, cooper, aliphatic hydrocarbon and ethyl benzene. Low concentrations of metal, volatile and semi-volatile organic compounds have been detected in the clayey layer.

Hydrogeological investigation indicated that rain-water supply can contribute, significantly, to contaminant transport beyond the landfill, towards Guanabara Bay and its ecosystems.

Geophysical survey, by surface electrical resistivity technique, has shown resistivity values: higher than background values, in the area contaminated by organic compounds; and lower than background values, in the area contaminated by metals. These results indicate that the technique is adequate to the landfill zoning and remediation monitoring.

SUMÁRIO

1. – INTRODUÇÃO.....	1
1.1 – Antecedentes.....	1
1.2 – Panorama atual.....	2
1.3 – Estudo Proposto.....	3
1.4 – Descrição dos Capítulos.....	5
2. - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	8
2.1 – Investigação Geoambiental.....	8
2.1.1 A Investigação Geoambiental no Contexto da Análise de Risco.....	8
2.1.2 O Processo de Investigação Geoambiental.....	15
2.1.3 Fases da Investigação Geoambiental.....	18
2.2 – Investigação Preliminar.....	22
2.2.1 Estudos de Gabinete.....	22
2.2.2 Reconhecimento de Campo.....	24
2.3 – Investigação Principal.....	26
2.3.1 Estratégias para Amostragem.....	26
2.3.2 Atividades de Campo.....	31
2.3.3 Coleta de Amostras.....	35
2.4 – Investigação do Meio Hídrico.....	42
2.5 – Procedimentos Analíticos.....	53
2.5.1 Interação do Contaminante com o Solo.....	53
2.5.2 Análises Químicas.....	55
2.5.3 Valores de Referência.....	59
2.6 – Métodos Indiretos de Investigação.....	67
2.6.1 O Método Geofísico da Eletrorresistividade.....	68
2.6.2 O Cone Resistivo.....	74
2.7 – Considerações Finais.....	78
3. – PROCEDIMENTOS E RESULTADOS.....	80
3.1 – Introdução.....	80
3.2 – Geologia e Geomorfologia da Área de Estudo.....	80
3.3 – Aspectos Ambientais.....	85
3.4 – Caracterização Geotécnica.....	89
3.5 – Regime Hidrogeológico.....	103
3.6 – Geofísica de Superfície.....	115
3.7 – Amostragem e Análises Químicas.....	121

4. – ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	130
4.1 – Introdução.....	130
4.2 – Análise Geoambiental.....	130
4.3 – Análise da Contaminação.....	136
4.4 – Análise da Prospecção Geofísica.....	142
5. – CONCLUSÕES.....	148
5.1 – Conclusões Relacionadas com o Objetivo da Tese.....	148
5.2 – Conclusões Adicionais.....	151
5.3 – Sugestões para Pesquisas.....	151
6. – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	152
APÊNDICE 1.....	159
APÊNDICE 2.....	187
APÊNDICE 3.....	210
APÊNDICE 4.....	212
APÊNDICE 5.....	215
APÊNDICE 6.....	234
APÊNDICE 7.....	244

1. INTRODUÇÃO

1.1 - ANTECEDENTES

A geração de resíduos é característica da sociedade humana desde seu nascedouro, evoluindo com a transformação progressiva do arranjo social. O advento da agricultura, a divisão do trabalho, a produção de ferramentas, utensílios e armas, contribuiu não só com a diversificação dos resíduos como também com a quantidade gerada, mercê do crescimento populacional decorrente da vida em sociedade.

A ocupação humana na região da Guanabara tem sido objeto de estudo de diversos pesquisadores, havendo um consenso que comunidades primitivas se estabeleceram no litoral do Rio de Janeiro há mais de 8.000 anos AP (antes do presente). Os depósitos constituídos por camadas de carapaças de moluscos em sítios conhecidos como sambaquis, registram a presença dessas sociedades primitivas.

O início da transformação ambiental na região da Guanabara foi o desmatamento decorrente da extração do pau-brasil, intensificado com a implantação da cultura de cana-de-açúcar ao tempo das Capitânicas Hereditárias e do Governo-Geral.

Na busca de novos locais para o plantio, extensas áreas foram desmatadas nas encostas do maciço litorâneo e na região de baixada. Lagoas foram drenadas e brejos aterrados para facilitar o acesso ao interior. Na baixada, os canais meandantes serviam de acesso às novas áreas cultiváveis, de onde movimentadíssimos portos escoavam a produção de açúcar dos engenhos e a produção de ouro do planalto (AMADOR, 1997).

Com o fim do ciclo da cana-de-açúcar e o declínio da mineração, no século XIX, o café passa a dominar o cenário econômico, determinando profundas modificações sócio-ambientais. Após o fim do ciclo do café, a região da Baixada Fluminense experimentou acentuado declínio demográfico. No início do século XX, com o propósito de revitalizar a região ocupando-a com a porção mais carente da população, obras de drenagem e dragagem retificaram canais, aumentando o assoreamento da Baía de Guanabara (AMADOR, 1997).

Na segunda metade do século XX o crescente processo de industrialização, requerendo novas áreas para instalações industriais, encontra espaços livres na região estuariana da Baixada Fluminense, dominada por manguezais. Aterros e terraplenagens deram suporte às diversas plantas industriais. Na região (Figura 1.1), foram instaladas, dentre outras empresas, a refinaria Duque de Caxias (Reduc) e as petroquímicas Nitriflex e Petroflex, com suspeitas de causarem impactos no solo, nos corpos hídricos e no ar.

Se na sociedade primitiva, que povoou o litoral fluminense no passado, a disposição de resíduos poderia não ser um problema ambiental, na sociedade de consumo atual os problemas ambientais, em especial a disposição de resíduos sólidos, têm sido objeto de crescente preocupação.

Ainda assim, a despeito da evolução tecnológica, no Brasil, apenas 10% das comunidades dispõem adequadamente os resíduos sólidos em aterros sanitários (BIDONE e POVINELLI, 1999).

1.2 - PANORAMA ATUAL

Em março de 1962, entrou em operação a Fábrica de Borrachas Sintéticas (Fabor), em Duque de Caxias - RJ, como unidade operacional da Petrobras, sendo incorporada à Petrobras Química S/A (Petroquisa) seis anos depois e, em 1976, foi constituída a Petroflex Indústria e Comércio S/A, como subsidiária da Petroquisa, absorvendo todas as instalações antes pertencentes à Fabor.

Em 1992, em um processo de privatização, o controle acionário da Petroflex passa aos grupos Suzano, Copene, Unipar, fundos de pensão Previ e Petrus e acionistas diversos.

Ainda nos anos 1960, efluentes líquidos, sem tratamento primário completo (apenas a separação de óleo da água e a remoção de sólidos sobrenadantes), são lançados diretamente no solo.

A partir dos anos 1980, os órgãos de controle ambiental passaram a exercer uma ação efetiva no sentido de reduzir a poluição industrial na área onde a Petroflex está instalada. Em 1985, os efluentes da Petroflex passam a receber tratamento primário,

com remoção de sólidos em suspensão, equalização, floculação, coagulação e sedimentação e, em 1992, o tratamento secundário (biológico) passa a funcionar. Entretanto, o lodo da estação de tratamento e os resíduos sólidos do processo industrial ainda eram dispostos em valas, diretamente sobre o solo, em áreas diversas.

A partir de 1996, pressões dos órgãos de controle ambiental, em face do programa de despoluição da Baía de Guanabara, levam a Petroflex a implantar um sistema de gestão ambiental e a buscar parcerias com universidades, visando reduzir o passivo ambiental, estimado em 45.000 toneladas de resíduos depositados em valas e aterros.

De 1998 a 2000, foram retirados e destinados, em empresas de beneficiamento ou queimados em coqueiras de cimento, 30.000 toneladas de resíduos. Em 2001 foram destinadas 13.000 toneladas. Atualmente, os resíduos da produção de borracha sintética são acumulados a granel, diretamente no solo, para secagem durante algum tempo, antes da destinação final, nas fábricas de cimento.

Entrevistas com antigos funcionários levam a crer que a operação do aterro (Figura 1.1), objeto do presente estudo, foi iniciada há mais de vinte anos. Nele foram dispostos resíduos diversos, do lixo de cozinha ao resíduo industrial. Ainda sem precisão de data mas com estimativas de ter transcorrido dez anos, esse aterro foi encerrado, precedido por uma operação de catação de papéis e papelão, remetidos ao aterro de Gramacho e regularização da superfície com espalhamento e ocultação de entulhos volumosos.

1.3 - ESTUDO PROPOSTO

O objetivo do presente estudo foi a investigação geoambiental sobre o aterro de resíduos sólidos indicado na Figura 1.1, construído, operado e desativado pela Petroflex S/A.

A investigação geoambiental aplicada nesta pesquisa visou caracterizar o substrato local, conhecer o regime hidrogeológico de subsuperfície, avaliar a presença de contaminantes e verificar a eficácia da geofísica utilizando o método da eletrorresistividade.

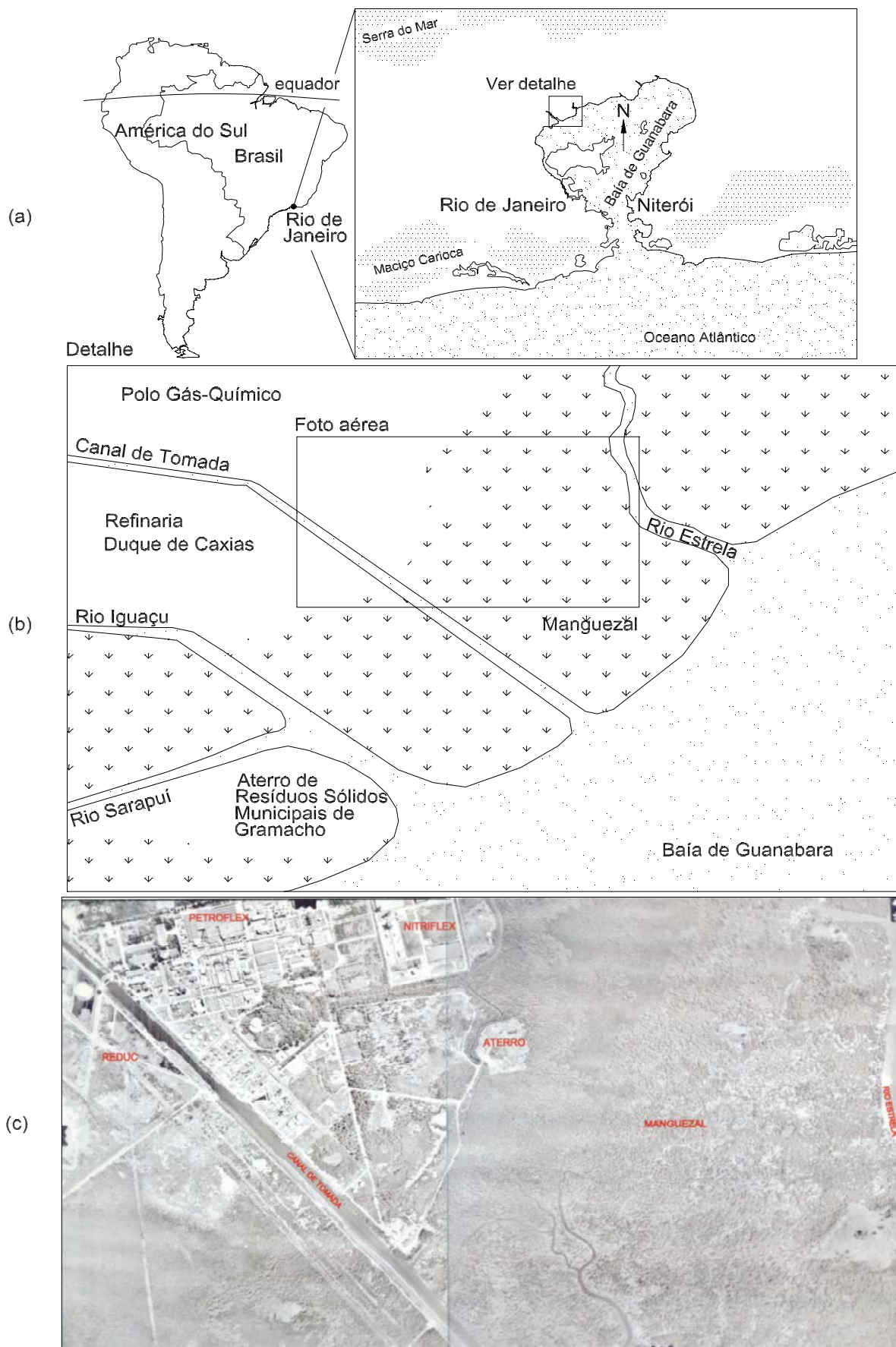


Figura 1.1 - Localização da área estudada. (a) Baía de Guanabara; (b) Setor Noroeste do recôncavo da Baía de Guanabara; (c) Foto aérea da região mostrando a Petroflex S/A e o aterro estudado.

A caracterização do substrato foi voltada para a definição da estratigrafia local, através da classificação do solo e de suas características físico-químicas, a fim de se compreender sua participação qualitativa no mecanismo de transporte.

O conhecimento do regime hidrogeológico visou determinar as cargas hidráulicas dos aquíferos na região do aterro e o entendimento do fluxo em três dimensões, de forma a definir direções preferenciais de transporte e sua variabilidade temporal.

A pesquisa de contaminantes abrangeu compostos orgânicos e metais pesados presentes no solo subjacente ao aterro e no material disposto, procurando classificar o resíduo segundo a norma brasileira NBR-10.004 Resíduos Sólidos (ABNT, 1987a).

A investigação indireta utilizando o método geofísico por eletrorresistividade procurou delimitar em planta e em profundidade as anomalias resistivas do meio e foi avaliada levando-se em consideração, na interpretação do sinal, os elementos físicos e/ou químicos obtidos na pesquisa.

O emprego desse método na caracterização eletrorresistiva da área estudada visou, ainda, contribuir para a geração de dados úteis à implantação e implementação do uso do cone resistivo (RCPT) como método geofísico no monitoramento de plumas de contaminação.

Pretendeu-se com esta pesquisa contribuir para o estudo da Investigação Geoambiental avaliando o emprego de um método indireto de investigação em uma ambiente deposicional costeiro (sujeito à influência de maré e salinidade), contaminado com espécies químicas diversas (orgânicas e inorgânicas).

Para a consecução desta investigação geoambiental foi firmada uma parceria entre a Fundação COPPETEC e a Petroflex Indústria e Comércio S/A, na qual a petroquímica custeou parte dos ensaios e análises, beneficiando-se dos resultados e conclusões desta pesquisa como subsídio às possíveis ações gerenciais na área de meio ambiente.

1.4 - DESCRIÇÃO DOS CAPÍTULOS

A presente dissertação contém, no capítulo 2, uma revisão bibliográfica sobre a metodologia empregada na investigação geoambiental e sobre algumas técnicas específicas.

O capítulo 3 inicia-se com uma caracterização geológica e geomorfológica da região na qual está localizado o aterro estudado, descrevendo o ambiente deposicional costeiro, a variação relativa do nível do mar, o sistema de drenagem, suas características ambientais e o ecossistema local.

Em seguida, enfoca a metodologia empregada na investigação preliminar, a visita de reconhecimento, a proteção individual na coleta e manuseio das amostras, a caracterização geotécnica do solo, as curvas granulométricas, os limites de Atterberg, índice de plasticidade, os argilominerais presentes na fração fina, as propriedades físico-químicas e o perfil estratigráfico.

Um estudo topográfico do nível relativo do mar e do perfil geotécnico introduz o estudo hidrogeológico. A localização dos piezômetros, o acompanhamento das variações dos níveis d'água nos piezômetros, as variações de maré e a situação climática, imposta pelas variações qualitativas da precipitação atmosférica, são elementos essenciais na determinação da carga hidráulica e do regime hidrogeológico ao qual o aterro está submetido. O resultado final é traduzido pela direção predominante do fluxo.

A geofísica de superfície é abordada na seção seguinte ao estudo hidrogeológico. As curvas de isorresistividade, desenhadas em planta para determinadas profundidades investigadas, são utilizadas na definição dos pontos de amostragem, visando a análise química do solo. São também discutidos alguns resultados de outras pesquisas feitas na área envolvendo prospecção geofísica por radar de penetração no solo (GPR) e análise química de bifenilas policloradas (PCB).

A seção seguinte aborda questões relacionadas com a amostragem. Posteriormente são apresentados os resultados das análises químicas e os aspectos relacionados com a periculosidade do aterro, segundo a NBR-10.004 (ABNT, 1987a), e os limites de concentração dos contaminantes no solo.

No capítulo 4 são analisados os resultados do ponto de vista geotécnico e ambiental, as concentrações dos contaminantes detectadas no solo e os indicadores de poluição ou níveis de intervenção regulamentados por alguns órgãos de controle ambiental. Em seguida é discutida a eficácia do método geofísico por resistividade na delimitação de plumas de contaminantes e no monitoramento dessas plumas, em face da presença de compostos orgânicos e inorgânicos no meio matriz.

As conclusões finais e sugestões são apresentadas no capítulo 5.

No capítulo 6 são apresentadas as referências bibliográficas.

Em apêndices numerados de 1 a 7 estão, respectivamente, os boletins de sondagens feitas pela Engesolos Ltda., as análises granulométricas e determinações de propriedades-índice, os boletins de sondagens SPT (*standard penetration test*), as folhas de registro dos níveis d'água em subsuperfície, os perfis de geofísica por GPR (*ground penetrating radar*), os valores de resistividade do levantamento elétrico, e os resultados das análises químicas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL

2.1.1 A INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL NO CONTEXTO DA ANÁLISE DE RISCO

O desenvolvimento deste tópico e dos subseqüentes, sobre o tema da investigação geoambiental, foi baseado, principalmente, no trabalho de PETTS et al. (1997), no guia do Instituto de Engenheiros Civis de Londres (ICE, 1994) e nas observações do autor durante a realização dos trabalhos de campo.

A investigação geoambiental pode ser definida como a coleta sistemática de dados visando determinar o grau de contaminação de uma área e sua relação com o meio ambiente.

Os dados podem ser obtidos por vários meios, tais como: pesquisa documental, entrevistas, visitas de reconhecimento, inspeções, amostragens e ensaios.

PETTS et al. (1997) concebem essa relação da área contaminada com o meio ambiente como uma cadeia ligando a fonte ao alvo por caminhos. Assim, definem como fonte a área identificada como potencialmente contaminada em função da natureza do contaminante presente e do mal que representa. Os caminhos são as rotas pelas quais o contaminante pode ser transferido para o alvo considerado. O alvo é o corpo receptor que pode ser danificado pela presença do contaminante em concentração suficiente para lhe causar um mal.

A físico-química do solo tem mostrado que existem interações significativas entre o meio argiloso (solo) e espécies químicas presentes na solução intersticial do solo (MITCHELL, 1993). As relações entre a fonte e o meio envolvem mecanismos como sorção, lixiviação e biodegradação, que não são triviais. Da mesma forma, as relações entre o contaminante e o alvo (e.g. a biota) envolvem fatores complexos como tempo de exposição, concentração, modo de absorção, bioacumulação e cadeia alimentar.

Esses fatores, aliados às incertezas inerentes à natureza das atividades de investigação e avaliação, contribuem para que a abordagem sistêmica do problema,

em especial o modelo conceitual da cadeia fonte-caminho-alvo, seja metodologicamente adequada.

A definição dada por BRANDL e ROBERTSON (1996) reforça essa idéia. Segundo esses autores, a investigação é um processo de progressiva descoberta onde a informação que surge em qualquer estágio influenciará as necessidades do estágio seguinte. Embora aparente um processo de tomada de decisão (que não deixa de ter enfoque sistêmico), sob uma visão mais abrangente, pode-se identificar, nessa definição, o conceito de retroalimentação estabelecido na Teoria Geral dos Sistemas.

Técnicas já consagradas no campo da análise de sistemas, em especial aquelas relacionadas à modelagem de sistemas de informação, como o caso da abordagem seletiva do topo para a base (*top-down*), vêm sendo utilizadas pela engenharia geoambiental recentemente. Para a avaliação do risco geoambiental, a obtenção da informação deve ser feita de forma interativa e progressiva, ou seja, utilizando o refinamento seletivo do topo para a base (WHITTAKER et al., 2000). Dessa forma, as questões vão sendo detalhadas em níveis crescentes de complexidade, ramificando-se do topo para baixo, assegurando que cada nível abrangerá todas as questões a ele relacionadas sem contudo aprofundar-se em detalhes mais complexos (e.g. os objetivos principal e subsidiários e o faseamento da investigação, mencionados nos itens seguintes). Essa abordagem permite que questões ambientais menos complexas sejam resolvidas no nível adequado de detalhes, sem necessidade de considerar exames mais sofisticados.

A concepção sistêmica da investigação, segundo o conceito fonte-caminho-alvo, no contexto da análise de risco, permite determinar o grau de intervenção sobre a área contaminada e o risco que ela oferece (a possibilidade de algum mal ocorrer). Se a área estiver intensamente contaminada mas não houver caminhos pelos quais o contaminante possa atingir o alvo ou não houver alvo, não haverá risco.

Embora a análise de risco não faça parte do escopo desta dissertação, cabe apresentar nesta seção algumas definições e comentários inerentes ao processo de investigação no contexto da gerência de risco para melhor situar o problema geoambiental.

O perigo é uma propriedade ou situação que tem potencial para causar um mal. O perigo pode ser de natureza química (e.g. a presença de substância tóxica ou

carcinogênica), biológica (e.g. presença de bactéria patogênica) ou física (e.g. acumulação de um explosivo ou gás inflamável). Neste trabalho, o perigo de natureza química é o contaminante. Num contexto mais específico, a norma NBR-10.004 Resíduos Sólidos define periculosidade dos resíduos, classificando-os como inertes, não inertes ou perigosos em função de características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade (ABNT, 1987a).

PETTS et al. (1997) entendem haver uma diferença conceitual sutil entre área contaminada, área poluída e área degradada. Uma área degradada diz respeito ao solo danificado por atividades industriais ou outras atividades de forma tal que está incapacitada para uso benéfico sem tratamento. Uma área contaminada é aquela que apresenta substância estranha ao meio, mesmo que inofensiva. Uma área poluída é aquela em que a causa do mal é inerente ao seu estado. A contaminação é causa necessária mas não suficiente para a poluição.

O mal pode ser um dano à saúde humana, à biota, à qualidade do meio ambiente ou às estruturas físicas tais como prédios ou serviços, (ICE, 1994). Pode-se incluir, ainda, danos patrimoniais, econômicos ou financeiros. A expressão passivo ambiental tem sua provável origem nesse contexto.

A identificação do perigo é um processo sistemático que visa: (i) produzir um entendimento qualitativo sobre o potencial que uma área tem de apresentar risco; (ii) identificar quais fontes de risco devem ser detalhadas; e (iii) ser capaz de apontar as fontes que podem ser desconsideradas quando a cadeia fonte-caminho-alvo não for completada ou não for plausível.

No desenvolvimento do modelo conceitual fonte-caminho-alvo, o processo de identificação do perigo: (i) determinará a fonte de contaminação; (ii) identificará as espécies químicas potencialmente envolvidas; (iii) identificará o meio ambiente que poderá ser afetado, (iv) delineará os caminhos potenciais de migração; e (v) identificará alvos potenciais.

O Quadro 2.1, adaptado de diversos autores (PETTS et al., 1997; BEDIANT et al., 1994; FETTER, 1993), apresenta exemplos do conceito fonte-caminho-alvo para algumas espécies químicas potencialmente poluidoras e os riscos ou perigos inerentes.

QUÍMICA	FONTES	CAMINHO	ALVO/RISCO	PERIGO
Arsênio (As)	Lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE); indústrias químicas e de galvanoplastia; preservação de madeira;	Ingestão direta de solo, inalação ou contato dérmico; indireta via ar água e alimentos contaminados	Humano. Risco de câncer no fígado, bexiga e pulmão. Acumulação em raízes e folhas.	Tóxico. Solúvel como composto inorgânico na forma As^{+3} . Substância carcinogênica.
Cádmio (Cd)	Esgotos; rejeitos de mineração; manufatura de baterias, cerâmicas, pesticidas, vidros e pigmentos.	Ingestão direta de solo ou inalação; exposição através da água, ar e alimentos.	Humano. A exposição prolongada pode causar danos aos rins e pulmões.	Fitotóxico e tóxico. Em baixo pH sua toxicidade é aumentada.
Cromo (Cr)	Lodo de ETE; Indústria química, pigmento, cortume metalúrgica; e ocorrência natural.	Contato direto; inalação de partículas aéreas; ingestão de água e alimentos	Humano. Úlceras, dermatites, bronquites e carcinoma.	O Cr^{+6} é carcinogênico; corrosivo para tecidos do corpo; e fitotóxico.
Cobre (Cu)	Resíduos industriais de galvanoplastia, têxteis e químicos e da manufatura de pigmentos, pesticidas e tintas; lodo de ETE; preservativo de madeira.	Inalação; ingestão; e contato dérmico.	Toxicidade crônica rara para humanos. Corrosivo para a borracha.	Tóxico; irritante; e fitotóxico, especialmente em solos com baixo pH
Cianetos (CNs)	Manufatura do aço, ferro, não-ferrosos, fotografia, pigmento e gás; efluentes de galvanoplastia.	Absorvido por todas as rotas de entrada no ser humano.	Plantas, peixes e humanos. Dermatites; distúrbios no sistema nervoso.	Tóxico, fitotóxico; poluente da água; tóxico para peixes. São muito solúveis.

continua...

Quadro 2.1 – Exemplo da cadeia fonte-caminho-alvo e os perigos associados a determinada substância (apud FETTER, 1993; BEDIANT et al., 1994; PETTS et al., 1997).

QUÍMICA	FONTES	CAMINHO	ALVO/RISCO	PERIGO
Chumbo (Pb)	Ocorrência natural; mineração; baterias pigmentos; tintas; aditivos de petróleo; manufatura de vidro	Ingestão; inalação; água de abastecimento	Humano. Sistema nervoso central, sangue e rins afetados;	Tóxico. Contamina a água.
Mercúrio (Hg)	Fundições; Plantas elétricas; tintas; preservativos de madeira; queima de gás, carvão, óleo	Ingestão; inalação; absorção dérmica ou pela água.	Humano. A exposição crônica causa sintomas neuropsiquiátricos.	Fitotóxico e tóxico. Insolúvel na água, é altamente volátil.
Níquel (Ni)	Resíduos de galvanoplastia; esmaltes; baterias; lodo de ETE; e estaleiros.	Contato direto; inalação de partículas aéreas; ingestão.	Humano. Dermatites, rinites, bronquite e carcinoma.	Tóxico. Quando em pó é inflamável. Fitotóxico em solo ácido.
Zinco (Zn)	Mineração; estaleiros; acabamentos metálicos; manufatura de cosméticos; lodo de ETE.	Contato dérmico com ZnCl ₂ e vapores de ZnO.	Tóxico para plantas e baixo risco para humanos.	Fitotóxico. Risco de explosão quando em pó. Sinergia c/ Cu e Ni em pH baixo.
Compostos sulfatados (S)	Resíduos da manufatura de gás e pigmento; mineração; cerâmica.	Água	Plantas e materiais de construção. Humano para produtos da combustão.	Corrosivo; H ₂ S em baixo pH é tóxico e fitotóxico
Fenóis	Manufatura de borracha, solvente, papel, tinta, conservante/preservativo de madeira, corante farmacológico, gás, aço, ferro e carvão.	Inalação; ingestão; contato dérmico; água; alimentos.	Humano: dano a tecidos do corpo e ao sistema nervoso. Ataca plásticos e borracha e afeta o concreto	Tóxico, fitotóxico; corrosivo; poluente da água; tóxico para peixes contaminando sua carne.

...continuação

Quadro 2.1 – Exemplo da cadeia fonte-caminho-alvo e os perigos associados a determinada substância (apud FETTER, 1993; BEDIANT et al., 1994; PETTS et al., 1997).

A avaliação de risco é um processo sistemático para identificar e analisar o risco inerente a um sistema ou situação e seu significado no contexto apropriado. Pode ser expresso de forma qualitativa ou quantitativa.

A gerência de risco é um processo no qual decisões são tomadas no sentido de aceitar um risco conhecido e/ou reduzir as conseqüências ou a probabilidade de sua ocorrência. Esse processo depende da avaliação de risco, envolvendo incertezas, fruto do acaso, de erros no processo de avaliação ou do conhecimento incompleto ou imperfeito.

No tratamento das incertezas há uma tendência de se assumir a pior hipótese. Falhas na identificação da fonte de contaminação ou nos caminhos críticos de transporte, falta de acurácia na amostragem ou na análise, fatores humanos, incertezas quanto ao uso futuro da área, erros de modelagem e problemas na definição da concentração-limite aceitável, justificam a adoção da pior hipótese. No contexto político esse tratamento é bastante atrativo aos órgãos ambientais. Entretanto, a avaliação de risco excessivamente conservativa tem implicações nos projetos e no custo da remediação. Deve-se assegurar que os processos de avaliação levem a estimativas de risco razoáveis e realistas.

Abordar a investigação geoambiental fora do contexto da análise de risco pode acarretar a coleta de dados errados sobre a cadeia fonte-caminho-alvo ou a coleta de informações desnecessárias. Embora este trabalho não objetive a análise de risco, faz-se necessário entender que uma investigação pobre ou falha afeta a qualidade de uma futura avaliação de risco e pode trazer graves conseqüências ao meio ambiente, à saúde da população e ao pessoal envolvido na investigação, monitoramento ou operação. O Quadro 2.2, adaptado de PETTS et al. (1997), apresenta alguns exemplos de falhas na investigação e suas conseqüências.

FALHAS	CONSEQÜÊNCIAS
História inadequada sobre o resíduo disposto levando à falha na identificação dos potenciais contaminantes (e.g. antrax, PCB, BHC, gás inflamável).	Risco à saúde e segurança da equipe de investigação (no caso de omissão). Emprego de cuidados excessivos (no caso de exagero). Risco de processo.
Presença de lentes ou estratos arenosos não verificados ou reconhecidos em face da carta geológica atribuir predominância de solo argiloso na área.	Falha na avaliação dos riscos à população vizinha e falha no monitoramento da pluma.
Não considerar que o fluxo de água subterrânea possa ser modificado pela existência próxima de poços de extração, fundações profundas ou diques.	Locação inadequada de poços de monitoramento.
Não identificar a presença de espécies protegidas por Lei.	Danos durante a investigação e subsequente processo judicial.
Furos de sondagens penetrando em camadas de baixa permeabilidade e promovendo a contaminação do aquífero.	Ações judiciais generalizadas. Cliente contra contratado ou órgãos ambientais contra proprietário.
Amostras deixadas ao sol ou em recipientes inadequados.	Perda de componentes e/ou reação com a embalagem.
Laboratório emprega método de análise cujo nível de detecção é insuficientemente baixo em relação ao valor limite da norma.	Comparações não podem ser feitas. Tempo e dinheiro foram despendidos numa investigação perdida.
Quantidade da amostra é insuficiente ou quantidade de dados é insuficiente.	Comparação com valores limites da norma não são válidas. Perda de tempo e de recursos. Atraso na investigação.
Amostras não foram analisadas no tempo requerido ou não foram adequadamente preservadas.	Os resultados para alguns parâmetros são duvidosos ou inválidos. O trabalho deverá ser refeito. Perda de tempo e de recursos.
O laboratório emprega método de preparação da amostra inadequado. Compostos voláteis ou degradáveis são perdidos.	Se a falha não for identificada o risco potencial será gravemente subestimado.

Quadro 2.2 – Exemplo das conseqüências de uma investigação falha (apud PETTS et al., 1997).

2.1.2 - O PROCESSO DE INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL

Uma investigação geoambiental deve ser planejada com base em um conjunto de objetivos claros (HOBSON, 1993 apud Petts et al., 1997). Esse conjunto de objetivos inclui o objetivo principal e objetivos subsidiários. O objetivo principal é prover informações suficientes sobre a fonte, os caminhos e os alvos para permitir uma avaliação de risco tal que seja possível identificar as ações de remediação ou dispensá-las.

Segundo PETTS et al. (1997), os objetivos subsidiários são:

- (i) determinar a natureza, a forma, a extensão e a distribuição de qualquer contaminação presente na área investigada, incluindo os contaminantes migrando para ou da área investigada;
- (ii) caracterizar o meio, determinando: o contexto geológico estrutural e sua composição, a estratigrafia, as características geotécnicas relevantes (mineralogia, umidade, granulometria, permeabilidade etc.), a topografia, a propensão para inundações, as flutuações de maré, os níveis dos aquíferos, a qualidade da água, os fluxos de subsuperfície, os efeitos de extração e recarga, os caminhos físicos potenciais construídos pelo homem;
- (iii) entender a natureza dos potenciais alvos da contaminação e a relação entre a fonte e os efeitos, envolvendo: o uso atual e proposto para a área, o potencial contaminante da área, os alvos humanos potenciais nas proximidades da área, a proximidade e sensibilidade dos corpos hídricos, a proximidade e sensibilidade da flora e da fauna, a natureza das estruturas prediais, o perigo aos ecossistemas existentes na área e fora dela; e
- (iv) dar suporte às decisões gerenciais e de remediação.

Na consecução desses objetivos geralmente ocorrem problemas. Esses problemas podem ser considerados em termos de obtenção de dados e de gerência.

Os problemas de obtenção de dados estão ligados ao excesso de confiança, tanto na capacidade dos métodos de investigação identificarem todos os perigos, quanto na identificação dos potenciais contaminantes e caminhos pelos quais os alvos possam estar expostos a esses perigos.

Os problemas gerenciais surgem, freqüentemente, de pressões impostas pelos clientes em relação a prazos e custos, bem como da insuficiência de conhecimento e experiência nesse tipo de investigação. Para evitar interpretações pessoais e idéias pré-concebidas, sugere-se o planejamento gerencial e a sistematização da investigação, otimizando os recursos e permitindo uma abordagem objetiva na avaliação dos riscos mais críticos.

Nenhuma investigação pode explorar mais do que uma fração do todo e a investigação deve ser capaz de identificar e localizar os contaminantes com a melhor acurácia possível. A instituição normativa britânica British Standards Institution (BSI, 1988 apud Petts et al., 1997) recomenda que para cada hectare de área contaminada a ser investigada haja, necessariamente, 25 locações investigadas. Mesmo com uma malha detalhada, e possivelmente dispendiosa, de um furo a cada 20 metros, é de se esperar que subsistam algumas incertezas no completo entendimento da estratigrafia e da distribuição dos contaminantes no solo.

Áreas virgens são mais fáceis de investigar. Em geral, apresentam regularidade nas subcamadas ou variações naturais como horizontes pedogenéticos, perfis de intemperismo, associações laterais e verticais de fácies deposicionais e mudanças graduais de textura que contribuem para tipificar a área. Mesmo num ambiente conhecido, podem ocorrer falhas na investigação como a existência não prevista de um meandro abandonado, que represa contaminantes densos, ou de um paleocanal, com condutividade hidráulica superior à do meio.

Áreas perturbadas ou danificadas geralmente impõem dificuldades à investigação. O exemplo típico são antigas áreas industriais demolidas, clareadas e capeadas por solo com cobertura vegetal, ou pavimento escondendo tanques com resíduos perigosos ou escombros que dificultam a retirada de amostras.

Esse tipo de dificuldade, produto de uma conduta ambiental desleixada e da ausência de instrumentos sociais e governamentais à época da ocorrência, não impede que o investigador prove a presença da contaminação, pois para isso basta apenas uma amostra tomada num ponto chave. Entretanto, o propósito deve ser determinar a natureza e extensão da contaminação ou demonstrar, com adequada certeza, que a contaminação está circunscrita a uma extensão aceitável.

Nesse ponto é relevante notar que uma área aparentemente virgem pode esconder antigas e danosas atividades industriais. Daí, como será visto mais adiante, a importância do estudo documental ou estudo de gabinete na primeira fase da investigação. PETTS et al. (1997) consideram que um investigador competente é aquele que: (i) maximiza os estudos preliminares e assim tem uma grande chance de interceptar importantes caminhos e fontes de contaminação; e (ii) planeja uma efetiva estratégia de investigação (direta e/ou indireta), incluindo apropriada locação e coleta de amostras representativas, sem requerer excessiva quantidade de furos.

O ponto crítico da investigação geoambiental é estabelecer se a cadeia fonte-caminho-alvo está completa. Até que isso seja demonstrado não é justificável assumir que a presença de uma contaminação residual possa representar um risco para o uso corrente ou futuro da área. O investigador deve atentar não apenas para a localização e características do contaminante mas, também, para os caminhos preferenciais de migração. O contaminante por si só não é o único interesse da investigação de áreas contaminadas. O que é igualmente importante é se essa substância é móvel ou mobilizável e, em sendo, se há caminhos pelos quais o alvo possa estar em contato com o contaminante, resultando em um mal inaceitável.

Igualmente importante são as concentrações-limite previstas em normas. As listagens das substâncias perigosas podem estar incompletas ou apresentar valores-limites totais, tanto em relação ao somatório de espécies congêneres, quanto em relação às concentrações totais. Por exemplo, ao analisar um determinado metal em uma amostra de solo e verificar que sua concentração supera o valor-limite da norma, sem levar em conta que o metal não se encontra na forma solúvel ou biodisponível ou, encontra-se numa fase imóvel no solo, a avaliação do perigo pode se tornar conservativa. Nesse caso, o risco estará associado não à concentração mas à possibilidade de ocorrerem mudanças ambientais tais que mobilizem ou disponibilizem determinada concentração do metal.

Restringir-se aos aspectos normativos sem considerar que fatores ambientais (acidificação, ambiente oxidante ou redutor, presença de argilominerais, matéria orgânica) possam afetar a mobilidade e a biodisponibilidade dos contaminantes, pode levar a falhas de avaliação. Interações entre contaminantes – i.e. efeitos sinérgicos (aumento na toxicidade quando mais de um contaminante está presente) ou efeitos antagônicos (redução dos malefícios como resultado da competição entre contaminantes) – são usualmente ignorados.

Dada a complexidade dos problemas que envolvem áreas possivelmente contaminadas, e a necessidade de se manter presente o conceito da cadeia fonte-caminho-alvo, as investigações geoambientais devem ser conduzidas enfocando quatro aspectos principais:

- (i) A contaminação – conhecimento da natureza, extensão e distribuição dos contaminantes visando prover informações sobre o perigo potencial.
- (ii) A geologia – dados sobre o meio físico (incluindo aspectos geotécnicos) que possam afetar a localização e o comportamento dos contaminantes (e.g. adsorção aos argilominerais/matéria orgânica; caminhos preferenciais de migração), ou afetar o tipo de remediação (e.g. obstáculos subsuperficiais; potencial de subsidência em face da extração de água).
- (iii) A hidrologia – dados sobre potenciais corpos hídricos envolvidos (superficiais ou subterrâneos) e prováveis mecanismos de transporte dos contaminantes.
- (iv) Os caminhos e os alvos – a existência de cenários plausíveis de risco em face da cadeia fonte-caminho-alvo.

Uma vez que a investigação pode ser um processo prolongado e dispendioso, havendo sinergia entre os diferentes aspectos, é sensato desenvolver a estratégia de investigação considerando esses quatro aspectos numa base integrada.

2.1.3 – FASES DA INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL

De início, fica claro que examinar em detalhe toda a área ou testar todos os possíveis contaminantes e suas interações é inviável e antieconômico. Entretanto, ao iniciar uma investigação, raramente sabe-se quais devam ser as prioridades, os perigos, os cuidados com a segurança ou os requisitos para a proteção do meio ambiente. O faseamento, permitindo sucessivos ciclos de obtenção de dados e de avaliação, segundo a abordagem seletiva (*top-down*) mencionada no item 2.1.1, oferece meios para identificar as prioridades na investigação e refiná-las, se necessário, assegurando um trabalho eficiente e minimizando custos.

A investigação geoambiental, geralmente, envolve três fases, não sendo obrigatória a consecução de todas as fases, visto tratar-se de um processo iterativo (refinamento

top-down), passível de interrupção em função da suficiência de informações e da gerência de risco:

- (i) Fase preliminar – onde predominam etapas não intrusivas.
- (ii) Fase exploratória – com limitadas intrusões.
- (iii) Fase principal ou detalhada – dominada por técnicas de investigação intrusivas.

Segundo PETTS et al. (1997), essas fases genéricas envolvem várias etapas de intensidade crescente em termos de investigação, mas não necessariamente de importância crescente para a avaliação de risco:

- (i) Estudo de gabinete – um estudo documental para entender o cenário ambiental em termos de caminhos e alvos e estabelecer os usos específicos da área no passado e se existem subáreas (zonas) onde se deva esperar a ocorrência de diferentes tipos de contaminação do solo. Essa etapa é essencial para identificação do perigo.
- (ii) Reconhecimento de campo – um levantamento de campo que permita confirmar informações documentais ou atualizar os registros, demarcar áreas ou subáreas (zoneamento), e identificar a contaminação potencial mediante indicadores da atividade biológica e outros fenômenos detectáveis pela visão e olfato.
- (iii) Exploratória – destinada a testar hipóteses, confirmar a acurácia do zoneamento, levantar dados para o planejamento da fase detalhada e provar a presença de contaminantes.
- (iv) Principal – investigação destinada a revelar detalhes adicionais e viabilizar a avaliação do perigo e a estimativa de risco, apontar modalidades preferenciais de remediação contribuindo para o estudo da adequabilidade, da exeqüibilidade e da aceitabilidade da estratégia de remediação.
- (v) Suplementar – obter dados relevantes para a seleção e projeto da estratégia de remediação, aumentar o grau de certeza da estimativa de risco e confirmar a extensão (temporal e espacial) dos efeitos da contaminação.
- (vi) Pós-remediação – avaliar se o trabalho de remediação está atendendo aos padrões requeridos.

A superposição de etapas pode ser admitida. Por exemplo, pode-se coletar e analisar amostras durante o reconhecimento de campo ou uma investigação suplementar pode formar a etapa final da investigação principal. Porém, o pessoal envolvido na investigação de campo não deve entrar na área investigada e nenhum trabalho exploratório deve ser feito até que o estudo de gabinete indique que é seguro fazê-lo ou que aponte as precauções necessárias para resguardar a saúde e a segurança do pessoal envolvido nas fases subseqüentes.

Essas etapas podem ser consideradas, em maior ou menor grau, no conjunto de fases da investigação, dependendo do tipo ou finalidade a que se destina a investigação. O Quadro 2.3, adaptado de PETTS et al. (1997) e do guia do ICE (1994), apresenta tipos de investigação geoambiental e objetivos associados. No presente trabalho foram executadas apenas as fases preliminar e exploratória.

TIPO	OBJETIVO	ESCOPO
Compra e venda	Investigar se a operação envolve passivo ambiental excessivo.	Limitado, geralmente, aos estudos de gabinete.
Preliminar	Estabelecer o custo aproximado da reabilitação. Planejar a investigação principal. Obter valores do background local. Identificar cenários potenciais da cadeia fonte-caminho-alvo.	Estudos de gabinete, reconhecimento de campo e poucas e ocasionais investigações exploratórias.
Exploratória	Refinar o zoneamento e confirmar hipóteses iniciais. Prover informações adicionais para auxiliar no projeto das investigações.	Levantamento exploratório envolvendo amostragens e sondagens limitadas, geofísica e monitoramento preliminar.
Principal	Provar a existência de risco e identificar ações viáveis de remediação.	Amostragem sistemática, monitoramento, análises e ensaios.
Suplementar	Resolver dúvidas deixadas pela investigação principal. Prover dados adicionais ao processo de avaliação de risco. Coletar amostras ou dados para auxiliar na seleção e no projeto do método de remediação.	Limitado. Frequentemente intenso em áreas específicas ou relacionadas a problemas particulares (e.g. água ou gás)
Teste de método	Demonstrar a efetividade de um novo método de remediação.	Muitas vezes dispendiosa e detalhada, envolvendo um dado ensaio de campo
Teste de desempenho	Demonstrar que a remediação atingiu seus objetivos.	Limitada às análises de poucas amostras.
Proteção ambiental	Selecionar áreas prioritárias na aplicação de recursos limitados. Investigar danos específicos.	Limitada às condições fronteiriças e ao regime hídrico.

Quadro 2.3 – Tipos de investigação geoambiental, objetivos e escopo (apud PETTS et al., 1997; ICE,1994).

2.2 - INVESTIGAÇÃO PRELIMINAR

A investigação geoambiental tem sido encarada, erradamente, como uma atividade principalmente intrusiva, com pressões consideráveis sendo exercidas no sentido de desvendar a área o mais rápido possível, coletando amostras para determinar as características do meio. Esta visão é explicada por algumas razões básicas:

- (i) O investigador geralmente só saberá da existência da área a investigar após ser consultado pelo cliente sobre os riscos que ela apresenta. A reação mais freqüente é que sendo o local desconhecido, somente tomando-se amostras para determinar a contaminação os riscos poderão ser revelados.
- (ii) As visitas ao local promovem pouco entendimento das condições de subsuperfície. Muitas vezes, áreas industriais com prédios, instalações e pavimentos ocultam até mesmo a superfície do solo.
- (iii) Exame documental ou estudos de gabinete são algumas vezes vistos como perda de tempo. O fato de que raramente esses estudos levam a um completo entendimento do perigo potencial coloca essa atividade ao nível de mero exame de mapas.

