

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS AMBIENTAIS EM ATERROS SANITÁRIOS – ESTUDO DE CASO

JESSÉ GONÇALVES FERREIRA

Engenheiro Ambiental e Sanitarista

Orientador: Prof. Dr. **Márcio Joaquim
Estefano de Oliveira**

Dissertação apresentada ao programa de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais da
Universidade de Taubaté, para obtenção do
título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Ciências
Ambientais.

Taubaté – SP

2006

Ficha catalográfica elaborada pelo
SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas / UNITAU

Ferreira, Jessé Gonçalves

Avaliação de Parâmetros Ambientais em Aterros Sanitários – Estudo de Caso
/ Jessé Gonçalves Ferreira. – 2006.

092 f. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade de Taubaté, Departamento de
Ciências Agrárias, 2006.

Orientação: Prof. Dr. Márcio Joaquim Estefano de Oliveira, Pró-
reitoria de Pesquisa e Pós-graduação.

1. Área contaminada. 2. Valores orientados. 3. Contaminação do solo