A investigação preliminar, compreendendo o estudo de gabinete, o reconhecimento de campo e limitadas amostragens exploratórias, permite desenvolver o modelo conceitual fonte-caminho-alvo e prover as informações necessárias para a identificação do perigo e para o planejamento da fase seguinte. Os objetivos da identificação do perigo são: (i) produzir um entendimento qualitativo sobre o potencial que uma área tem de apresentar risco; (ii) identificar quais fontes de risco devem ser detalhadas; e (iii) ser capaz de apontar as fontes que podem ser desconsideradas quando a cadeia fonte-caminho-alvo não for completada ou plausível.

2.2.1 - ESTUDO DE GABINETE

Segundo o Instituto de Engenheiros Civis de Londres (ICE, 1994), o estudo de gabinete envolve a coleta e o exame das informações disponíveis que permitam:

- (i) indicar os possíveis contaminantes presentes;

- (ii) identificar os alvos passíveis de algum malefício, se postos em contato com os potenciais contaminantes;
- (iii) identificar os caminhos pelos quais esse contato possa ser efetivado;
- (iv) estabelecer zonas ou locais específicos onde diferentes solos contaminados possam ocorrer;
- (v) entender o cenário ambiental;
- (vi) conhecer os usos passado e corrente da área e o que dela se pretende no futuro;
- (vii) conhecer a natureza dos processos industriais, ativos e desativados, os resíduos gerados e dispostos, catalizadores, reagentes e materiais usados;
- (viii) identificar eventos de poluição, inundações, incêndios e vazamentos ocorridos;
- (ix) conhecer sobre tentativas anteriores de investigação e remediação; e
- (x) entender a geologia, a topografia, a hidrologia, incluindo a hidrogeologia, o clima e o solo local.

Essa pesquisa documental deve incluir os registros mais antigos possíveis, de forma a proporcionar um conhecimento desde a época em que a área ainda não havia sido objeto de atividades danosas.

A pesquisa das fontes de contaminação deve procurar identificar quais as propriedades das substâncias, organismos, processos, operação ou empreendimento, poderiam causar efeitos adversos ao meio ambiente. PETTS et al. (1997) entendem que isso requer considerações sobre:

- (i) patogenicidade, mutagenicidade, carcinogenicidade e toxicidade;
- (ii) potencial de persistência no meio ambiente, incluindo potencial de bioacumulação e bioconcentração;
- (iii) potencial para afetar processos ambientais como fotossíntese, ciclo do nitrogênio e do carbono;
- (iv) potencial para afetar a qualidade do ar, da água e do solo;
- (v) potencial para afetar ecossistemas como população e diversidade;
- (vi) potencial para causar efeitos adversos ou incômodo à população; e
- (vii) potencial para acidentes.

A pesquisa dos possíveis alvos deve levar em conta seres humanos, águas subterrâneas, ecossistemas, flora, fauna, áreas protegidas, corpos hídricos superficiais, prédios, instalações, serviços (portos, aeroportos, estradas, atividades

agrícolas etc.), espécies que podem migrar para a área ou sua vizinhança, outros alvos relacionados com o uso futuro das áreas próximas e, a natureza, sensibilidade e atividades desses alvos.

A pesquisa sobre possíveis caminhos deve focar as características do solo como áreas degradadas e expostas que facilitem a ação transportadora dos ventos, canais ou cursos d'água próximos, maré, dutos, valas, estratos permeáveis, estradas com sub-bases granulares e, também, as atividades dos vetores.

As fontes de pesquisa podem ser documentais ou não-documentais. Como fontes documentais pode-se considerar mapas, cartas, desenhos, fotos aéreas, imagens de satélite, relatórios, tábuas das marés, bibliotecas, registros públicos, registros da Defesa Civil, do Corpo de Bombeiros, dos serviços públicos, dos órgãos ambientais, das prefeituras, dos serviços meteorológicos e a literatura técnica.

As fontes não-documentais são entrevistas com pessoas que trabalharam no local, vizinhos, antigos proprietários, autoridades públicas, prestadores de serviços temporários que atuaram na área, pesquisadores e jornalistas. As pesquisas nessas fontes devem ser criteriosamente avaliadas pois, muitas vezes, a fonte de informação embora influente pode estar errada.

Como visto, o estudo de gabinete é importante pois dele se obtêm, basicamente, o desenvolvimento do modelo fonte-caminho-alvo, os subsídios para a identificação do perigo, os procedimentos preliminares para proteção e segurança do pessoal envolvido na investigação e para a proteção do meio ambiente, bem como, se possível, o zoneamento, que permite maximizar a aplicação dos recursos mediante enfoques diferenciados para áreas distintas.

2.2.2 - RECONHECIMENTO DE CAMPO.

Na etapa de reconhecimento de campo procura-se confirmar as informações obtidas no estudo de gabinete mediante visitas ao local, primeiramente, estabelecendo marcos de superfície delimitadores da área ou das subáreas indicadas pelo zoneamento e, em seguida, procurando identificar as seguintes características:

- (i) evidências de tanques de armazenagem abandonados;

- (ii) solos descoloridos ou manchados, vegetação pobre ou desolada, nascentes e poças que evidenciem percolação de tanques ou resíduos enterrados;
- (iii) furos, cavas ou lagoas que tenham sido usadas como disposição de resíduos;
- (iv) tambores com óleos ou materiais perigosos;
- (v) recipientes não identificados;
- (vi) valas de drenagem ou fossas;
- (vii) odores significativos;
- (viii) equipamentos elétricos (transformadores) abandonados que indiquem presença de ascarel (bifenilas policloradas - PCB);
- (ix) alterações topográficas artificiais;
- (x) elementos isolantes como amianto, isopor ou fibras;
- (xi) trincheiras ou dutos de serviço;
- (xii) evidências de demolição ou de estruturas enterradas;
- (xiii) potencial para inundações, alterações na drenagem e descargas próximas;
- (xiv) sinais de calor ou combustão; e
- (xv) diversidade relativa das espécies.

Na análise dessas características alguns cuidados devem ser tomados, como levar em conta que a pobreza da vegetação pode decorrer de variações sazonais, que algumas espécies podem ser tolerantes ou que cursos d'água podem não ser visíveis dadas as condições climáticas do momento ou variações sazonais.

O reconhecimento de campo é importante para o planejamento das atividades de investigação subseqüentes como: a seleção do método de amostragem, condições para o emprego de métodos geofísicos, estruturas que devam ser demolidas para facilitar o acesso ou cercas que devam ser construídas para impedir o acesso.

Uma limitada quantidade de amostras pode ser tomada da superfície do solo ou da água, da água subterrânea em furos preexistentes ou de gases que permeiem por fendas existentes. Porém, não se deve confundir essa atividade com a investigação exploratória, que só deve ser abordada quando as evidências da investigação preliminar tiverem sido avaliadas e tiradas conclusões sobre a natureza da cadeia fonte-caminho-alvo.

A investigação preliminar encerra com um diagnóstico prévio onde são apresentadas as conclusões sobre: (i) os contaminantes potencialmente presentes na área

investigada ou em partes dessa área (zonas); (ii) o regime hidrológico/hidrogeológico e o cenário geológico; e (iii) os perigos potenciais identificados e alvos sob risco.

Essas informações permitem levantar hipóteses sobre a possível natureza e distribuição dos contaminantes ou que parte do local pode não estar contaminada. A norma holandesa (NNI, 1991 apud Petts et al., 1997) sugere quatro possíveis hipóteses: (i) a área (ou parte dela) não está contaminada; (ii) a contaminação está distribuída heterogeneamente; (iii) a contaminação está distribuída homogeneamente; e (iv) a contaminação está distribuída heterogeneamente sem fontes conhecidas (difusa).

A identificação do perigo na fase preliminar, envolvendo o estudo de gabinete e o reconhecimento de campo, permite o desenvolvimento do modelo ou hipótese sobre a área. Essa hipótese, utilizada no planejamento e projeto da investigação exploratória, será testada (ou reavaliada) na própria etapa exploratória.

2.3 - INVESTIGAÇÃO PRINCIPAL

Esta seção e as que se seguem, sob este tópico da investigação geoambiental, procuram abordar em conjunto as duas outras fases da investigação, a exploratória e a principal, sem entrar em muitos detalhes das etapas suplementar e pós-remediação, em vista dessas etapas serem casos específicos, cujas técnicas de investigação, se não estiverem contidas neste item será porque fugiram do escopo deste trabalho.

As diferenças entre as etapas exploratória, principal, suplementar e pós-remediação são mais de grau de intrusão, intensidade, amplitude e objetivos, e menos de técnicas. Pode-se dizer que ao focar a investigação principal neste item não se está querendo excluir outros procedimentos mas reuni-los sob o mesmo título. O que determinará a aplicação dos conceitos tratados adiante é a abordagem seletiva (*top-down*), no seu adequado nível de complexidade.

2.3.1 - ESTRATÉGIAS PARA A AMOSTRAGEM

As hipóteses deduzidas na fase preliminar sobre a natureza e distribuição dos contaminantes, e sobre os fatores subjacentes que governam seu impacto potencial

(atividade humana, geologia e hidrogeologia), devem subsidiar o planejamento de uma estratégia de amostragem que considere as seguintes questões:

- (i) Quais tipos de amostras devem ser coletados (e.g. do solo, da água, dos resíduos, de gases, do ar, da vegetação).
- (ii) Que padrão deve ser adotado.
- (iii) Quantas amostras devem ser coletadas (no plano e em profundidade).
- (iv) Quanto deve ser coletado.
- (v) Com que frequência.
- (vi) Como as amostras devem ser coletadas.
- (vii) Como as amostras devem ser preservadas.
- (viii) Como as amostras devem ser transportadas.
- (ix) Quais análises devem ser feitas (química, biológica, física).
- (x) Como as amostras devem ser preparadas para as análises (sem preparação, secagem, peneiramento, quarteamento).
- (xi) Qual o nível de detecção requerido.
- (xii) Qual o nível de precisão necessário.
- (xiii) Que técnicas analíticas devem ser empregadas.
- (xiv) Como os dados devem ser apresentados.
- (xv) Qual a urgência.
- (xvi) Quais procedimentos de controle de qualidade devem ser aplicados para assegurar a validade dos resultados (uso de laboratórios certificados).

Embora haja diversas estratégias para proceder a amostragem, como as discutidas por GIBERT (1987 apud WHITTAKER et al., 2000), a abordagem de PETTS et al. (1997) se aproxima mais do escopo deste trabalho e é mais objetiva quando apresenta duas maneiras de proceder à amostragem:

- (i) direcionada - quando se suspeita ou se conhece o local de origem da contaminação; e
- (ii) não-direcionada - quando a amostragem visa identificar locais de elevada concentração de contaminantes (*hot spot* ou pontos críticos) ou quando visa caracterizar uma determinada área ou volume (zonas).

Na abordagem direcionada, geralmente são feitas amostragens em dois ou três pontos, na zona considerada mais contaminada. BEDIANT et al. (1994) propõem, para o ambiente saturado, uma estratégia para delineamento da pluma de contaminação,

iniciando com três pontos de amostragem, para definir o fluxo de subsuperfície, e com subseqüentes amostragens, na direção do fluxo, na direção transversal ao fluxo e em profundidade.

Embora seja intuitivo dar preferência a uma rota mais evidente (fluxo de subsuperfície), deve-se ter em mente que: (i) condições sazonais ou antrópicas podem modificar a direção do fluxo; (ii) a baixa condutividade hidráulica do meio pode privilegiar o transporte por difusão; (iii) a heterogeneidade do meio pode impor caminhos preferenciais não detectados inicialmente (paleocanal); e (iv) contaminantes densos não miscíveis na água (DNAPL) podem ter migração independente do fluxo.

Na abordagem não-direcionada, a estratégia para determinar os pontos críticos (*hot spot*) também é aplicável para caracterizar toda a área. A questão é definir o ponto crítico, seu tamanho e o grau de certeza aceitável (confiabilidade necessária) para assegurar que um ponto crítico não passe despercebido.

Por exemplo: dada uma área em que se deseja construir um loteamento de terrenos de 600 m² para fim residencial; entendendo como risco primário o fato de crianças pequenas ingerirem solo enquanto brincam em seus jardins; seja uma estratégia de amostragem tal que assegure detectar uma área de contaminação equivalente a um jardim (aproximadamente 50 m²). Pode-se definir o ponto crítico como sendo a concentração de benzeno acima de 0,5 ppm em uma área circular de 50 m² e a confiabilidade como sendo 95% de chance de detectar essa área alvo em uma área total de 10.000 m².

Como apresentado anteriormente, na Inglaterra, o BSI (1988) sugere um mínimo de 25 amostras. PETTS et al. (1997) notam que, para uma área de 10.000 m² e com uma certeza de 95%, as 25 amostras garantem apenas alvos de 500 m². Ou seja, um espaçamento de amostragem em torno de 20 m, dependendo do arranjo. Segundo PETTS et al. (1997), a norma inglesa BSI (1988) sugere, essencialmente, que o espaçamento entre furos seja de 18 m, para áreas menores ou iguais a 0,5 ha, e 24 m, para áreas até 5 ha.

área investigada = 10.000 m² (aproximadamente)
 área do ponto crítico = 500 m²

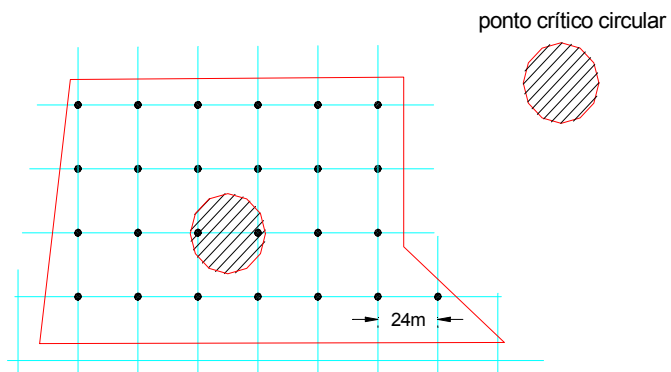


Figura 2.1 - Arranjo em grelha quadrada com pontos amostrais localizados na interseção e ponto crítico circular (modificado de PETTS et al., 1997).

área investigada = 10.000 m² (aproximadamente)
 área do ponto crítico = 500 m²

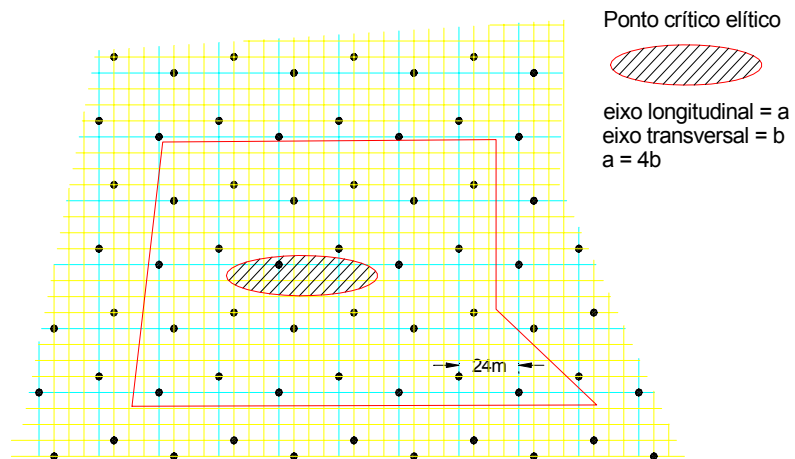


Figura 2.2 - Arranjo em espinha de peixe com ponto crítico elíptico simulando uma pluma de contaminação com dispersão lateral quatro vezes menor que a longitudinal (modificado de PETTS et al., 1997).

PETTS et al. (1997) sugerem que a cobertura de uma área pode ser feita com o arranjo em grelha quadrada (Figura 2.1) ou com o arranjo espinha de peixe (Figura 2.2) proposto por FERGUSON (1992 apud Petts et al., 1997), que apresentam melhor performance que os arranjos randômicos. Aqueles autores afirmam que, para um ponto crítico de formato elíptico (500 m^2), com razão entre eixos de 1:4, 25 pontos de amostragem e arranjo em grelha quadrada, a confiabilidade cairia de 95% para 70%. Mantendo-se as 25 amostras para a mesma área total mas com ponto crítico elíptico de 100 m^2 e arranjo espinha de peixe, a confiabilidade seria de 30%.

Quanto menor o ponto crítico em relação à área total, menores as chances de detectá-lo e mais pontos de amostragens serão necessários para uma dada probabilidade de detecção (BENSON, 1993 apud Schackelford, 2000). Como mostrado anteriormente, o tipo de arranjo também influencia a probabilidade de detecção. Embora não seja tão evidente, a forma da pluma afeta a performance do arranjo. Áreas elípticas são menos prováveis de ser detectadas (DEPARTMENT OF ENVIRONMENT, 1994 apud Petts et al., 1997). Em geral assume-se que uma pluma tenha forma elíptica, com dispersão lateral quatro vezes menor que a dispersão longitudinal (Figura 2.2), quando submetida a fluxo hidráulico.

Em relação à profundidade da amostragem, deve-se considerar quais são as intenções para a área (i.e. quais alvos podem estar em risco), e os prováveis caminhos pelos quais o contaminante pode entrar em contato com o meio ambiente. Amostras superficiais (de poucos centímetros) são importantes para revelar escoamento superficial de ou para áreas adjacentes. Amostras da massa bruta do resíduo podem revelar mudanças de aparência, estado de decomposição e permitem classificar o resíduo. Em geral deve-se buscar intervalos regulares (e.g. 0,5 m), justificando-se exceção: (i) na zona de contato do resíduo com o solo, onde se deve procurar obter a amostra de solo o mais próximo possível da fronteira, e daí por diante em intervalos regulares; e (ii) em razão do conhecimento ou suspeita de haver um estrato pouco espesso que facilite a concentração de contaminantes.

Ao adotar intervalos regulares em profundidade, uma seção vertical da área revelará uma distribuição regular tal como o arranjo em grelha da Figura 2.1. Por analogia com a distribuição no plano, poder-se-á dizer alguma coisa sobre a probabilidade de encontrar uma região contaminada, ajustando-se a uma condição tridimensional.

2.3.2 - ATIVIDADES NO CAMPO

Na prática, a investigação geoambiental não se restringe às atividades intrusivas. O investigador pode, também, caracterizar o meio e obter informações sobre a natureza e distribuição dos contaminantes por meio de métodos indiretos não-intrusivos, como a geofísica de superfície utilizando, por exemplo, o radar de penetração no solo (GPR) ou o método resistivo, que será visto mais adiante.

O uso de métodos geofísicos de superfície são atrativos em áreas altamente contaminadas de vez que são métodos não-intrusivos e não penetrarão/danificarão a camada de cobertura, contribuindo para que a água não ingresse no corpo do aterro nem sejam liberados gases ou outras substâncias.

Entretanto, a investigação geofísica não pode substituir integralmente as técnicas de amostragem e furos de sondagem. São alcançados melhores resultados se diferentes métodos são usados simultaneamente (BRANDL e ROBERTSON, 1996).

Além da pesquisa geofísica e do reconhecimento, os ensaios de campo, a coleta de amostras, as medições e as inspeções compõem o conjunto de atividades, relacionadas com a investigação geoambiental, exercidas no campo.

As inspeções são em geral relacionadas à verificação visual de uma determinada situação ou evento. Por exemplo, verificar a situação da área após uma chuva intensa ou alagamento, verificar se há indícios de invasão da área que possa resultar em prejuízo ao funcionamento de instrumentos ou dispositivos, e inspeção regular para verificar a integridade de marcos, piquetes ou proteções.

As medições podem ser diretas ou indiretas. As medições indiretas são normalmente associadas a ensaios e dizem respeito à medição de determinado parâmetro que por si só não constitui uma informação, senão quando interpretada mediante relação ou correlação. As medições diretas são, por exemplo, medições de temperatura, pH e nível d'água e são tomadas por meio de instrumentos ou dispositivos (e.g. termômetro, piezômetro, régua de maré, pluviômetro). Tais instrumentos ou dispositivos são bastante conhecidos e não serão detalhados neste trabalho.

As sondas permitem medições (diretas ou indiretas) das propriedades ou condições do solo sem que seja necessário remover o material e permitindo, ainda, obter um perfil contínuo das propriedades ou características medidas. Além das conhecidas sondas piezoelétricas (piezocone - CPTU), que são capazes de fornecer parâmetros de resistência, compressibilidade e condutividade hidráulica mediante medições no esforço de penetração, na poropressão gerada pela penetração, e na dissipação dessa poropressão, BRANDL e ROBERTSON (1996) e LUNNE et al. (1997) apresentam outras sondas usadas na investigação geoambiental como instrumentos de medição do pH, do potencial redox, da temperatura, da resistividade, da condutividade, da constante dielétrica, da radiação gama e até permitindo visualização do solo. Por exemplo, a Figura 2.3 apresenta o cone resistivo, adquirido pela Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ) em parceria com a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) com recursos do PRONEX (Programa Nacional de Grupos de Excelência).

Na prática da geotecnia ambiental os ensaios de campo mais usuais são os que permitem avaliar a condutividade hidráulica (coeficiente de permeabilidade) do solo contaminado. Dentre esses ensaios destacam-se os de infiltração, os de recuperação e os de bombeamento em poços, descritos em diversos trabalhos (LIMA, 1979; FREEZE e CHERRY, 1979; BEDIANT et al., 1994).

Apesar do baixo custo dos ensaios de infiltração e de recuperação, deve-se levar em conta que seus resultados se aplicam a uma pequena porção do aquífero, correspondente à região onde se dá a infiltração ou a exfiltração. Nessa região podem ocorrer colmatação, carreamento de finos e amolgamentos. Ainda assim, adotando-se precauções adequadas, pode-se ter estimativas razoáveis da condutividade hidráulica (BEDIANT et al., 1994). Melhores resultados podem ser obtidos se o poço for revestido e se forem efetuadas duas determinações: (i) com o poço totalmente revestido e o fluxo ocorrendo apenas pelo fundo, correspondendo ao fator de forma de Hvorslev indicado na Figura 2.4a; e (ii) modificando o regime de fluxo no fundo do poço mediante alçamento do revestimento (e.g. 0,5 m), conduzindo a um outro fator de forma, como mostrado na Figura 2.4b.

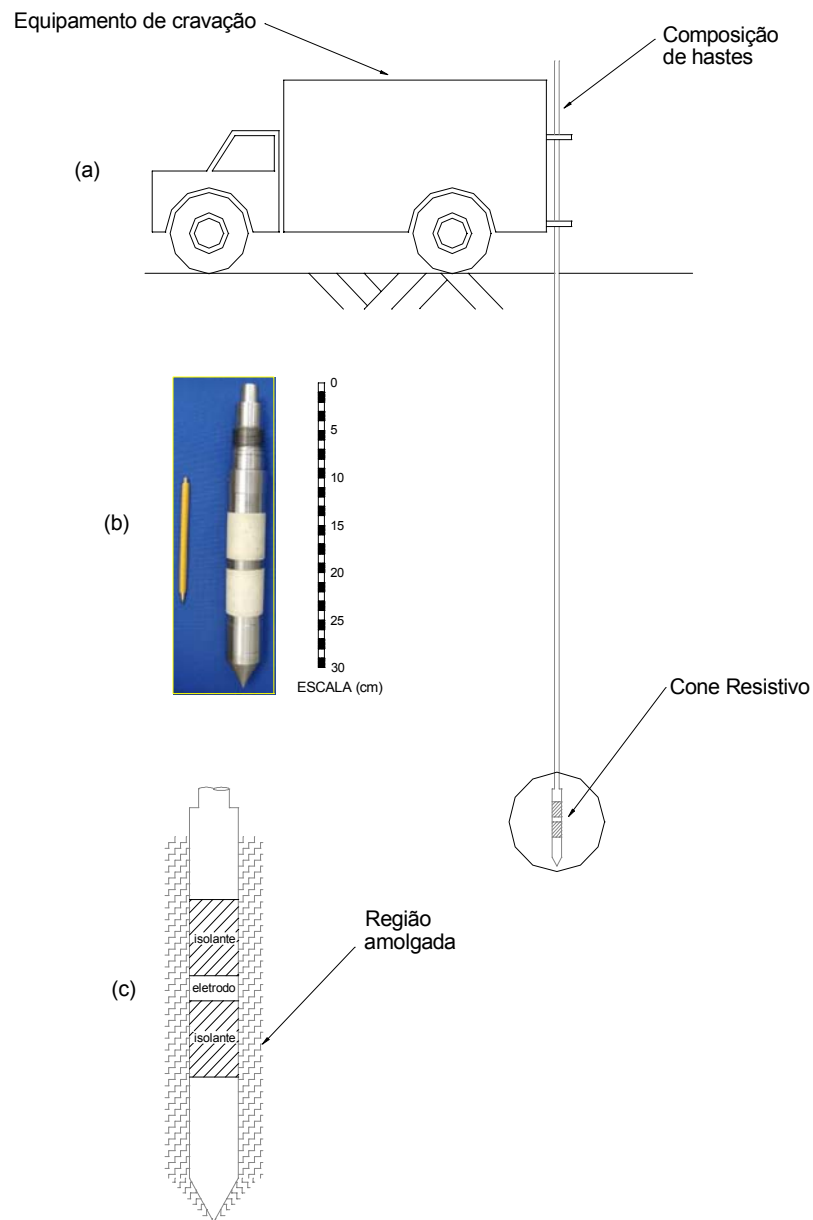
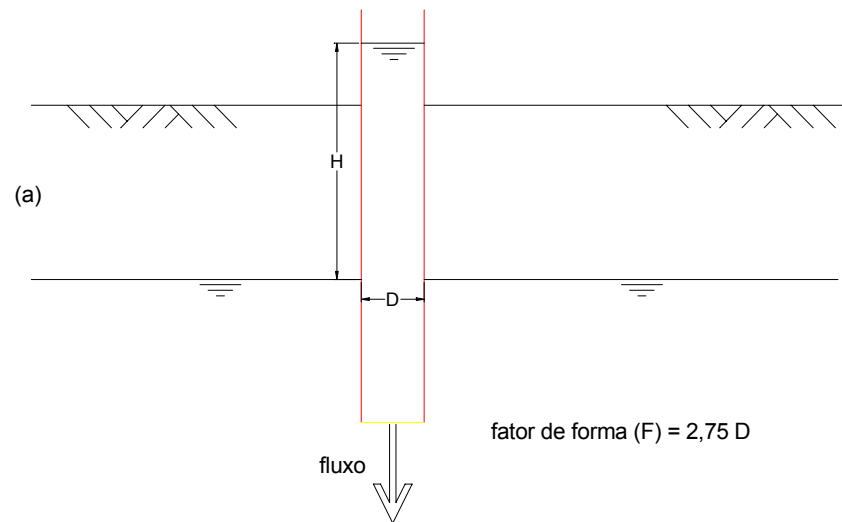


Figura 2.3 - O cone resistivo. (a) Equipamento completo. (b) Foto da sonda resistiva RCPT adquirida pelo PRONEX (COPPE/UFRGS/UFPE). (c) Detalhe esquemático da sonda.



$$\text{coeficiente de permeabilidade (k)} = \frac{\text{vazão}}{F H}$$

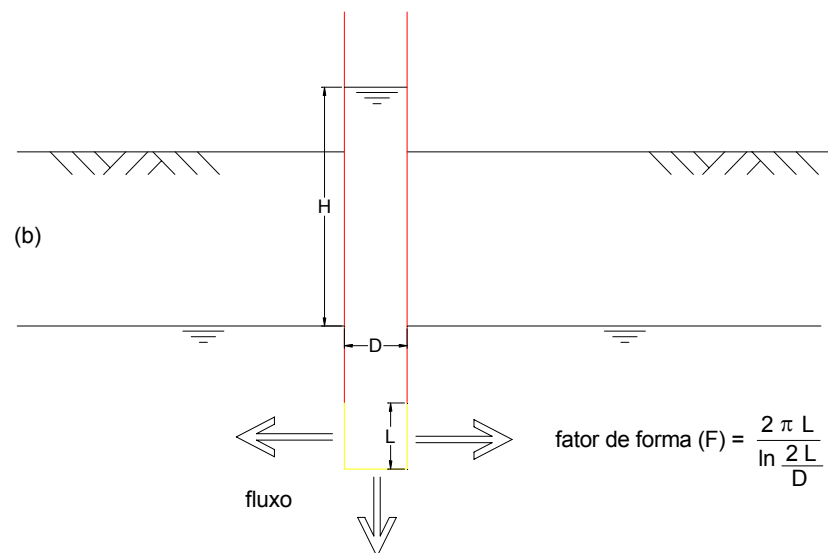


Figura 2.4 - Ensaio de infiltração. (a) Fluxo apenas pelo fundo.
(b) Fluxo com o revestimento levantado.

Os ensaios de bombeamento são geralmente empregados quando a vazão de entrada no poço é suficiente para suportar a vazão de bombeamento sem que o aquífero entre em processo de esgotamento, pois faz-se necessário atingir o regime permanente antes das determinações. Caso não seja possível aguardar a estabilização da superfície piezométrica a determinação da condutividade hidráulica pode ser feita interpretando-se o regime transiente. A necessidade de haver vazão suficiente no poço limita o ensaio de bombeamento às determinações de permeabilidade de meios arenosos. Em geral, poços em meios excessivamente argilosos apresentam pouca vazão.

Um ou mais poços de observação são instalados dentro do raio de influência do cone de depressão porém afastados do poço bombeado, permitindo que a determinação da condutividade hidráulica seja um valor médio representativo. Em que pese essa vantagem e outras mencionadas em BEDIANT et al. (1994), como a obtenção dos parâmetros transmissividade e coeficiente de armazenamento, utilizados no projeto de remediação por bombeamento, esse método não é recomendável na investigação geoambiental, não só pelo alto custo mas, principalmente, pelo elevado volume de água suspeita de contaminação trazido à superfície.

2.3.3 – COLETA DE AMOSTRAS

A coleta de amostras é uma das atividades de campo mais importantes na caracterização do solo e dos contaminantes presentes.

Uma amostra deve ter representatividade física e química. Para isso alguns cuidados devem ser tomados na coleta para evitar que o uso impróprio ou a seleção inadequada do método de coleta afete a representatividade do material que está sendo amostrado.

Na escolha do equipamento adequado deve-se levar em conta a profundidade da coleta, as características do meio, o tipo de análise a ser feito e outras questões pertinentes vistas quando da formulação da estratégia para a amostragem. Durante a coleta os equipamentos utilizados não devem contaminar as amostras nem permitir que ocorra a contaminação cruzada (o arraste de solo de um nível ao outro ou o fluxo de água contaminada para outros compartimentos via furo de amostragem).

Em solos friáveis, amostras superficiais podem ser coletadas com pá, colher-de-pedreiro ou trado. Recomenda-se descontaminar a ferramenta antes de cada coleta para evitar a contaminação da amostra.

Trados helicoidais (manuais ou mecanizados) podem ser usados para coleta em profundidade limitada, no entanto, seu emprego está condicionado à dureza ou consistência do solo. Deve-se adotar precauções de limpeza e operação para evitar tanto a contaminação da amostra pela ferramenta como a contaminação cruzada. Trados mecanizados são mais difíceis de descontaminar.

Cavas e trincheiras são limitadas a solos resistentes e podem atingir profundidades razoáveis (até 5 m). Permitem a visualização da estratificação e das regiões de transição, possibilitando um exame detalhado das condições de subsuperfície. A coleta de amostras é limitada para fins específicos em face da exposição do material ao ar. Esse método de coleta é arriscado dado ao grande potencial que tem de oferecer perigo (e.g. ruptura, danos físicos à área, geração de resíduo, impactos decorrentes da exposição, necessidade de reaterro). A chance de ocorrer a contaminação cruzada é considerável em razão de: desmoronamento de camadas superficiais; percolação de água; disposição do material na superfície antes da coleta de amostras superficiais; e o revolvimento do solo durante a escavação. Dessa forma, deve-se evitar a coleta de amostras com os equipamentos utilizados na abertura da cava (e.g. pá mecânica, retroescavadeira).

Os furos, revestidos ou não, são as mais populares técnicas de amostragem, podendo alcançar profundidades consideráveis. Podem ser usados amostradores bipartidos do tipo empregado em sondagem a percussão (SPT), entretanto, a presença da água de circulação ou lama de estabilização macula a caracterização química da amostra e pode promover a contaminação cruzada. Amostradores de paredes finas permitem a coleta de amostras indeformadas e possibilitam a construção do perfil contínuo do solo. Os maiores cuidados que devem ser adotados estão relacionados com o revestimento e o avanço do amostrador sem a circulação de água ou lama. Furos não revestidos podem permitir o arraste de material de um nível para outro e a cravação do revestimento pode proporcionar a contaminação cruzada.

Uma técnica mais recente de amostragem em furos é a que emprega equipamentos de cravação direta ou contínua (*direct push*) de amostrador. Nesse caso, o amostrador é introduzido no solo, com a ponteira fechada, podendo coletar a amostra em uma

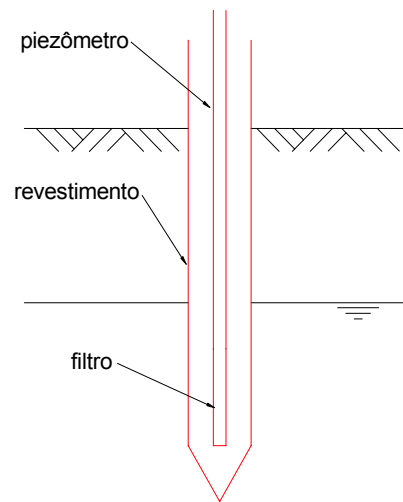
profundidade específica mediante comando de superfície que libera a ponteira possibilitando a introdução do material (solo, água ou gás) em um recipiente ou camisa plástica que compõe o amostrador. Alguns desses amostradores estão detalhados em BRANDL e ROBERTSON (1996), LUNNE et al. (1997), QUARESMA (1999) e SOUZA (2001). As vantagens dessa técnica são que minimiza a exposição da amostra ao ar, elimina o volume de resíduos de perfuração a ser disposto e, embora de mobilização dispendiosa, proporciona rapidez na amostragem.

Os poços de monitoramento são empregados na coleta de água subterrânea e como medidores de nível d'água. A amostragem da água será abordada mais adiante na investigação do meio hídrico e a menção ao poço neste ponto está relacionada com as técnicas e perfuração.

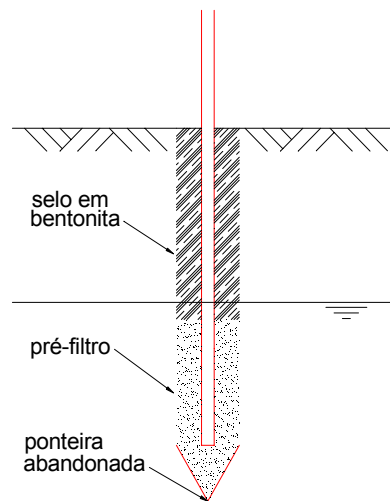
Nas diversas técnicas empregadas, em maior ou menor grau, a contaminação cruzada poderá estar presente ameaçando a qualidade da amostra e oferecendo risco da contaminação se espalhar através do furo. Portanto, além de se descontaminar as ferramentas antes e após o uso, os furos de amostragem de solo devem ser selados com bentonita ou similar. Alguns equipamentos de cravação direta contam com dispositivo de "grouteamento" que promove a selagem do furo durante a extração da ferramenta (amostrador ou sonda). Os poços de monitoramento também devem contar com selos entre o revestimento e o solo e na superfície. Essas precauções não impedem que, durante a escavação do poço ou coleta de amostra, em especial na região saturada, haja liberação de contaminantes através do furo, principalmente, daqueles móveis (densos ou solúveis) ou voláteis.

A Figura 2.5 mostra um poço de monitoramento construído empregando equipamento que usa a técnica de cravação direta. Esse equipamento, dependendo do solo, pode instalar poços em profundidades de até 13 m (o atrito lateral impede a cravação e/ou retirada do equipamento), em solos friáveis, e de forma provisória haja vista a impossibilidade de limpeza periódica do filtro.

A Figura 2.6 apresenta um poço de monitoramento construído mediante emprego de equipamento de escavação mecanizada utilizando trado. Esse equipamento pode instalar poços a profundidades de até 200 m, dependendo do solo e da ferramenta empregada e pode efetuar coleta de amostras acondicionadas em camisas (*liners*) plásticas ou aço inox (QUARESMA, 1999).



(a)



(b)

Figura 2.5 - Piezômetro temporário instalado com a técnica "direct push". (a) Cravação do revestimento e instalação do piezômetro. (b) Revestimento retirado, pré-filtro e selagem executados.

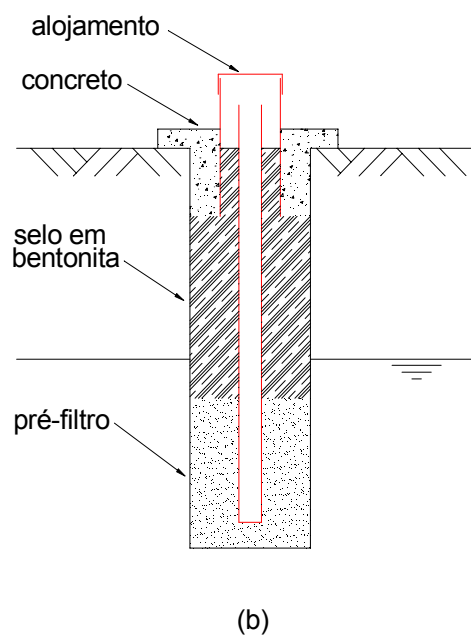
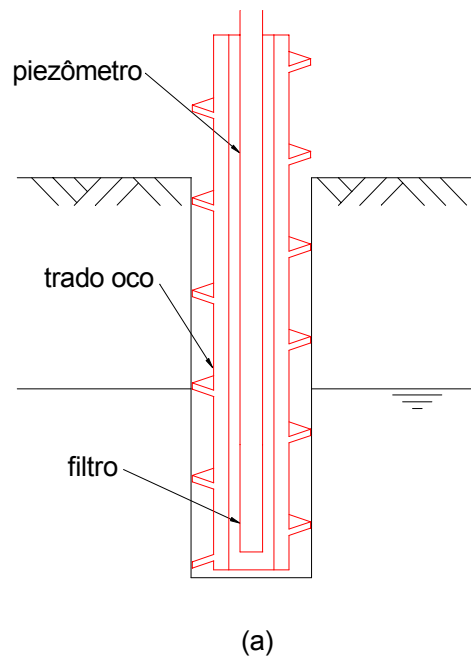


Figura 2.6 - Poço de monitoramento instalado com equipamento mecanizado.
(a) Escavação e instalação do revestimento. (b) Trado oco retirado, pré-filtro, selagem e acabamento executados.

A atividade de coletar amostra deve envolver um planejamento cuidadoso e a escolha do método adequado visando minimizar os riscos (e.g. exposição) e as incertezas (e.g. contaminação cruzada). O objetivo primário da coleta de amostra é a acurácia, daí a importância da investigação preliminar, em particular quando a área é suspeita de intensa contaminação, quando a melhor abordagem é uma amostragem em torno e guardando distância da fonte suspeita e, após os resultados dessa abordagem inicial, uma aproximação cautelosa da fonte (e.g. vazadouro de lixo, tanque com vazamento).

Os recipientes usados na embalagem e transporte não devem permitir a contaminação da amostra ou que o contaminante escape, mude de fase ou reaja com o material da embalagem. SIEGRIST e JENSSEN (1990 apud Petts et al., 1997) pesquisaram a eficiência de métodos de amostragem e embalagens para alguns solos contaminados com orgânicos voláteis e concluíram que: (i) nas amostras recolhidas com colher de aço inox (amostras amolgadas) e embaladas em sacos de plásticos tipo “zip bag” os compostos voláteis virtualmente se perderam (apresentaram concentração de 20 a 60 vezes menor que a real); (ii) nas amostras indeformadas armazenadas em recipientes de vidro selado com Teflon® a perda foi bem menor (concentração de 3 a 5 vezes menor); e (iii) quando as amostras indeformadas foram preservadas em metanol, a perda foi de apenas 50%. Em todos os casos a amostra preenchia 60% do volume nominal da embalagem.

Na coleta de amostras, PETTS et al. (1997) recomendam que alguns procedimentos devem ser observados para assegurar a representatividade da amostra:

- (i) O tamanho da amostra deve ser de no mínimo 1 kg ou 1 litro - mesmo que as análises sejam feitas em apenas poucas gramas, grande quantidade permite reduzir erros de amostragem e habilita a preparação de amostra homogênea no laboratório.
- (ii) Amostras deformadas para fins de análise química devem ser coletadas separadamente daquelas destinadas a outros propósitos (e.g. caracterização geotécnica).
- (iii) Os recipientes (as embalagens) para acondicionar amostras devem ser largos, herméticos e feitos de material que não reagirá com ou absorverá o contaminante, tais como vidro ou aço inox. Sacos plásticos do tipo “zip bag” são permeáveis a algumas substâncias, são difíceis de vedar e podem ser danificados no transporte ou manuseio (e.g. furar, rasgar).

- (iv) Toda embalagem deve ser convenientemente limpa antes do uso. Mesmo nova pode conter impurezas que prejudiquem as análises. Em geral não devem ser reutilizadas.
- (v) Deve-se minimizar o volume de ar no recipiente preenchendo-o o máximo com a amostra.
- (vi) Quando houver (suspeita da) presença de substâncias voláteis deve-se adotar cuidados na coleta e manuseio da amostra como, sempre que possível, tomar amostras indeformadas (e.g. utilizar amostradores selados que só sejam abertos sob condições de laboratório).

As maiores modificações nas amostras de solos, sedimentos e água são devidas à perda por volatilização, biodegradação e oxidação. Baixas temperaturas reduzem a biodegradação e, algumas vezes, a perda por volatilização, no entanto, o congelamento pode causar degaseificação, fraturamento da amostra ou separação branda da fase imiscível. Amostras anaeróbicas não devem ser expostas ao ar e a secagem, geralmente apropriada em análise de metais, pode causar perda ou redução de elementos voláteis (PETTS et al., 1997).

A adição de substâncias preservativas ou estabilizantes às amostras de solo, aceitáveis nas amostras de água, devem ser evitadas quando várias determinações são feitas a partir de uma amostra e quando há pré-tratamento da amostra que pode conduzir a reações indesejáveis e não-quantificáveis.

Finalmente, um completo registro de campo deve assegurar que:

- (i) Toda locação exploratória foi bem identificada e pode ser localizada em qualquer tempo (georeferenciada).
- (ii) O nível do terreno é conhecido e um marco foi estabelecido no local.
- (iii) As amostras retiradas ou materiais encontrados tiveram um registro claro descrevendo cor, textura, odor, aparência, variações laterais e verticais, presença de anomalias, localização, identificação e data.
- (iv) A profundidade, razão de fluxo e aparência de qualquer exfiltração ou lençol freático surgente em cavas ou trincheiras foram adequadamente registradas.
- (v) Os ensaios de campo foram descritos, identificados, localizados e seus resultados registrados.
- (vi) Toda a instrumentação instalada foi descrita, identificada e localizada.

2.4 – INVESTIGAÇÃO DO MEIO HÍDRICO

Na investigação geoambiental o entendimento do ambiente hídrico é fundamental visto que a maioria dos fenômenos de transporte dos contaminantes é controlada pelos corpos d'água, superficiais e subterrâneos, e que esses corpos hídricos são particularmente sensíveis aos acidentes de poluição.

Em geral, a capacidade de um corpo hídrico superficial depurar contaminantes é função de sua capacidade de aeração, i.e. de sua capacidade de absorver oxigênio atmosférico, e da natureza do contaminante. As substâncias tóxicas são resistentes à degradação e podem ser capazes de se acumularem em organismos. Os efeitos da poluição não se refletem apenas sobre as espécies superiores do meio (peixes e predadores) mas, também, sobre a comunidade microbiana, inibindo sua capacidade de decompor a matéria orgânica e reduzindo a capacidade de auto-depuração do corpo hídrico. À parte o risco ao ecossistema, a poluição das águas superficiais podem afetar o valor paisagístico, introduzir odores desagradáveis e aumentar o custo do tratamento para consumo.

Para as águas subterrâneas, a zona vadosa pode funcionar como uma barreira contra a poluição, com os contaminantes sendo depurados por processos tais como decomposição, filtração, adsorção etc. Porém, processos reversíveis de retenção podem levar a zona de barreira (e.g. zona vadosa) a funcionar como fonte, quando uma frente de saturação, dissolvendo ou arrastando o contaminante retido, faça com que ele alcance o aquífero.

A poluição, alcançando o aquífero, é capaz de se espalhar gradualmente através dele de uma maneira que depende da natureza do poluente (solubilidade, suscetibilidade química ou biodegradabilidade) e do aquífero (mineralogia, interações físico-químicas, condutividade hidráulica). Substâncias miscíveis dissolvidas tendem a se mover na direção do fluxo subterrâneo. Substâncias não-miscíveis ou pouco solúveis (NAPL) tendem a permanecer como uma fase separada.

Se os NAPL forem mais leves que a água (Light nonaqueous phase liquids – LNAPL), a fase livre deve permanecer sobre a superfície livre da água, migrando conforme a declividade dessa superfície livre e, também, sendo dissolvida lentamente, caso haja fluxo contínuo da água subterrânea, movendo-se por difusão ou advecção com a água

subterrânea. No trajeto descendente pela zona não-saturada, o LNAPL vai sendo retido nos poros do solo, no que se convencionou chamar de fase residual. Dependendo da solubilidade e volatilidade da substância, podem ocorrer mudanças de fase nessa região. Caso ocorram alterações no nível da superfície livre (e.g. sazonalidades), a fase residual pode ser reincorporada à fase livre (por elevação) ou a fase livre pode gerar novas fases residuais (por abaixamento do nível), visto que a fase livre acompanhará a variação de nível da água subterrânea (dependendo da velocidade das alterações do nível d'água, da densidade e viscosidade do LNAPL e da permeabilidade intrínseca)

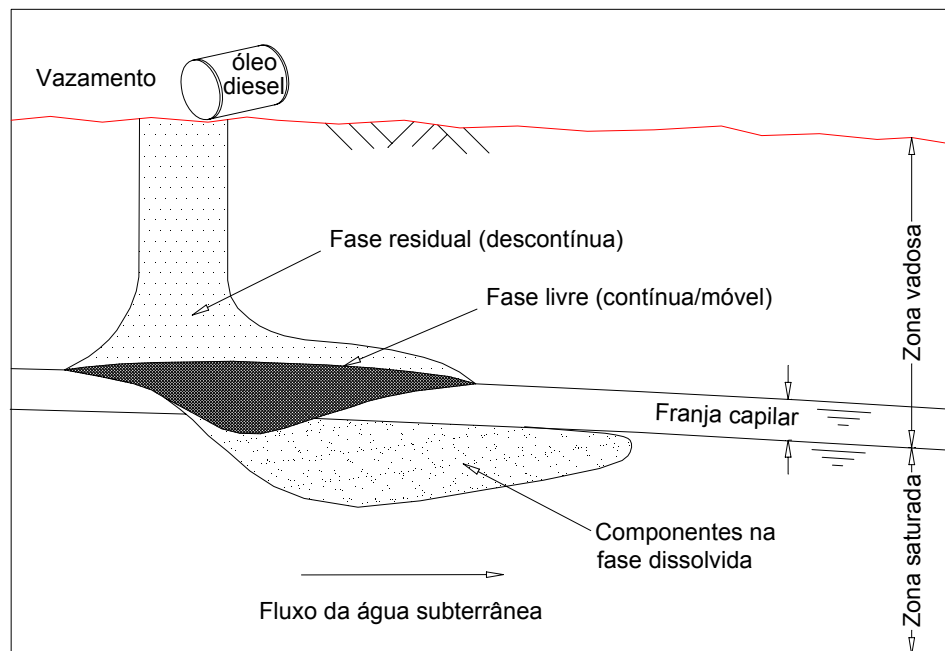
As substâncias densas não-miscíveis (Dense nonaqueous phase liquids – DNAPL), ao atingirem o solo, migram verticalmente pela zona não-saturada sob influência da gravidade, deslocando ar e água residuais e ao atingirem o aquífero prosseguem deslocando a água dos poros até atingirem camadas subjacentes menos permeáveis onde se acumulam (fase contínua). Dependendo da declividade dessas camadas e de outros parâmetros, podem prosseguir numa migração lateral, até mesmo em sentido contrário ao do fluxo do aquífero.

Detalhes do fluxo multifásico de NAPL podem ser obtidos em FETTER (1993), de quem foram adaptadas as Figuras 2.7 (a) e (b), utilizadas para ilustrar alguns aspectos na migração de contaminantes.

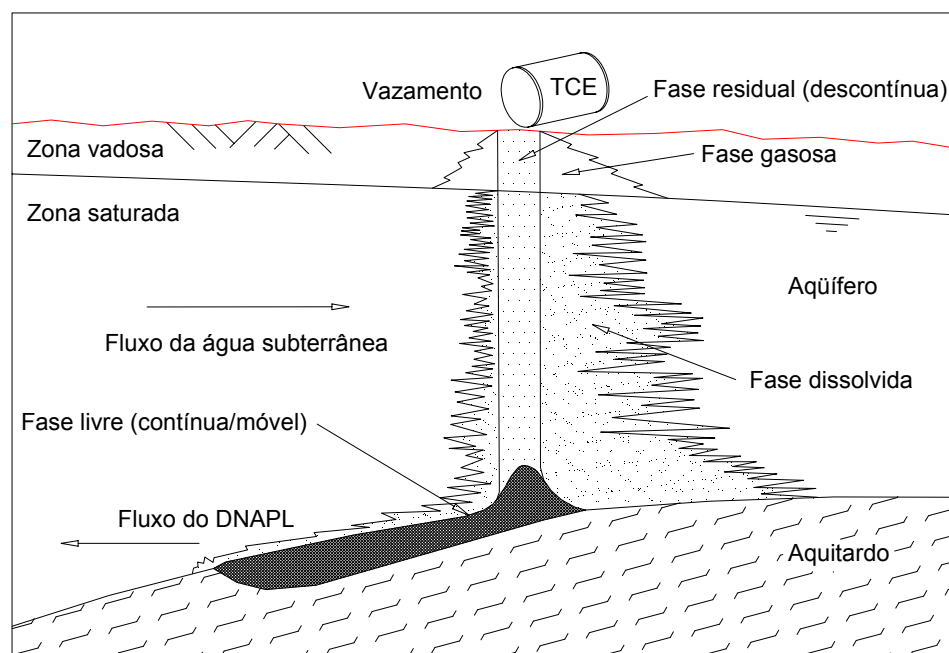
A investigação do meio hídrico é dificultada pela dinâmica das águas, sujeitas às variações externas impostas pelos efeitos das chuvas, sazonalidades ou interferências antrópicas, exigindo, muitas vezes, um acompanhamento no tempo e uma coleta de amostra que represente as piores condições do meio.

Para águas subterrâneas as piores condições podem ocorrer no nível anual mais elevado (quando o lençol freático sobe e atinge uma região superficial contaminada, dissolvendo substâncias perigosas), ou quando o bombeamento remove águas superficiais, permitindo o surgimento de águas profundas poluídas com contaminantes densos. Em relação às águas superficiais, a pior condição é a de baixo fluxo, quando a diluição potencial é minimizada.

O aspecto essencial na amostragem da água é coletar as amostras a montante e a jusante da área contaminada que está sendo investigada, permitindo um entendimento da participação do sítio na poluição a jusante.



(a)



(b)

Figura 2.7 - Migração de NAPL. (a) Distribuição de um vazamento de LNAPL. A fase livre e a fase dissolvida migram na direção do fluxo. (b) Distribuição de um vazamento de DNAPL. A fase dissolvida migra na direção do fluxo e a fase livre em sentido oposto, segundo a declividade do aquitardo (apud FETTER, 1993).

O conhecimento do *background* é relevante na avaliação do risco e pode ser obtido por levantamento de dados sobre a qualidade da água na região.

O conhecimento do regime hidrológico/hidrogeológico é fundamental para a investigação do meio hídrico. Informações sobre a variação do freático no ano, direção e intensidade do fluxo da água são importantes não apenas na investigação como também na avaliação de risco e remediação. Entender a geologia local ajuda na interpretação dos resultados do monitoramento e na previsão do comportamento do contaminante no ambiente. Informações sobre o padrão das chuvas podem ser utilizadas, também, na modelagem de transporte.

Em alguns aspectos a amostragem da água difere da amostragem do solo, em particular:

- (i) O ambiente hídrico é raramente estático e as amostragens devem ser freqüentemente tomadas no tempo;
- (ii) Requer que a natureza dinâmica do regime hídrico seja conhecida;
- (iii) Há necessidade de se tomar amostras e medições fora da área investigada; e
- (iv) Pode haver um elevado potencial de dispersão de contaminantes, particularmente os DNAPL, durante investigações intrusivas.

Na amostragem das águas superficiais deve-se levar em conta:

- (i) As possíveis variações decorrentes da localização, profundidade e época;
- (ii) As variações no fluxo e no nível d'água decorrentes de movimentos de maré, sazonalidades, chuvas e descargas próximas; e
- (iii) Outros fatores como a temperatura, variações sazonais da flora e fauna, movimento de embarcações etc.

A amostragem de sedimentos faz parte da investigação do meio hídrico uma vez que os contaminantes podem estar presentes no fundo de canais, lagos, rios e região estuariana. São procedimentos dificultados pela natureza do local, geralmente em áreas de acesso problemático e de difícil visualização por estarem submersos.

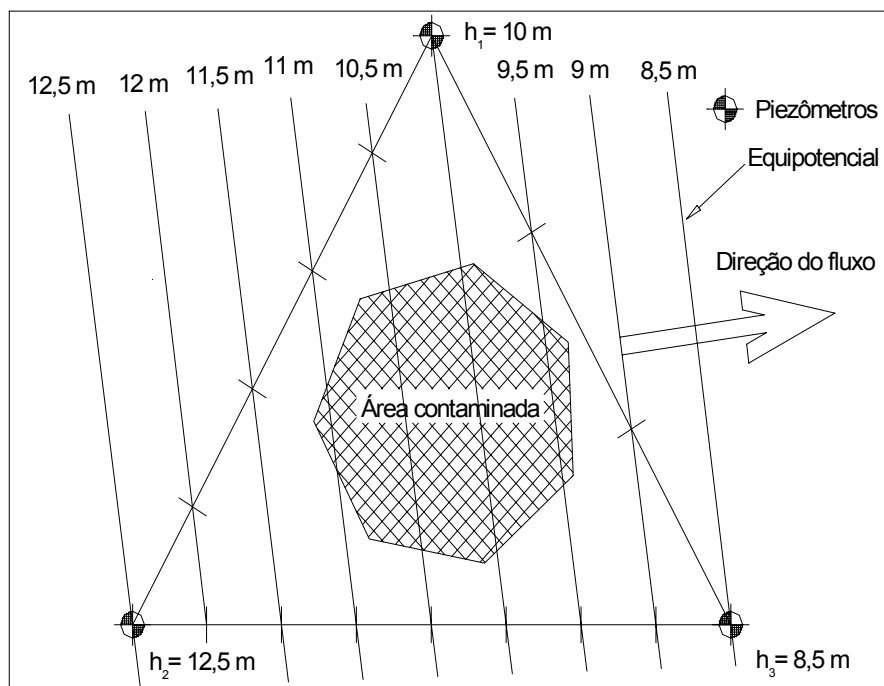
Existem dois tipos de sedimentos que podem ser coletados: os de fundo e os em suspensão. Os sedimentos de fundo levam a dois enfoques de interesse no estudo da contaminação: o superficial ou os primeiros 10 a 15 cm; e o perfil em profundidade. A

amostragem na camada superficial provê informações sobre a distribuição horizontal de parâmetros ou propriedades sobre o material depositado mais recentemente. O perfil de sedimentação é desejável no estudo histórico das modificações ocorridas ou para definir zonas de poluição. Os sedimentos ou sólidos em suspensão podem: (i) aumentar a turbidez, inibindo a fotossíntese e alterando a população das espécies nativas; e (ii) contribuir para o aquecimento que leva a uma redução na concentração do oxigênio dissolvido.

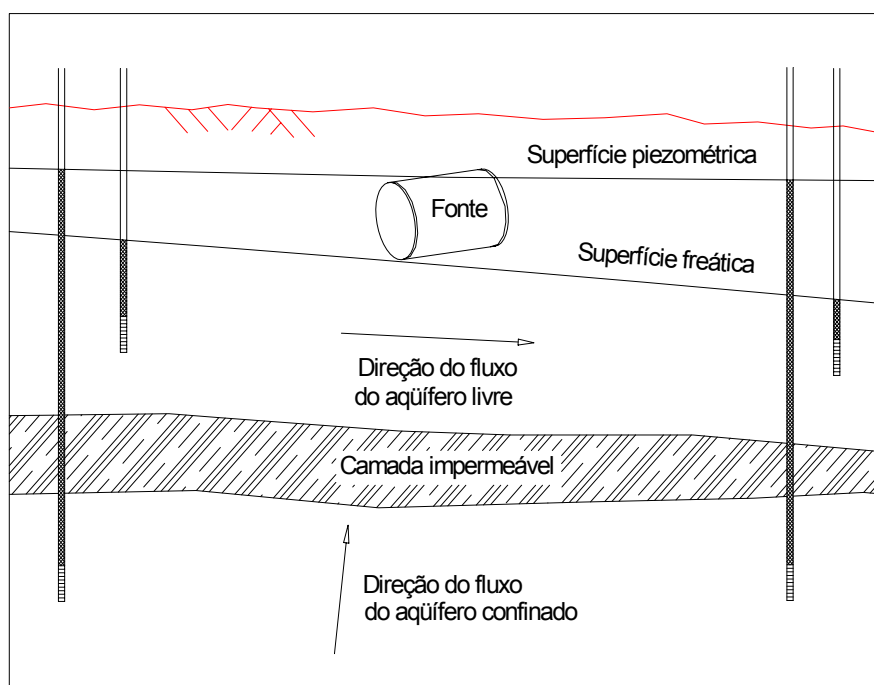
O primeiro objetivo da amostragem de águas subterrâneas é determinar se a água subterrânea, na área investigada ou abaixo dela, está contaminada e/ou se está acontecendo migração para fora da área investigada tal que represente um risco para corpos d'água adjacentes ou próximos. Uma vez estabelecida a contaminação e/ou migração é necessário determinar a extensão da contaminação, o padrão da migração e a velocidade da migração.

O requisito básico é conhecer o regime hidrogeológico em termos de fluxo nas direções horizontal e vertical no aquífero ou entre aquíferos. As informações sobre o regime de fluxo são necessárias para se estabelecer os locais onde serão coletadas amostras e em quais profundidades. Inicialmente são estimados padrões de fluxo baseados no estudo preliminar (não se deve esquecer que a ocupação da área pode ter modificado as condições do fluxo) e, posteriormente, instalados poços de monitoramento do fluxo nos locais onde mais provavelmente serão obtidos dados mais consistentes. Evidentemente tais poços devem ser localizados e instalados adotando-se os cuidados necessários para evitar a dispersão de contaminantes pelos caminhos ora estabelecidos. Nesse sentido, o uso de ferramentas de investigação indireta como a geofísica pode ser bastante útil para prevenir instalações de poços próximas a fontes suspeitas, como tanques ou tubulações enterradas, ou para definir a estratigrafia.

A determinação da direção (sentido) do fluxo subsuperficial é feita por meio de um conjunto de medidores de nível d'água ou piezômetros, instalados estrategicamente de forma a abranger toda a área investigada. A diferença de carga hidráulica entre os piezômetros permite que sejam determinadas equipotenciais, cujas linhas de fluxo serão perpendiculares às linhas equipotenciais. A Figura 2.8 apresenta um esquema dessa determinação.



(a)



(b)

Figura 2.8 - Determinação da direção do fluxo. (a) No plano horizontal. (b) No plano vertical

Havendo suspeita da existência de mais de um aquífero na região, outros conjuntos de piezômetros devem ser instalados nas profundidades suspeitas e determinadas as cargas hidráulicas para se verificar a ocorrência de fluxo vertical.

As características hidrogeológicas e a natureza e provável distribuição da contaminação são relevantes no projeto de monitoramento. O investigador não deve se restringir às informações preliminares sobre padrões de fluxo regional visto que diversos fatores podem contribuir para alterar esse padrão como descargas, sumidouros e, como já mencionado, a própria presença do aterro ou depósito. Portanto, uma investigação exploratória, com um programa de amostragem, deve preceder e fundamentar o projeto de monitoramento a longo prazo.

Os poços de monitoramento devem ser instalados dentro e fora da área investigada, a jusante e a montante do fluxo e, diretamente abaixo da fonte poluidora, com os cuidados necessários para minimizar o risco da contaminação se espalhar. O poço de monitoramento proporciona a verificação do nível d'água e a coleta de amostras da água subterrânea para fim de verificação da sua qualidade. Entretanto, existem outras formas de se obter amostras de água, embora mais dispendiosas, como a cravação direta e outras, vistas anteriormente, com a extração da água das amostras de solo, justificável quando se deseja obter também amostras de solo.

A caracterização da qualidade da água em apenas uma operação de amostragem é inadequada. Mudanças podem ocorrer no tempo, embora nas águas subterrâneas essas mudanças possam ocorrer mais lentamente que nas águas superficiais e, em alguns aquíferos, particularmente os contaminados, horas ou dias podem contribuir para variações significativas.

Uma boa prática é tomar inicialmente um conjunto próximo de amostragens (com poucas semanas de intervalo), e, posteriormente, espaçar os intervalos, conforme os resultados forem ficando mais consistentes. O monitoramento contínuo do pH, da condutividade elétrica e da temperatura podem auxiliar no ajuste do intervalo entre amostragens ou indicar a ocasião apropriada para a amostragem.

HARRIS et al. (1995 apud Petts et al., 1997) recomendam os seguintes cuidados durante a instalação de poços de monitoramento:

- (i) Usar revestimento apropriado, mantendo-o coincidente com a base do furo em todos os estágios da escavação/perfuração;
- (ii) Selar permanentemente (bentonita ou similar) o topo do furo para prevenir entrada de água superficial;
- (iii) Selar permanentemente (bentonita ou similar) cada nível intermediário onde seja necessário impedir a formação de caminho preferencial para lixiviados ou contaminantes, no ou entre aquíferos;
- (iv) Adotar medidas para evitar que corpos estranhos penetrem no furo durante a escavação (uso de revestimento) e depois de instalados os poços (uso de tampa, cobertura ou alojamento);
- (v) Evitar, quando possível, o uso de lamas de perfuração; e
- (vi) Prover meios para a coleta, tratamento e descarte do material proveniente da escavação (solo e água).

Pode-se acrescentar, ainda, a selagem do pré-filtro, o impedimento ao uso de água de circulação ou ar comprimido durante a escavação e o uso de material adequado que não interaja (e.g. absorção, lixiviação e outros processos) com o contaminante presente. Em vista do seu baixo custo, PETTS et al. (1997) recomendam o uso de polipropileno e polietileno de alta densidade na maioria dos casos. Em algumas circunstâncias, e.g. alta contaminação por solventes orgânicos sintéticos, deve-se usar o aço inoxidável ou o politetrafluoretileno (PTFE – Teflon®).

O material de selagem e o pré-filtro devem ser inertes. Em geral o cimento *grout* tem elevado pH e areias/cascalho para construção do pré-filtro podem ser incompatíveis com a geologia local ou estarem contaminadas. Embora a bentonita possa ser considerada adequada, tem sido mostrado que certas substâncias orgânicas migram através dela com pouca ou nenhuma atenuação (PETTS et al., 1997).

A profundidade de instalação do poço de monitoramento deve levar em conta a estratigrafia, o regime anual do aquífero, a declividade de camadas impermeáveis, o estado do embasamento cristalino, a velocidade do fluxo advectivo, que pode privilegiar o transporte por difusão, a permeabilidade dos estratos geotécnicos e a natureza da contaminação, se conhecidas.

A Figura 2.9, adaptada de FETTER (1993), apresenta formas inadequadas e a forma correta de se posicionar o filtro em um poço de monitoramento.

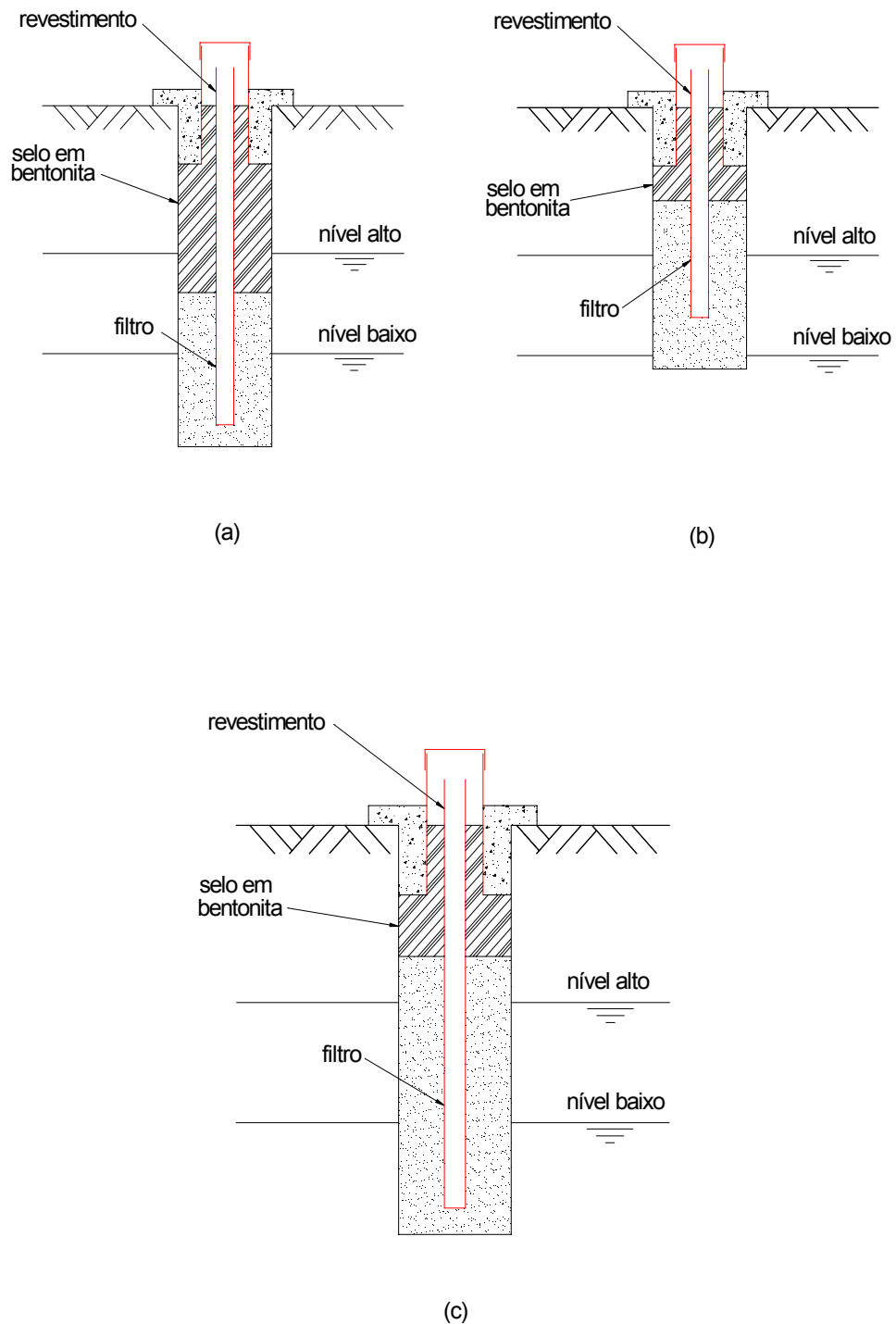


Figura 2.9 - Instalação do filtro em poço de monitoramento. (a) Incorreto. O topo do filtro está abaixo da superfície mais alta do lençol, dificultando a captura de LANPL. (b) Incorreto. O filtro está acima do nível mais baixo, inviabilizando a coleta de amostra do poço. (c) Correto tanto em comprimento do filtro como em profundidade (adaptada de FETTER, 1993).

Em que pese a forma correta demonstrada na Figura 2.9 (c), o filtro, sempre que possível, deve estar submerso no aquífero, evitando o contato das águas subterrâneas com a atmosfera, que pode proporcionar reações químicas. Por outro lado, em vista do potencial para estratificação dos contaminantes na zona saturada, existem ocasiões em que é desejável instalar o filtro em uma profundidade específica do aquífero para se coletar amostras de determinada região.

Os poços de monitoramento devem ser protegidos contra acesso não autorizado ou danos acidentais. Em geral as instalações devem possuir coberturas ou alojamentos com trancas duráveis. Instalações disfarçadas ou camufladas para evitar vandalismo podem aumentar o risco de danos normais como tráfego de veículos e serviços de manutenção do local (e.g. capina).

É crucial que os poços de monitoramento sejam construídos segundo um processo que assegure sua funcionalidade durante sua vida útil prevista. Adotando-se técnicas adequadas na limpeza da região amolgada ou colmatada (baldeação, movimentos alternados e esguicho) e um pré-filtro bem graduado pode-se minimizar o problema.

Antes da coleta da amostra, a água estagnada no poço de monitoramento deve ser purgada, em face do tempo entre amostragens contribuir para que suas características sejam alteradas. O processo de purga deve envolver vários volumes internos da água no poço (de três a seis). Entretanto, a quantidade e a velocidade com que a água é purgada depende das características hidrogeológicas do ambiente, detalhes construtivos do poço e do método de amostragem empregado. A purga deve ser suficiente para assegurar a representatividade da amostra e ao mesmo tempo não provocar distúrbios no fluxo regional ou na amostra coletada (note-se que a turbulência pode resultar em perda de componentes voláteis). O emprego do monitoramento contínuo (do pH ou da condutividade elétrica) pode auxiliar na determinação da suficiência da operação de purga mediante verificação da estabilização de tais parâmetros (variação menor que 10%).

Normalmente a amostragem é feita mediante (i) bombeamento, quando a qualidade da água é verticalmente uniforme ou quando se deseja um valor médio da composição ou (ii) amostradores introduzidos no furo para coletar água em uma profundidade específica ou quando o bombeamento é impraticável (aquíferos muito profundos).

Existem outros métodos, já mencionados anteriormente, como a extração por pressão ou centrifugação de amostras de rocha ou solo, especialmente quando se investiga a zona não-saturada.

Em resumo, uma boa prática na amostragem da água subterrânea requer que:

- (i) A coleta seja feita apenas quando as condições do poço estejam estabilizadas, como indicado, por exemplo, por medições do pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido etc.
- (ii) Sejam adotados cuidados na seleção dos materiais e equipamentos usados para minimizar a contaminação ou alteração da amostra.
- (iii) Sejam adotados procedimentos para minimizar a contaminação cruzada, e.g. coletando amostras a montante antes das amostras a jusante do local contaminado.
- (iv) A quantidade coletada seja compatível com os requisitos da análise laboratorial.
- (v) Algumas análises sejam feitas no campo, e.g. temperatura, potencial redox, oxigênio dissolvido.
- (vi) As amostras sejam preservadas adequadamente no campo durante a coleta, evitando insolação, exposição ao ar etc.
- (vii) Os recipientes para armazenagem da amostra sejam apropriados e preparados para o uso.
- (viii) Sejam adotados procedimentos adequados para armazenagem e transporte da amostra para o laboratório.
- (ix) Os recipientes com amostras perigosas sejam rotulados e protegidos contra danos físicos durante o transporte.
- (x) As análises sejam feitas dentro do tempo adequado para evitar deterioração antes dos ensaios.
- (xi) Sejam registradas a localização no campo e outras informações pertinentes relacionadas com o ponto de coleta e com a amostra.

2.5 – PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

2.5.1 – INTERAÇÃO DO CONTAMINANTE COM O SOLO

O conhecimento das propriedades do solo, dos mecanismos de transporte, do comportamento do contaminante e de sua interação com o solo é importante no projeto de uma investigação geoambiental.

Sob o ponto de vista da Geotecnia Ambiental, o solo é composto de minerais (primários e secundários), matéria orgânica, água, gases, substâncias de ligação ou cimentação e biota (microorganismos) em equilíbrio físico-químico. As características do solo são determinadas pelo seu processo de formação e são dependentes da natureza das fontes geológicas primárias, organismos que vivem no solo, erosão, água (inundação, chuva, água subterrânea), vento, radiação solar etc. Com o tempo, os processos de formação do solo modificam o material original, produzindo uma grande variedade de solos, caracterizados pelo perfil do solo (horizontes). Para a Engenharia, esse tempo é, em princípio, considerado muito longo e, portanto, o sistema geoquímico pode, eventualmente, ser tomado como em relativo equilíbrio.

Quando contaminantes atingem o solo podem ser absorvidos ou carreados para outras camadas do perfil do solo. Durante a permanência ou a passagem dessas espécies químicas pelo solo, ocorrem interações que podem modificar as condições ambientais originais do solo e, também, modificar a própria substância contaminante. O assunto tem sido abordado em diversos trabalhos como: MITCHELL e MADSEN (1987); QUIGLEY e FERNANDEZ (1989); YONG et al. (1992); BARBOSA (1992); SIVAPULLAIAH et al. (1996).

Em relação ao solo, essas modificações podem se refletir em mudanças no arranjo estrutural e na composição química e mineralógica, gerando alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, das quais a mais sensível é a condutividade hidráulica, pois afeta diretamente a mobilidade do contaminante e, por conseguinte, aumentando o risco.

Quanto ao contaminante, sua interação com o solo dá-se por meio de reações que possam implicar em transferência de fase, alteração da forma química, carga ou polaridade do contaminante ou mudança estrutural no solo, resultando em modificação

da concentração das espécies originais ou alterações no regime de avanço da contaminação no solo.

Os mecanismos de interação incluem as reações de precipitação, solubilização (dissolução), sorção, dessorção, ácido/base, oxi-redução, complexação, quelação e hidrólise e os processos de decomposição patrocinados pelos microorganismos do solo. Muitos desses mecanismos dependem da cinética química, podendo ser reversíveis ou irreversíveis. O estado do solo (pH e Eh) também exerce influência considerável sobre algumas reações e processos, como a solubilização de metais ou a biodegradação de compostos orgânicos.

Reações reversíveis como precipitação e sorção podem, em primeira instância, contribuir para retardar o avanço ou diluir a pluma de contaminação. Entretanto, o material precipitado ou adsorvido pode ser liberado se houver modificação da condição anterior. Por exemplo, a redução do nível d'água (sazonal) pode promover a oxidação dos carbonatos ou sulfetos precipitados com metais e torná-los móveis.

Além dos mecanismos de interação, tanto o solo quanto o contaminante podem sofrer processos de decomposição ou atenuação natural. Embora tendo sido considerado, em princípio, como um sistema estável, os processos geoquímicos não devem ser desprezados antes de cuidadosa análise da cinética geoquímica. Algumas condições, especialmente a bioacumulação, podem fazer com que processos tais como decaimento radioativo devam ser considerados. Outros processos de atenuação natural podem resultar em espécies químicas mais tóxicas, como é o caso do tricloroetileno (TCE) que decai para o cloreto de vinila (VC), um produto agudamente tóxico.

Os contaminantes tendem a se acumular no solo, podendo ser encontrados em cinco fases ou compartimentos do solo: (i) como sólidos precipitados ou resíduos; (ii) como íons adsorvidos às partículas do solo; (iii) na forma gasosa nos interstícios não saturados do solo; (iv) dissolvidos ou em suspensão na água do solo; e (v) como líquidos imiscíveis (*non-aqueous phase liquid* - NAPL), móveis na fase contínua (ou livre) e imóveis na fase residual descontínua. Os contaminantes nas fases móveis (água, NAPL e gasosa) podem migrar. Os contaminantes nas fases imóveis (sólida ou residual) podem contaminar a água subterrânea e os poros do solo.

O processo de adsorção, que prende os contaminantes orgânicos ou inorgânicos à superfície dos colóides do solo, inibe a percolação desses contaminantes, reduz sua biodisponibilidade e, no caso dos contaminantes orgânicos, afeta sua razão de decomposição (decaimento). O vigor e a extensão do processo de adsorção dependem da composição do solo (quantidade e tipo de argilominerais, matéria orgânica e oxidrilas), do pH do solo, da forma química do contaminante, do potencial redox (Eh), da composição química da solução intersticial do solo, e da natureza do contaminante. Poluentes iônicos tais como metais, íons inorgânicos e algumas moléculas orgânicas são adsorvidas às partículas coloidais do solo. Moléculas orgânicas não-iônicas são adsorvidas às matérias húmicas do solo.

Muitos autores têm publicado estudos específicos (ROSS, 1994 apud Petts et al., 1997; FORSTNER e WITTMAN, 1979 apud Paula, 1999; BOSCOV et al., 1999a; BOSCOV et al., 1999b; BARBOSA, 1994; e BORMA et al., 1999) em que se pode verificar a complexidade das interações do solo com os contaminantes. Essa complexidade dificulta previsões sobre biodisponibilidade, mobilidade e retenção. Por exemplo: (i) a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo é um importante fator que afeta a adsorção; (ii) o pH e o Eh do solo afetam a solubilidade do contaminante; (iii) compostos orgânicos são decompostos por microorganismos do solo mas a razão de decomposição depende da sua toxicidade para o microorganismo, do pH, dos nutrientes presentes no solo e de suas propriedades adsorptivas.

2.5.2 – ANÁLISES QUÍMICAS

A estratégia para a análise química depende do tipo de contaminante e de outros fatores ligados ao objetivo da investigação e à avaliação do risco, compreendendo: (i) o alcance das análises que serão feitas, os métodos de análise empregados e o limite de detecção requerido; (ii) a seleção das amostras que serão analisadas; (iii) decisões sobre a natureza dos testes ou análises, tais como se serão efetuadas “in situ” ou em laboratório; e (iv) o controle de qualidade aplicado às medições.

A identificação do perigo, na fase preliminar, e a abordagem *top-down* proporcionam o acúmulo gradual de informações sobre o tipo e a localização mais prováveis dos contaminantes presentes, de forma tal que é possível estabelecer parâmetros como: (i) o escopo do programa de análise (quantidade, alcance e tipo de amostra); (ii) a preparação necessária (quarteamento, secagem, peneiramento, extração); (iii) o

método de detecção (sensibilidade, confiabilidade, custo, tempo de análise); (iv) o uso de técnicas de análise expeditas para identificação prévia (cromatógrafo de campo, concentração total, pacotes de análise mais comuns); e (v) controle de qualidade (acurácia, valores de *background*, preservação, armazenagem e disposição de amostras).

Em geral, os parâmetros analisados para solos são: o pH; o Eh; a condutividade elétrica; a CTC; o carbono orgânico total (TOC); orgânicos alifáticos, aromáticos, poliaromáticos (PAH), voláteis (e.g. benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos – BTEX), semi-voláteis, halogenados (e.g. PCB, TCE, pesticidas); inorgânicos (e.g. cloreto, sulfato, fluoreto, fosfato, amônia, nitrogênio, nitrato, nitrito, cianeto); metais (e.g. Hg, Cd, Cr, Ni, Zn, Pb, Cu, Fe, Mn, Al); temperatura; e contagem de bactérias. Para águas, são em geral analisados os mesmos parâmetros para solos (exceto a CTC), mais os sólidos dissolvidos e em suspensão, a DQO (Demanda Química de Oxigênio), a DBO₅ (Demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias), a turbidez e a cor.

PETTS et al. (1997) recomendam que, em princípio, ao menos no início (fase exploratória), é preferível proceder poucas análises-chave num grande número de amostras do que elaboradas e dispendiosas análises em um pequeno número de amostras. Citam como exemplo análises totais de fenóis ou metais mas recomendam cautela pois nem todos os tipos, congêneres ou formas poderiam ser detectados por métodos totais. No caso dos fenóis, o método analítico empregado pode, por exemplo, apresentar limitações no peso molecular ou no número e tamanho de grupos presentes no anel benzeno. No caso de metais, o método de extração pode não representar a condição de exposição do alvo (ingestão ou cadeia alimentar), resultando, por exemplo, em superestimativa do risco quando o método de extração utiliza ácidos fortes concentrados (ácido nítrico) ou condições de absorção e solubilidade não presentes no intestino humano. Como mencionado anteriormente (BORMA et al., 1999), a extração seqüencial tem sido objeto de controvérsia. Efetivamente, a questão deve ser vista pela ótica da gerência de risco, envolvendo o fechamento da cadeia fonte-caminho-alvo. Assim, alguns pesquisadores têm proposto métodos de extração, alguns deles baseados na fisiologia (GASSER et al., 1996 e RUBY et al., 1996, apud Petts et al., 1997).

PARÂMETRO	MÉTODO	QUANT. AMOSTRA PRESERV. A 4°C ⁽¹⁾	PRAZO PARA A ANÁLISE ⁽²⁾
Orgânicos voláteis	EPA 8240	40 mL	14 dias
Orgânicos semi-voláteis	EPA 8740	250 mL	40 dias
Org. halogenados voláteis	EPA 8010	40 mL	14 dias
Org. aromáticos voláteis	EPA 8020	500 mL	14 dias
Fenóis	EPA 8040	500 mL	40 dias
Pesticidas organoclorados e PCB	EPA 8080	500 mL	40 dias
Hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH)	EPA 8100 ou 8310	500 mL	40 dias
Organoclorados	EPA 8120	500 mL	40 dias
Metais (Cd, Cr, Mn, Ba, Si, Fe, Al, Sb, Be, Co, Cu, Mo, Ni, Ag, Tl, V, Zn)	EPA 6010	250 mL	6 meses
Arsênio	EPA 7060	250 mL	6 meses
Selênio	EPA 7740	250 mL	6 meses
Mercúrio	EPA 7471	250 mL	28 dias
Chumbo	EPA 7421	250 mL	6 meses
Chumbo orgânico	ASTM 3237	500 mL	14 dias
Óleos e graxas	EPA 9070 e 9071	500 mL	28 dias
PH	EPA 9045	500 mL	Imediatamente
Ponto de fulgor	EPA 1010	250 mL	Menor que 24 horas
Cianeto/sulfeto	EPA Reactivity	250 mL	Menor que 24 horas
Fluoreto	EPA 340.1 e 340.2	500 mL	28 dias

⁽¹⁾ Os recipientes onde as amostras deverão ser acondicionadas e preservadas são de vidro e devem ser vedados procurando não deixar espaço livre.

⁽²⁾ O tempo máximo que se pode reter a amostra preservada, após a coleta.

Quadro 2.4 – Sumário de algumas análises em laboratório para amostras de solo e massa bruta de resíduos (adaptado de Bedient et al., 1994).

PARÂMETRO	MÉTODO	QUANT. AMOSTRA PRESERV. A 4°C	PRAZO PARA A ANÁLISE ⁽¹⁾
Orgânicos voláteis	EPA 8240 e 624	40 mL preservado com HCl em pH < 2	14 dias ⁽²⁾
Orgânicos semi-voláteis	EPA 8240	1 L ⁽³⁾	40 dias
Org. halogenados voláteis	EPA 8010	40 mL	14 dias
Org. aromáticos voláteis	EPA 8020 e 602	40 mL preservado com HCl em pH < 2	14 dias
Fenóis	EPA 8040	1 L ⁽³⁾	40 dias ⁽²⁾
Pesticidas organoclorados e PCB	EPA 8080, 608 e 680	1 L ⁽³⁾	40 dias ⁽²⁾
Hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH)	EPA 8310	1 L ⁽³⁾	40 dias ⁽²⁾
Organoclorados	EPA 8120	1 L ⁽³⁾	40 dias ⁽²⁾
Metais	EPA 6010	1 L c/ HNO ₃ pH < 2	6 meses
Arsênio	EPA 7060 e 206.2	500 mL ⁽⁴⁾ c/ HNO ₃ pH < 2	6 meses
Mercúrio	EPA 7471 e 245.1	500 mL ⁽⁴⁾ c/ HNO ₃ pH < 2	28 dias
Chumbo	EPA 7421	500 mL ⁽⁴⁾ c/ HNO ₃ pH < 2	6 meses
Cromo (VI)	EPA 7196	500 mL ⁽⁴⁾	Menor que 24 horas
PH	EPA 9040	500 mL ⁽⁴⁾	72 horas
DQO	EPA 410.1	500 mL ⁽⁴⁾	28 dias
Alcalinidade	EPA 310.1	500 mL ⁽⁴⁾	14 dias
Condutividade	EPA 9050	500 mL ⁽⁴⁾	28 dias
Cloreto, Nitrato e Sulfato	EPA 300.0	500 mL ⁽⁴⁾	28 dias
Fluoreto	EPA 340.2	500 mL ⁽⁴⁾	28 dias

⁽¹⁾ O tempo máximo que se pode reter a amostra no laboratório antes da análise.

⁽²⁾ As amostras devem ser levadas ao laboratório em até 24 horas da coleta.

⁽³⁾ Embalagem hermética em vidro escuro ou “liner” lacrado com Teflon.

⁽⁴⁾ Embalagem em garrafa plástica.

Quadro 2.5 – Sumário de algumas análises em laboratório para amostras de água subterrânea (adaptado de Bedient et al., 1994).

O limite de detecção do método é importante, em especial quando se empregam analisadores de campo, sujeitos a imprecisões e inacurácias. Ao se escolher um método de análise deve-se levar em conta que o limite de detecção do método deve ser adequadamente inferior à concentração-limite fixada ou regulamentada, de forma a garantir uma segurança razoável na avaliação do risco.

Os Quadros 2.4 e 2.5, adaptados de BEDIANT et al. (1994), apresentam alguns métodos analíticos para tipos de contaminantes, para solos e para águas subterrâneas, respectivamente, indicando embalagem, quantidade e tempo-limite para a análise.

2.5.3 – VALORES DE REFERÊNCIA

As concentrações-limite ou valores de referência são extremamente relevantes. Tais valores podem ser tomados nas seguintes bases:

- (i) A concentração observada está abaixo ou é consistente com uma faixa de valores encontrados em solos não contaminados: o solo não está contaminado.
- (ii) A concentração observada está acima de valores aceitáveis ou *background* mas está em um nível que não aumenta, consideravelmente, o risco para um determinado alvo: o solo está contaminado mas não apresenta risco adicional para o alvo considerado (pode apresentar para outro alvo). Esse valor é normalmente designado como valor-limite (*threshold value*).
- (iii) A concentração observada está acima de um determinado nível tal que é esperado um acréscimo no risco e faz-se necessária uma avaliação para determinar a extensão desse risco: o solo está contaminado e apresenta um risco adicional a alvos específicos.
- (iv) A concentração observada é tal que alguma forma de ação é necessária para reverter o problema imediato ou evitar surgimento de futuros problemas em decorrência de mudanças nas condições de uso: o solo está contaminado e apresenta um risco inaceitável. O local está quase certamente poluído.

Esses limites podem estar associados a valores: aceitáveis, que significam objetivos a alcançar na remediação; e inaceitáveis, que obrigam a uma avaliação do risco para estabelecer o grau de urgência na remediação. A região intermediária entre valores

aceitáveis e valores inaceitáveis representa um desafio na gerência do risco. Ela deve indicar que há um aparente risco potencial e que são necessárias maiores informações, freqüentemente investigações adicionais e considerações sobre o cenário de risco (cadeia fonte-caminho-alvo). Não indica, necessariamente, que ações sejam tomadas automaticamente, mas que considerações devem ser feitas sobre se tais ações são justificáveis.

Em países como Inglaterra e Canadá, concentrações-limite são definidas para diferentes usos do solo e da água subterrânea na área sob investigação. Nos Estados Unidos adotam-se valores de referência baseados em um modelo de estimativa de risco padronizado: se os valores de referência não são excedidos, o risco é aceitável. Na Holanda, os valores estão associados a requisitos legais, considerando o risco ao homem e a ecossistemas como aceitáveis ou inaceitáveis, segundo o modelo descrito acima. O critério para valores-limite, baseado em risco ao homem e a ecossistemas, pode levar a avaliações conservativas quando apenas o risco à saúde humana é objeto de consideração.

No Brasil, a norma NBR-10.004 Resíduos Sólidos (ABNT, 1987a) apresenta parâmetros e valores classificatórios para os resíduos (perigosos, não-inertes e inertes), e não para o solo, devendo os resíduos classificados como perigosos serem adequadamente dispostos em aterros sanitários.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA estabeleceu valores-limite para águas (Resolução nº 20/86 do CONAMA apud JUNGSTEDT, 1999) e para emissão aérea (Resoluções nº 3/90, nº 8/90 e nº 1/93 do CONAMA). Ainda não se conhecem valores para solos.

No Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), estabeleceu valores orientadores para solos e águas subterrâneas, apresentados no Quadro 2.6, levando em conta o uso do solo (CETESB, 2001).

SUBSTÂNCIA	SOLOS (mg.kg ⁻¹)				ÁGUAS SUBTERR. (µg.L ⁻¹)
	REFERÊNCIA	ALERTA	INTERVENÇÃO		
			Residenc.	Industrial	
Alumínio					200
Antimônio	< 0,5	2,0	10	25	5,0
Arsênio	3,5	15	50	100	10
Bário	75	150	400	700	700
Cádmio	< 0,5	3,0	15	40	5,0
Chumbo	17	100	350	1.200	10
Cobalto	13	25	80	100	30
Cobre	35	60	500	700	2.000
Cromo	40	75	700	1.000	50
Ferro					300
Manganês					100
Mercúrio	0,05	0,5	5,0	25	1,0
Molibdênio	< 25	30	100	120	250
Níquel	13	30	200	300	50
Prata	0,25	2,0	50	100	50
Selênio	0,25	5,0			10
Vanádio	275				
Zinco	60	300	1.000	1.500	5.000

Continua...

Quadro 2.6 – Valores orientadores para solos e águas subterrâneas (valores de intervenção). Fonte: CETESB (2001).

SUBSTÂNCIA	SOLOS (mg.kg ⁻¹)			ÁGUAS SUBTERR. (µg.L ⁻¹)	
	REFERÊNCIA	ALERTA	INTERVENÇÃO		
			Residenc.		Industrial
Benzeno	0,25		1,5	3,0	5,0
Tolueno	0,25		40	140	170
Xilenos	0,25		6,0	15	300
Estireno	0,05		35	80	20
Naftaleno	0,2		60	90	100
Diclorobenzeno	0,02		7,0	10	40
Hexaclorobenzeno	0,0005		1,0	1,5	1,0
Tetracloroetileno	0,1		1,0	10	40
Tricloroetileno	0,1		10	30	70
1,1,1 Tricloroetano	0,01		20	50	600
1,2 Dicloroetano	0,5		1,0	2,0	10
Cloreto de Vinila	0,05		0,2	0,7	5,0
Pentaclorofenol	0,01		5,0	15	9,0
2,4,6 Triclorofenol	0,2		5,0	6,0	200
Fenol	0,3		10	15	0,1
Aldrin e Dieldrin	0,00125		1,0	5,0	0,03
DDT	0,0025		1,0	5,0	2,0
Endrin	0,00375		1,0	5,0	0,6
Lindano (δ-BHC)	0,00125		1,0	5,0	2,0

...continuação

Quadro 2.6 – Valores orientadores para solos e águas subterrâneas (valores de intervenção). Fonte: CETESB (2001).

No Quadro 2.7 estão apresentados os valores-limite para solo e para águas subterrâneas adotados pelo governo holandês (Ministério do Meio Ambiente). Trata-se de uma lista mais completa que a da CETESB (exceto para metais) e, como mencionado acima, os valores decorrem da análise de risco ao homem e ao meio ambiente, produzindo valores aceitáveis ou valores alvo (valor S) e valores inaceitáveis ou de intervenção (valor I), sendo a região intermediária representada pelo valor médio (valor T), dependendo de características do solo como teor de matéria orgânica e fração argilosa. Os valores para água são derivados dos valores S estabelecidos para solos (KOLESNIKOVAS et al., 2000).

SUBSTÂNCIA	SOLOS (mg.kg ⁻¹) ⁽¹⁾			ÁGUA SUBTERRÂNEA (µg.L ⁻¹)		
	S	T	I	S	T	I
Arsênio (As)	29	42	55	10	35	60
Bário (Ba)	200	413	625	50	338	625
Cádmio (Cd)	0,8	6,4	12	0,4	3,2	6,0
Cromo (Cr)	100	240	380	1,0	16	30
Cobalto (Co)	20	130	240	20	60	100
Cobre (Cu)	36	113	190	15	45	75
Merúrio (Hg)	0,3	5,2	10	0,05	0,18	0,3
Chumbo (Pb)	85	308	530	15	45	75
Molibdênio (Mo)	10	105	200	5,0	153	300
Níquel (Ni)	35	123	210	15	45	75
Zinco (Zn)	140	430	720	65	433	800
Cianeto – livre	1,0	11	20	5,0	753	1.500
Cianeto c.(pH<5)	5,0	328	650	10	755	1.500
Cianeto complexo	5,0	28	50	10	755	1.500
Tiocianatos totais		10	20		750	1.500
Benzeno	0,05	0,53	1,0	0	15	30
Tolueno	0,05	65	130	0	500	1.000
Etilbenzeno	0,05	25	50	0	75	150
Xilenos	0,05	12,5	25	0	35	70
Fenol	0,05	20	40	0	1.000	2.000
PAH (total)	1,0	20,5	40			
Naftaleno				0,1	35	70
Fenantreno				0,02	2,5	5,0
Antraceno				0,02	2,5	5,0
Fluoranteno				0,005	0,5	1,0
Benzopireno				0,001	0,026	0,05

⁽¹⁾ valores para solos com 10% de matéria orgânica e 25% de argila. continua...

S – valor de referência abaixo do qual o meio é considerado como não contaminado.

T – valor médio que indica necessidade de maiores informações para avaliação.

I – valor de referência acima do qual há necessidade de intervenção.

Quadro 2.7 – Sumário de alguns contaminantes e seus limites no solo e na água, segundo a norma holandesa (apud KOLESNIKOVAS et al., 2000).

SUBSTÂNCIA	SOLOS (mg.kg ⁻¹) ⁽¹⁾			ÁGUA SUBTERRÂNEA (µg.L ⁻¹)		
	S	T	I	S	T	I
Benzoantraceno				0,002	0,25	0,5
Criseno				0,002	0,026	0,05
Benzofluoranteno				0,001	0,026	0,05
Benzopirileno				0,0002	0,025	0,05
Indenopireno				0,0004	0,025	0,05
Diclorometano		10	20	0,01	500	1.000
Triclorometano	0,001	5,0	10	0,01	200	400
Tetraclorometano	0,001	0,5	1,0	0,01	5,0	10
1,1 Dicloroetano		25	50		1.300	2.600
1,2 Dicloroetano		2,0	4,0	0,01	200	400
1,1,1 Tricloroetano		25	50		275	550
1,1,2 Tricloroetano		25	50		750	1.500
Cloreto de vinila		0,05	0,1		0,35	0,7
CIS 1,2 Dicloroetano		25	50		650	1.300
Tricloroetano	0,001	30	60	0,01	250	500
Tetracloroetano	0,01	2,0	4,0	0,01	20	40
Clorobenzeno (total)		15	30			
Monoclorobenzeno				0,01	90	180
Diclorobenzeno (total)	0,01			0,01	25	50
Triclorobenzeno (tot.)	0,01			0,01	5,0	10
Tetraclorobenzeno (t)	0,01			0,01	1,26	2,5
Pentaclorobenzeno (t)	0,0025			0,01	0,5	1,0
Hexaclorobenzeno	0,0025			0,01	0,26	0,5
Clorofenol (total)		5,0	10			
Monoclorofenol (total)	0,0025			0,25	50	100
Diclorofenol (total)	0,003			0,08	15	30

⁽¹⁾ valores para solos com 10% de matéria orgânica e 25% de argila. continua...

S – valor de referência abaixo do qual o meio é considerado como não contaminado.

T – valor médio que indica necessidade de maiores informações para avaliação.

I – valor de referência acima do qual há necessidade de intervenção.

Quadro 2.7 – Sumário de alguns contaminantes e seus limites no solo e na água, segundo a norma holandesa (apud KOLESNIKOVAS et al., 2000).

SUBSTÂNCIA	SOLOS (mg.kg ⁻¹) ⁽¹⁾			ÁGUA SUBTERRÂNEA (µg.L ⁻¹)		
	S	T	I	S	T	I
Triclorofenol (total)	0,001			0,025	5,0	10
Tetraclorofenol (total)	0,001			0,01	5,0	10
Pentaclorofenol	0,002	2,5	5,0	0,02	1,5	3,0
Cloronaftaleno		5,0	10		3,0	6,0
PCB total	0,02	0,5	1,0	0,01	0,01	0,01
DDD, DDE, DDT (tot)	0,0025	2,0	4,0		0,01	0,01
Drin		2,0	4,0		0,05	0,1
Aldrin	0,0025					
Dieldrin	0,0005					
Endrin	0,001					
HCH compostos (tot.)		1,0	2,0		0,5	1,0
α-HCH	0,0025					
β-HCH	0,001					
γ-HCH (lindano)	0,00005			0,0002		
Carbaril		2,5	5,0	0,01	0,06	0,1
Carbofuran		1,0	2,0	0,01	0,06	0,1
Maneb		17,5	35		0,05	0,1
Atrazin	0,00005	3,0	6,0	0,0075	75	150
Ciclohexanona	0,1	135	270	0,5	7.500	15.000
Ftalatos (totais)	0,1	30	60	0,5	2,75	5,0
TPH	50	2.525	5.000	50	325	600
Piridina	0,1	0,55	1,0	0,5	1,75	3,0
Estireno	0,1	50	100	0,5	150	300
Tetrahidrofuran	0,1	0,25	0,4	0,5	0,75	1,0
Tetrahidrotiofeno	0,1	45	90	0,5	15	30
Não-clorados (outros)		5,0	10			

⁽¹⁾ valores para solos com 10% de matéria orgânica e 25% de argila.

S – valor de referência abaixo do qual o meio é considerado como não contaminado.

T – valor médio que indica necessidade de maiores informações para avaliação.

I – valor de referência acima do qual há necessidade de intervenção.

Quadro 2.7 – Sumário de alguns contaminantes e seus limites no solo e na água, segundo a norma holandesa (apud KOLESNIKOVAS et al., 2000).

É interessante notar diferenças marcantes entre as duas propostas, a da CETESB e a do Ministério do Meio Ambiente holandês. Por exemplo, o Cobre, o Zinco, o Cloreto de Vinila, o Benzeno e o DDT apresentam valores de intervenção para águas subterrâneas menos tolerantes na norma holandesa que na norma paulista (essa, por sua vez, indica que seus valores decorrem de padrões estabelecidos pelo Ministério da Saúde). É possível que os cenários de risco em que foram estabelecidos esses valores sejam diferentes (e.g. extensão territorial, clima, tipo de solo) e não faz parte do objetivo desta tese esmiuçar os fatores condicionantes e a metodologia para se obter tais valores. O que se pretende neste tópico é mostrar que a ausência de um padrão específico de valores (em vista das condições regionais, econômicas, sociais, culturais e científicas) aumenta a complexidade do procedimento analítico.

O investigador deve levar em conta, tanto quanto possível, todas essas incertezas, interpretando a multiplicidade de normas e procedimentos, suas lacunas e peculiaridades, evitando idéias pré-concebidas e avaliando crítica e permanentemente todo o processo de investigação dentro do contexto sistêmico proposto.

O problema transcende o enfoque prescritivo, onde normas regionais, nacionais e até tratados internacionais fixam os parâmetros ou valores, ou o enfoque de desempenho, onde a complexidade das interações pode se tornar um obstáculo para a avaliação. O investigador deve fugir à tentação de preencher lacunas prescritivas importando normas sem adaptá-las às condições locais ou de tentar avaliar o desempenho de determinado procedimento sem o adequado suporte analítico.

Em geral busca-se um padrão ou uma forma amigável de se modelar a realidade. No entanto, modelar é restringir. As análises refletem um estado local e temporal da amostra que, por meio de tratamento estatístico, podem conduzir a uma aproximação da realidade. O modelo até então revisto é de um sistema aberto que partindo de um estado inicial é afetado por condicionantes externas. Não se está modelando a realidade como um ecossistema contaminado sujeito a processos físicos, químicos, geoquímicos, físico-químicos, bioquímicos, biológicos, antrópicos e climáticos mas um sistema de informação que tentará capturar a realidade presente (o estado da contaminação, os meios pelos quais o contaminante possa entrar em contato com o alvo e os efeitos desse contato com o alvo), cujos fatores externos são as incertezas decorrentes: (i) do entendimento que o investigador possa ter da situação, derivado do conhecimento que possui e dos procedimentos que adotou; (ii) da própria natureza das análises (acurácia); e (iii) da qualidade da amostra analisada (representatividade).

Seria exagerado supor que o investigador pudesse ter um entendimento completo sobre a participação de todos os processos que compõem a realidade de um ecossistema a partir da investigação. O estado inicial é nada ou pouco se conhecer sobre a área estudada e esse conhecimento vai sendo afetado pelas descobertas. Esse é o sistema aberto acima referido. Em que pesem as incertezas que pairam como condicionantes externas, o resultado final é um entendimento relativo da situação sob condições de risco aceitáveis.

Ao se empregar métodos de amostragens, procedimentos analíticos e valores de referência adequados, contribui-se para minimizar as incertezas e ter um melhor entendimento da realidade. Assim, as considerações sobre o cenário fonte-caminho-alvo, as avaliações dos riscos e as decisões no âmbito da gerência de risco serão tomadas sobre bases mais reais.

2.6 – MÉTODOS INDIRETOS DE INVESTIGAÇÃO

Como mencionada na seção sobre Atividades no Campo (item 2.3.2), a investigação geoambiental não está restrita às atividades intrusivas como o método direto de amostragem e subsequente análise química. O uso de métodos indiretos é atrativo, em especial a prospecção geofísica, que será tratada nesta seção enfocando duas modalidades: uma tipicamente não-intrusiva (a eletrorresistividade de superfície); e outra intrusiva (a sonda ou cone resistivo).

A Prospecção Geofísica se constitui em um conjunto de técnicas físicas e matemáticas aplicadas à exploração do subsolo visando identificar estruturas, falhamentos ou corpos estranhos. Baseia-se na variação de uma ou mais propriedades físicas do solo e no contraste entre materiais, sejam eles corpos ou estruturas presentes no meio hospedeiro ou interfaces naturais, produto de estratificações, contatos litológicos, falhamentos, lentes, paleocanais etc.

Além do método elétrico, existem outros métodos de Prospecção Geofísica como o sísmico, o gravimétrico, o radiométrico, o térmico, o da luminescência e o magnético. Cada um deles baseado em uma propriedade física do solo/rocha, como a condutividade elétrica, a elasticidade, a densidade, a radioatividade, a condutividade térmica, a fluorescência e o magnetismo, respectivamente.

Como as interfaces localizadas em subsuperfície pelo método geofísico em uso num determinado trabalho de prospecção são expressões, apenas, de um contraste entre parâmetros físicos, a Prospecção Geofísica se constitui em um processo indireto de investigação (FERNANDES, 1984).

A adequabilidade de cada método é função da propriedade física mais marcante no meio investigado, de forma que as medidas geofísicas permitam discriminar as anomalias existentes. Em alguns casos, como por exemplo a localização de uma jazida de magnetita, o método adequado é o magnético e a investigação, nesse caso, passa a ser considerada um processo direto.

A prospecção elétrica engloba o uso de métodos como o eletrorresistivo, o da polarização induzida, o eletromagnético e o radar de penetração no solo (GPR). Esse último utiliza o princípio da propagação de ondas eletromagnéticas.

2.6.1 – O MÉTODO GEOFÍSICO DA ELETRORRESISTIVIDADE

O método eletrorresistivo tem sido usado extensivamente desde os anos 1970 na pesquisa de aquíferos produtivos, no monitoramento de plumas de contaminação, em levantamentos de engenharia para localizar cavidades, falhas, fissuras, galerias etc., na arqueologia e em outras aplicações (REYNOLDS, 1997).

O princípio básico do método eletrorresistivo é a imposição de um campo elétrico (I) através de eletrodos de corrente e a medição da queda de potencial (V) deste campo nos eletrodos receptores. Aplicando-se a forma elementar da Lei de Ohm ao circuito elétrico completado através do subsolo temos que:

$$R = V / I \quad [2.1]$$

Entretanto, a resistência (R) não define diretamente a propriedade elétrica do solo pois depende do comprimento (L) do condutor, da seção reta (S) desse condutor e da constante de proporcionalidade ou resistividade (ρ), esta sim uma propriedade do material. A resistência (R) pode ser definida como:

$$R = \rho \cdot L / S \quad [2.2]$$

De [2.1] e [2.2] vem:

$$\rho = (V \cdot S) / (L \cdot I) \quad [2.3]$$

O valor S / L é normalmente definido como um fator geométrico relacionado ao tamanho e tipo de arranjo dos eletrodos na modelagem considerada. A unidade adotada para o fator geométrico é o metro (m^2 / m) e, portanto, para a resistividade, a unidade é o Ohm.m. A condutividade (σ) é o inverso da resistividade e tem a unidade de Siemens/metro (S/m) que é equivalente a mhos/metro ($\Omega^{-1} \cdot m^{-1}$).

Existem três vias pelas quais a corrente elétrica pode ser conduzida em um meio qualquer: (i) a eletrolítica com a transferência de carga se dando por meio da migração das partículas iônicas num meio eletrolítico em resposta a um campo elétrico; (ii) a eletrônica (ou ôhmica) com transferência de carga pelo fluxo de elétrons livres em um condutor metálico; e (iii) a dielétrica que se dá em materiais pouco condutores quando aplicado um campo elétrico variável no tempo (corrente alternada) que provoque a polarização das moléculas.

Em um meio poroso como é o solo, a condução eletrolítica assume importância pelo fato de haver uma solução intersticial que facilite esse tipo de condução. Em face do método resistivo empregar corrente contínua, a condução dielétrica, sendo dependente da frequência, torna-se praticamente desprezível. A condução ôhmica dependerá da participação dos grãos minerais no processo, que em geral são pouco condutores, assumindo relativa importância quando os grãos do solo forem bons condutores (e.g. argilominerais, grafita, pirita). O estudo desenvolvido por FUKUE et al. (1996) na calibragem do cone resistivo mostra que a resistividade da areia se aproxima da resistividade da argila quando a concentração de sais no eletrólito aumenta, demonstrando a importância da condução eletrolítica.

Na condução eletrolítica, a porosidade e o grau de saturação do solo são fundamentais em vista da maior possibilidade de espaços interconectados preenchidos com solução intersticial. Outros fatores influenciam e até limitam a condução eletrolítica como a viscosidade que se opõe ao movimento dos íons, função da temperatura, do tamanho do íon, da concentração iônica e da valência do íon (WEEMEES, 1990).

Uma vez que o solo é um sistema multifásico, diversos fatores contribuem para formar a resistividade total do solo. Além dos já mencionados como temperatura, porosidade, tortuosidade e composição iônica do fluido intersticial, a matriz do solo, o pH da água intersticial, a capacidade de troca catiônica (CTC) dos minerais da matriz, a superfície específica condutiva dos grãos do solo (que depende da resistividade da água intersticial), o ar e substâncias dissolvidas ou imiscíveis aumentam a complexidade, especialmente quando se considera solos contaminados. A medida da resistividade total é um resultado da condução através desses componentes e de como eles interagem uns com os outros (WEEMEES, 1990).

A simplificação desse modelo leva a casos como a Fórmula de Archie, mencionada por diversos autores (FERNANDES, 1984; WEEMEES, 1990; LUNNE et al., 1997; REYNOLDS, 1997; CPRM, 2000), que, para a condição da resistividade do fluido intersticial ser muito baixa e não haver partículas de argila no solo, relaciona, empiricamente, a resistividade total do solo/rocha diretamente com a resistividade da água nos poros mediante a participação do fator de formação (FF), função da geometria e saturação dos poros:

$$FF = \rho_b / \rho_f = a \cdot n^{-m} \cdot s^{-2}$$

onde:

ρ_b = resistividade total

ρ_f = resistividade do fluido intersticial

a = coeficiente de tortuosidade (a = 1 apud CPRM, 2000)

m = coeficiente de cimentação (areias = 1,5 e argilas de 1,8 a 3)

n = porosidade

s = grau de saturação.

O quadro 2.8, adaptado de TELFORD et al. (1990) e REYNOLDS (1997), apresenta alguns valores de resistividade elétrica de alguns materiais geológicos, onde pode ser observada a influência da saturação e da porosidade do material.

MATERIAL	RESISTIVIDADE ($\Omega.m$)
Água do mar	0,2
Água superficial	10 – 100
Areia aluvionar	10 – 800
Areias recentes (Quaternárias)	50 – 100
Areias argilosas ou argilas arenosas	30 – 215
Arenito	1 – $7,4 \times 10^8$
Argilas	1 – 100
Argilas (muito secas)	50 – 150
Aterros sanitários não saturados	30 – 100
Aterros sanitários saturados	15 – 30
Basalto	10 – $1,3 \times 10^7$
Bauxita	200 – 600
Calcários	50 – 10^7
Conglomerados	2×10^3 – 10^4
Diabásio	20 – 5×10^7
Gelo (regiões polares)	5×10^4 – 3×10^5
Gelo (regiões temperadas)	2×10^6 – $1,2 \times 10^8$
Gnaisse (seco)	3×10^6
Grafita	10^{-4} – 5×10^{-3}
Granito	300 – 10^6
Granito intemperizado	30 – 500
Granito porfírico saturado	$4,5 \times 10^{-3}$
Hematita	$3,5 \times 10^{-3}$ – 10^7
Pirita	$2,9 \times 10^{-5}$ – 1,5
Quartzito	10 – 2×10^8
Solo superficial	250 – $1,7 \times 10^3$
Solo (com 20% de argila)	33
Solo (com 40% de argila)	8
Solo laterítico	120 – 750
Xisto	20 – 10^4

Quadro 2.8 – Valores de resistividade elétrica de alguns materiais geológicos (apud TELFORD et al., 1990 e REYNOLDS, 1997).

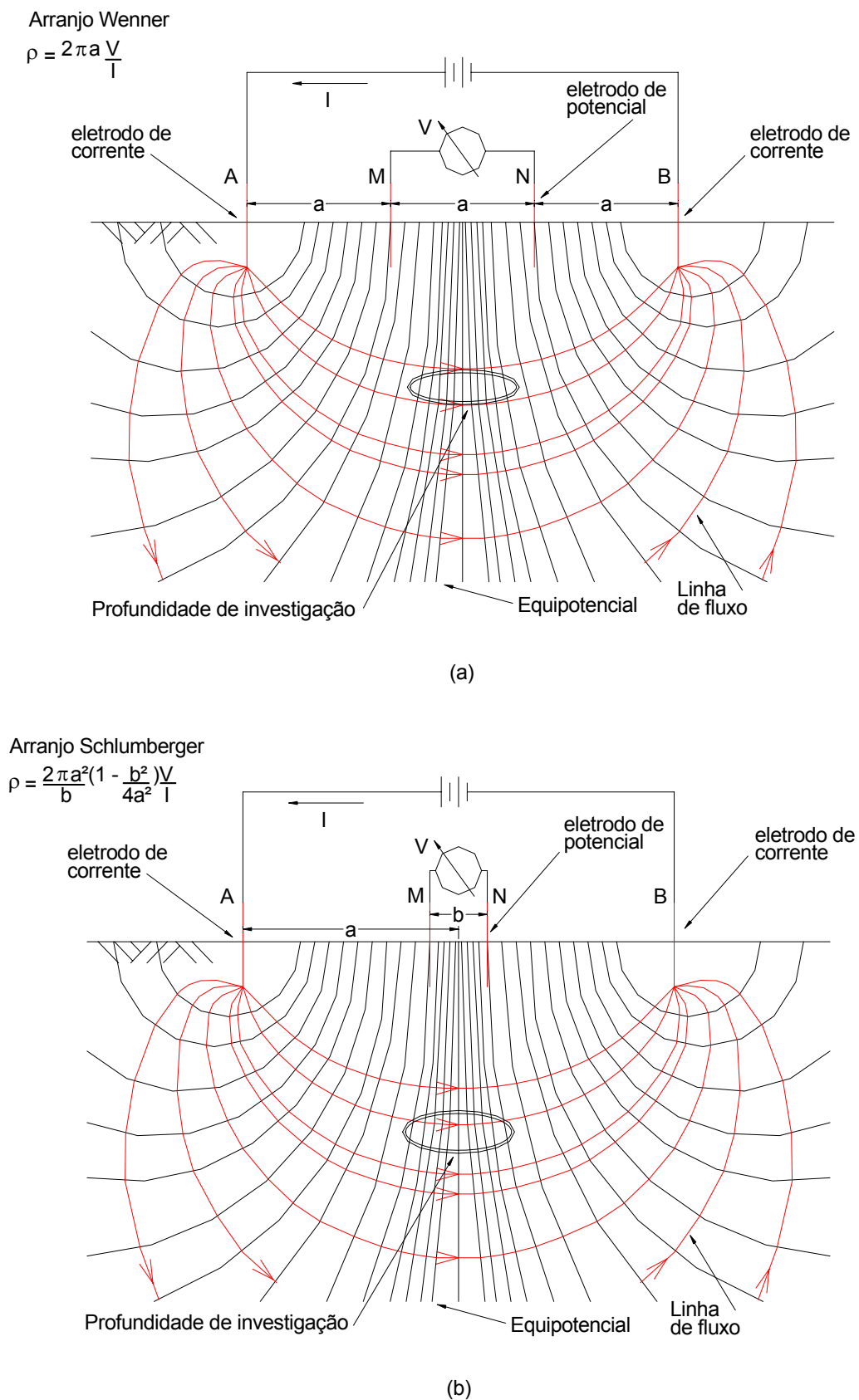


Figura 2.10 - Configurações de eletrodos no método eletrresistivo. (a) Arranjo Wenner. (b) Arranjo Schlumberger (apud REYNOLDS, 1997).

No método eletrorresistivo, a imposição do campo elétrico e a medição do potencial é feita segundo diversos arranjos de eletrodos. Os mais usuais são os arranjos simétricos Wenner (Figura 2.10a) e o Schlumberger (Figura 2.10b), tanto para as técnicas de caminhamento elétrico como para a sondagem elétrica vertical (SEV).

No arranjo Wenner os eletrodos de corrente (A e B) e os eletrodos de potencial (M e N) são posicionados em linha, de forma a manter idêntico afastamento entre si ($AM = MN = NB$). No arranjo Schlumberger a distância AB deve ser, no mínimo, igual a cinco vezes a distância MN. Na prática, a profundidade de investigação deve ser considerada como sendo um terço da distância AB para o arranjo Wenner ou a semi-distância AB no caso do arranjo Schlumberger. No arranjo Wenner, diferentes profundidades de investigação são obtidas variando-se, proporcionalmente, todos os eletrodos. Na configuração Schlumberger, aumenta-se a profundidade de investigação afastando-se apenas os eletrodos de corrente (A e B), simetricamente. Pelo fato de adaptar a profundidade de investigação ajustando-se apenas os eletrodos de corrente, o arranjo Schlumberger é mais utilizado nas sondagens verticais.

Cada configuração conduz a um fator geométrico próprio, decorrente do arranjo de eletrodos e da modelagem, que considera o solo um meio homogêneo e isotrópico. Na realidade o solo é heterogêneo e por vezes anisotrópico, portanto, a resistividade medida, conforme os arranjos acima mencionados, deve ser considerada como resistividade aparente e a expressão do seu valor, extraída de REYNOLDS (1997), está contida na Figura 2.10.

A técnica de sondagem elétrica vertical (SEV) é usualmente empregada na determinação da variação da resistividade com a profundidade, útil na localização de aquíferos potáveis, embasamento cristalino e acentuadas mudanças estratigráficas em geral decorrentes de acamamentos plano-paralelos.

A técnica do caminhamento elétrico (CE) possibilita a obtenção da variação horizontal da resistividade. Sondagens em profundidades específicas, para um dado caminho, permitem a montagem do perfil ou seção vertical do solo. A sucessão desses perfis possibilita não só a construção de planos horizontais de resistividade ou cartas de isorresistividade como, também, um entendimento em três dimensões da distribuição da resistividade do solo, útil na delimitação de anomalias resistivas, como falhamentos, fraturamentos, diques, intrusões salinas e plumas de contaminação.

2.6.2 – O CONE RESISTIVO

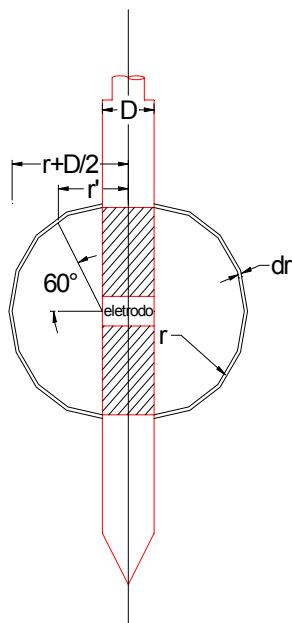
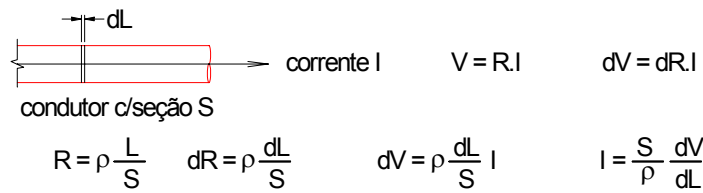
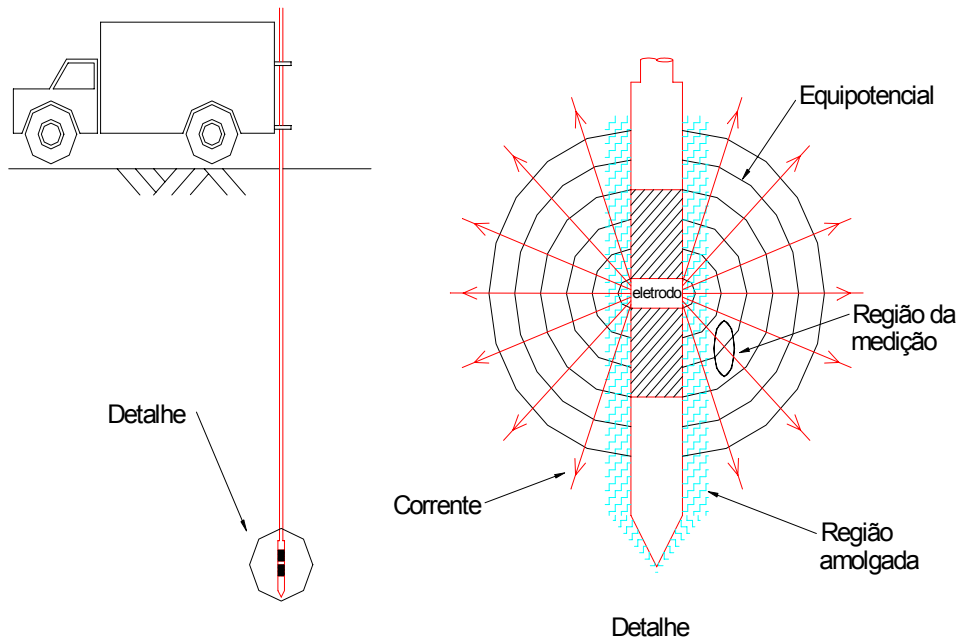
Em geral o método geofísico da eletrorresistividade utiliza técnica não-invasiva para efetuar a prospecção do subsolo. Entretanto, as medições efetuadas são pontuais e envolvem a região do subsolo compreendida entre os eletrodos que formam o circuito elétrico modelado, assumindo-se que o solo, nessa região, é homogêneo e isotrópico.

Com o desenvolvimento da técnica de cravação direta e o crescente uso de sondas do tipo piezocone (CPTU), diversos pesquisadores desenvolveram sondas específicas (apud BRANDL e ROBERTSON, 1996; LUNNE et al., 1997), contendo eletrodos de corrente e eletrodos de potencial, tal que o parâmetro resistividade do solo pudesse ser obtido de forma contínua ou quase contínua, conforme o avanço da cravação do equipamento no subsolo.

Essas sondas específicas ou cones resistivos (RCPT) minimizam a questão da falta de homogeneidade do solo, na modelagem física do problema, em vista de a região medida envolver apenas a pequena porção do solo vizinha ao arranjo dos eletrodos (Figura 2.11). Portanto, sendo o afastamento dos eletrodos fixo, por construção, a investigação em profundidade dar-se-á pela penetração da sonda no meio investigado e não pelo afastamento progressivo dos eletrodos como nas técnicas de superfície, apresentadas anteriormente.

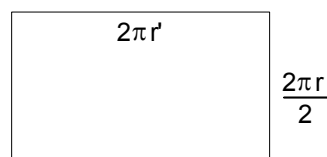
A sonda resistiva tem sua aplicação limitada a solos friáveis e, geralmente, isentos de matações ou blocos que possam danificar a sonda ou a composição de hastes. Na investigação geoambiental, o RCPT possui a desvantagem típica das técnicas intrusivas em face da possibilidade de serem criados caminhos adicionais para o transporte de contaminantes.

Entretanto, nos casos em que a estratigrafia e a distribuição espacial do contaminante estão razoavelmente delineadas, como é o caso do monitoramento, o emprego do cone resistivo pode ser adequadamente planejado visando minimizar essa desvantagem.



r' = "raio" médio da superfície equipotencial (esferóide)
 $r' = r \cdot \cos 60^\circ + D/2$

superfície equipotencial média retificada



S = área da superfície equipotencial média

$$S = 2\pi r' \cdot \frac{2\pi r}{2}$$

$$S = 2\pi \cdot (r \cdot \cos 60^\circ + D/2) \cdot \pi r$$

$$S = \pi^2 (r + D) \cdot r$$

expressão teórica da resistividade:

$$\rho = \frac{\pi^2 (r + D) \cdot V}{I}$$

Figura 2.11 - Modelo físico-matemático para o cone resistivo de um eletrodo

Como visto na seção anterior, a porosidade do solo afeta o valor da resistividade. Portanto, as medições da resistividade utilizando o RCPT são feitas na região próxima à sonda mas suficientemente afastadas da região amolgada pela penetração do cone resistivo, permitindo que o valor medido seja representativo daquela profundidade. O afastamento dos eletrodos no corpo da sonda determinará a região da medição.

A Figura 2.11 apresenta o modelo físico-matemático aplicável ao cone resistivo adquirido pela COPPE (ilustrado na Figura 2.3b), considerando as hipóteses de: (i) o eletrodo emissor de corrente montado no cone estar perfeitamente isolado; (ii) o eletrodo receptor estar localizado no infinito; e (iii) os eletrodos de potencial (medição) serem o corpo do cone e o próprio eletrodo emissor. Desta forma as linhas de fluxo de corrente (I) se irradiam para o infinito, e o campo de potencial (V) gerado é constituído por esferóides concêntricos de isopotencial (raio = r).

A Lei de Ohm aplicada a um circuito elétrico preceitua que a diferença de potencial entre dois pontos de um condutor é igual ao produto da resistência desse condutor pela corrente que o atravessa, onde essa resistência é diretamente proporcional ao comprimento do condutor e inversamente proporcional à área desse condutor (equação 2.2). A constante de proporcionalidade é a resistividade (ρ), definida como uma propriedade do material por ser independente da sua forma, mas dependente das características intrínsecas desse material. Para o solo, como já mencionado, essas características são a porosidade, o grau de saturação, a composição iônica do fluido intersticial, o tipo de mineral da matriz, etc.

No desenvolvimento exposto na Figura 2.11, a forma diferencial da Lei de Ohm pode ser escrita como:

$$I = -(S / \rho) \cdot dV/dr \quad [2.4]$$

Onde S é a superfície equipotencial média atravessada pelo fluxo de corrente proveniente do eletrodo emissor (ver a Figura 2.11):

$$S = \pi^2 r (r + D) \quad [2.5]$$

Na expressão [2.4], a função $V(r)$ é uma função inversa da forma:

$$V = C_2 + (C_1 / r) \quad [2.6]$$

Quando o raio (r) do esferóide tende ao infinito, o potencial tende a zero, logo $C_2 = 0$ e:

$$V = C_1 / r \quad [2.7]$$

Derivando [2.7] e substituindo em [2.4], juntamente com a expressão [2.5] tem-se:

$$I = \{-[\pi^2 r (r + D)] / \rho\} \cdot \{-[C_1 / r^2]\} \quad [2.8]$$

Operando obtém-se o valor de C_1 :

$$C_1 = \{I \rho r / [\pi^2 (r + D)]\} \quad [2.9]$$

Substituindo [2.9] em [2.7] e operando para explicitar a resistividade (ρ), tem-se que:

$$\rho = [\pi^2 (r + D)] (V / I) \quad [2.10]$$

Esse modelo, como tantos outros correspondentes a arranjos distintos de eletrodos, resulta num valor de resistividade dependente da corrente aplicada (I), do potencial medido (V) e da geometria do cone ($C = \pi^2 (r + D)$) ou fator de forma relacionado ao arranjo dos eletrodos. No caso do cone adquirido pela COPPE/UFRJ, sendo a distância entre eletrodos de medição $r = 0,05$ m e tendo o diâmetro $D = 0,0437$ m (correspondente à área da seção de 15 cm^2), tem-se o fator de forma $C = 0,9248$ m.

Segundo WEEMEES (1990), o cone resistivo deve ser calibrado em laboratório introduzindo-o completamente em uma câmara contendo água à qual são adicionadas quantidades de cloreto de potássio (KCl) e tomadas medidas de resistência para cada concentração eletrolítica. Em paralelo devem ser tomadas medidas da resistividade através de um condutivímetro e comparados esses valores com as medições feitas por meio do cone.

2.7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente Revisão Bibliográfica apresentou a Investigação Geoambiental no contexto da análise de risco onde se considera que o modelo conceitual fonte-caminho-alvo deve estar presente na definição dos objetivos do processo de investigação e do grau de refinamento necessário à gerência de risco.

Além disso, a complexidade dos problemas envolvendo áreas contaminadas conduz a uma abordagem por fases, enfocando conhecimentos e dados sobre a contaminação, a geologia, a hidrologia/hidrogeologia e os cenários plausíveis de risco como os caminhos e os alvos.

Nesse contexto, a fase preliminar assume grande importância pois a qualidade dos dados obtidos no estudo de gabinete e no reconhecimento de campo são determinantes no planejamento das fases subseqüentes, contribuindo para reduzir os custos e circunscrever o problema. A fase exploratória, bem delineada pelo diagnóstico preliminar, refina conhecimentos iniciais mediante o emprego de métodos diretos (limitadas amostragens) e indiretos (geofísica) de investigação. Na fase principal a investigação é dominada por métodos diretos que visam revelar detalhes adicionais como a extensão da contaminação e o risco associado e subsidiar projetos de remediação ou contenção.

Os métodos diretos foram abordados de forma procedimental como estratégias para amostragens, atividades no campo e coleta de amostras, procurando fornecer um conjunto de informações que possibilitasse uma melhor acurácia na investigação, caracterizada pela representatividade da amostra.

Uma seção específica tratou da investigação do meio hídrico com breves abordagens sobre a migração de NAPL, o regime hidrogeológico, amostragens e poços de monitoramento.

Complementando o assunto sobre métodos diretos, foram comentados alguns aspectos sobre os procedimentos de análise enfocando a interação do contaminante com o solo, as análises químicas e as concentrações-limite de contaminantes no solo e na água subterrânea.

Finalmente, dois métodos indiretos de investigação foram apresentados: um não-intrusivo e o outro intrusivo. A geofísica de superfície utilizando a eletrorresistividade foi o método indireto não-intrusivo utilizado nesta investigação e seu resultado será apresentado no capítulo seguinte. Havia expectativa de se usar o cone resistivo na área investigada mas algumas dificuldades, que serão comentadas posteriormente, impossibilitaram o uso dessa técnica intrusiva.

3. - PROCEDIMENTOS E RESULTADOS

3.1 – INTRODUÇÃO

A presente pesquisa procurou seguir a abordagem exposta no capítulo anterior, especialmente no que se refere ao faseamento da investigação. Desta forma, a fase preliminar da investigação abrangeu os aspectos geológicos e ambientais descritos a seguir, obtidos por meio de levantamento documental e visitas de reconhecimento.

A fase exploratória envolveu a caracterização geotécnica, a hidrogeologia, a geofísica e a química do solo, levadas a efeito mediante amostragens, instalação de piezômetros, medições, levantamentos, cálculos, desenhos e análises em laboratórios.

Como a investigação geoambiental é um processo de contínua descoberta, dados ou informações obtidas em uma fase ou em uma etapa foram objeto de análise ou consideração no planejamento da etapa seguinte e essas análises/considerações fazem parte deste contexto procedimental, independente de poder vir a ser comentada no capítulo seguinte, que procurará focar as análises diretamente ligadas ao objetivo desta dissertação.

3.2 - GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA

O aterro estudado está situado no setor Noroeste do recôncavo da Baía de Guanabara, numa região de mangue compreendida entre o Rio Estrela e o Canal de Tomada que corta o parque industrial conhecido como Polo Gás-Químico, no município de Duque de Caxias - RJ, conforme mostrado na Figura 1.1 (página 4).

A região estudada, segundo a mais recente edição do mapa geológico do Estado do Rio de Janeiro (reproduzido em parte na Figura 3.1), é dominada por depósitos praias marinhos do Quaternário, de idade holocênica (CPRM, 2001). Esses depósitos holocênicos são suportados, provavelmente, por depósitos pleistocênicos decorrentes dos diversos ciclos erosivos e deposicionais que ocorreram durante todo o Cenozóico, mas principalmente no Quaternário (AMADOR, 1997).

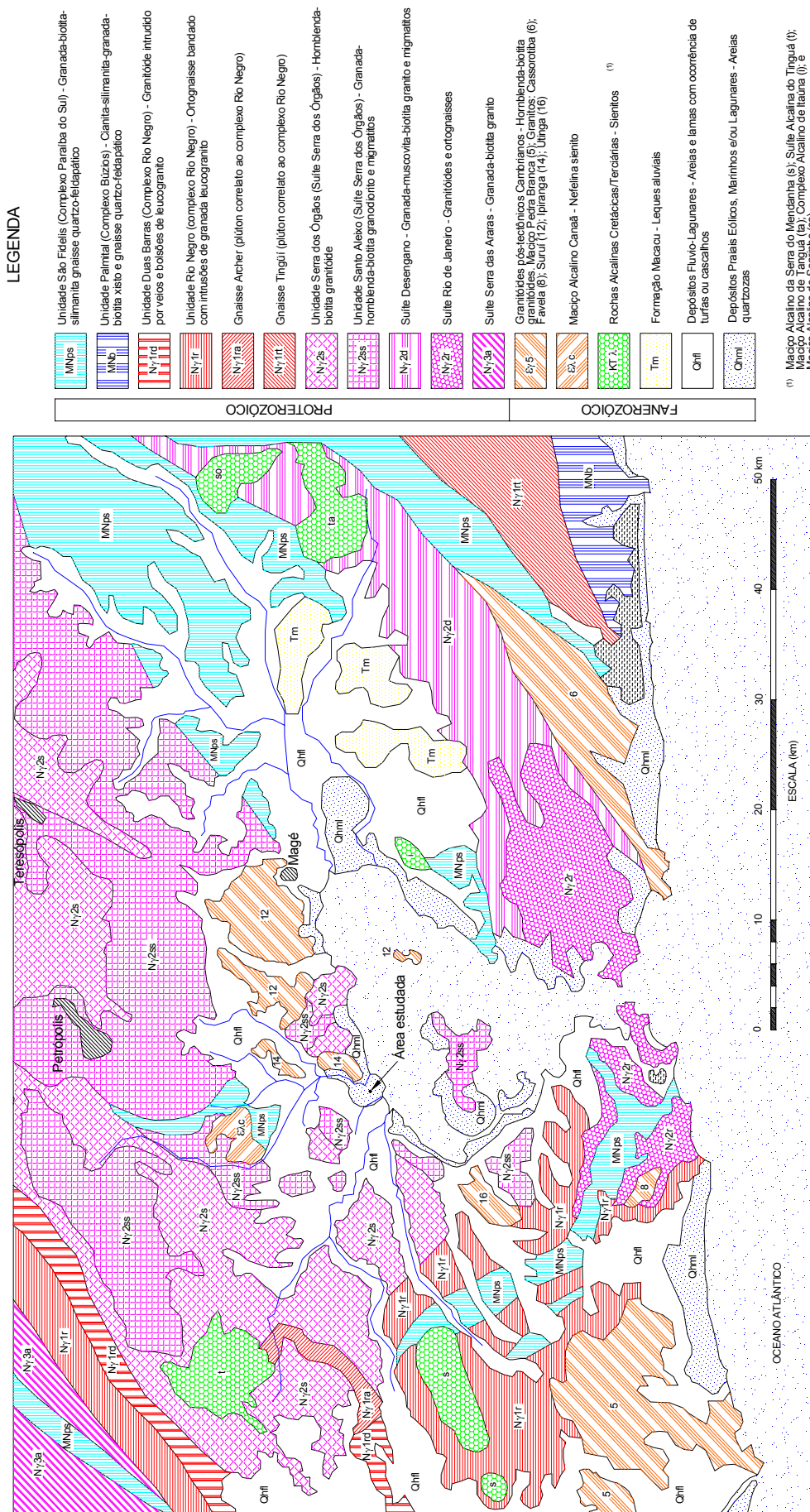


Figura 3.1 - Mapa geológico da bacia da Baía de Guanabara (adaptado de CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2001)

Uma prospecção geofísica (sísmica de refração) realizada por estagiário da Petroflex em área muito próxima ao aterro estudado indicou que o embasamento cristalino encontra-se a uma profundidade de 30 a 40 m. Em um estudo feito na área da Petroflex, SILVA JUNIOR e ROCHA (1999) estimaram em até 16 m a espessura do solo residual.

O afloramento rochoso metamórfico próximo da área estudada (Morro do Mosquito no interior da planta industrial da Petroflex) e o mapa geológico da Figura 3.1 indicam que o embasamento cristalino da região deve ser composto por: (i) gnaisses vinculados à Unidade São Fidélis (MNps) do Meso/Neoproterozóico; (ii) migmatitos/granitóides vinculados à Suíte Serra dos Órgãos, provavelmente pertencentes à Unidade Santo Aleixo (N_{γ1ss}), do Neoproterozóico; e/ou (iii) granitóides Cambrianos (ε_{γ5}) pós-tectônicos (evento ocorrido no Neoproterozóico relacionado à colagem de orógenos brasileiros e pan-africanos). De forma genérica observa-se que a litologia da região é composta por rochas muito antigas (idade superior a 500 milhões de anos), que participaram de eventos como o soerguimento e colapso do supercontinente Pangea (Cretáceo), abertura do Oceano Atlântico Sul e rifteamento da plataforma.

À parte a tectônica do Neoproterozóico, causadora de plutonismos e metamorfismos na região, e a tectônica do Cretáceo, envolvendo magmatismos e falhamentos normais, estes os responsáveis pelas imponentes escarpas da Serra do Mar e pelo Graben da Guanabara, a evolução dessa região, especialmente o graben, foi marcada por eventos erosivo-deposicionais a partir do Terciário. No Quaternário, fenômenos climáticos e variações do nível do mar marcaram a construção das planícies costeiras atuais (CPRM, 2001).

SUGUIO (1999), citando outros pesquisadores, assinalou três episódios transgressivos no Quaternário: (i) a Transgressão Antiga, anterior a 123.000 anos antes do presente (AP), quando o nível do mar atingiu mais de 13m acima do nível atual; (ii) a Transgressão Cananeense, há 123.000 anos AP, quando o nível do mar teria atingido 8 ± 2 m acima do atual; e (iii) a Transgressão Santista (Guanabarina para AMADOR (1997)), iniciada há cerca de 17.500 anos AP e responsável pela formação dos atuais terraços holocênicos.

Essa última fase transgressiva iniciou-se quando o nível do mar achava-se 120 a 130m abaixo do atual, expondo praticamente toda a plataforma continental e submetendo a superfície plana emersa a intensa erosão. Mapas batimétricos, como o

apresentado por AMADOR (1997), mostram que essa superfície foi dissecada por vales fluviais.

Progressivamente, o nível do mar foi subindo e estabilizando ou modificando sua velocidade de subida, conforme observou SUGUIO (1999), reconhecendo esse autor alguns patamares de estabilização e apontando o início do Holoceno quando o nível do mar se encontrava entre 60 a 70 m abaixo do atual. À medida que o processo transgressivo continuava, sedimentos recobriam feições antigas (paleovales), enquanto alguns terraços pleistocênicos eram retrabalhados.

O depósito Quaternário holocênico, que suporta o manguezal onde está contido o aterro estudado, deve ter idade inferior a 7.000 anos, quando, a partir do último patamar de estabilização na cota entre 20 a 25 m negativos (SUGUIO, 1999), o processo transgressivo foi retomado fazendo com que os paleocanais, paleomanguezais e outros terraços (pleistocênicos) fossem afogados por sedimentos flúvio-marinhas.

SUGUIO (1999) aponta o máximo transgressivo como tendo ocorrido há 5.100 anos AP com o mar de 3 a 5 m acima do nível médio atual, seguido por duas oscilações com novos picos máximos de 2 a 3,5 m acima do atual, há aproximadamente 3.600 anos AP, e de 1,5 a 2,5 m há cerca de 2.500 anos AP. Desde então tem havido uma tendência ao rebaixamento contínuo. Entretanto, alguns pesquisadores (apud AMADOR, 1997 e SUGUIO, 1999) observaram uma subida de nível nas últimas décadas (de 10 a 30 cm/século).

Quanto aos aspectos geomorfológicos, o mapa da Figura 3.2, adaptado de CPRM (2001), mostra que a área estudada integra a planície flúvio-marinha, associada ao sistema de planície colúvio-alúvio-marinha. Ambas constituem o relevo agradacional, cujo material fonte tem provável origem nas colinas, morrotes e morros baixos isolados que as cercam e nas escarpa da Serra do Mar e maciços adjacentes.

Os próprios relevos de agradação como a planície colúvio-alúvio-marinha (122) que forma a Baixada Fluminense e as planícies aluviais continentais (111) na base da escarpa da Serra do Mar (252) provavelmente funcionaram como relevos de degradação para planície flúvio-marinha (123).

A drenagem do escarpamento da Serra do Mar é feita por algumas sub-bacias que compõem a bacia da Baía de Guanabara, tais como as sub-bacias dos Rios Estrela-Saracuruna-Inhomirim e Iguaçu-Tinguá, essa última também funciona como rede de drenagem para parte do Maciço Alcalino da Serra do Tinguá (KTλt) e parte do Maciço Alcalino da Serra do Mendanha (KTλs).

O Rio Inhomirim drena, ainda, as colinas isoladas dominadas pelos granitos Ipiranga e Suruí. A sub-bacia do Rio Sarapuí drena parte do Maciço da Pedra Branca (εγ₅), parte do Maciço Alcalino da Serra do Mendanha (KTλs), e as colinas isoladas adjacentes. Os Rios Estrela, Saracuruna, Inhomirim, Iguaçu e Sarapuí drenam também a Baixada Fluminense e, alguns deles as planícies aluviais continentais adjacentes (leques aluviais), como pode ser visto na Figura 3.2.

Esses rios, com suas cargas sedimentares, quando transitam pela Baixada Fluminense, constituída por terrenos mal drenados, perdem a competência de transporte, aportando para a região estuariana os sedimentos mais finos e formando, pela progradação do litoral, os terrenos muito mal drenados que constituem a planície deltaica flúvio-marinha, dominada por maré. Nessa região, especificamente na área objeto desta investigação, instalou-se um amplo manguezal, cujo principal curso d'água é o Rio Estrela e seus tributários.

Portanto, a região estudada é composta por terrenos planos, sedimentares e sob forte influência marinha e fluvial, possivelmente estratificado ou com lentes arenosas e/ou argilosas em decorrência do processo de formação. Subjacente ao pacote sedimentar, o embasamento cristalino está provavelmente fraturado, havendo possibilidade de o aquífero nessa região mais profunda estar ligado a zonas de recarga mais elevadas e/ou contaminado pela intrusão salina.

3.3 – ASPECTOS AMBIENTAIS

O manguezal, onde foi construído o aterro, compõe a região estuariana do Rio Estrela, cujas águas transportam, não apenas os sedimentos dos terrenos a montante, como também, prováveis resíduos gerados pelas aglomerações urbanas situadas na sub-bacia do Rio Estrela, como as localidades de Saracuruna, Imbariê, Piabetá e parte dos distritos de Xerém, Cidade dos Meninos e Campos Elíseos.

Um pequeno curso d'água que contorna o interior do manguezal, recebe efluentes da estação de tratamento da planta industrial da Petroflex. O Canal de Tomada e outros tributários da bacia da Baía de Guanabara podem contribuir com sedimentos e contaminantes para o manguezal através da circulação das águas da Baía comandadas pelas correntes de maré. A proximidade da refinaria de petróleo Duque de Caxias também pode contribuir para uma contaminação difusa desse manguezal. Entretanto, todos esses fatores foram considerados como externos ao meio estudado e o que se busca é a contribuição do aterro na contaminação do solo ou dos corpos d'água próximos, uma vez que o manguezal, diretamente influenciado pelo fenômeno da maré, está intimamente ligado à Baía de Guanabara.

Quanto ao clima, toda a região está contida na área intertropical de clima quente e úmido. Especificamente em relação à área do interior do recôncavo da Baía de Guanabara, as isoietas indicam uma média de precipitação de 1.200 mm/ano (CPRM, 2001) que, segundo AMADOR (1997), leva a uma situação de clima de semi-úmido nessa região de baixada. Entretanto, as cabeceiras dos sistemas de drenagem estão situadas em regiões mais elevadas, com precipitação pluviométrica média de 2.000 mm/ano. Conseqüentemente, podem ocorrer enchurradas e inundações por ocasião das chuvas intensas, especialmente as de longa duração.

A temperatura média da região é superior a 22°C durante quase todo ano. A temperatura máxima absoluta pode ultrapassar 40°C e a mínima absoluta não é inferior a 8°C (AMADOR, 1997).

A vegetação local é típica de manguezal porém completamente modificada na superfície do aterro estudado, ocorrendo espécies exógenas como gramíneas, amendoeira-da-praia, bambu, leguminosas e frutíferas. De uma forma geral o aterro apresentava zonas com cobertura vegetal bem desenvolvida, com árvores de 6 a 8 m de altura, e zonas desoladas com vegetação rasteira ou sem vegetação.

A Figura 3.3 mostra uma série de fotografias do local investigado. Na foto tomada para o Norte (Figura 3.3b) pode-se ver ao fundo a Serra do Mar.

Em relação às espécies animais, foram avistados na superfície do aterro lagartos de grande porte, cobras, aves diversas, visitantes e semi-residentes (e.g. perdigotos, garças e urubus), peixes, caranguejos, alguns mamíferos de pequeno porte, insetos variados e larvas de mosquito em profusão nas poças d'água formadas pelas chuvas.



Figura 3.3a - Aterro estudado. Acima e abaixo vista da região central



Figura 3.3b - Alamo estudado. Acima vista para o Norte, tendo ao fundo a Serra do Mar. Abaixo vista para o Sul.

Algumas zonas do aterro apresentam odores fortes, semelhantes aos odores exalados na planta industrial. Nas proximidades da borda do aterro, por vezes, predominava o odor característico do mangue. Nas marés de vazante foram observadas exfiltrações pela saia do aterro de líquidos com substâncias não miscíveis sobrenadantes (LNAPL).

Na superfície do aterro foram observados metais e peças de concreto como seções de estacas e blocos e, em um determinado setor, blocos de material sintético muito duro. Eventualmente ocorrem resíduos de mangueiras, mangotes, fios e fitas.

3.4 – CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA

Após o reconhecimento do local foi contratada, pela Petroflex, a empresa Engesolos para coleta de amostras em diversas áreas da indústria, utilizando uma sonda montada sobre esteira (Geoprobe 54 DT) para cravação direta do amostrador. O equipamento é ilustrado em fotografias mostradas na Figura 3.4.

No aterro em estudo foram coletados 18 m contínuos de amostra de solo, no local designado como G-5. A Figura 3.5 mostra uma planta de localização dos dezenove (G-1 a G-19) furos de sondagens efetuados pela Engesolos na área da Petroflex. O material coletado foi destinado a estudos específicos de outros pesquisadores e os perfis de sondagens fornecidos pela Engesolos constituem o Apêndice 1.

Dos dezoito tubos de PVC transparente contendo amostras de solo extraídas do furo G-5, cinco foram postas à disposição desta pesquisa, ou seja, poderiam ser levadas para o Laboratório de Geotecnia Jacques de Medina da COPPE/UFRJ para a caracterização geotécnica. Os demais tubos com amostras de solo deveriam permanecer na Petroflex à disposição de outros grupos de pesquisadores. Os critérios de escolha são descritos a seguir (página 95).

Cada tubo tinha um comprimento original de 107 cm e foram observadas rupturas e/ou danos em aproximadamente 20% dos tubos (nos mais de 200 tubos correspondentes aos furos G-1 a G-19), geralmente quando cravado em solo mais resistente. Foi observado, ainda, que os caps de plástico maleável tamponando as extremidades dos tubos não promoviam uma perfeita vedação, ocorrendo vazamentos de água e, conseqüentemente, de solos finos, mesmo quando armazenados deitados.



Figura 3.48 - Equipamento Geoprobe em operação (acima) e local do furo G5 (abaixo).
Nota-se a ausência de resíduos da perfuração.



Figura 3.4b - Sequência de montagem do amostrador utilizando a técnica de cravação direta (da esquerda para a direita e de cima para baixo).



Figura 3.4c - Seqüência de desmontagem, retirada da amostra e descontaminação do amostrador (da esquerda para a direita e de cima para baixo).

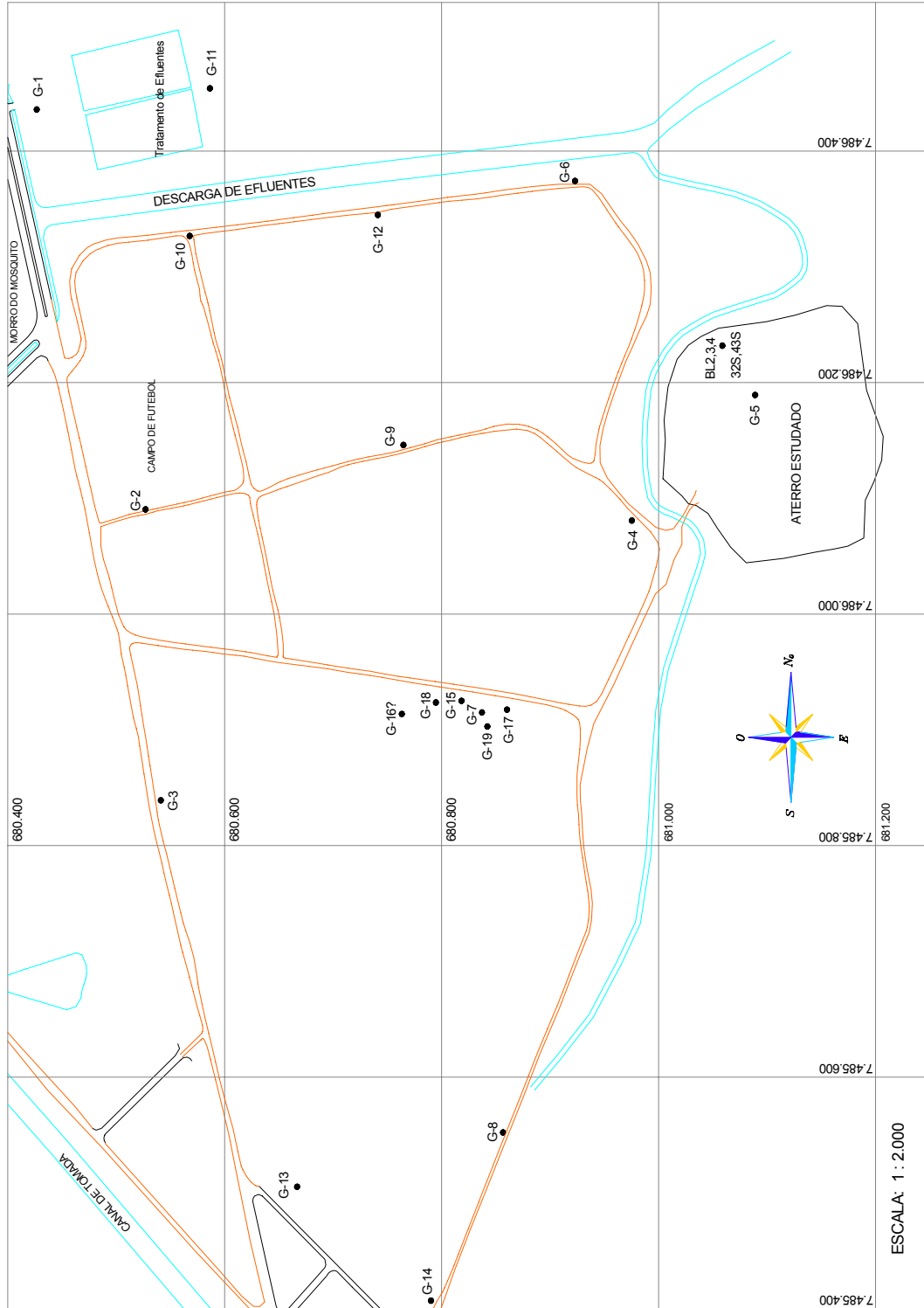


Figura 3.5 - Localização do furo de sondagem G-5 e outros integrantes da mesma campanha

As rupturas ou danos observados nos tubos foram basicamente de três tipos:

- (i) esbeijamento na borda do tubo, corrigido mediante seccionamento da parte esbeijada e reduzindo o tamanho da amostra;
- (ii) fissuramento generalizado ao longo do tubo como uma espinha de peixe, normalmente quando se usava o martelete da sonda para facilitar a penetração em solo mais resistente (quando o esforço da cravação contínua levantava o equipamento), nesse caso ocorrendo perda de material - solo e umidade; ou
- (iii) esgarçamento da parede do tubo, quando a amostra de solo se apresentava deformada aumentando sua seção transversal ou rompendo o tubo, podendo ocorrer perda de material.

Em que pese estas ocorrências, essa técnica de amostragem é rápida e praticamente não gera resíduos de perfuração. As ferramentas foram descontaminadas após cada uso, com duas soluções de detergente especial e ao fim do dia com jato de vapor.

A Tabela 3.1 abaixo apresenta a situação das amostras recuperadas no furo G-5.

Camada (m)	Comprimento do tubo(cm)		Motivo da diferença	Comprimento útil da amostra de solo no tubo (cm)	Textura do solo contido no tubo
	Original	Recuperado			
0 – 1	107	107		107	Argilo-arenosa
1 – 2	107	107		67	Areno-argilosa
2 – 3	108	108		87	Turfo-arenosa
3 – 4	107	Não medido	Desaparecimento	-	Argilosa
4 – 5	107	46	Ruptura	46	Argilosa
5 – 6	107	77	Ruptura	77	Argilosa
6 – 7	106	106		88	Argilosa
7 – 8	106	86	Ruptura	86	Argilosa
8 – 9	106	106		23	Argilosa
9 – 10	106	106		106	Argilo-arenosa
10 – 11	107	102	Esbeijamento	102	Argilosa
11 – 12	107	98	Esbeijamento	93	Argilo-arenosa
12 – 13	107	96	Esbeijamento	96	Argilo-arenosa
13 – 14	107	95	Esbeijamento	50	Areno-argilosa
14 – 15	107	96	Esbeijamento	50	Arenosa
15 – 16	107	75	Ruptura	22	Pedregulhosa
16 – 17	107	84	Ruptura	40	Arenosa
17 – 18	107	102	Esbeijamento	102	Argilosa

Tabela 3.1 – Amostras de solo no furo G-5 utilizando o equipamento Geoprobe 54 DT

Dependendo da compacidade ou consistência do solo, a amostra recuperada não preenchia totalmente o tubo. A maior diferença foi no tubo que recuperou a amostra de solo da profundidade de 15 a 16 m que, além de ter tido seu tamanho reduzido, a quantidade de solo foi tão pouca que mal deu para fazer a análise granulométrica.

Os cinco tubos contendo amostras de solo, disponibilizados para análise no laboratório da COPPE, foram selecionados com base na cor e textura, sendo escolhidos os mais representativos de cada extrato. Foram escolhidas as amostras coletadas entre as profundidades de 2 a 3m, 9 a 10m, 10 a 11m, 15 a 16 m, e 17 a 18 m. Para a caracterização foram tomadas as poções inferiores, ou seja, as profundidades de 3, 10, 11, 16 e 18 m. Evidentemente, a amostra de 16 m foi considerada imprecisa em relação à profundidade (entre 15 e 16 m) pelo motivo exposto acima.

Os resultados das análises granulométricas, limites de Atterberg, índices de plasticidade e densidade dos grãos constituem o Apêndice 2. A Figura 3.6 apresenta as curvas granulométricas desses solos analisados.

O solo logo abaixo do aterro, na profundidade de 2 a 3 m, gradou do próprio aterro para uma turfa areno-argilosa e daí para a argila orgânica marinha, sendo esta submetida à caracterização geotécnica e denominada, para efeitos da Figura 3.6, de argila orgânica 1 (G-5-3). A argila orgânica 2 (G-5-18) corresponde ao solo da profundidade de 17 a 18 m. O solo designado como argila (G-5-11) é o correspondente à profundidade de 10 a 11 m, o solo classificado como areia argilosa (G-5-10) é o solo da profundidade de 9 a 10 m e o solo da profundidade de 15 a 16 m (G-5-16) foi classificado como areia grossa pedregulhosa.

A condutividade hidráulica desses solos pesquisados foi estimada com base nos resultados das curvas granulométricas, aplicando-se expressão proposta por Hazen para areias $k = 100.D_{10}^2$ (LAMBE e WHITMAN, 1969). Mesmo considerando a evidente restrição para solos argilosos (o assunto será discutido no capítulo seguinte), foram encontrados os seguintes valores:

- (i) argila orgânica 1 (G-5-3) – $k = 2,25 \times 10^{-8}$ m/s;
- (ii) areia argilosa (G-5-10) – $k = 1,7 \times 10^{-8}$ m/s;
- (iii) argila (G-5-11) – $k =$ praticamente impermeável;
- (iv) areia pedregulhosa (G-5-16) – $k = 10^{-3}$ m/s; e
- (v) argila orgânica 2 (G-5-18) – $k =$ praticamente impermeável ;

Foram efetuadas determinações da umidade natural encontrando-se os seguintes valores:

- (i) argila orgânica 1 (G-5-3) – $w = 160\%$;
- (ii) areia argilosa (G-5-10) – $w = 19,3\%$;
- (iii) argila (G-5-11) – $w = 37,3\%$;
- (iv) areia pedregulhosa (G-5-16) – não foi possível determinar; e
- (v) argila orgânica 2 (G-5-18) $w = 44,4\%$.

O líquido intersticial de cada uma dessas amostras de solo do furo G-5 foi extraído por pressão e efetuada determinação do teor de cloreto e medido o pH, no Laboratório de Geotecnia da COPPE. Uma parte do solo foi utilizada na determinação do teor de matéria orgânica (TMO). Os resultados são apresentados na Figura 3.7 em conjunto com o perfil do solo, tomado segundo uma seção vertical entre os furos G-5 e G-7, afastados entre si de aproximadamente 370 m.

Os limites de liquidez e índices de plasticidade dos solos finos, levados à carta de plasticidade de Casagrande (MITCHELL, 1993), permitiram classificar a argila (G-5-11) como inorgânica e de alta plasticidade e as argilas orgânicas (G-5-3 e G-5-18) como efetivamente orgânicas, confirmando a classificação tátil-visual e a indicada pelos teores de matéria orgânica.

Na determinação da atividade das argilas (índice de plasticidade / porcentagem de argila), a argila orgânica 1 (G-5-3) apresentou o valor de 6, na faixa de valores apresentados por MITCHELL (1993) para a esmectita. A atividade da argila (G-5-11) foi de 0,56, na faixa de valores da illita ou da caulinita.

Uma amostra da argila (G-5-11) e uma amostra da argila orgânica 1 (G-5-5), cedida posteriormente pela Petroflex e relativa à profundidade entre 5 e 6m, foram levadas ao Laboratório de Via Úmida no Instituto de Geociências da UFRJ, lavadas com água destilada aquecida e centrifugada, sucessivamente, para retirada dos sais e preparadas lâminas a partir do material em suspensão por 24 horas. No Laboratório de Raio-X do citado Instituto, as lâminas foram submetidas a exame no difratógrafo com anticátodo de cobre. As lâminas foram examinadas três vezes: inicialmente ao natural; em seguida impregnada com glicol para expandir os argilominerais suscetíveis; e finalmente foram aquecidas a 550°C para queima da caulinita. A Figura 3.8 reproduz os difratogramas obtidos.

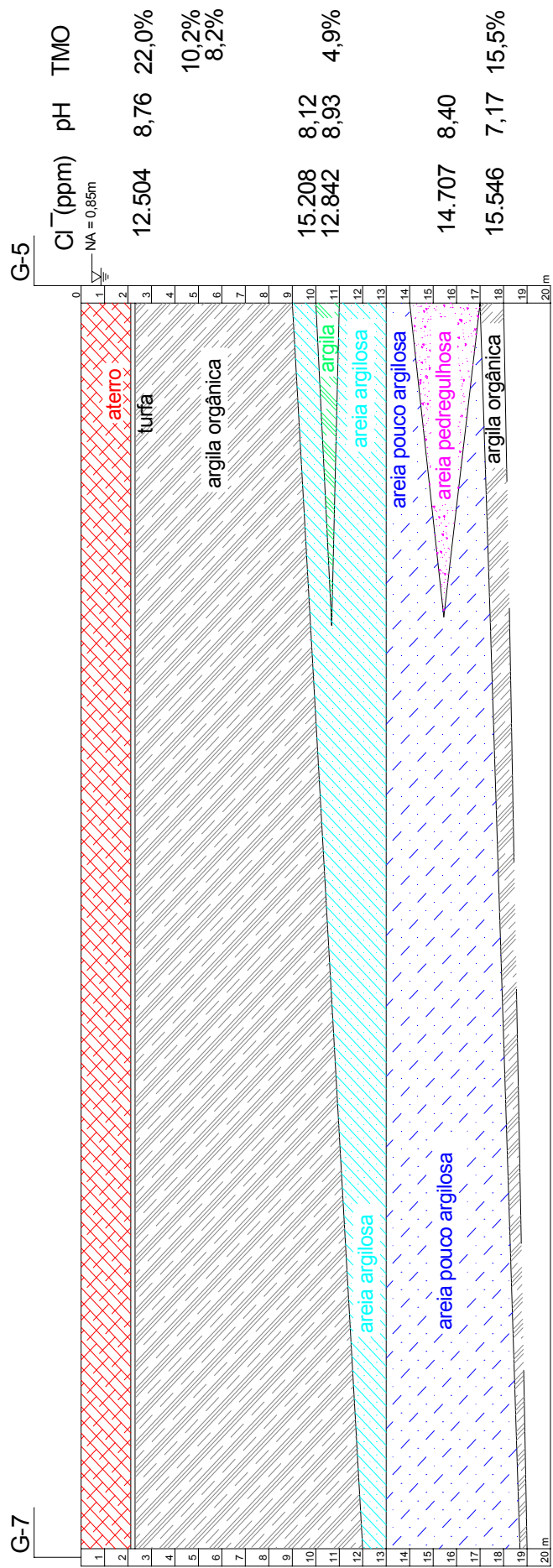


Figura 3.7 - Perfil geotécnico entre os furos G-5 e G-7. À direita valores de pH e teores de cloreto e matéria orgânica para algumas amostras do furo G-5.

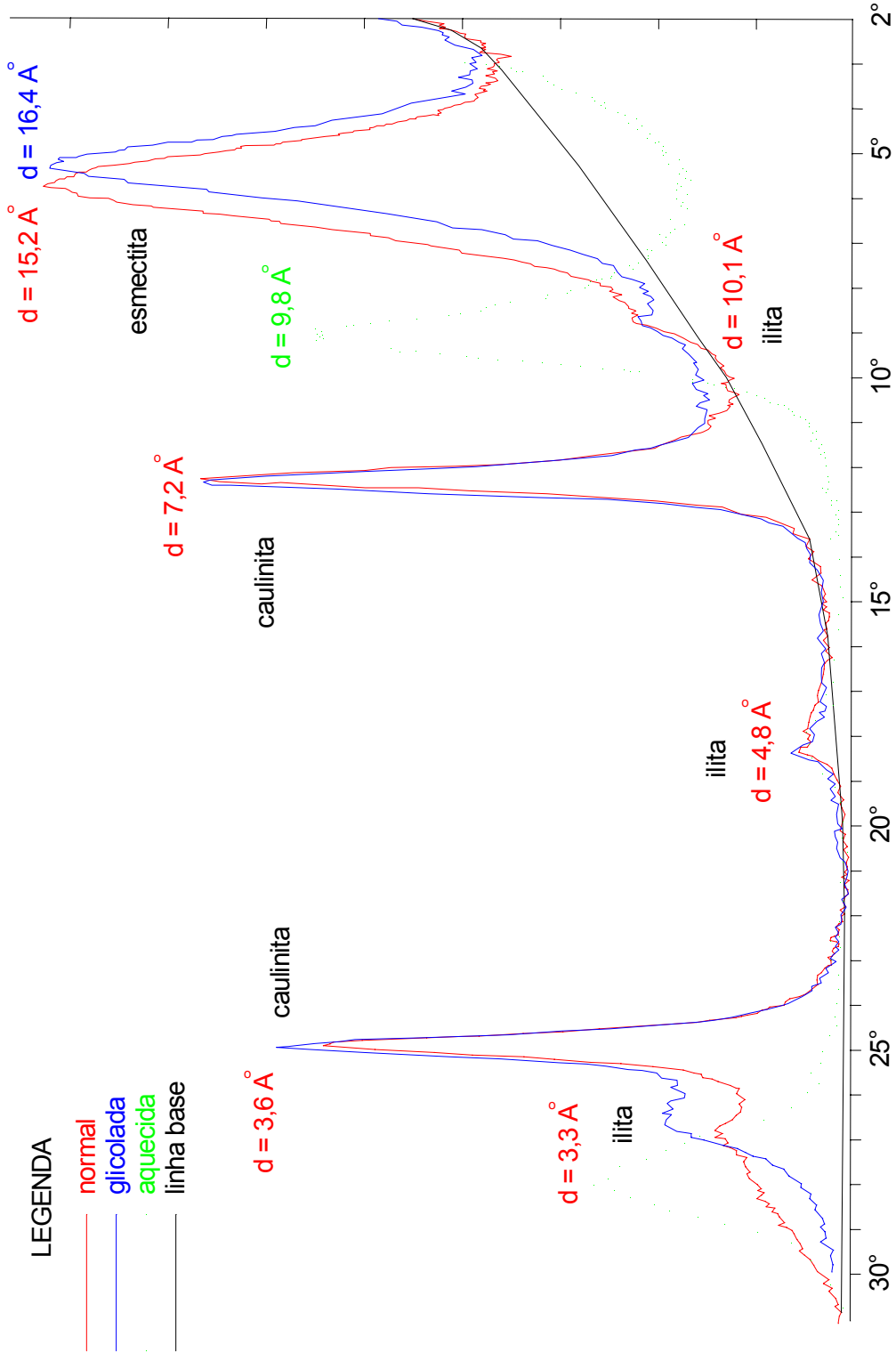


Figura 3.8a - Difratogramas para a argila orgânica 1 (G-5-5).

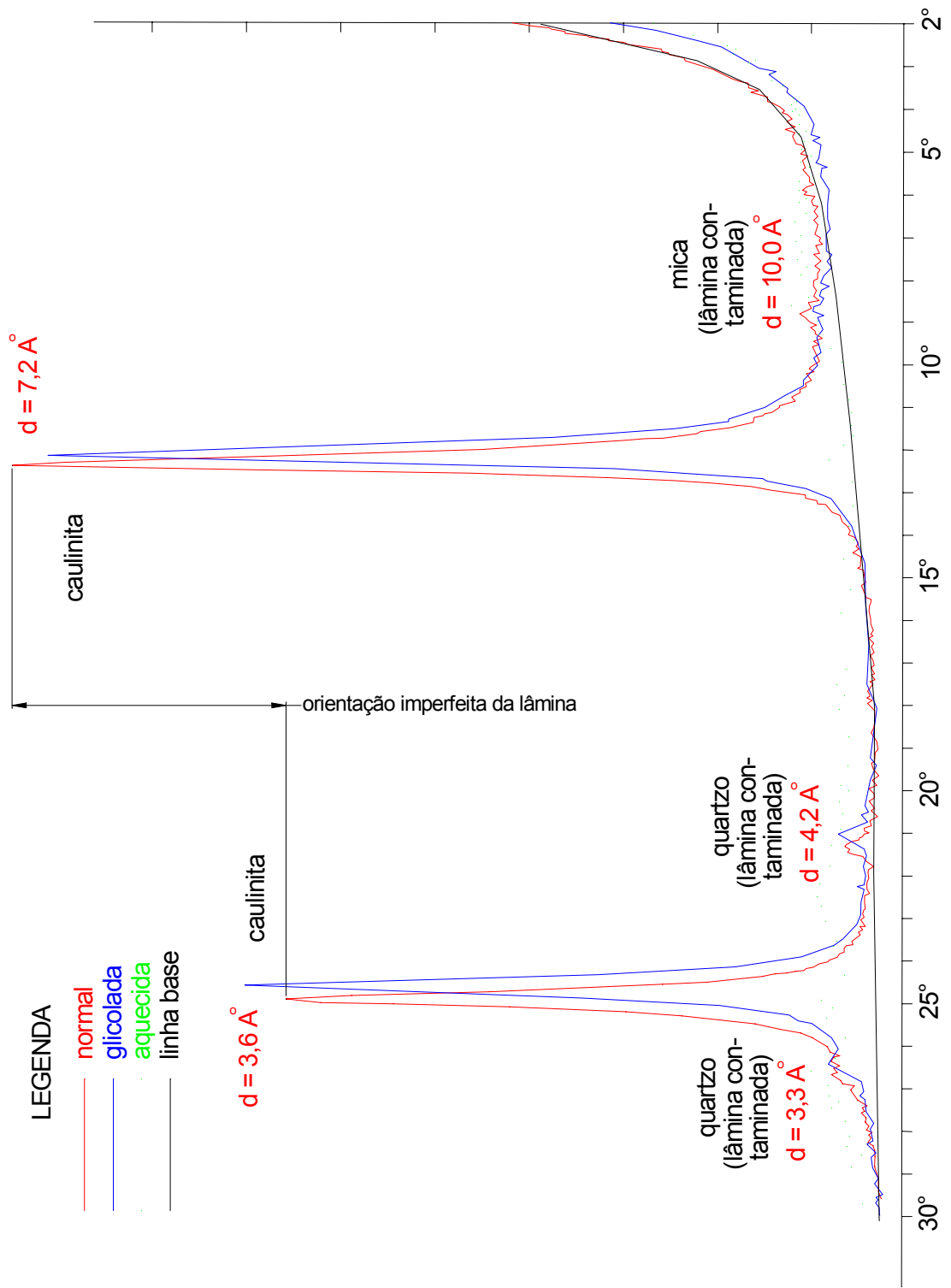


Figura 3.8b - Difratogramas para a argila (G-5-11).

Foram identificados os seguintes argilominerais na fração fina:

- (i) para a argila orgânica 1 (G-5-5): caulinita (22%), esmectita (76%) e illita (2%); e
- (ii) para a argila (G-5-11): apenas caulinita.

A determinação semi-quantitativa dos argilominerais foi baseada na altura dos picos do plano (001) (SANTOS, 1975), nos difratogramas normais, ponderada pela razão 1:1:4 (caulinita:illita:esmectita), como sugerido em CARROLL (1970).

Uma outra amostra da argila orgânica 1 (G-5-5) foi preparada no Laboratório da Via Úmida (IGEO/UFRJ), num processo sucessivo de lavagem com água destilada e centrifugação para a retirada dos sais solúveis e encaminhada a amostra ao Laboratório da EMBRAPA-RJ para a determinação da capacidade de troca catiônica (CTC). Anteriormente, haviam sido encaminhadas amostras não lavadas da argila orgânica 1 (G-5-5) e da argila (G-5-11) ao Laboratório da EMBRAPA-RJ e obtidos os valores de 65,2 e 12,4 cmol_c/kg, respectivamente. Esses resultados não foram considerados válidos para efeitos de determinação dos cátions trocáveis. O valor obtido para a CTC da amostra de argila orgânica (G-5-5) lavada foi de 47,5 cmol_c/kg, resultando na sua classificação como argila de alta atividade (EMBRAPA, 1999). Subsidiariamente o Quadro 3.1 apresenta o resultado das análises do complexo sortivo (bases trocáveis e acidez), sais solúveis, fósforo assimilável, condutividade elétrica no extrato de saturação e porcentagem de água:

Amostra	Complexo sortivo (cmol _c /kg)							
	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	K ⁺	Na ⁺	Valor S	Al ⁺⁺⁺	H ⁺	Valor T
G-5-5	5,5	18,9	3,8	37	65,2	0	0	65,2
G-5-5 lavada	15,4	21,5	2,75	4,25	44,4	0	3,1	47,5
G-5-11	3,7	5,9	0,75	2,08	12,4	0	0	12,4

Amostra	Valor V % Sat. bases	Sais solúveis (cmol _c /kg)		P assm (mg/kg)	Cond elétr (mS/cm)	% água
		K ⁺	Na ⁺			
G-5-5	100	0,86	28,60	310,8	14,93	110
G-5-5 lavada	93,5	-	-	-	-	-
G-5-11	100	0,27	12,92	3	7,43	170

Quadro 3.1 – Resultado da análise do complexo sortivo

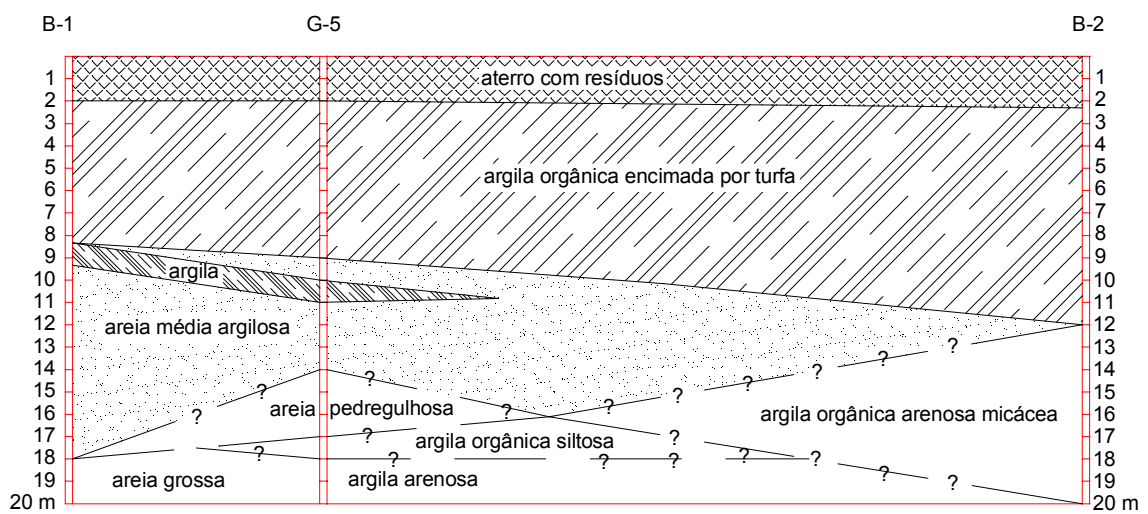
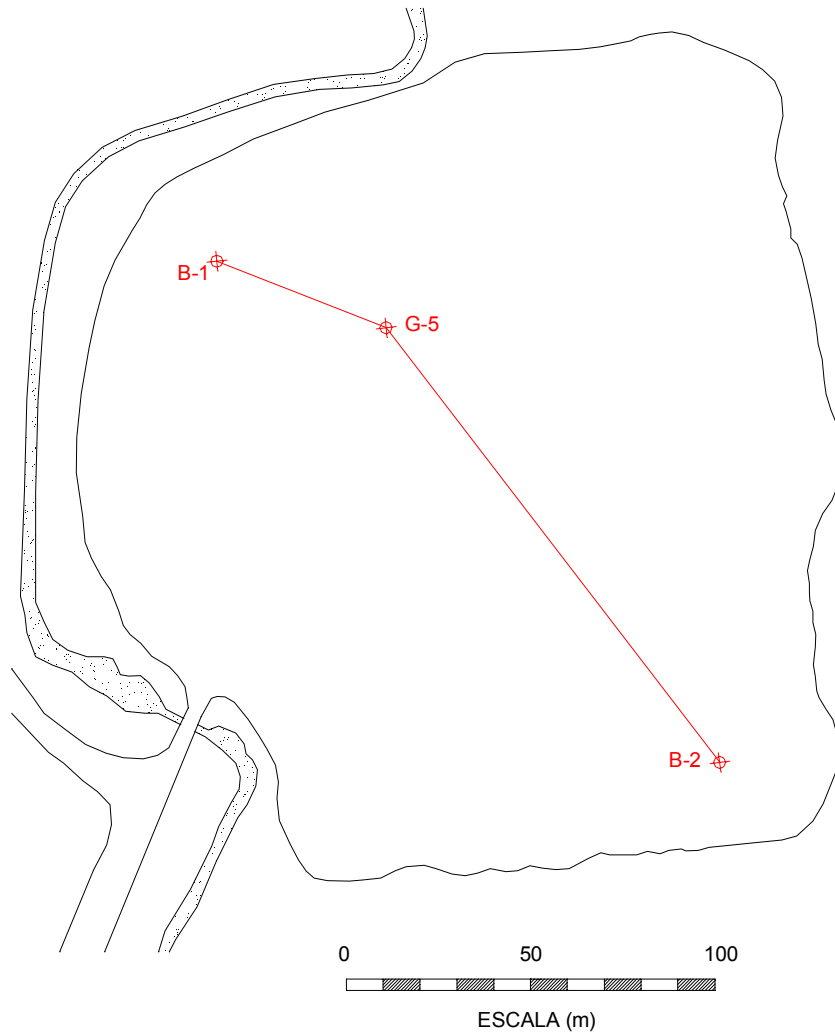


Figura 3.9 - Localização dos furos de sondagens e perfil geotécnico

Complementando o estudo estratigráfico, foram efetuadas duas sondagens SPT, com amostrador padrão, peso de 65 kg, altura de queda de 75 cm e operação manual com cabo de aço, sarilho e catraca. O boletim de sondagem constitui o Apêndice 3 e a Figura 3.9 apresenta a localização dos furos de sondagens e o perfil geotécnico obtido.

3.5 – REGIME HIDROGEOLÓGICO

Após a elaboração do perfil geotécnico ficou claro que uma possível contaminação do aterro poderia migrar tanto no sentido vertical como no horizontal. A migração descendente (e.g. DNAPL) pareceu pouco crítica devido ao espesso pacote argiloso, de baixa permeabilidade, a ser vencido até a camada arenosa mais permeável.

Entretanto, para o conhecimento do regime hidrogeológico no plano e entre camadas, foram determinados dois conjuntos de piezômetros. Um conjunto logo abaixo do aterro, na transição da turfa argilo-arenosa com a argila orgânica 1 e outro conjunto na camada arenosa profunda. Desta forma, o conjunto mais superficial, designado pela letra A, foi disposto em um arranjo triangular de aproximadamente 100 m de lado, com o filtro de 1,0 m instalado a 2,0 m de profundidade e o outro conjunto, designado pela letra B, com arranjo semelhante, foi instalado a 12,5 m de profundidade. Posteriormente, foi instalada uma régua no meio do canal que contorna o aterro, para medição e acompanhamento do regime de maré. A Figura 3.10 apresenta o registro fotográfico dos piezômetros instalados, da cravação da régua de maré (1,5 m de profundidade), feita alguns meses após a instalação dos piezômetros (note-se a baixa capacidade de suporte do mangue) e o aspecto da baixa-mar e da preamar.

A Figura 3.11 apresenta a localização em planta e em profundidade dos piezômetros P-1 a P-3 e da régua de maré. O acompanhamento dos níveis d'água nos piezômetros e os níveis de maré estão registrados no Apêndice 4. Como indicadores dos horários e níveis de preamares e baixa-mares, foram anotados nas folhas de registro (Apêndice 4) os níveis médios de maré calculados pela Marinha para o porto do Rio de Janeiro, para o ano de 2001 e publicados nas Tábuas de Maré (DHN, 2000). Essas previsões estão vinculadas a uma referência de nível (RN) diferente da adotada pela Empresa que efetuou o levantamento topográfico da área e foram calculadas sem levar em conta fatores meteorológicos (e.g. ventos) que possam alterar tanto os horários quanto as amplitudes de maré.



Figura 3.10a - Piezômetros P-2 (acima) e instalação da régua de maré (abaixo).



Figura 3.10b - Aspecto da baixa-mar (acima) e da preamar (abaixo).

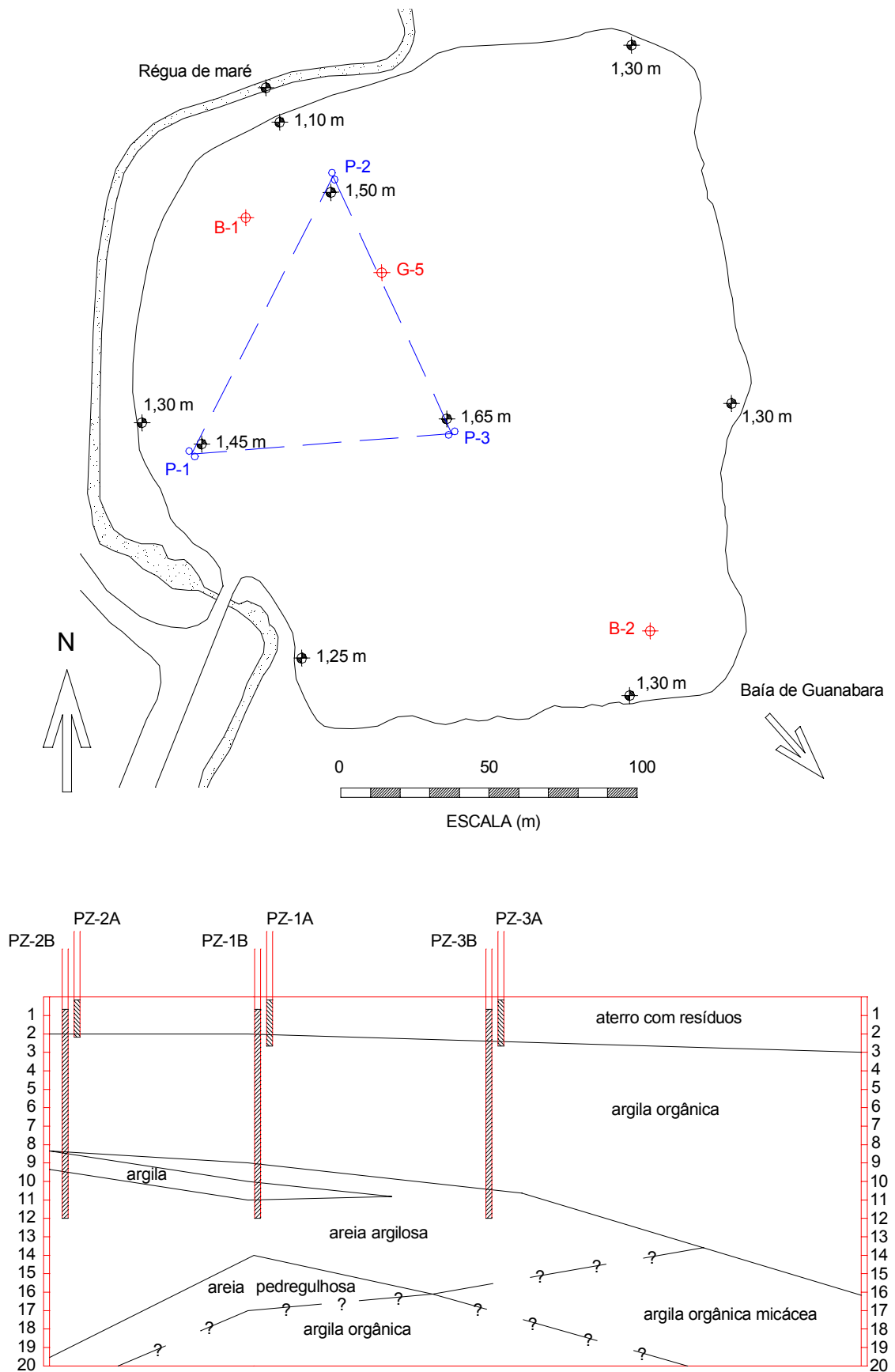


Figura 3.11 - Localização dos piezômetros (a) em planta e (b) em profundidade

Após o levantamento topográfico da área, em dezembro de 2001, foi possível determinar o sentido do fluxo subterrâneo, conforme demonstram as Figuras 3.12 e 3.13, para as camadas mais superficial e profunda, respectivamente. O resultado dessa determinação é apresentado na Figura 3.14. Nota-se que o sentido do fluxo da água subterrânea na camada mais superficial (logo abaixo do aterro) está compreendido entre o Os-sudoeste e o Nor-Noroeste, predominando o sentido Oés-noroeste (para o interior), com gradiente hidráulico médio de 0,34%. O sentido do fluxo subterrâneo em profundidade (na camada arenosa) está compreendido entre o És-nordeste e o Su-sudeste, predominando o sentido Sudeste (para a Baía de Guanabara), com gradiente hidráulico médio de 0,04%.

No plano vertical, as cargas hidráulicas medidas nos piezômetros superficiais são, com raras exceções (apenas os piezômetros P-1, com quatro medições em quarenta e cinco – Apêndice 4), superiores às dos piezômetros profundos, gerando um fluxo descendente, com carga hidráulica variando entre 0,1 a 0,5 m, conforme o estado de saturação do aterro e a maré. A variação da maré provoca nos piezômetros profundos alterações de até 0,16 m enquanto, nos piezômetros superficiais, as alterações são de 0,04m, no máximo.

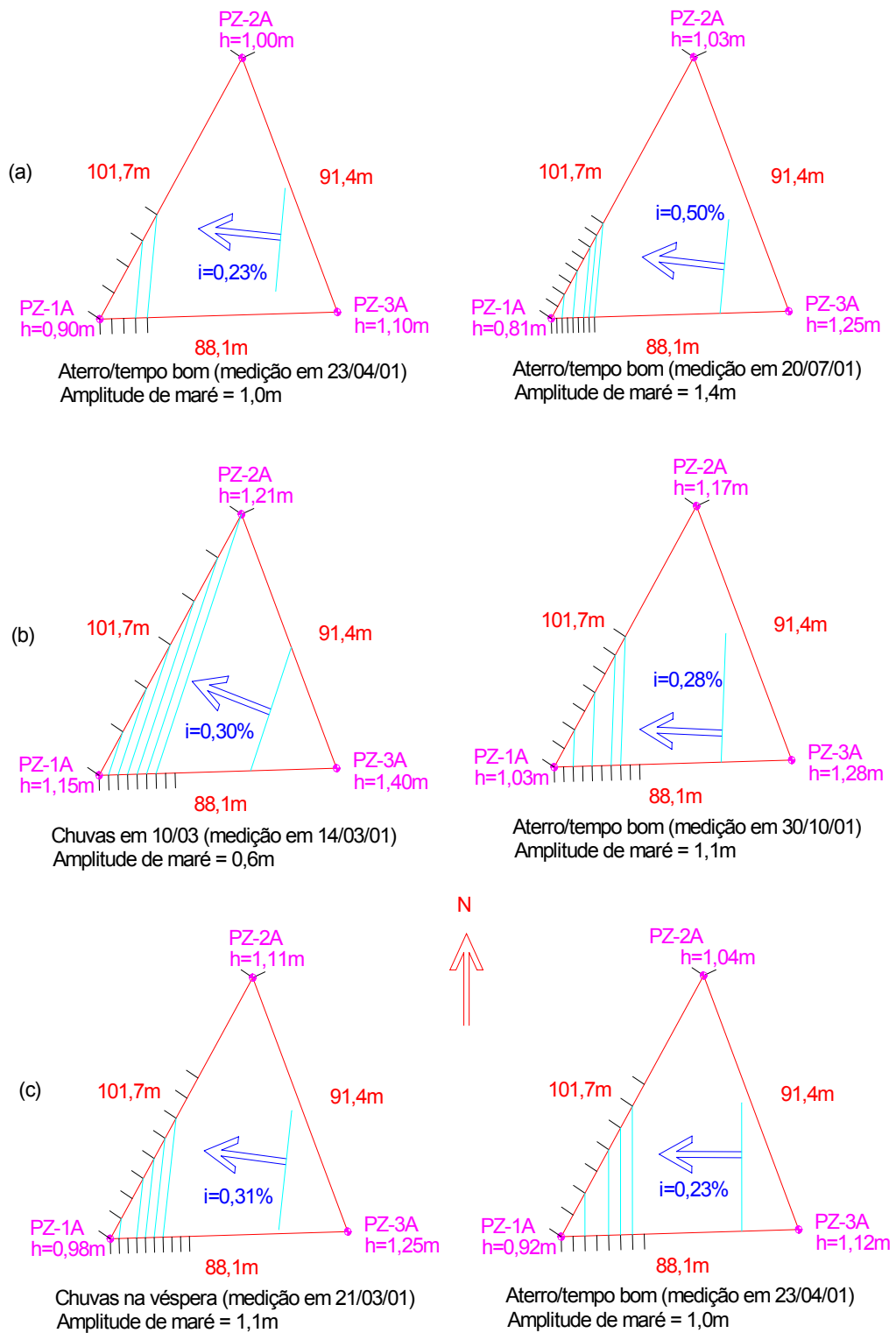


Figura 3.12a - Determinação da direção do fluxo de água subterrânea na camada superficial (2 m de profundidade), durante a maré enchente. (a) No início da enchente, (b) durante a enchente e (c) ao fim da enchente

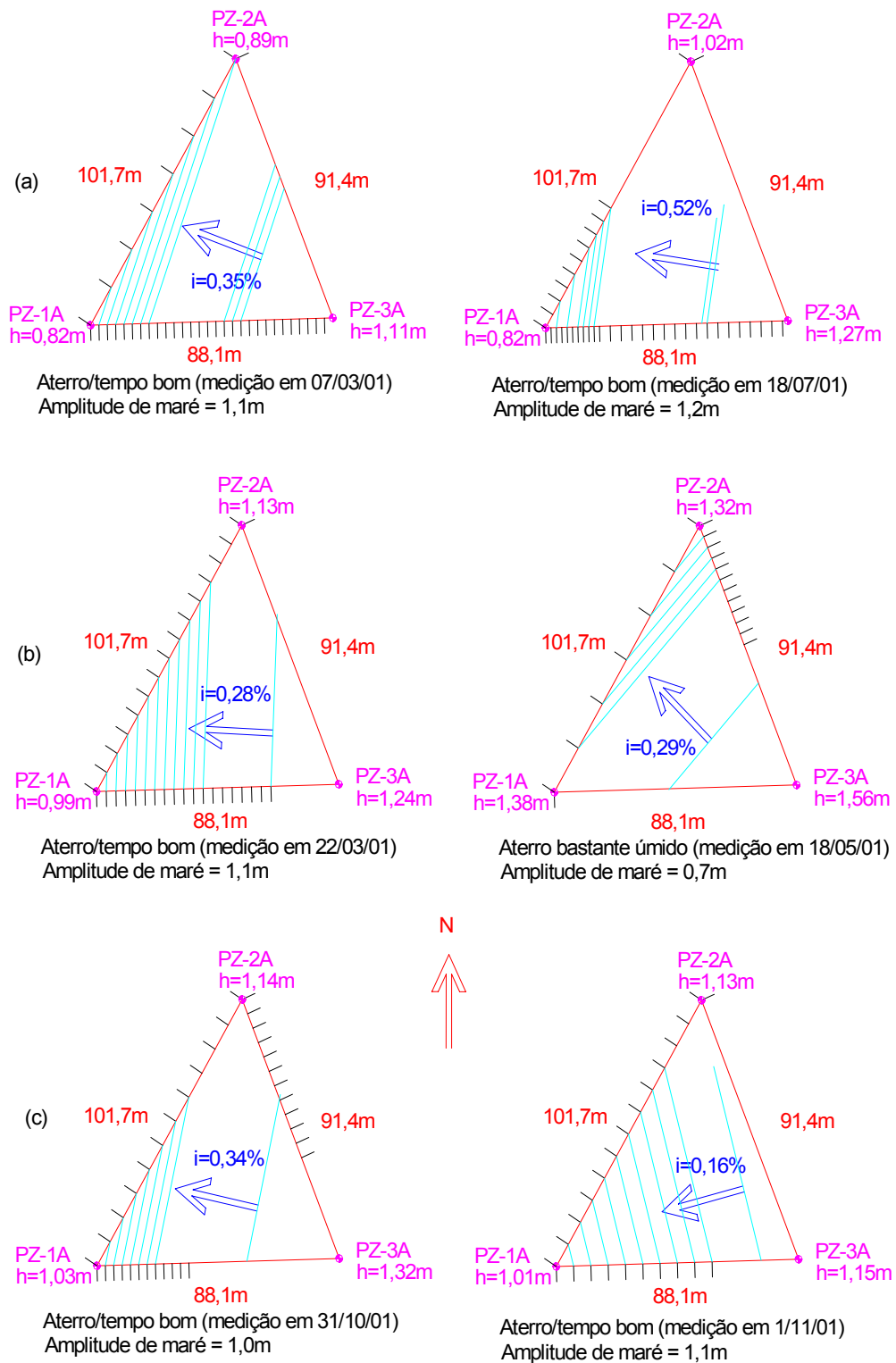


Figura 3.12b - Determinação da direção do fluxo de água subterrânea na camada superficial (2 m de profundidade), durante a maré vazante. (a) No início da vazante, (b) durante a vazante e (c) ao fim da vazante

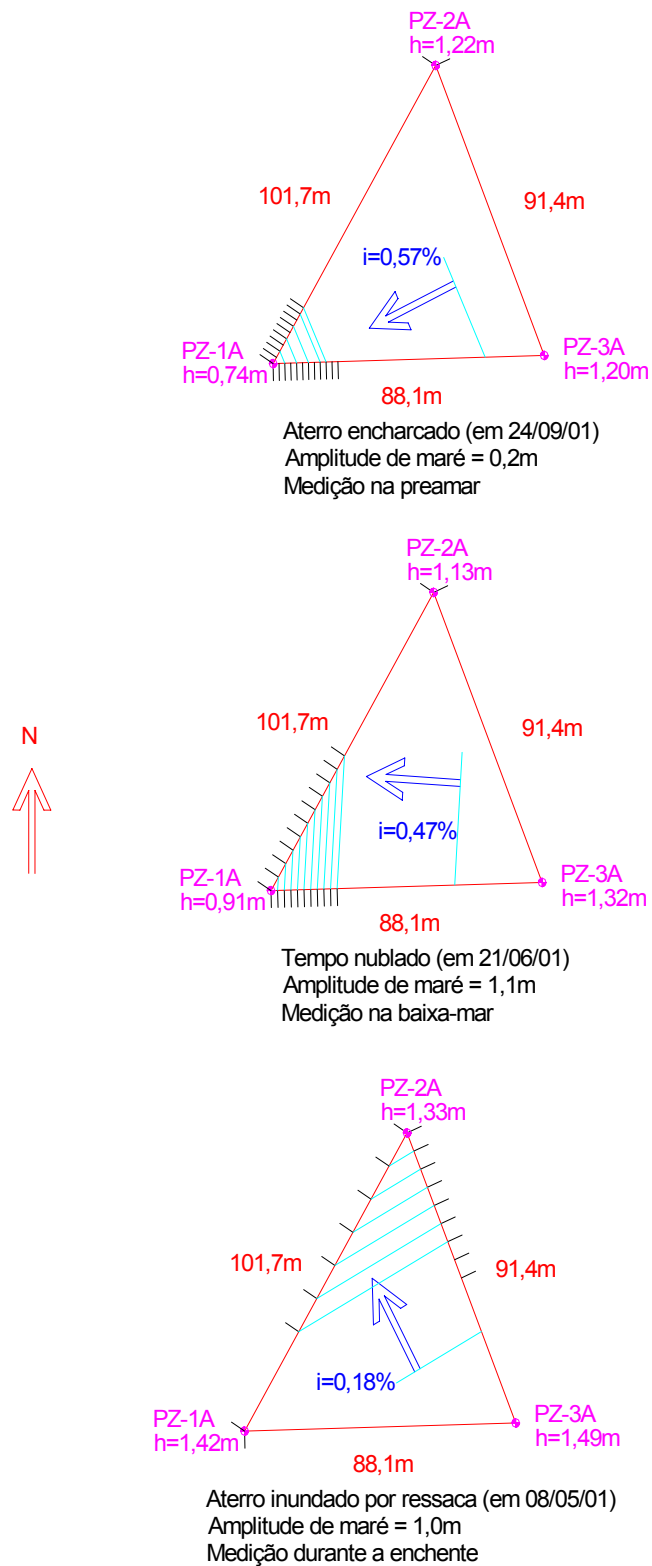


Figura 3.12c - Determinação da direção do fluxo de água subterrânea na camada superficial (2 m de profundidade), em situações especiais.

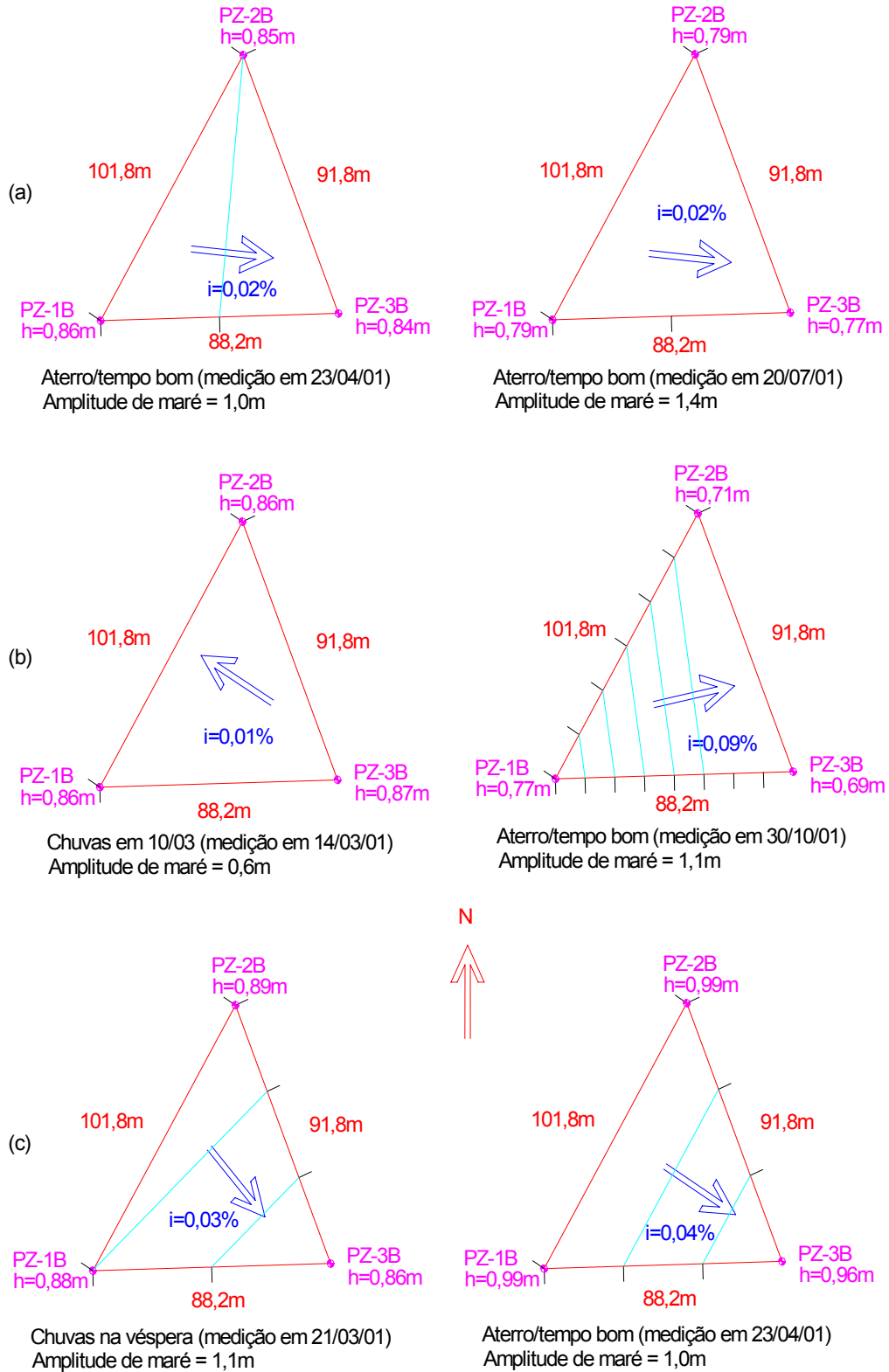


Figura 3.13a - Determinação da direção do fluxo de água subterrânea na camada profunda (12 m), durante a maré enchente. (a) No início da enchente, (b) durante a enchente e (c) ao fim da enchente.

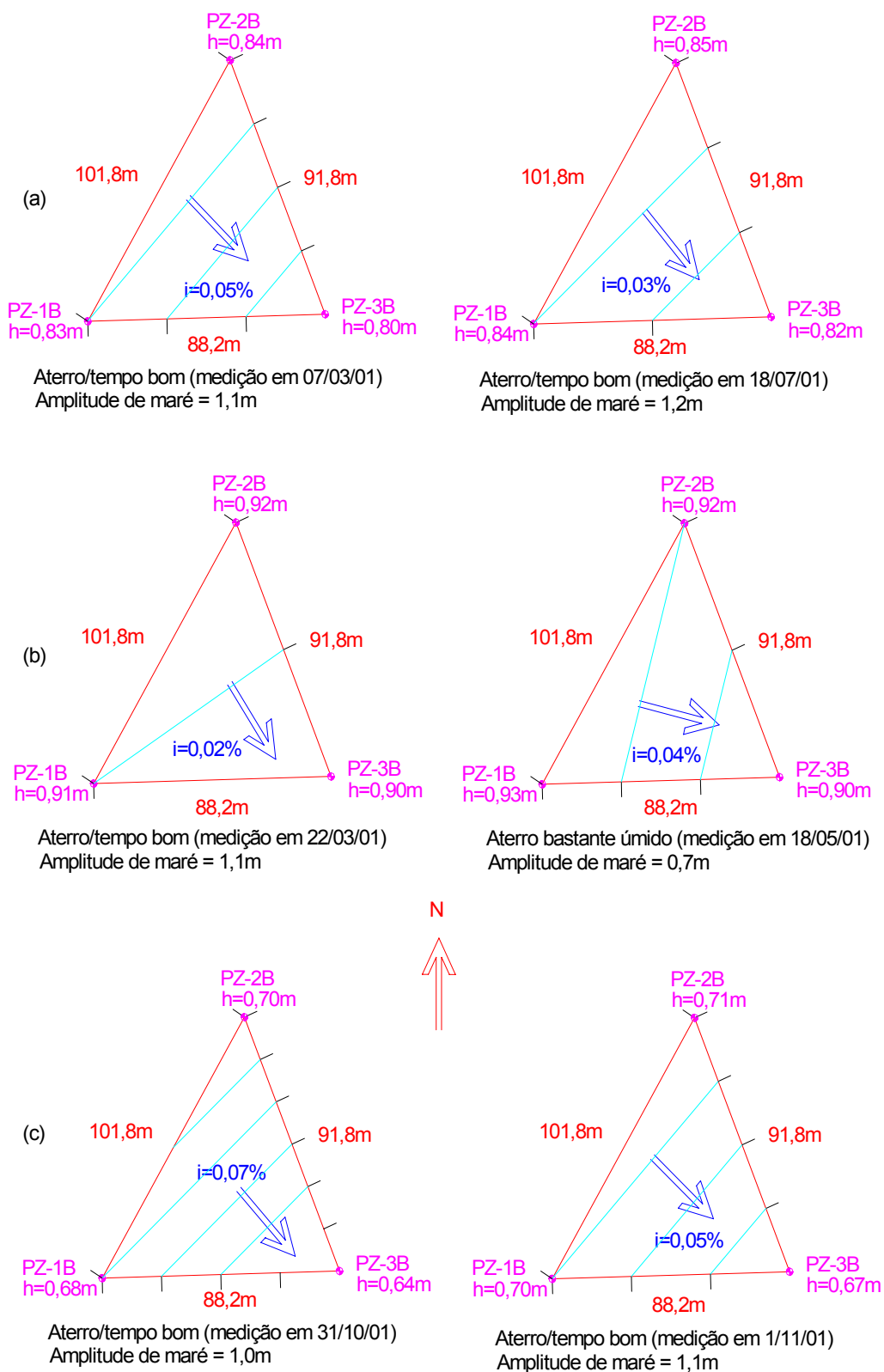


Figura 3.13b - Determinação da direção do fluxo de água subterrânea na camada profunda (12 m), durante a maré vazante. (a) No início da vazante, (b) durante a vazante e (c) ao fim da vazante.

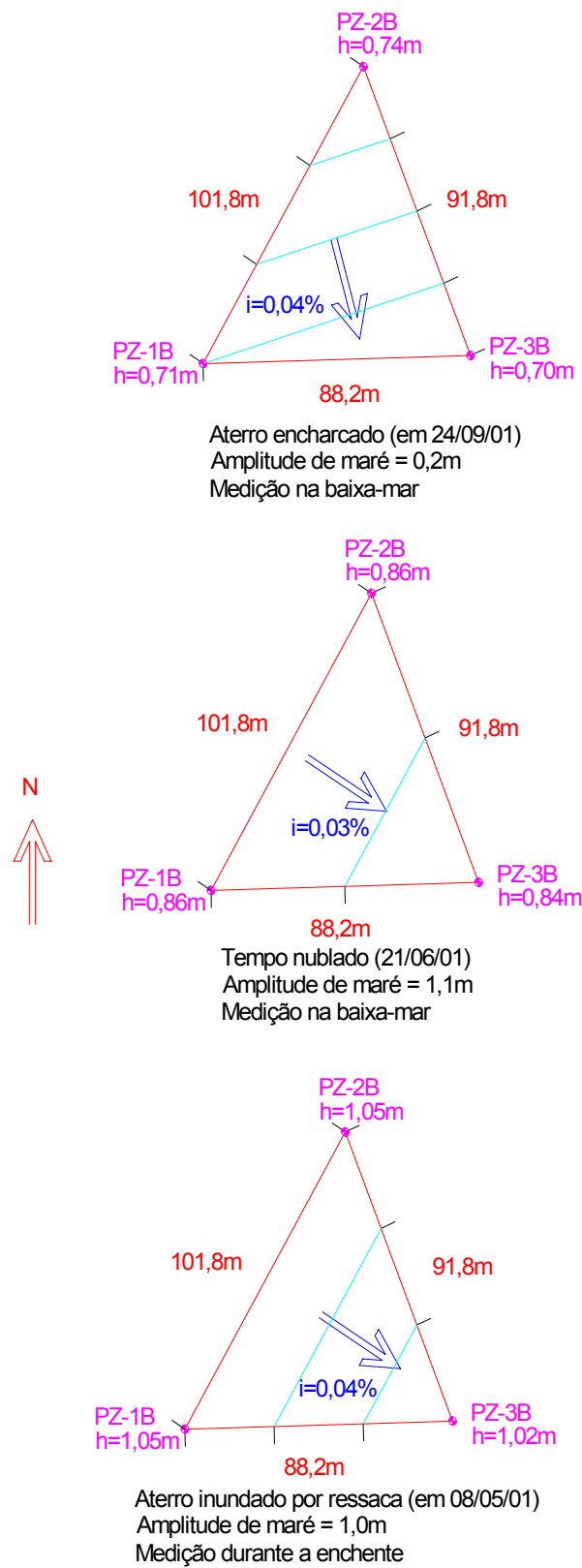
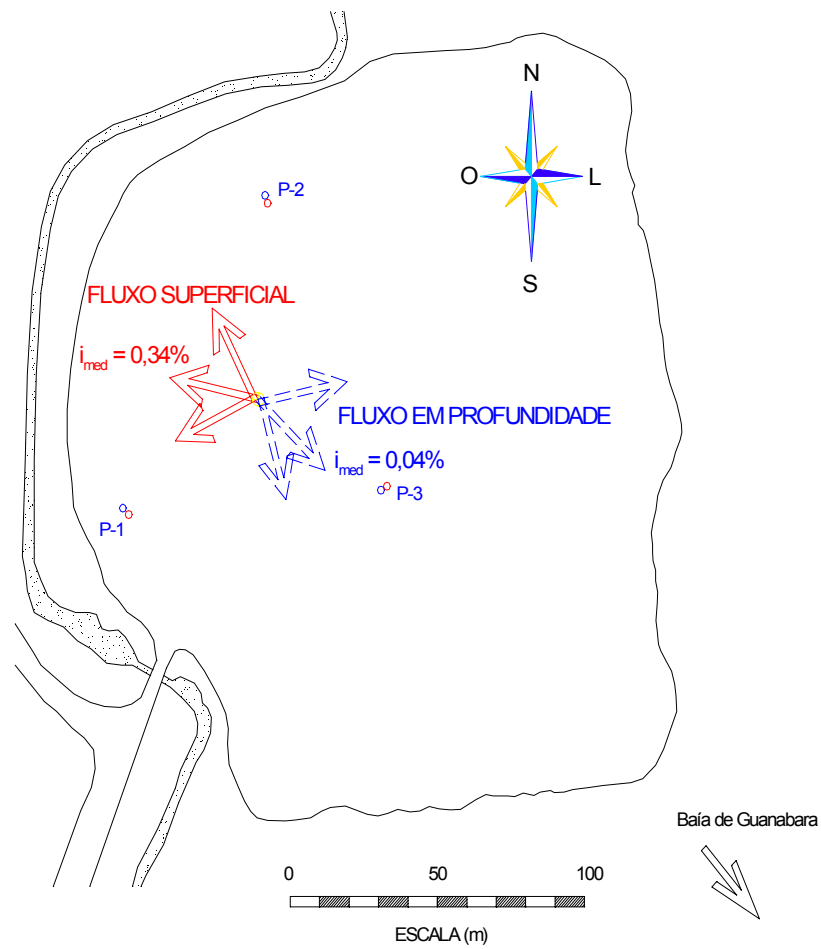
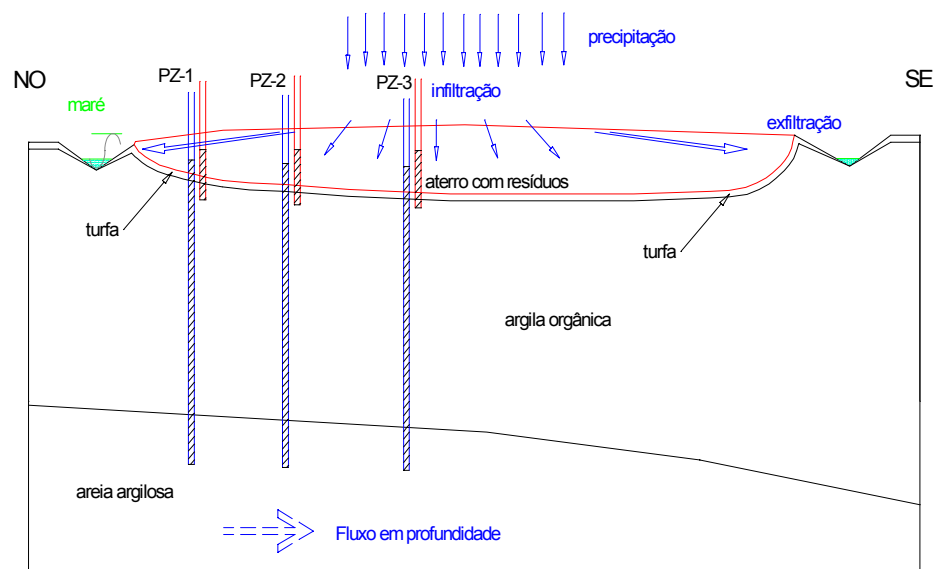


Figura 3.13c - Determinação da direção do fluxo de água subterrânea na camada profunda (12 m), em situações especiais.



(a)



(b)

Figura 3.14 - Direção do fluxo superficial e profundo. (a) No plano horizontal; (b) No plano vertical (em escala deformada)

3.6 – GEOFÍSICA DE SUPERFÍCIE

A gerência de Meio Ambiente da Petroflex havia especulado sobre a possibilidade de, no passado, terem sido depositados no aterro estudado (designado correntemente por lixão) tambores contendo fluidos dielétricos de transformadores (Ascarel ou Aroclor 1242). Diante desse fato, em dezembro de 2000, uma prospecção geofísica não intrusiva foi conduzida por alunos da graduação em geologia do IGEO/UFRJ e por técnicos da empresa Geopesquisa, utilizando a técnica de radar de penetração no solo (GPR). Os perfis apresentados pela empresa Geopesquisa constituem o Apêndice 5 e a Figura 3.15 mostra a localização dessa pesquisa, sintetizando as conclusões de ANJOS et al. (2001) no que respeita à localização das anomalias geofísicas. Esses autores apontaram tais anomalias como sendo correspondentes a latões e borracha. De fato, a sondagem SPT B-1 identificou resíduos de borracha. No entanto, nenhum latão foi encontrado e antigos funcionários da empresa foram ao aterro e apontaram, de forma imprecisa, um local 30 m ao Sul do furo B-1 como tendo sido o local da escavação e colocação de alguns tambores, sem saber precisar o seu conteúdo.

Diante da necessidade de se conhecer as características de resistividade do local, foi efetuada uma varredura elétrica do aterro, utilizando a técnica de caminhamento elétrico, com eletrodos segundo o arranjo Wenner, para investigar a resistividade nas profundidades de 1, 2, 3, 4, 6, e 10 m. A figura 3.16 mostra a localização dos caminhos e uma pequena foto do caminho aberto na vegetação.

O conhecimento da distribuição da resistividade no aterro e sua fundação, visava não só a detecção de anomalias resistivas como também o registro da resistividade atual para subsidiar o futuro emprego do cone resistivo no monitoramento dos processos de remediação da área.

A figura 3.17 apresenta a distribuição da resistividade na área investigada, em planta, para as profundidades mencionadas acima. O Apêndice 6 contém as folhas de registro dos valores encontrados nos diversos caminhos percorridos. Eventualmente foram encontrados valores ligeiramente diferentes nos cruzamentos dos caminhos longitudinais com os transversais em razão da heterogeneidade do solo. Nesses casos foram tomados os valores médios.

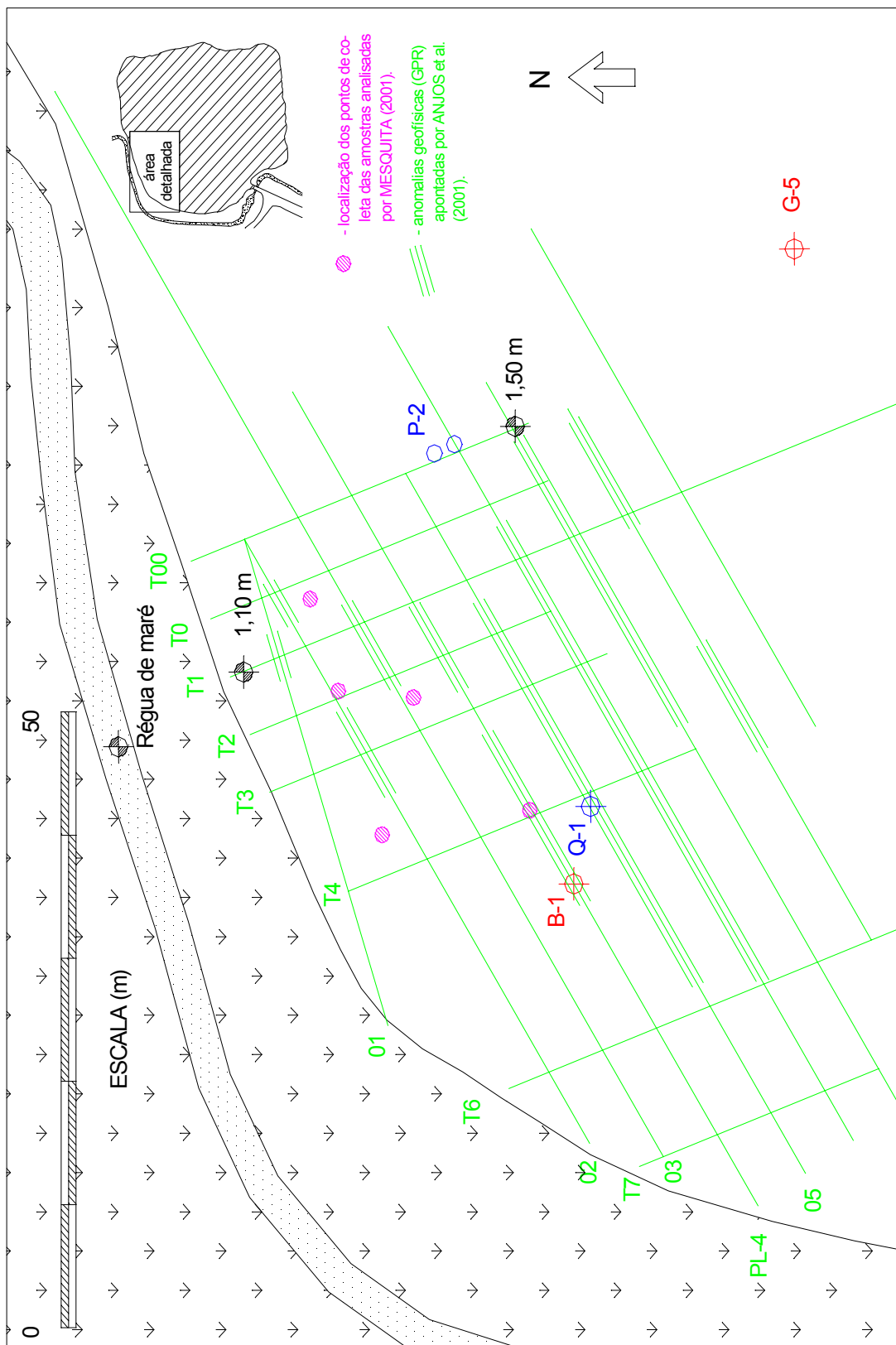


Figura 3.15 - Localização dos caminhos e anomalias verificadas na prospecção por GPR (Ground Penetrating Radar).

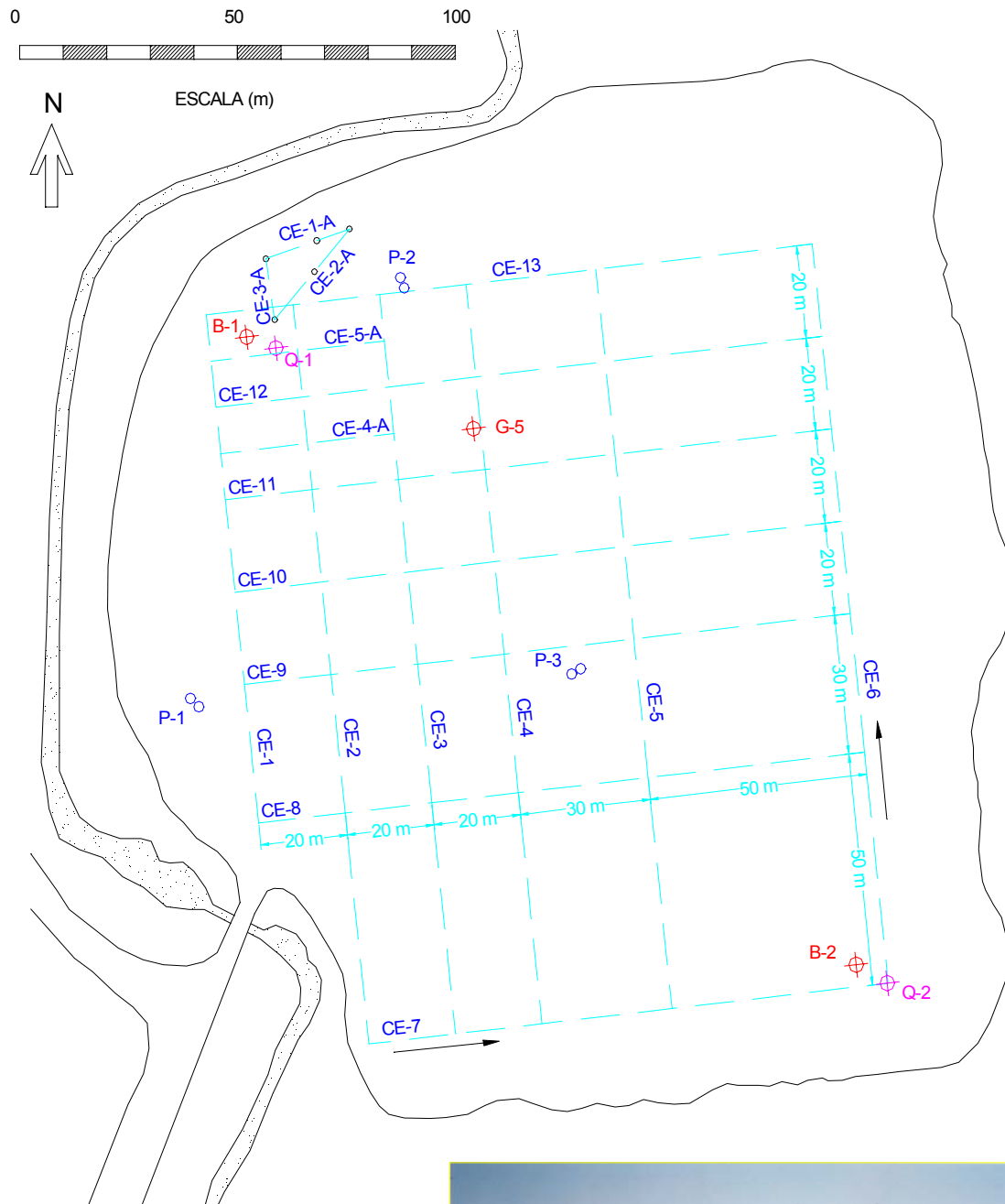


Figura 3.16 - Localização dos caminhos na prospecção geofísica por eletrorresistividade. No detalhe, foto do caminho CE-4.

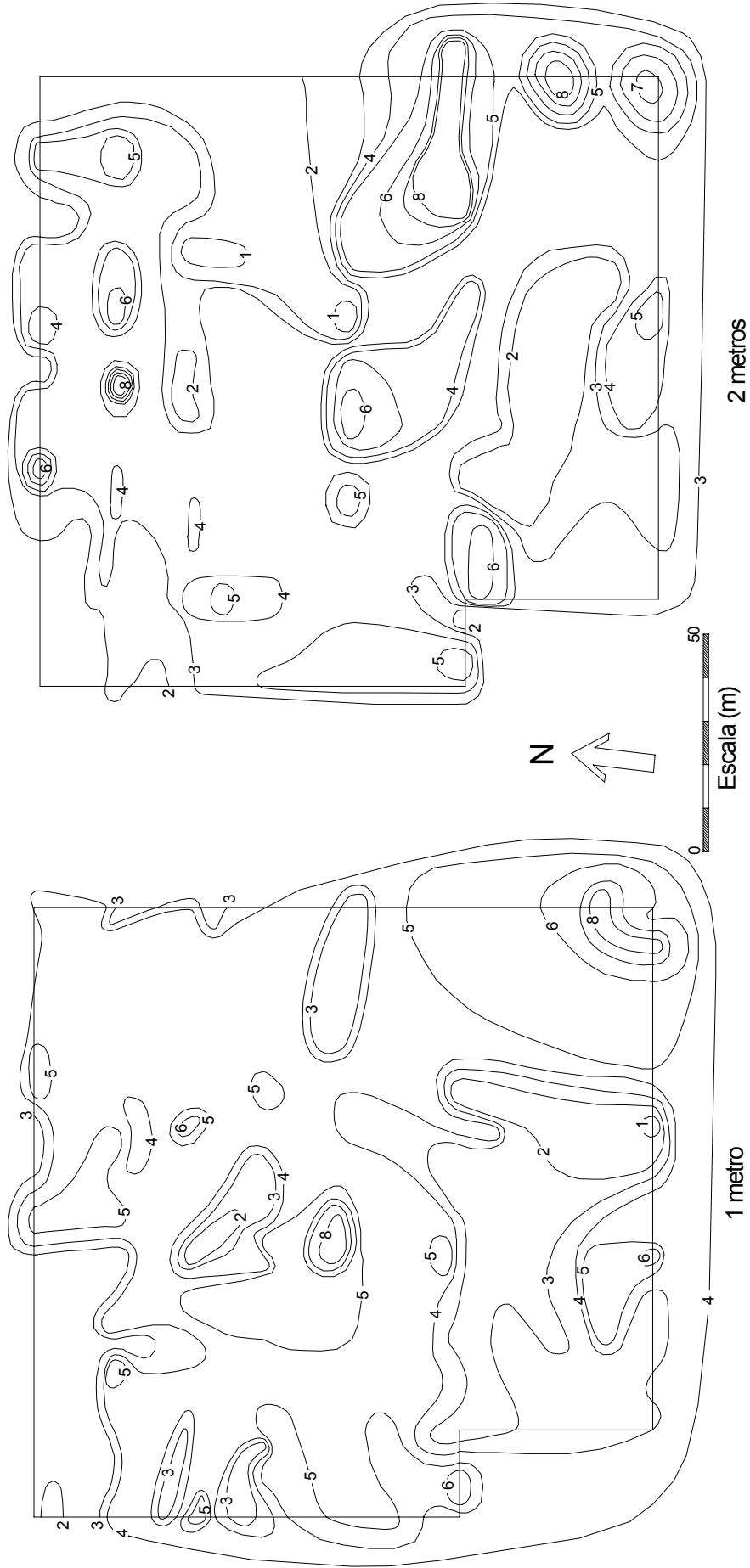


Figura 3.17a - Planta de isoresistividade para as profundidades de 1 e 2 metros (valores em ohm.m).

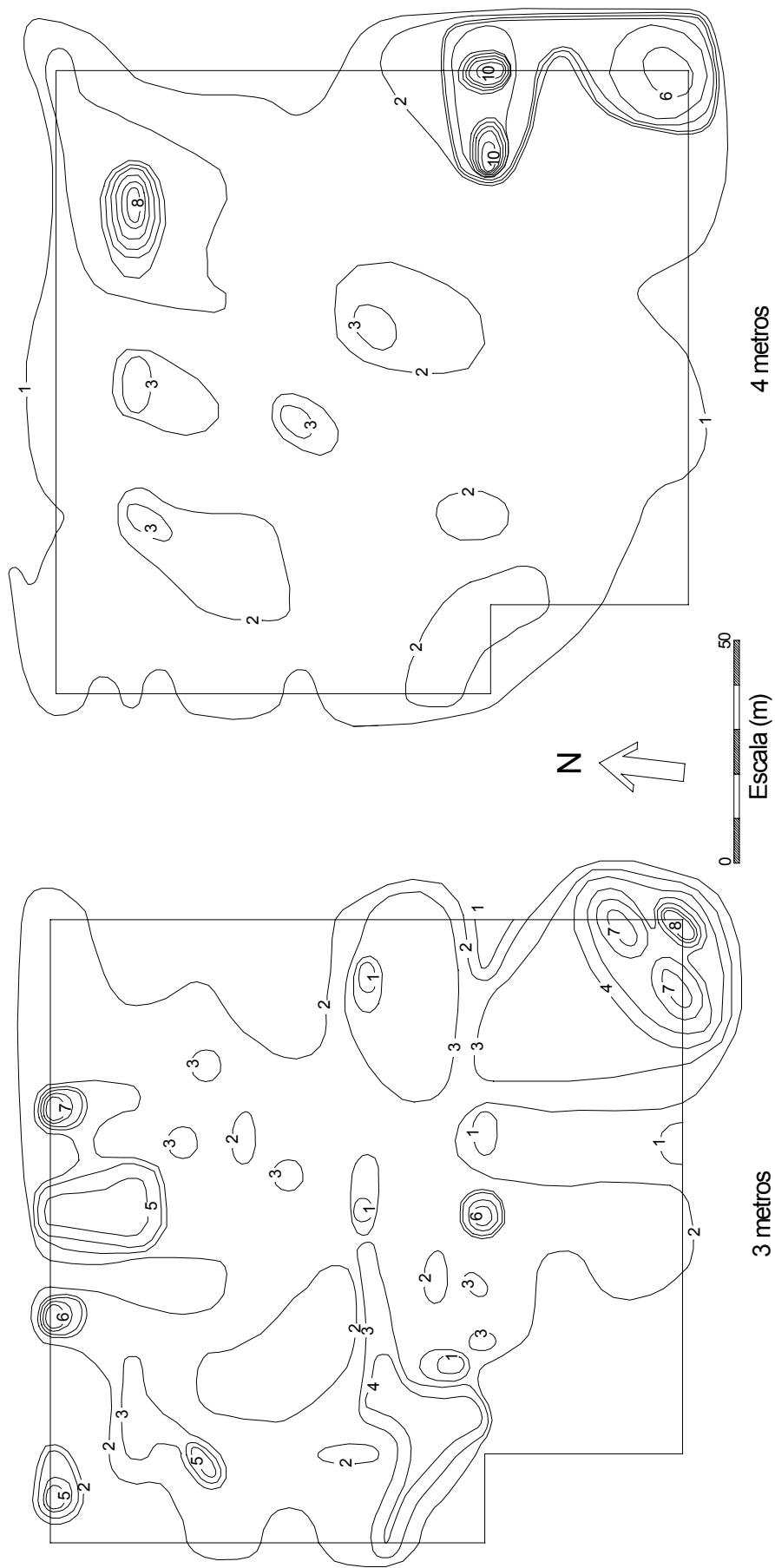


Figura 3.17b - Planta de isoresistividade para as profundidades de 3 e 4 metros (valores em ohm.m).

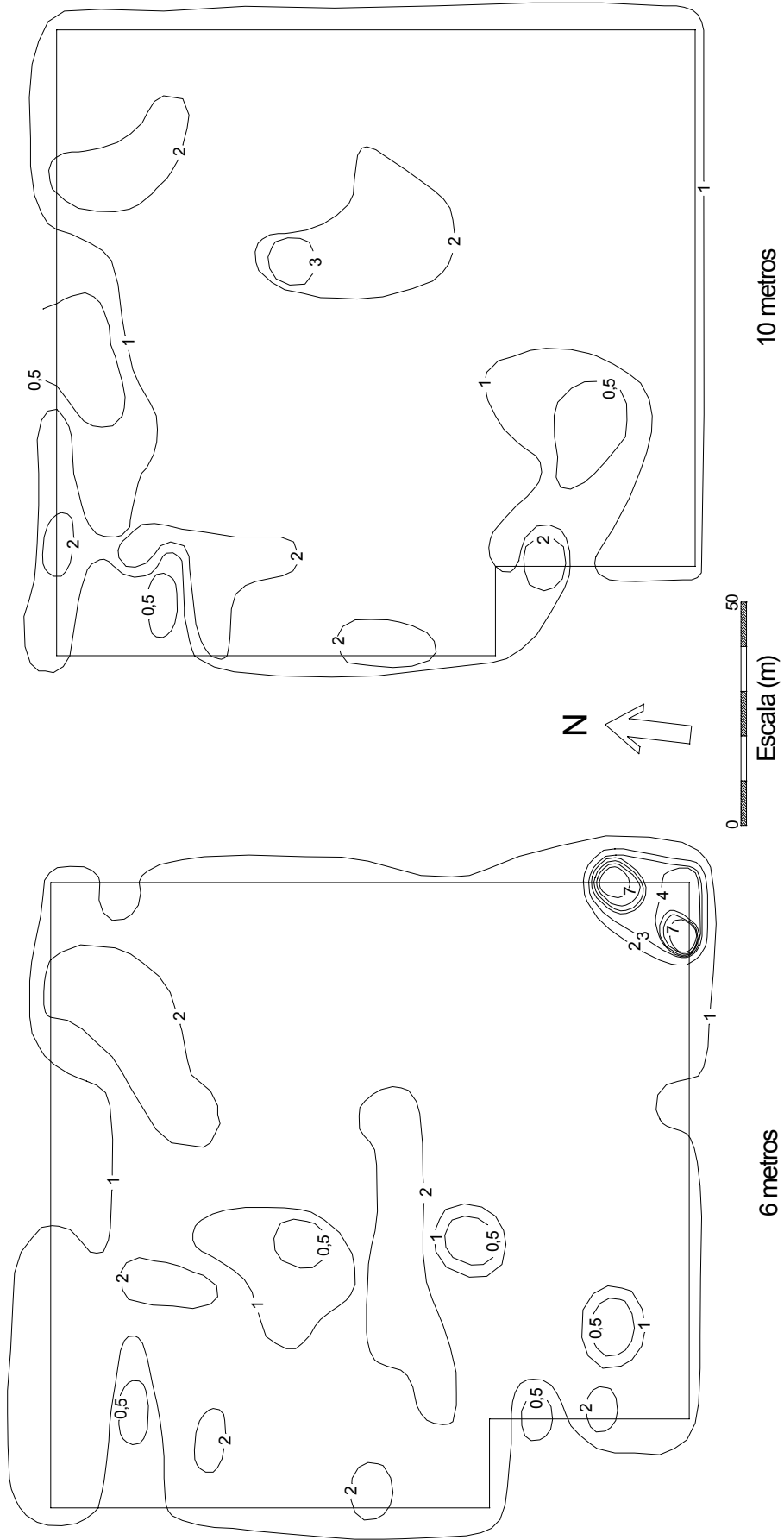


Figura 3.17c - Planta de isorresistividade para as profundidades de 6 e 10 metros (valores em ohm.m).

Foi, ainda, efetuada uma prospecção mais detalhada na área anômala indicada por ANJOS et al. (2001) como contendo resíduos de borracha e onde haviam sido coletadas 9 amostras cujas análises detectaram 400 ppb de PCB na amostra recuperada a 4 m (furo mais ao Sul) e entre 1,8 a 66 ppb nas demais (MESQUITA, 2001). A figura 3.18 mostra a localização desses cinco furos e as curvas de isorresistividade para 4 m, indicando, também, a localização do furo Q-1, onde posteriormente foram retiradas amostras para as análises químicas mencionadas na próxima seção.

3.7 – AMOSTRAGEM E ANÁLISES QUÍMICAS

A amostragem indeformada visando ensaios de permeabilidade fracassou em razão das diversas tentativas (dez) de cravação do tubo (4 polegadas) de parede fina não ter recuperado amostra. Algumas vezes, mesmo mantendo o tubo cravado por mais de 48 horas, o solo estava em estado tão fluido que grande parte desmoronava do tubo. Em outras ocasiões, após escavados 0,5 m encontrava-se borracha impenetrável ao trépano. Por duas vezes, após ter-se ultrapassado 1 m de borracha, seções de estaca de concreto impediam o prosseguimento do furo.

Considerando que o conhecimento da condutividade hidráulica desse tipo de argila orgânica muito mole é desejável mas não imprescindível ao objetivo desta tese e que a condutividade hidráulica pode ser estimada com base em diversos trabalhos desenvolvidos nesta e em outras instituições, como até já foi feito acima na seção de caracterização geotécnica, a amostragem indeformada foi abandonada.

A amostragem visando a análise química do solo foi efetuada nos locais Q-1 e Q-2 (Figura 3.16). As amostras foram recuperadas a cada metro a partir da superfície até seis metros, totalizando sete amostras para cada furo. Cada uma delas foi extraída com tubo metálico (duas polegadas) de parede fina com 0,6 m de comprimento e o avanço feito também com o mesmo tipo de tubo, sem circulação de água ou, no início, para vencer a camada mais resistente do aterro, com um tubo de 5 polegadas sendo cravado com auxílio do tripé e peso de bater do equipamento SPT. Para o furo Q-2 foi utilizada uma retroescavadeira para romper a camada de borracha (Figura 3.19), abrindo-se uma trincheira de cujas paredes foram retiradas as amostras de 1 e 2 m de profundidade.

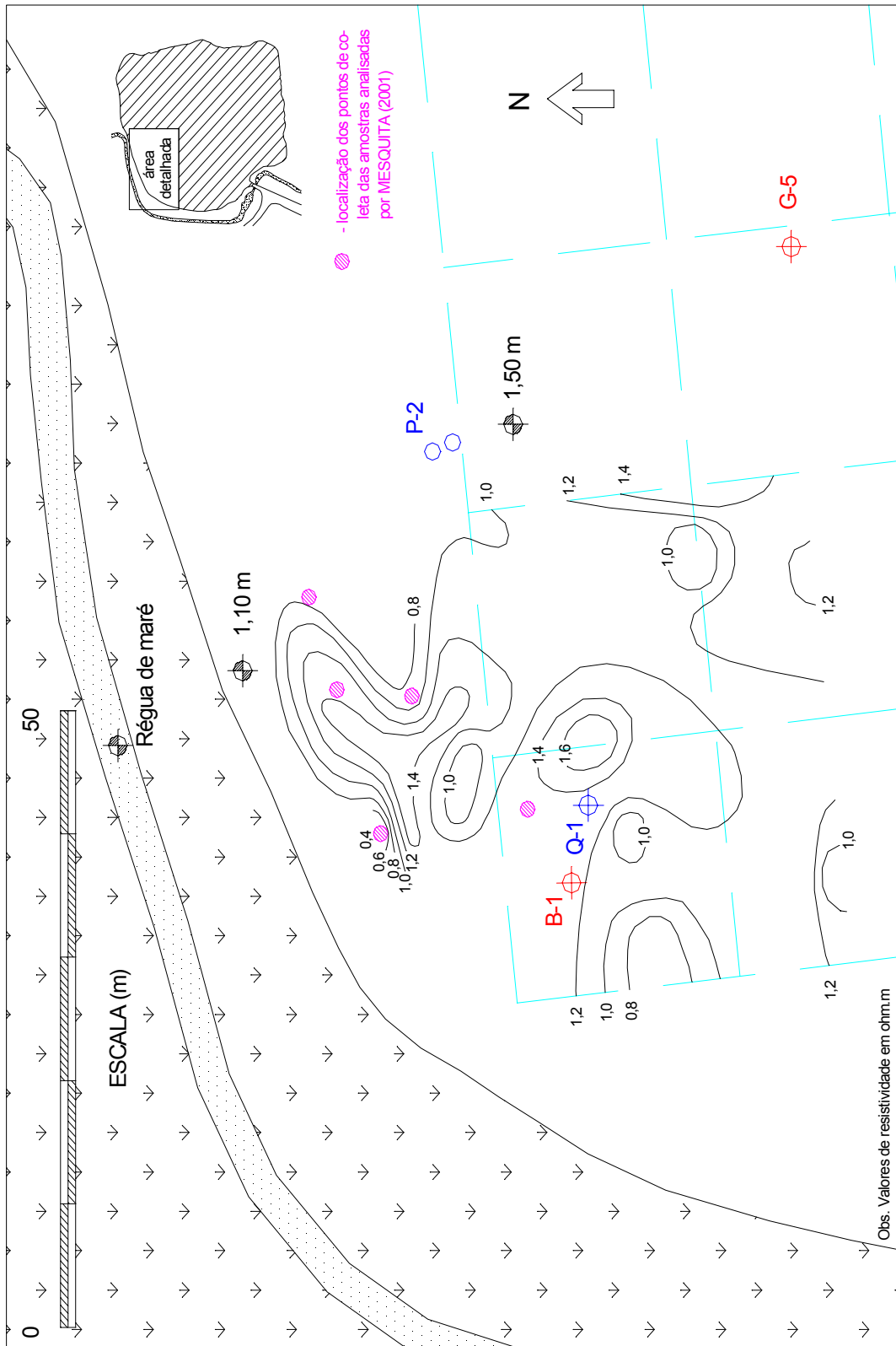


Figura 3.18 - Curvas de isoresistividade (para a profundidade de 4 m) na área suspeita de contaminação por PCB.



Figura 3.19 - Trincheira aberta no local do furo Q-2 para romper a camada de resíduos

A amostra foi extraída do tubo, no campo, por meio de um dispositivo simples, consistindo em um tubo de PVC, tamponado com *cap*, introduzido na extremidade do tubo metálico e forçado, como um pistão no cilindro, extraindo a amostra diretamente para um envelope plástico tipo saco “zip-bag”, previamente etiquetado e identificado, com capacidade para aproximadamente 0,6 kg de solo. O envelope foi fechado, após a retirada do ar, envolto em outro do mesmo tipo e colocado em recipiente refrigerado com sacos de uma substância congelada fornecida pelo laboratório INNOLAB. O tubo metálico e o dispositivo extrator foram lavados com água natural após cada coleta.

A porção inicial (os primeiros 5 cm) de cada amostra extraída foi descartada e, no material remanescente no tubo metálico (apenas para o furo Q-2), após o enchimento do envelope plástico, efetuava-se a medição do potencial redox (Eh), com o instrumento portátil do Laboratório de Geotecnia, levado ao campo previamente calibrado. A determinação do potencial redox foi feita após estabilização da leitura no medidor (± 5 mV durante 5 minutos).

No mesmo dia da coleta as amostras foram encaminhadas ao Laboratório INNOLAB do Brasil para análise de metais (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V e Zn), compostos orgânicos semi-voláteis (hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarbonetos poliaromáticos, bifenilas policloradas, hexaclorobenzeno – BHC, clorobenzeno, clorofenóis, inseticidas organoclorados, fenóis e ftalatos), compostos orgânicos voláteis (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos), carbono orgânico total, pH, salinidade e condutividade.

A massa bruta do resíduo, coletado na trincheira a 1 m de profundidade (Q-2-1), foi submetida a ensaio de lixiviação e solubilização, conforme NBR 10.005 (ABNT, 1987b) e NBR 10.006 (ABNT, 1987c), para classificação do resíduo segundo a NBR 10.004 (ABNT, 1987a). Os componentes voláteis e semi-voláteis não foram objeto de análise na massa bruta de resíduos, mas foram considerados nas análises das amostras Q-1-1, Q-2-1 e Q-2-2, que continham resíduos. Na identificação das amostras a letra Q significa análise química, o segundo dígito o furo (furo Q-1 ou Q-2) e o terceiro a profundidade de coleta. O Quadro 3.2 abaixo apresenta o resumo desses ensaios:

SUBSTÂNCIAS	LIXIVIAÇÃO (mg.L ⁻¹)		SOLUBILIZAÇÃO (mg.L ⁻¹)	
	Resultados	NBR-10.004	Resultados	NBR-10.004
Ag	Nd	5	Nd	0,05
Al			0,22	0,2
As	Nd	5	0,001	0,05
Ba	0,03	100	0,02	1
Cd	0,0004	0,5	Nd	0,005
Cianetos			Nd	0,1
Cloreto			370	250
Cr	Nd	5	0,002	0,05
Cu			0,009	1
Dureza (CaCO ₃)			54	500
Fluoreto	Nd	150	11	1,5
Fe			25	0,3
Hg	Nd	0,1	Nd	0,001
Mg			15	-
Mn			0,36	0,1
Na			250	200
Nitrato (N)			Nd	10
Pb	0,003	5	Nd	0,05
Se	Nd	1	Nd	0,01
Sulfactantes (tensoativos)			8,8	0,2
Sulfato (SO ₄)			71	400
Zn			0,012	5

Nd – Não detectado (abaixo do limite de detecção ou não existente)

Quadro 3.2 – Resultados dos ensaios de lixiviação e solubilização na massa bruta.

O Quadro 3.3 apresenta o resultado das análises químicas feitas nas amostras de solo/resíduos para carbono orgânico total (TOC), condutividade, salinidade, pH e Eh, resumindo os resultados do Apêndice 7. O potencial redox das amostras do furo Q-1 e da amostra Q-2-0 foram invalidados por não terem sido medidos no campo, imediatamente após a coleta das amostras, e não foi possível tomar a medida da amostra Q-2-1 em razão de o eletrodo de medição não penetrar completamente no resíduo.

Amostras	TOC (mg.kg ⁻¹)	Condutividade (fase líquida) (mS.cm ⁻¹)	Salinidade (mg.kg ⁻¹)	PH	Eh (mV)
Q-1-0	4.900	1,10	2.670	7,6	
Q-1-1	279.200	4,37	22.120	8,2	
Q-1-2	211.000	4,31	22.700	7,6	
Q-1-3	36.640	4,85	28.770	7,8	
Q-1-4	34.640	5,09	31.310	7,7	
Q-1-5	36.500	5,41	27.030	7,7	
Q-1-6	37.980	5,18	29.430	7,8	
Q-2-0	32.640	0,82	5.169	8,1	
Q-2-1	39.140	1,19	8.160	8,5	
Q-2-2	65.900	9,32	78.240	7,5	-350
Q-2-3	17.880	6,73	52.030	8,1	-375
Q-2-4	18.680	6,28	47.680	8,3	-386
Q-2-5	22.180	7,07	51.900	8,2	-394
Q-2-6	16.780	6,60	47.730	8,3	-365

Quadro 3.3 – Resultado das análises de solo/resíduos dos furos Q-1 e Q-2.

Os Quadros 3.4 a 3.6 abaixo apresentam os resultados das análises de metais, compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis, respectivamente. As substâncias analisadas que não foram detectadas em nenhuma das amostras de solo não são apresentadas nesses quadros. Os métodos de análise empregados pelo laboratório e os limites de detecção estão mencionados no Apêndice 7.

	Metais (mg.kg ⁻¹)								
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Q-1-0	1,5	10,0	73	2.100	0,4	30	130	100	230
Q-1-1	16,0	Nd	40	220	Nd	13	15	35	87
Q-1-2	9,5	2,2	110	1.300	Nd	37	150	81	220
Q-1-3	9,0	Nd	91	34	Nd	28	19	85	130
Q-1-4	14,0	0,3	85	130	Nd	29	24	86	130
Q-1-5	9,7	Nd	85	52	0,1	30	21	87	130
Q-1-6	11,0	Nd	77	27	Nd	29	17	79	120
CETESB ¹	100,0	40,0	1.000	700	25,0	300	1.200	-	1.500
Holanda ²	55,0	12,0	380	190	10,0	210	530	-	720
CPRM ³	4,9	2,5	198	143	-	10	128	109	818
Q-2-0	17,0	17,0	110	190	0,3	51	150	56	480
Q-2-1	Nd	1,3	34	-	0,6	-	350	-	-
Q-2-2	8,2	Nd	21	7	Nd	7	12	27	48
Q-2-3	14,0	Nd	48	6	Nd	13	16	38	90
Q-2-4	17,0	Nd	43	11	0,2	13	21	36	88
Q-2-5	20,0	Nd	40	10	Nd	12	20	36	80
Q-2-6	13,0	2,5	35	29	0,2	12	36	42	97

⁽¹⁾ – Valores de intervenção para solos em áreas industriais segundo CETESB (2001)

⁽²⁾ – Valores de intervenção para solos na Holanda (KOLESNIKOVAS et al., 2000)

⁽³⁾ – Valores correspondentes à média mais o desvio padrão encontrados em sedimentos de corrente no RJ CPRM (2001). Para Cu, Pb e Zn a média dos valores encontrados em sedimentos de correntes próximas à área estudada é de 143, 128 e 818 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Quadro 3.4 – Concentrações de metais para as amostras de solo dos furos Q-1 e Q-2.

	Compostos orgânicos voláteis ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)				
	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Chilenos	Σ BTEX
Q-1-0	Nd	6	64	11	81
Q-1-1	Nd	11	32	Nd	43
Q-1-2	Nd	5	7	Nd	12
Q-1-3	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
Q-1-4	Nd	Nd	1	Nd	1
Q-1-5	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
Q-1-6	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
CETESB ¹	3.000	140.000	-	15.000	
Holanda ²	1.000	130.000	50.000	25.000	
Q-2-0	Nd	20	56	6	82
Q-2-1	1.100	1.500	250.000	7.600	260.200
Q-2-2	Nd	25	1.000	115	1.140
Q-2-3	Nd	4	20	19	43
Q-2-4	1	34	250	29	314
Q-2-5	Nd	Nd	50	10	60
Q-2-6	Nd	150	5.200	160	5.510

⁽¹⁾ e ⁽²⁾ – idem Quadro 3.4.

Quadro 3.5 – Concentrações de BTEX para as amostras de solo dos furos Q-1 e Q-2.

	Compostos orgânicos semi-voláteis (mg.kg ⁻¹)				
	Alifáticos	Aromáticos	Bifenilas (PCB)	Fenóis	Ftalatos
Q-1-0	75	5,0	0,2	11,0	Nd
Q-1-1	28	Nd	Nd	Nd	Nd
Q-1-2	26	0,5	Nd	Nd	Nd
Q-1-3	6	0,2	Nd	Nd	Nd
Q-1-4	5	0,1	Nd	Nd	Nd
Q-1-5	13	0,1	Nd	Nd	Nd
Q-1-6	4	Nd	Nd	Nd	Nd
CETESB ¹				15	
Holanda ²	5.000	40	1,0	40	60
Q-2-0	15	0,2	0,9	Nd	Nd
Q-2-1	4.500	10,0	Nd	Nd	4,0
Q-2-2	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd
Q-2-3	8	Nd	Nd	Nd	Nd
Q-2-4	2	Nd	Nd	Nd	Nd
Q-2-5	3.000	27,0	Nd	Nd	Nd
Q-2-6	310	6,0	Nd	Nd	Nd

⁽¹⁾ e ⁽²⁾ – idem Quadro 3.4.

Quadro 3.6 – Concentrações de semi-voláteis para as amostras de solo dos furos Q-1 e Q-2.

4. ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 – INTRODUÇÃO

Os resultados obtidos nesta pesquisa foram analisados sob três enfoques básicos. O primeiro deles se refere aos aspectos geotécnicos, geológicos, hidrogeológicos e ambientais da área investigada que determinam a relação do aterro com o meio hídrico, constituindo, na visão concebida por PETTS et al. (1997), no caminho entre a fonte e o alvo, este já entendido como sendo a Baía de Guanabara e seus ecossistemas, a população consumidora dos produtos provenientes desse meio, aqueles que labutam ou transitam pelo aterro ou residem nas suas imediações e o próprio parque industrial circunvizinho.

O segundo foco da análise é a própria fonte de contaminação, ou seja, o aterro e as espécies químicas existentes no seu interior. A identificação do perigo ou da periculosidade do aterro e outros aspectos relacionados com a NBR-10.004 serão discutidas nessa seção. As possíveis ações de remediação são abordadas no decorrer do capítulo.

O terceiro objeto de análise é o método geofísico empregado, o confronto dos resultados com as análises químicas, a validade do método no delineamento da contaminação, monitoramento das ações de remediação, zoneamento e identificação de áreas prioritárias ou suspeitas que possam requerer investigação detalhada.

4.2 – ANÁLISE GEOAMBIENTAL

No perfil geotécnico apresentado na Figura 3.9, destacam-se três camadas estratigráficas: (i) uma argila orgânica profunda; (ii) uma camada arenosa subjacente; e (iii) a camada superficial de argila mole.

A argila orgânica 2 (profunda), dada ao seu teor de matéria orgânica (Figura 3.7), poderia ser correlacionada com o paleomangue (4.000 anos AP) subjacente ao terraço marinho TM1, apresentado por AMADOR (1997) no perfil esquemático da Praia do Anil, a menos de 10 km da área estudada, no Município de Magé. No entanto, o

mencionado autor indica esse paleomangue entre as profundidades de 4 a 6 m e a ocorrência da argila orgânica 2 é muito mais profunda (17 a 18 m), que leva à suposição de sua idade ser superior a 7.000 anos, quando, após a última estabilização do nível do mar na cota de 20 a 25 m negativos, o processo transgressivo foi retomado (SUGUIO, 1999), retrabalhando e afogando a planície costeira.

A Figura 4.1 mostra o perfil geológico da Baía de Guanabara, segundo AMADOR (1997) e dados desta pesquisa. Observa-se que o nível de base proporcionado pelo alinhamento do embasamento cristalino entre as Ilhas do Governador e Paquetá (aproximadamente 10 m negativos), limita, àquele nível, o retrabalhamento do pacote sedimentar existente a montante. Somente quando o nível do mar superou a cota de 10 m negativos, houve efetivo afogamento/retrabalhamento marinho da então planície flúvio-aluvial costeira a ré montante desse nível de base. Dos perfis de sondagens do Apêndice 1, relativos à campanha inicial (G-1 a G-19), observa-se que a camada arenosa na região, especialmente dos furos mais afastados do Morro do Mosquito, está praticamente nivelada, ocorrendo a partir da profundidade de 9 a 11 m, correspondendo ao material preexistente na planície flúvio-aluvial afogada. A camada sobrejacente de argila caulínica ocorre na mesma profundidade do nível de base, devendo ter sido depositada antes do afogamento/retrabalhamento da planície. De fato, as conchas verificadas na argila orgânica 1 não estão presentes na argila caulínica nem nas areias subjacentes, indicando deposição flúvio-aluvial, provavelmente durante a(s) regressão(ões) anterior(es), no Pleistoceno.

A areia grossa pedregulhosa que ocorre entre 15 e 16 m de profundidade deve corresponder a uma cascalheira afogada por eventos deposicionais flúvio-aluviais. A camada de argila caulínica (10 a 11 m) a um possível meandro abandonado do rio que serpenteava na planície de inundação ou a um fundo de lago, já que se apresenta em vários perfis de sondagens. A existência de areia argilosa sobre essa camada argilosa indica o retrabalhamento.

O último processo de afogamento ocorreu entre 7.000 e 5.100 anos AP. Portanto, dada a espessura do depósito de argila orgânica 1 (~6 m), é possível que a idade de suas camadas mais profundas corresponda à mencionada em AMADOR (1997) para o paleomangue da Praia do Anil, ou seja, aproximadamente 4.000 anos.

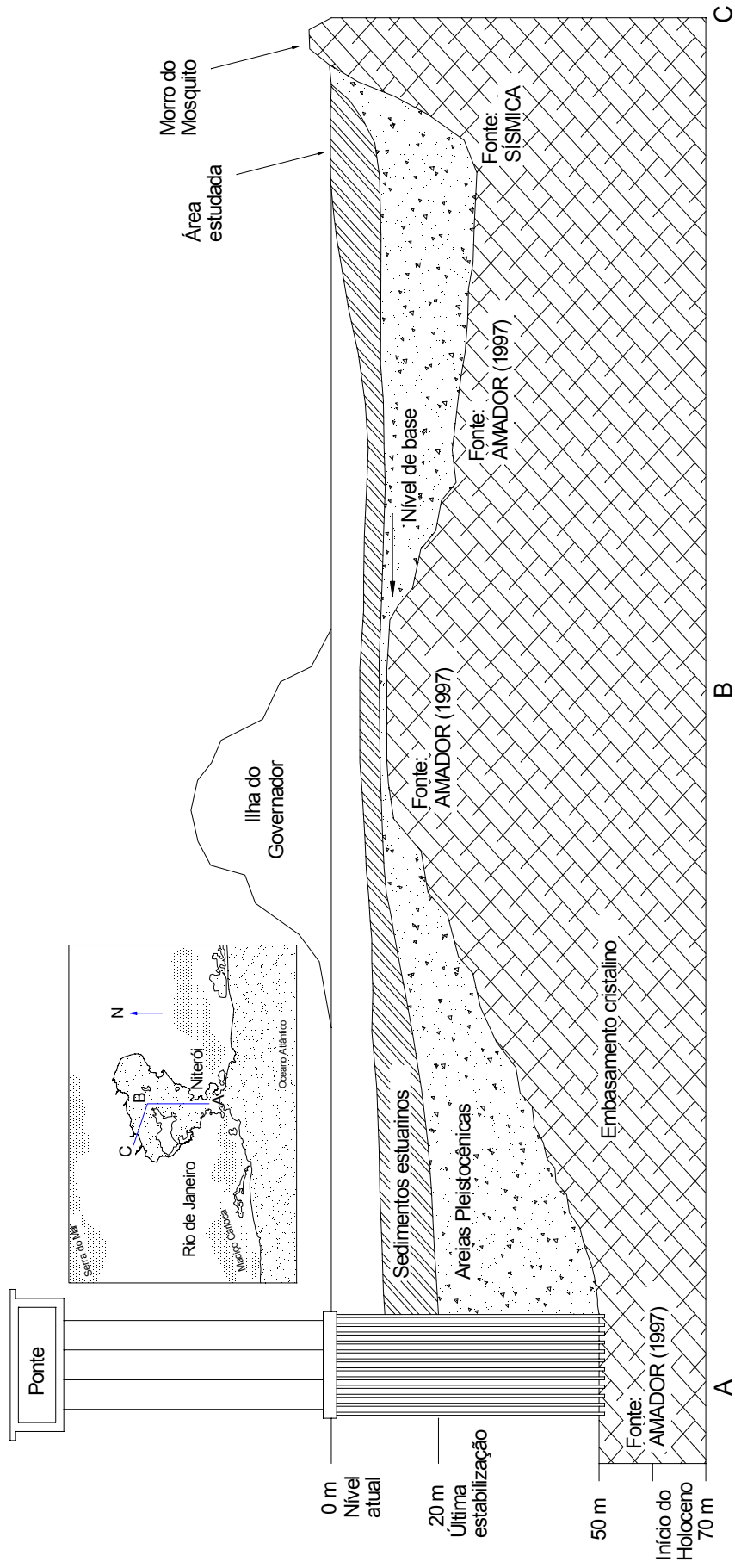


Figura 4.1 - Perfil geológico da Baía de Guanabara e esquema da última transgressão marinha (escala deformada).

As conjecturas sobre se o nível do mar está subindo ou descendo devem ser objeto de consideração, mesmo que para a Engenharia a escala de tempo possa ser mais imediata. Alguns cenários catastróficos de subida do nível do mar em pouquíssimas décadas (AMADOR, 1997) podem comprometer ações de remediação a longo prazo, especialmente em face de poluentes persistentes.

O aterro está situado em um ambiente pro-delta, muito mal drenado e de baixa permeabilidade. Embora não tivessem sido feitas análises específicas, a caracterização geotécnica e ambiental do local leva a crer que se trata de um gleissolo tiomórfico hístico sódico (sálico), pelos seguintes motivos:

- (i) O ambiente encontra-se permanentemente saturado, o solo é mineral, com prevalência do estado reduzido, de cor acinzentada neutra (a exposição de uma amostra ao ar, após alguns meses, exibiu mosqueados de cores fortes, indicando oxidação do ferro ou manganês) – horizonte glei;
- (ii) A ocorrência de sulfatos e odores de gás sulfídrico – presença de materiais sulfídricos;
- (iii) A camada turfosa e os elevados teores de carbono orgânico – horizonte hístico;
- (iv) A argila orgânica 1 apresenta saturação por sódio superior a 15% (56%) – caráter sódico; e
- (v) O ambiente é estuariano, salino e de alta condutividade (> 7 mS/cm) – caráter sálico.

A maré inunda o aterro parcialmente nas preamares de sizígia, especialmente nos setores mais baixos (Noroeste e Sudoeste), com cotas inferiores a 1,25 m (Figuras 3.3 e 3.11). No entanto, não foi notada influência direta da maré sobre o gradiente hidráulico ou sobre a direção do fluxo. O que se observou foi uma conexão da camada arenosa com o mar, em vista da salinidade dessa camada (12.000 a 15.000 ppm – Figura 3.7) e dos piezômetros profundos responderem às variações da maré com maiores amplitudes que os piezômetros superficiais. Embora este efeito esteja relacionado, também, com as diferentes condutividades hidráulicas dos dois principais pacotes sedimentares (a argila orgânica 1 e a areia argilosa).

Um fato esperado é que o sentido do fluxo na camada arenosa é em direção à Baía de Guanabara. Mesmo considerando que o gradiente hidráulico dessa camada ($i = 0,04\%$) seja uma ordem de grandeza menor que o verificado no topo da camada de

argila orgânica 1 ($i = 0,34\%$), logo abaixo do aterro, a condutividade hidráulica do substrato arenoso deve superar a condutividade hidráulica da argila orgânica 1. Nas estimativas aplicando-se indiscriminadamente a fórmula de Hazen, a camada superficial do substrato arenoso (G-5-10), contaminada pela argila caulínica (G-5-11), apresentou condutividade hidráulica da mesma ordem (10^{-8} m/s) que a argila orgânica 1 (G-5-3). No entanto, NAGARAJ et al. (1991, apud Mitchell, 1993) determinaram a condutividade hidráulica de vários solos argilosos no limite de liquidez e concluíram que seus valores estão compreendidos entre $2,2$ e $2,6 \times 10^{-9}$ m/s, independente do índice de vazios e do limite de liquidez. Como a umidade natural da argila orgânica 1 é de aproximadamente 160% , próxima ao seu limite de liquidez (186%), é possível que o valor estimado anteriormente ($2,25 \times 10^{-8}$ m/s) seja superior ao real em uma ordem de grandeza. COUTINHO (1976) determinou, para a argila de Sarapuí sobreadensada, 2 a 5×10^{-9} m/s, valores semelhantes aos propostos pelos autores citados acima.

O valor da condutividade hidráulica estimada para a areia argilosa (G-5-10) sobrejacente à argila caulínica (G-5-11) pode ser tomado como sendo igual ou maior que 10^{-8} m/s e que os piezômetros profundos instalados a 12 m na areia argilosa, também contaminada pela argila caulínica impermeável, correspondem a uma região de condutividade hidráulica semelhante (igual ou maior que 10^{-8} m/s), sendo as camadas mais profundas (G-5-16) mais permeáveis que todo esse pacote sedimentar. No entanto, mesmo considerando a existência de um fluxo vertical descendente para essa camada arenosa, diante da pequena diferença de carga entre os aquíferos e da provável perda de carga no espesso pacote argiloso, nesta avaliação preliminar o transporte vertical por advecção pode ser desprezado. No caso de contaminantes densos ou solúveis, a argila orgânica pode funcionar como uma barreira reativa ($CTC = 47,5$ cmol_c/kg) mas, havendo espécies químicas distintas (orgânicas e inorgânicas), o processo de transporte/retenção, naturalmente complexo, para ser adequadamente avaliado, requer que sejam procedidas investigações mais detalhadas.

COUTINHO e LACERDA (1987) mostraram que para a argila de Juturnaíba o teor de matéria orgânica influencia o índice de plasticidade. É possível que o elevado valor de atividade da argila orgânica 1 esteja relacionado não só com a presença da esmectita mas, também, com o teor de matéria orgânica.

No ambiente reduzido, como é o presente caso, a matéria orgânica pode contribuir na retenção de espécies químicas. A oxidação, tanto da matéria orgânica quanto das espécies químicas reduzidas porventura existentes, pode ocasionar a mobilização de

substâncias retidas ou precipitadas, como no caso do sulfeto de mercúrio que ao se oxidar libera o mercúrio; do gás sulfídrico que oxidado baixa o pH do solo, tornando algumas espécies solúveis; ou da matéria orgânica que consumida libera as substâncias retidas ou complexadas. Processos oxidativos de remediação em ambiente naturalmente reduzido devem ser cuidadosamente avaliados.

No comportamento hidrogeológico próximo à superfície, logo abaixo do aterro, observou-se que:

- (i) o piezômetro P-3-A, localizado na região central e mais elevada do aterro, tem carga hidráulica invariavelmente maior que os demais (uma exceção em 24/9/2001);
- (ii) a carga hidráulica do piezômetro periférico P-1-A só superou a carga hidráulica do piezômetro periférico P-2-A no mês de maio, quando após chuvas intensas o aterro apresentava-se encharcado (novamente uma exceção em 24/9/2001);
- (iii) em geral as cargas hidráulicas elevadas correspondiam a épocas chuvosas;
- (iv) as variações de maré provocavam variações uniformes nesses piezômetros.

Assim, é forçoso considerar que o regime da água subterrânea próximo à superfície está condicionado às inundações provocadas pelas chuvas ou pela maré. Dada a baixa salinidade do aterro e a presença de larvas de mosquitos nas poças, entende-se que as chuvas participam mais nos processos de inundação. As oscilações de maré por si só não desequilibram o regime hidrogeológico mas, havendo transbordo, eventualmente nas preamares de sizígia, inundando a parte mais baixa do aterro, o sistema se desequilibra e o sentido do fluxo tende para Noroeste.

O aspecto importante na determinação do fluxo é que devido a problemas logísticos os piezômetros foram instalados abrangendo apenas um setor do aterro. À época da sua instalação, em dezembro de 2000, haviam sido passadas instruções escritas quanto à localização e profundidade dos piezômetros. A falta de levantamento topográfico da área e o acaso conduziram à configuração do atual arranjo de piezômetros. Inicialmente, à vista do perfil da Figura 3.7, previa-se que os piezômetros profundos seriam instalados abaixo da camada argilosa impermeável, a 14 m de profundidade, e que fossem mais espaçados abrangendo a maior área possível. A fortuna do campo, determinando a atual configuração, permitiu que, nesta pesquisa, diante dos fatos e medições registradas, condicionado pela altimetria (Figura 3.11) e pelo regime de

precipitação e infiltração no aterro, fosse considerada a possibilidade de o fluxo na camada superficial ser radial, em direção às bordas do aterro.

Entendendo que o excesso de poropressão gerado pelo carregamento do aterro já teria sido dissipado em razão do seu tempo de existência (~20 anos), a carga hidráulica do piezômetro central P-3-A, superior à dos piezômetros periféricos (P-1-A e P-2-A), só pode ser explicada pelo condicionante topográfico. De fato, a parte central é mais elevada que as bordas do aterro (Figura 3.11). Se os piezômetros tivessem sido instalados exclusivamente na periferia, abrangendo todo o aterro, provavelmente o fluxo radial não teria sido cogitado.

O cenário hidrogeológico no aterro implica em disponibilizar para o mangue e para a Baía de Guanabara, todas as substâncias móveis ou mobilizáveis (solúveis ou lixiviáveis) que contaminam o aterro. Por ocasião do reconhecimento de campo, foi observada a exfiltração de substância leve não-miscível, pela saia do aterro, na maré vazante. Esse é o principal caminho entre a fonte e o alvo.

4.3 – ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO

Os resultados das análises químicas efetuadas sobre as amostras do setor Noroeste (furo Q-1) indicam que aquela área está contaminada mais intensamente com metais que as amostras extraídas do setor Sudeste (furo Q-2).

A presença de metais nas amostras do setor Noroeste, excetuando o cádmio e o mercúrio, é generalizada e quase uniforme para todas as profundidades investigadas. O cobre apresenta níveis de poluição nas amostras superficiais, com concentrações acima do valor considerado pela CETESB (2001) como de intervenção para solos em áreas industriais, apresentando, também, em outras profundidades, níveis considerados de alerta por aquele órgão de controle ambiental. Em níveis de alerta estão também as concentrações de cromo, níquel, chumbo, cádmio e arsênio, esses três últimos apenas na porção mais superficial e o primeiro em quase todo o perfil. Note-se que os valores orientadores da norma paulista decorreram de estudos sobre solos continentais e, no presente caso, apenas o material do aterro (solo e resíduos) é de origem não-marinha (antrópica), enquanto sua fundação é composta por um solo físico-quimicamente bastante complexo decorrente do ambiente costeiro e dos elevados teores de matéria orgânica (manguezal).

As concentrações de metais em sedimentos de corrente apresentadas por CPRM (2001) no levantamento geoquímico do Estado do Rio de Janeiro foram, a grosso modo, tomadas como valores de fundo (*background*). Esses valores correspondem à média daquele levantamento somada aos respectivos desvios padrão. Com exceção do cromo, os demais valores adotados a partir do levantamento do CPRM (2001) estão situados abaixo dos valores de alerta preconizados pela CETESB (2001).

Como a média calculada em CPRM (2001) envolvia sedimentos de diversos canais no Estado do Rio de Janeiro, pareceu mais correto comparar os valores encontrados nesta pesquisa com as concentrações de metais em sedimentos de canais próximos da região do aterro. Infelizmente, estavam disponíveis apenas as concentrações de cobre, chumbo e zinco nos sedimentos dos Rios Sarapuí (cobre – 158 mg/kg e chumbo – 36 mg/kg); Iguaçu (cobre – 127 mg/kg e zinco – 1.244 mg/kg) e Saracuruna (zinco – 392 mg/kg). Sob este enfoque, as concentrações de cobre e chumbo nas amostras do furo Q-1 superaram os valores de fundo (*background*) adotados com base no levantamento geoquímico do Estado do Rio de Janeiro.

De uma maneira geral, pode-se afirmar que não há poluição por mercúrio nem vanádio no setor Noroeste da área estudada e que quanto ao cádmio a contaminação é superficial. Neste trabalho, o termo poluição é empregado quando a concentração detectada supera o nível de intervenção considerado. O termo contaminação se refere à simples presença da espécie, sem considerar especificamente sua concentração.

No setor Sudeste (furo Q-2) as amostras não apresentaram poluição por metais embora haja contaminação, ao nível de alerta, na superfície do aterro, para praticamente todos os metais estudados e concentrações menores e uniformes em profundidade.

As amostras coletadas no setor Sudeste apresentaram alto grau de poluição por etilbenzeno na massa de resíduos e contaminação média a baixa por etilbenzeno e xilenos em todo o perfil. As concentrações desses compostos orgânicos conhecidos como BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) são superiores às concentrações encontradas nas amostras do setor Noroeste, que não apresentou concentração de benzeno, praticamente nenhum dos xilenos e baixas concentrações de tolueno e etilbenzeno apenas na região do aterro, até 2 m de profundidade.

Os designados como semi-voláteis não apresentaram concentrações ao nível de intervenção, segundo a norma holandesa (a norma paulista é omissa). Entretanto, é importante registrar que as concentrações desses compostos orgânicos nas amostras do setor Sudeste (furo Q-2) foram expressivamente superiores às do setor Noroeste. Embora as amostras do setor Sudeste não tivessem alcançado o nível de intervenção, em algumas amostras o nível de alerta foi ultrapassado para os hidrocarbonetos alifáticos, policíclicos aromáticos (PAH) e bifenilas policloradas (PCB), este último apenas na superfície.

O fato de a amostra Q-2-5 ter apresentado concentrações elevadas de alifáticos e aromáticos, em relação às amostras vizinhas Q-2-4 e Q-2-6, trouxe questionamentos quanto à possibilidade de contaminação cruzada. No entanto, o mesmo fato não se verificou para outras espécies químicas, não se podendo concluir, no momento, pela contaminação cruzada, nem se podendo descartar em vista de, na ocasião da coleta das amostras Q-2-5 e Q-2-6, a trincheira (Figura 3.19) apresentava-se inundada pela água um pouco turva que percolou de suas paredes, impedindo a visão da boca do furo e dificultando a inserção do amostrador.

Uma investigação conduzida no setor Noroeste havia confirmado a presença de uma baixa concentração de PCB, sendo detectado 0,4 mg/kg de PCB total em uma das amostras a 4 m de profundidade e concentrações inferiores a 0,07 mg/kg nas demais amostras (MESQUITA, 2001). A presente investigação detectou PCB, naquele setor, apenas na superfície (0,2 mg/kg), embora o método usado pelo Laboratório INNOLAB do Brasil tivesse um limite de detecção de 0,1 mg/kg, não sendo possível portanto detectar as baixíssimas concentrações verificadas em MESQUITA (2001). De fato tais concentrações são compatíveis com valores detectados (0,03 a 0,1 mg/kg) em horizontes orgânicos de gleissolos florestais na Bavária, Alemanha (KRAUSS et al., 2000) e com valores detectados (0,04 a 0,05 mg/kg) em sedimentos de canal no delta do Rio das Pérolas, na China (KANG et al., 2000). No entanto, todas as concentrações de espécies orgânicas semi-voláteis encontradas no setor Noroeste, tanto nesta pesquisa quanto em MESQUITA (2001) estão abaixo do valor de alerta previsto pela norma holandesa.

Para caracterizar a diversidade da contaminação entre as amostras do setor Noroeste e as do setor Sudeste, a Figura 4.2 apresenta um perfil para todos os metais, permitindo uma melhor visualização das diferenças.

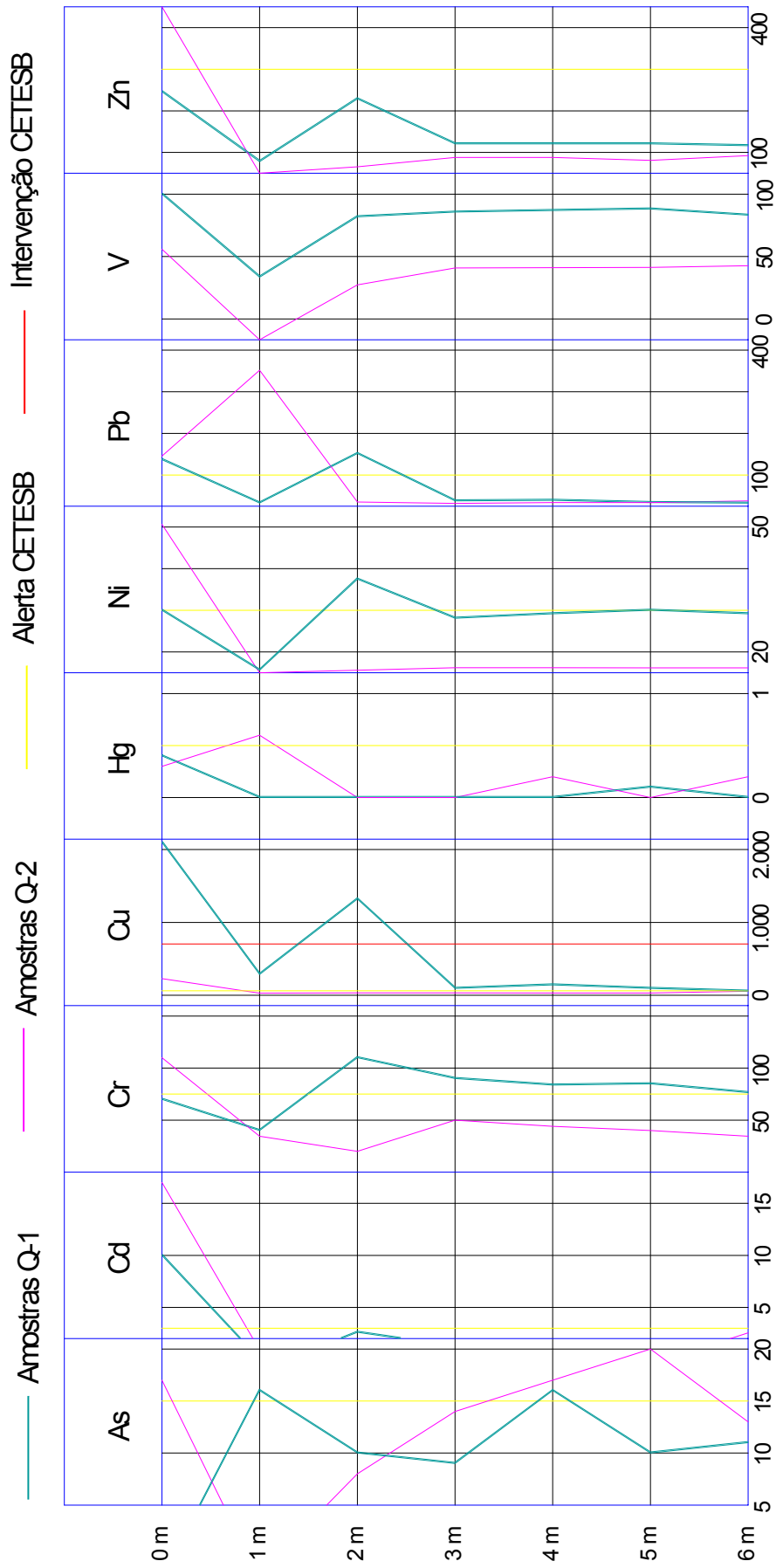


Figura 4.2 - Perfis das concentrações de metais nas amostras dos furos Q-1 e Q-2 (valores em mg/kg).

Na caracterização da toxicidade do resíduo, o ensaio de lixiviação não apresentou concentrações de contaminantes superiores às concentrações fixadas na listagem nº 7 da NBR-10.004. O ensaio de solubilização apresentou as seguintes espécies químicas com concentrações superiores às concentrações fixadas na listagem nº 8 da NBR-10.004: alumínio, cloreto, ferro, fluoreto, manganês, sódio e surfactantes (tensoativos), sendo portanto descartada a classificação de resíduo classe III – inerte.

Embora o resíduo apresente características de destinação inadequada pela forma como foi disposto, diretamente sobre o solo, sem sistema de contenção, drenagem ou cobertura, para caracterizar a periculosidade é necessário que apresente risco ao meio ambiente. De vez que o ensaio de lixiviação sobre a massa bruta não apresentou potencial poluidor, a presença do aterro e sua submersão devida ao peso próprio sobre o manguezal poderia ser considerada como uma intervenção no ecossistema que não lhe causaria dano, caso o ecossistema digerisse o aterro, submergindo-o completamente e não dando oportunidade de nele se instalar uma vegetação exógena. No entanto, o ensaio de lixiviação não se aplica a resíduos que contenham espécies voláteis e diversas causas levam a caracterizá-lo como perigoso:

- (i) O aterro não submergiu completamente, restando uma parte emersa na qual se desenvolveu uma vegetação própria, mercê da capacidade de campo do aterro acumular e fornecer suprimento de água doce, proveniente das chuvas, às novas espécies que normalmente não se adaptariam ao ambiente salobro/salino. Dentre essas novas espécies destacam-se as numerosas colônias de larvas de mosquitos nas poças d'água sobre o aterro;
- (ii) Foram detectadas na massa bruta do resíduo diversas substâncias tóxicas constantes da listagem nº 4 da NBR-10.004 tais como: benzeno, tolueno, chumbo, cádmio, fluoreto, fenóis, alifáticos e ftalatos, algumas delas em concentração de alerta, segundo a norma paulista/holandesa;
- (iii) Foram detectadas na massa bruta do resíduo as substâncias tolueno, etilbenzeno e xileno, constantes da listagem nº 1 da NBR-10.004, sendo o etilbenzeno em concentração (250 mg/kg) superior ao nível de intervenção, segundo a norma holandesa; e
- (iv) Foi detectado na massa bruta do resíduo chumbo em concentração (350 mg/kg) superior ao fixado na listagem nº 9 da NBR-10.004.

Embora a NBR-10.004 aponte mais de 600 substâncias perigosas ou que conferem periculosidade ao resíduo e mais de 100 tipos de resíduos perigosos em diversas

listagens e em outras listagens presente as substâncias agudamente tóxicas e as tóxicas, no corpo da norma, a definição de periculosidade está relacionada a parâmetros qualitativos. Até mesmo quando descreve os fatores que devem ser considerados na avaliação da periculosidade, a NBR-10.004 não é incisiva, deixando de apontar os valores-limite. Apenas as listagens nº 7, 9 e 10, apresentam 50 substâncias com valores-limite para definição da periculosidade (25 substâncias relacionadas ao ensaio de lixiviação e 25 relacionadas à massa bruta do resíduo).

O ensaio de lixiviação não resultou em classificar o resíduo como perigoso e dos 25 poluentes das listagens nº 9 e 10, apenas o chumbo ficou acima do valor-limite (na suposição de ser chumbo de compostos orgânicos). Portanto, em que pese a NBR-10.004 não estipular valores-limite (exceto para o benzeno, cujo valor-limite não foi ultrapassado – 20 mg/kg), a presença, no resíduo, de substâncias consideradas perigosas, em níveis que, para o solo, são considerados de alerta ou de intervenção, e a forma como tais resíduos foram dispostos, levam ao enquadramento do resíduo como classe I - perigoso.

Uma vez que nos pontos amostrados (Q-1 e Q-2) foram detectadas contaminações por metais e/ou compostos orgânicos, pode-se afirmar que o aterro está contaminado (e também poluído). Contudo, como a partir de 2 a 3 m as concentrações são em geral uniformes e menores que as detectadas no aterro, havendo uma sutil tendência de redução das concentrações com a profundidade para a maioria das espécies químicas, não há elementos suficientes para afirmar que a camada de argila orgânica esteja contaminada com substâncias orgânicas provenientes do aterro. Reforça essa idéia o fato de as análises terem sido feitas pela classe de compostos orgânicos (alifáticos, aromáticos, fenóis), englobando um conjunto de substâncias de diferentes densidades, solubilidades e volatibilidades e portanto tendo comportamentos migratórios distintos.

Ainda que se objetivasse a delimitação de uma pluma de contaminação, que não é o caso desta dissertação, a quantidade de amostras foi insuficiente para tal. Entretanto, desta investigação resulta quais classes de substâncias merecem ser detalhadas.

Os contaminantes presentes (as espécies orgânicas e inorgânicas em concentração acima dos valores-limite) e o regime hidrogeológico (o fluxo em direção às bordas do aterro) colocam o manguezal e a Baía de Guanabara sob risco, sendo necessário

promover ações de remediação, contenção ou retirada do material contaminado visando interromper a cadeia fonte-caminho-alvo e reverter o problema.

4.4 – ANÁLISE DA PROSPECÇÃO GEOFÍSICA

A prospecção geofísica por eletrorresistividade antecedeu a sondagem SPT e a coleta de amostras para análise química, tendo sido seus resultados empregados na seleção dos locais onde seriam coletadas essas amostras e executadas as sondagens.

Os resultados apresentados na Figura 3.17 do capítulo anterior mostram que na profundidade de 10 m o valor da resistividade tende a ser mais uniforme. O perfil geotécnico da Figura 3.9 mostra que nessa profundidade a maior parte do plano horizontal está provavelmente dominada pela argila orgânica. No setor Noroeste surgem algumas áreas argilosas e areno-argilosas, mas de uma maneira geral o plano de 10 m apresenta valores de resistividade em torno de 1 ohm.m, constituindo assim uma referência de fundo (*background*) para a argila orgânica. Os valores de 2 e 3 ohm.m foram interpretados como correspondente a possíveis lentes arenosas.

Para a profundidade de 6m pode-se afirmar com alguma certeza que a tomada do plano horizontal intercepta completamente a argila orgânica. O valor predominante da resistividade é 1 ohm.m, sem grandes discrepâncias, exceto no setor Sudeste, onde surgem duas pequenas áreas com resistividade de 7 ohm.m.

Na profundidade de 4 m ainda se tem o predomínio de 1 ohm.m embora novas áreas mais resistivas tenham surgido e, a 3 m de profundidade, a referência de fundo é de 2 ohm.m, tendo a área mais resistiva do setor Sudeste ampliado e surgido novas áreas mais resistivas, de forma tal que as áreas designadas como resistivas (> 5 ohm.m) superam as áreas designadas como condutivas (< 2 ohm.m)

O plano tomado a 2 m de profundidade está praticamente dentro do aterro, apresentando uma referência de fundo de 3 ohm.m com poucas áreas condutivas, a persistente área resistiva a Sudeste, detectada desde os 6 m de profundidade e outras áreas resistivas. Na profundidade de 1 m as áreas condutivas são muito poucas e delineiam-se grandes áreas resistivas sob uma referência de fundo de 4 ohm.m.

O setor Noroeste apresentou quase sempre valores de resistividade iguais ou menores que a referência de fundo, sendo considerado como zona sujeita a uma investigação detalhada, visto que, sobre aquela área, já tinham sido feitas prospecções com GPR (ANJOS et al., 2001) e amostragem para análise química (MESQUITA, 2001).

As prospecções eletrorresistivas adicionais sobre o setor Noroeste (Figura 3.18), de uma maneira geral confirmaram os valores de resistividade encontrados anteriormente e a tendência daquela área se apresentar mais condutiva. Em alguns pontos, nas profundidades de 12 e 14 m, conforme demonstram os registros do Apêndice 6 para os caminhamentos CE-4-A e CE-5-A, o valor da resistividade é um pouco maior, indicando possivelmente a camada de areia grossa detectada na sondagem B-1 (Apêndice 3).

Analisando os resultados da prospecção geofísica por eletrorresistividade em conjunto com os resultados das análises químicas apenas para metais, poder-se-ia afirmar que as áreas condutivas do setor Noroeste (furo Q-1) apresentam uma contaminação por metais maior que as áreas resistivas do setor Sudeste (furo Q-2), como visto na Figura 4.2. No entanto, de forma inversa, os orgânicos estão mais presentes no setor Sudeste do que no setor Noroeste, portanto nada se pode afirmar quanto à participação individual (quantificar) de cada classe (metais e orgânicos) na composição do perfil de resistividade, senão qualitativamente que ambos, a falta de orgânicos e o excesso de metais tornaram o setor Noroeste menos resistivo que o setor Sudeste, com excesso de orgânicos e não contaminado por metais.

A Figura 4.3 apresenta a comparação dos resultados das análises químicas para cobre e hidrocarbonetos alifáticos (presentes em maiores quantidades), com a condutividade e salinidade nas amostras do furo Q-1 e com o perfil de resistividade daquele local no setor Noroeste. Observa-se compatibilidade entre a condutividade, salinidade, resistividade e concentração de hidrocarbonetos alifáticos. A condutividade e a salinidade têm um crescimento brusco no primeiro metro e a seguir um suave crescimento. De maneira inversa, os hidrocarbonetos alifáticos apresentam uma brusca queda no primeiro metro, e quedas menores em profundidade. A resistividade, tomada a partir do primeiro metro, apresenta uma suave diminuição, também de forma inversa em relação à condutividade e salinidade. A participação do cobre pode melhor ser avaliada na comparação com as concentrações das amostras do furo Q-2.

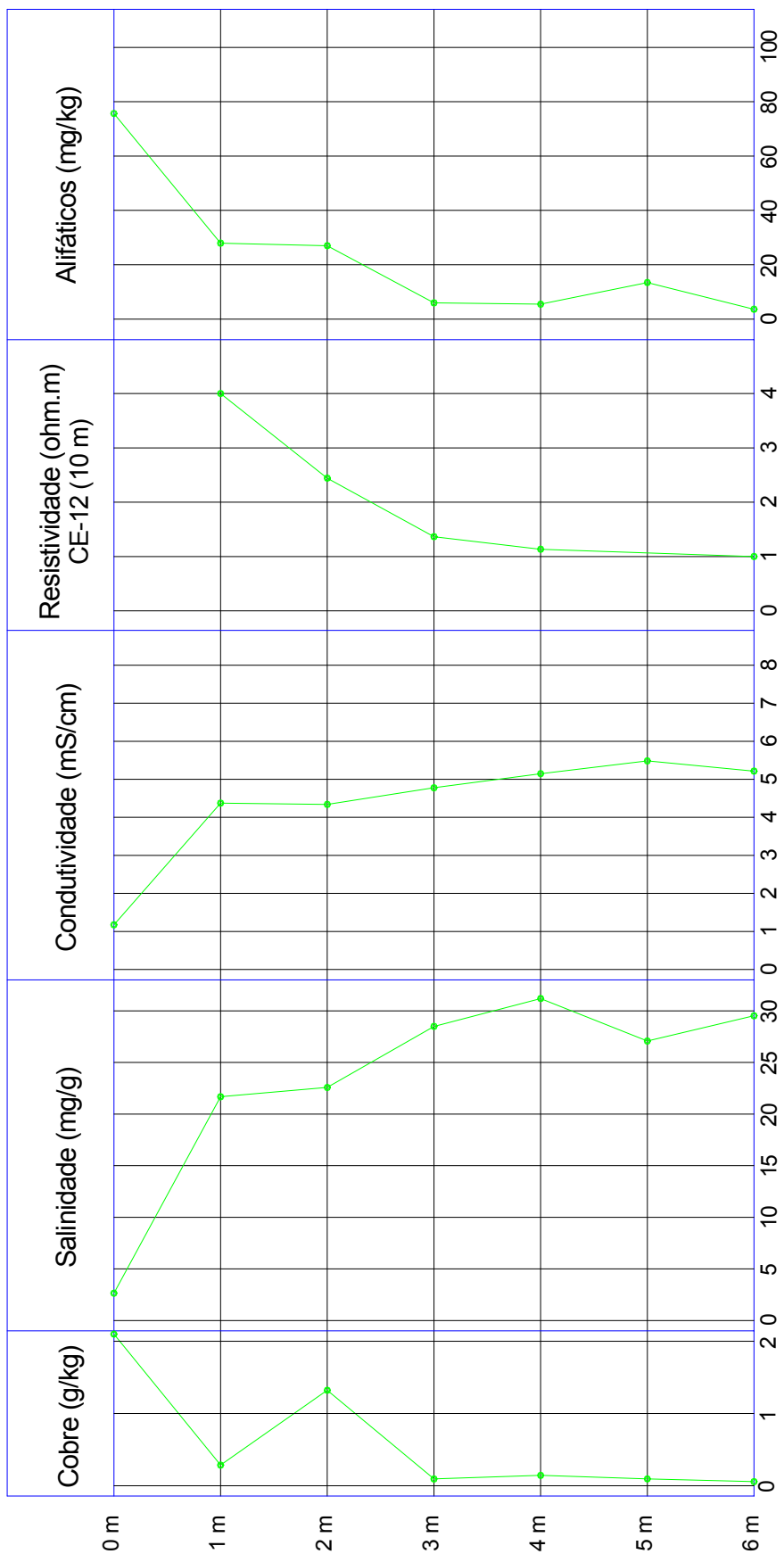


Figura 4.3 - Comparação das concentrações de cobre e hidrocarbonetos alifáticos com a salinidade, condutividade e resistividade para amostras do furo Q-1.

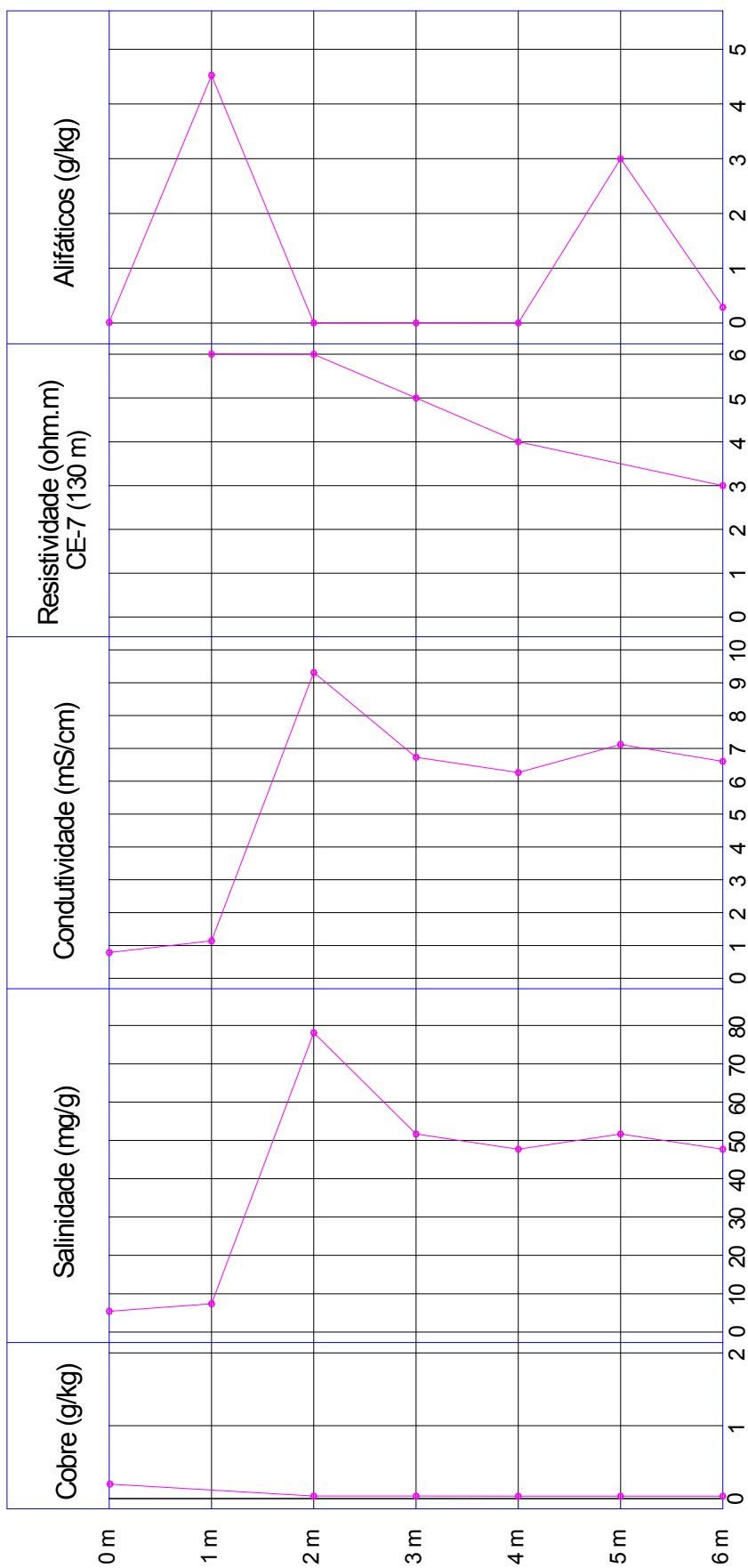


Figura 4.4 - Comparação das concentrações de cobre e hidrocarbonetos alifáticos com a salinidade, condutividade e resistividade para amostras do furo Q-2.

A Figura 4.4 apresenta a mesma comparação para as amostras do furo Q-2 com o perfil de resistividade daquele local no setor Sudeste. Observa-se um pico de condutividade e salinidade a 2 m de profundidade, tendo valores bem menores em superfície e valores maiores e relativamente constantes em profundidade (mas menores que o pico). A resistividade tomada a partir do primeiro metro parte do maior valor e vai diminuindo com a profundidade. Provavelmente a geofísica não tenha detectado o pico de salinidade/condutividade por ter sido pontual. Os hidrocarbonetos alifáticos exibem dois picos um no primeiro metro e outro a 5 m de profundidade.

A amostra Q-2-5 foi novamente considerada suspeita de contaminação cruzada em face da inconsistência do resultado da análise química de hidrocarbonetos alifáticos com o perfil de resistividade que sempre diminui, mesmo não tendo sido tomada a resistividade a 5 m de profundidade e havendo um ligeiro contraste dessa diminuição com a relativa constância da condutividade/salinidade (também apresentam um suave pico a 5 m). Ocorre que:

- (i) o ponto mais resistivo (1 e 2 m de profundidade) corresponde à região onde foi verificada a presença do resíduo (na trincheira vista na Figura 3.19);
- (ii) em profundidade, em razão do perfil de salinidade/condutividade, seria esperado que os valores de resistividade se mantivessem constantes; e
- (iii) a presença do resíduo (resistivo) subjacente pode ter alterado o campo elétrico de forma tal que o modelo adotado (arranjo Wenner) não correspondesse exatamente, à realidade do subsolo, tomado originalmente como homogêneo e isotrópico, sendo conveniente notar que enquanto a amostragem é pontual, essa técnica de prospecção envolve volumes de solo, cada vez maiores com a profundidade, com o afastamento dos eletrodos correspondendo a três vezes a profundidade.

Portanto, é factível que a prospecção em profundidade não tivesse levado em conta a presença de duas camadas (a de resíduo e a de argila) com resistividades diferentes, de forma tal que o potencial medido tivesse sido afetado pela camada resistiva. A progressiva redução da resistividade com a profundidade foi interpretada como uma tendência ao valor constante verificado na curva de condutividade/salinidade (medidas pontuais). Nas plantas de isorresistividade (Figura 3.17), nota-se uma progressiva redução da área resistiva com a profundidade, interpretada como uma influência cada vez menor da área de resíduos subjacente e não como uma efetiva participação das substâncias orgânicas nas camadas mais profundas.

Assim, as amostras Q-2-5 e Q-2-6 foram finalmente descartadas, sendo consideradas contaminadas por substâncias que derivaram das águas percoladas das paredes da trincheira durante a introdução do amostrador na boca do furo.

Nesse contexto, o emprego do cone resistivo apresenta a vantagem de investigar continuamente o perfil, efetuando medições sobre um pequeno volume de solo (maior acurácia), podendo apresentar melhores correlações com as amostras analisadas. Infelizmente o uso desse equipamento foi impossibilitado pela presença de diversos obstáculos no corpo do aterro (seções de estacas de concreto) que poderiam danificar a sonda ou a composição de hastes e por dificuldades na obtenção da fonte de alimentação que atrasaram a calibração e montagem final do aparelho.

Finalizando, foi possível associar, no setor Sudeste, os valores mais resistivos do meio ao excesso de concentração de espécies orgânicas e à pouca contaminação por metais em relação aos valores encontrados no setor Noroeste, podendo-se notar que a resistividade do setor Sudeste seria ainda maior se a salinidade fosse a mesma que a do setor Noroeste.

Qualitativamente é possível relacionar a salinidade, a concentração de metais e a concentração de orgânicos em conjunto como responsáveis pelas anomalias resistivas no aterro, não sendo possível atribuir quantitativamente a participação de cada um desses parâmetros no valor da resistividade. Como notado no Capítulo 2 - Revisão Bibliográfica, além da concentração eletrolítica (modificável pela pluviosidade sobre o aterro), outros fatores como porosidade, mineralogia, temperatura, pH etc., podem contribuir para alterar a resistividade total do solo.

Sob esse aspecto qualitativo e considerando que a geofísica é um método indireto de investigação, é possível associar as anomalias que contrastam com a referência de fundo a zonas, áreas prioritárias ou regiões suspeitas que merecem um detalhamento maior. Confirmada a origem da anomalia como proveniente de contaminação e estando constantes os demais parâmetros do solo que influenciam sua resistividade é possível delimitar indiretamente uma pluma de contaminação.

Da mesma forma, o registro inicial do perfil resistivo do solo contaminado constitui o estado original que pode ser comparado com o estado posterior à ação de remediação e avaliado o desempenho ou eficácia dessa ação. No entanto, lembra-se que o regime pluviométrico pode alterar a concentração de sais, alterando a resistividade do solo.

5. CONCLUSÕES

5.1 – CONCLUSÕES RELACIONADAS COM O OBJETIVO DA TESE

Dos estudos realizados sobre a área que constitui o aterro conclui-se que:

- (i) Os resíduos sólidos presentes no aterro foram analisados e classificados como perigosos (classe I), conforme preceitua a NBR-10.004, estando disposto de forma inadequada, sem sistemas de cobertura, drenagem ou contenção, apresentando-se poluído/contaminado por chumbo, cobre e etilbenzeno, em concentrações que requerem intervenção, e por outras substâncias como benzeno, tolueno, xilenos, hidrocarbonetos alifáticos, policíclicos aromáticos, bifenilas policloradas, cromo, níquel, cádmio e arsênio que necessitam de maiores detalhamentos;
- (ii) O substrato de fundação do aterro é constituído por uma argila orgânica com presença de conchas, cinza escuro, de consistência muito baixa ($SPT < 1$), permanentemente saturado, 20% de grãos com diâmetro menor que $2 \mu\text{m}$ e 95% dos grãos com diâmetro menor que 0,06 mm, 8 a 22% de matéria orgânica, apresentando aproximadamente iguais porções de argilominerais do grupo da caulinita e da esmectita, $CTC = 47,5 \text{ cmol}_c/\text{kg}$, muito ativa ($Ac = 6$), índice de plasticidade de 120%, umidade de 160% e permeabilidade estimada em $2,5 \times 10^{-9} \text{ m/s}$, sendo o solo classificado pedologicamente como um gleissolo tiomórfico hístico sódico (sálico);
- (iii) O aterro tem espessura média de 2 m, contendo resíduos da produção de borracha sintética e outros resíduos sólidos como entulhos, tecidos, metais, seções arrasadas de estaca, plásticos e madeira em seu interior, localizado em uma área de mangue sujeita à influência da maré, tendo se desenvolvido em sua superfície uma vegetação exógena como gramíneas, arbustos e árvores de porte, com presença de répteis, aves, caranguejos, mamíferos de pequeno porte e insetos, sujeito a inundação tanto pela maré quanto pela chuva;
- (iv) O manguezal está situado no estuário do Rio Estrela, no Noroeste do recôncavo da Baía de Guanabara, sendo suportado por depósitos flúvio-marinhos muito mal drenados, como parte de uma região dominada por indústrias do polo gás-químico, próxima à REDUC, no município de Duque de Caxias, caracterizada por relevo plano com morrotes arrasados;

- (v) O aterro está assente sobre duas seqüências deposicionais básicas: a camada de argila orgânica de origem flúvio-marinha do Holoceno; e a camada de areia pouco argilosa de origem flúvio-aluvial do Pleistoceno. Entre essas camadas ocorre uma lente argilosa de origem fluvial;
- (vi) A hidrogeologia no aterro é condicionada pela sua configuração topográfica com o fluxo das águas nele infiltradas, especialmente as águas pluviais, dirigindo-se, de forma radial, para fora do aterro com gradiente muito baixo (~0,34 %) mas com potencial de remoção por solubilização das substâncias que contaminam o aterro;
- (vii) Nos dois perfis de amostragens feitas no aterro e na argila orgânica não foi detectada significativa contaminação do substrato argiloso, embora o material contido no aterro apresentasse contaminação/poluição, conforme descrito no item (i). As condições do substrato são de ambiente bastante reduzido (~375 mV), levemente alcalino (pH ~8,0), salobro a salino (15.000 a 50.000 mg/kg) e elevada concentração de carbono orgânico total (18.000 a 35.000 mg/kg);
- (viii) Ainda que o substrato não apresente poluição, faz-se necessário avaliar melhor a região de transição entre o aterro e o solo de fundação, e os sedimentos mais superficiais do manguezal, visto que a maré e as chuvas contribuem para dissolver e/ou transportar as substâncias contidas no aterro, com o fluxo radial disponibilizando o contaminante para o meio circundante e as correntes de maré, através da rede de canais do manguezal, para a Baía de Guanabara;
- (ix) A prospecção geofísica por eletrorresistividade apresentou anomalias resistivas no setor Sudeste do aterro que confrontadas com as análises químicas realizadas naquele setor foi possível associá-las à contaminação por substâncias orgânicas provenientes do resíduo disposto no local;
- (x) Foram verificadas anomalias condutivas no setor Noroeste do aterro que confrontadas com as análises químicas realizadas naquele setor foi possível associá-las ao menor impacto da contaminação por substâncias orgânicas e a uma concentração de metais maior que a verificada no setor Sudeste; e
- (xi) A configuração resistiva atual do aterro pode ser tomada como base para referenciar uma possível evolução do padrão resistivo decorrente de processos de remediação, sendo útil na avaliação e monitoramento desses processos.

A Figura 5.1 foi elaborada pela superposição das curvas de isorresistividade para 1 e 2 m de profundidade e mostram áreas do aterro que apresentaram anomalias resistivas consideradas como zonas suspeitas de contaminação, sendo aconselhável um maior detalhamento dessas áreas.

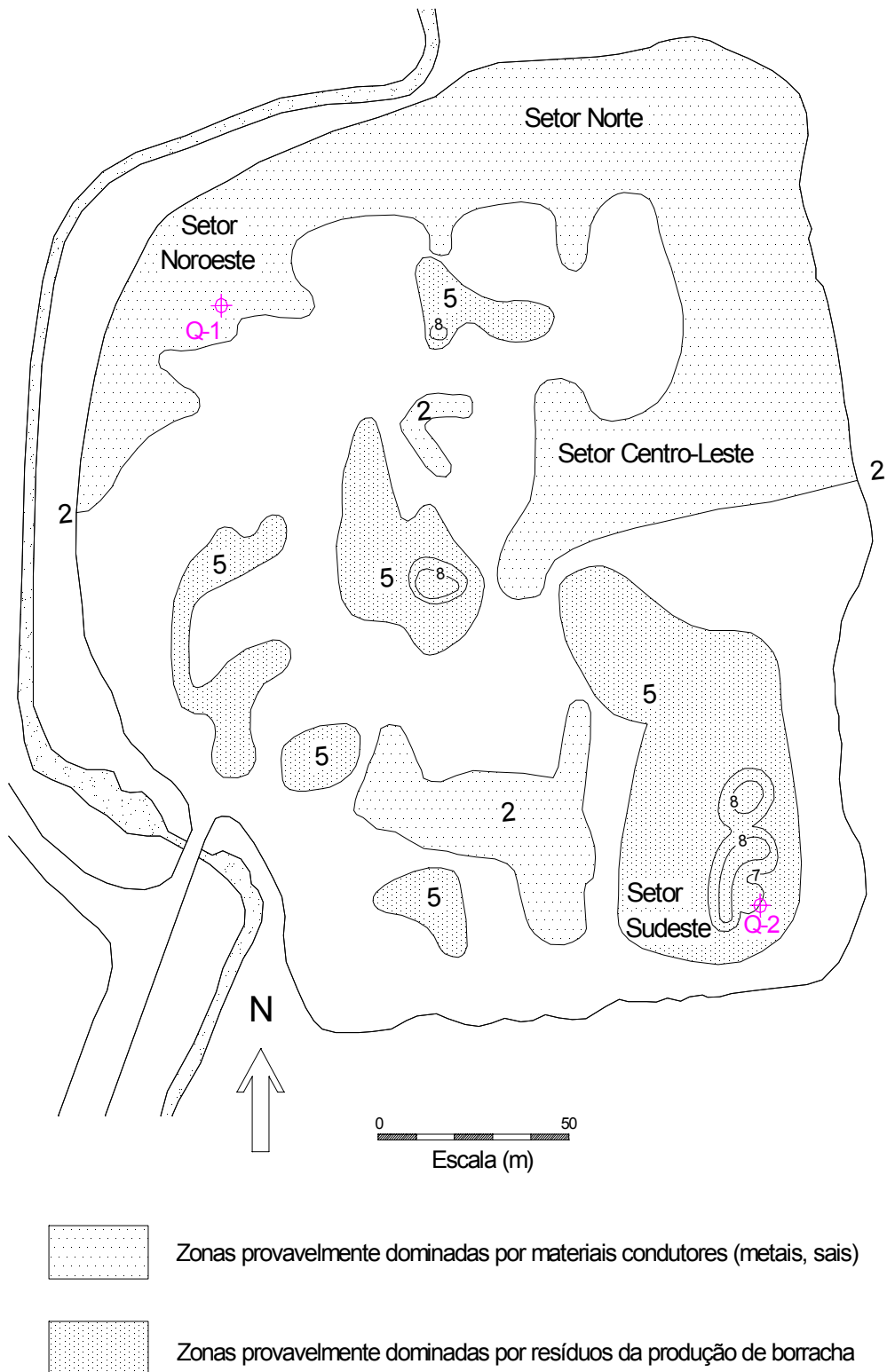


Figura 5.1 - Zoneamento do aterro com base na planta de isorresistividade para as profundidades de 1 e 2 metros (valores em ohm.m).

5.2 – CONCLUSÕES ADICIONAIS

Em que pese a decisão sobre remediação envolver avaliação de risco e considerações técnico-gerenciais sobre a suficiência de informações que permitam o planejamento das ações necessárias, as observações abaixo são pertinentes à seleção de técnicas ou procedimentos envolvendo a reabilitação da área:

- (i) As técnicas de biorremediação *in situ* sobre o aterro em face do ambiente redutor no manguezal implica em dar preferência ao uso de sistemas anaeróbios para evitar impactos ainda não avaliados decorrentes de condições estranhas ao meio (oxidativas);
- (ii) O uso de técnicas de remediação que envolvam bombeamento devem ser evitadas em face da baixa condutividade hidráulica do meio; e
- (iii) Técnicas de remediação que envolvam a remoção do material contaminado devem levar em consideração a periculosidade do resíduo e sua adequada destinação, a baixa capacidade de suporte do substrato, os efeitos de maré durante as operações de escavação e transporte, o destino final que se pretende para a área e a proteção ao pessoal envolvido no processo.

Finalizando, a iniciativa da Petroflex S/A e da Universidade Federal do Rio de Janeiro de estabelecerem parceria foi um sucesso pois, de um lado, permitiu à empresa avaliar e obter informações e novas técnicas para minimizar seu passivo ambiental e, de outro lado, a Universidade teve oportunidade de ampliar seu universo de pesquisa e difundir o conhecimento, tendo como beneficiário final a sociedade e o meio ambiente.

5.3 – SUGESTÕES PARA PESQUISAS

Nessa linha de pesquisa a sugestão para futuras pesquisas é a investigação detalhada do aterro ora estudado para melhor avaliar os processos de transporte dos contaminantes, envolvendo ensaios, amostragem, análises químicas, modelagem e monitoramento.

Uma outra linha são as técnicas de remediação que podem ser aplicadas em locais como o ora estudado, contaminados com múltiplas espécies químicas, em ambiente sensível e com dificuldades físicas diversas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABGE (Associação Brasileira de Geologia de Engenharia), 1998. *Geologia de Engenharia*. OLIVEIRA e BRITO (editores). Oficina de Textos, São Paulo, SP.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1987a. *NBR-10.004 Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro, RJ
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1987b. *NBR-10.005 Lixiviação de Resíduos*. Rio de Janeiro, RJ
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1987c. *NBR-10.006 Solubilização de Resíduos*. Rio de Janeiro, RJ
- AMADOR, E. S., 1997. *Baía de Guanabara e Ecossistemas Periféricos: Homem e Natureza*. Reproarte, Rio de Janeiro, RJ.
- ANJOS, M. M., ROCHA, P. L. F., SILVA, S. F., PEDROSO, A., MARQUES, R. M., 2001. Aplicação de GPR (ground penetrating radar) como ferramenta no diagnóstico ambiental em área industrial. *7º Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica*. Salvador, BA.
- BARBOSA, M. C., 1992. *Interação solo-percolado e seus efeitos nas propriedades do solo*. Seminário de Qualificação ao Doutorado. Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- BARBOSA, M. C., 1994. *Investigação Geoambiental do Depósito de Argila Sob o Aterro de Resíduos Urbanos de Gramacho, RJ*. Tese de doutoramento. Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- BEDIENT, P. B., RIFAI, H. S. NEWELL, C. J., 1994. *Ground Water Contamination: Transport and Remediation*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ.

- BENSON, R. C., 1993. Geophysical techniques for subsurface site characterization. Chapter 14. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. pp. 311-357. DANIEL (editor), Chapman and Hall, London.
- BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J., 1999. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. EESC/USP, São Carlos, SP.
- BORMA, L. S., EHRLICH, M., BARBOSA, M. C., 1999. Caracterização de um sedimento lagunar para efeito de dragagem e disposição em terra. Em CAMPOS & VIDAL (editores), *Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. pp. 275-286, Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, SP.
- BOSCOV, M. E. G., OLIVEIRA, E., GHILARDI, M. P., SILVA, M. M., 1999a. Difusão de metais através de uma argila laterítica compactada. Em CAMPOS & VIDAL (editores), *Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. pp. 323-330, Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, SP.
- BOSCOV, M. E. G., PEREIRA FILHO, W., SARKIS, J. E. S., HUANG, Y. C., 1999b. Estudo da migração de urânio através de uma camada de solo compactado. Em CAMPOS & VIDAL (editores), 1999. *Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. pp. 367-374, Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, SP.
- BRANDL, H., ROBERTSON, P. K., 1996. Geo-environmental site investigation, specification and characterization. In KAMON (editor) *Environmental Geotechnics*. pp. 1345-1374. Balkema, Rotterdam.
- BSI (British Standards Institution), 1988. *DD175:1988 Draft for Development Code of Practice for the Identification of Contaminated Land and its Investigation*. BSI, London.
- CARROLL, D., 1970. *Clay Minerals: A Guide to Their X-ray Identification*. The Geological Society of America. Boulder, Colorado.
- CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental), 2001. *Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no*

Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, ed. 26/11/2001. São Paulo, SP.

COUTINHO, R. Q., 1976. *Características do Adensamento com Drenagem Radial em Argila Mole da Baixada Fluminense*. Tese de Mestrado. Programa de Engenharia Civil COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ.

COUTINHO, R. Q., LACERDA, W. A., 1987. Characterization and consolidation of Juturnaíba organic clays. *Proceedings of the International Symposium on Geotechnical Engineering of Soft Soils*. pp. 17-24. Mexico.

CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais), 2000. *Hidrogeologia Conceitos e Aplicações*. FEITOSA e MANOEL FILHO (editores), 2ª ed. Fortaleza, CE.

CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais), 2001. *Geologia do Estado do Rio de Janeiro e Diagnóstico Geoambiental*. CD-ROM. Brasília, DF.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENT, 1994. *Sampling Strategies for Contaminated Land*. CLR Report nº 4, Department of Environment, London.

DHN (Diretoria de Hidrografia da Marinha), 2000. *Tábuas das Marés para 2001*. DHN. 38ª ed. Rio de Janeiro, RJ.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 1999. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Serviço de Produção de Informação - Embrapa, Brasília, DF.

FERGUSON, C., 1992. The statistical basis for spatial sampling of contaminated land. *Em Ground Engineering*. June 34-8.

FERNANDES, C. E. M., 1984. *Fundamentos de Prospecção Geofísica*. Interciência. Rio de Janeiro, RJ.

FETTER, C. W., 1993. *Contaminant Hydrology*. Macmillan Publishing Co. New York, NY.

- FORSTNER, U., WITTMAN, G. T. W., 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlin.
- FREEZE, R. A., CHERRY, J. A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ.
- FUKUE, M., MINATO, T., MATSUMOTO, M., TAYA, N., 1998. Development of resistivity cone for monitoring contaminated and non-contaminated soil layer. In SECO e PINTO (editors) *Environmental Geotechnics*. pp 575-580. Balkema, Rotterdam.
- GASSER, U. G., WALKER, W. J., DAHLGREN, R. A., BORCH, R. S., BURAU, R. G., 1996. Lead release from smelter and mine waste impacted materials under simulated gastric conditions and relationship to speciation. *Environmental Science and Technology*.
- GILBERT, R. O., 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- HARRIS, M. R., HERBERT, S.M., SMITH, M.A., 1995. *Remedial Treatment for Contaminated Land, Volume III: Site Investigation and Assessment*. SP103. Construction Industry Research and Information Association. London.
- HOBSON, D. A., 1993. Rational site investigations. Em *Contaminated Land: Problems and Solutions*. CAIRNEY (editor), Blackie Academic and Professional, London.
- ICE (Institution of Civil Engineers), 1994. *Contaminated Land Investigation, Assessment and Remediation*. Thomas Telford, London.
- JUNGSTEDT, L. O. C. (org.), 1999. *Direito Ambiental*. Thex Editora, Rio de Janeiro, RJ.
- KANG, Y., SHENG, G., FU, J., MAI, B., ZHANG, G., LIN, Z., MIN, Z., 2000. Polychlorinated biphenyls in surface sediments from the Pearl river delta and Macau. Em *Marine Pollution Bulletin*. pp. 794-797, Elsevier, London.

- KOLESNIKOVAS, C., OLIVEIRA, E., CORSEUIL, H., 2000. *Curso de Contaminação de Solos e Águas Subterrâneas por Compostos Orgânicos*. Instituto Brasileiro de Petróleo. Rio de Janeiro, RJ.
- KRAUSS, M., WILCKE, W., ZECH, W., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in forest soils: depth distribution as indicator of different fate. Em *Environmental Pollution*. pp. 79-88, Elsevier, London.
- LAMBE, T. W., WHITMAN, R. V., 1969. *Soil Mechanics*. John Wiley and Sons, New York, NY.
- LIMA, M. J. C. P. A., 1979. *Prospecção Geotécnica do Subsolo*. LTC editores, Rio de Janeiro, RJ.
- LUNNE, T., ROBERTSON, P. K., POWELL, J. J. M., 1997. *Cone Penetration Testing in Geotechnical Practice*. Blackie Academic and Professional, London.
- MESQUITA, A. C., 2001. *Estudo de Remediação - Utilizando as Técnicas de Biorremediação e Reagente de Fenton – em Área de Mangue Contaminada por Rejeito de Indústria Petroquímica*. Seminário de Qualificação ao Doutorado. Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- MITCHELL, J. K., 1993. *Fundamentals of Soil Behavior*. John Wiley and Sons, New York, NY.
- MITCHELL, J. K., MADSEN, F. T., 1987. Chemical effects on clay hydraulic conductivity. Em WOODS (editor) *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. pp. 87-116. American Society of Civil Engineers.
- NAGARAJ, T. S., PANDIAN, N. S., NARASIMHA RAJU, P. S. R., 1991. An approach to prediction of compressibility and permeability behavior of sand-bentonite mixes. *Indian Geotechnical Journal*. pp. 271-282.
- NNI (Nederlands Normalisatie-Institute), 1991. *NVN 5749: Soil: Investigation Strategy for Exploratory Survey*. NNI, Delft.

- PAULA, E. H., ALMEIDA, M. S. S., BARBOSA, M. C., 1999. Determinação de parâmetros de sorção e difusão pura em um solo arenoso de Jacarepaguá, Rio de Janeiro.. Em CAMPOS & VIDAL (editores), *Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. pp. 323-330, Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, SP.
- PETTS, J., CAIRNEY, T., SMITH, M., 1997. *Risk-based Contaminated Land Investigation and Assessment*. John Wiley and Sons, Chichester.
- QUARESMA, 1999. Caracterização de perfis de solos contaminados. Em CAMPOS & VIDAL (editores), *Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. pp. 107-112, Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, SP.
- QUIGLEY, R. M., FERNANDEZ, F., 1989. Clay/organic interactions and their effect on the hydraulic conductivity of barrier clays. In KOBUS e KINZELBACH (editors) *Contaminant Transport in Groundwater*. pp. 117-124. Balkema, Rotterdam.
- REYNOLDS, J. M., 1997. *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics*. John Wiley and Sons, New York, NY.
- ROSS, S. M., (editor), 1994. *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. John Wiley and Sons, Chichester.
- RUBY, M. V., DAVIS, A., SCHOOF, R., EBERLE, S., SELLSTONE, C. M., 1996. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science and Technology*.
- SANTOS, P. S., 1975. *Tecnologia de Argilas Aplicada às Argilas Brasileiras Volume 1 Fundamentos*. Ed. Edgard Blucher. São Paulo, SP.
- SHACKELFORD, C. D., 2000. *Transporte de Poluentes em Solos e Remediação de Solos Contaminados*. Notas de aula, volume 3. Programa de Engenharia Civil COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ.
- SIEGRIST, R. L., JENSSEN, P. D., 1990. Evaluation of sampling method effect on volatile organic compound measurements in contaminated soils. *Environmental Science and Technology*.

- SILVA JUNIOR, G. C. e ROCHA, P. L. F., 1999. *Levantamento Geofísico e Hidrogeológico da Área Industrial da Petroflex S/A – Duque de Caxias, RJ*. Petroflex S/A e Departamento de Geologia IGEO/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ.
- SIVAPULLAIAH, P. V., SRIDHARAN, A., SREEPADA RAY, A., 1996. Effect of phosphate adsorption on the permeability of clays. Em KAMON (editor) *Environmental Geotechnics*. pp. 1345-1374. Balkema, Rotterdam.
- SOUZA, L. A. P., SILVA, R. F., IYOMASA, W. S., 1998. Métodos de Investigação. Em *Geologia de Engenharia (ABGE, 1998)*.
- SOUZA, A. A. C., 2001. *Investigação Geoambiental em Solos Contaminados com Resíduos de Petróleo*. Tese de Mestrado. Programa de Engenharia Civil COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro RJ.
- SUGUIO, K., 1999. *Geologia do Quaternário e Mudanças Ambientais*. Paulo's Editora, São Paulo, SP.
- TELFORD, W. M., GELDART, L. P., SHERIFF, R. E., 1990. *Applied Geophysics*. University Press, Cambridge.
- WEEMEES, I. A., 1990. *Development of an Electrical Resistivity Cone for Groundwater Contamination Studies*. Master Thesis, Department of Civil Engineering The University of British Columbia, Vancouver, BC.
- WHITTAKER, M., SPRENGER, J. G., DUBOIS, D. D., 2000. Geoenvironmental problem identification and risk management. Em ROWE (editor) *Geotechnical and Geoenvironmental Engineering Handbook*. Kluwer Academic Publishers Boston, MA.
- YONG, R. N., MOHAMED, A. M. O., WARKENTIN, B. P., 1992. *Principles of Contaminant Transport in Soil*. Elsevier, New York, NY.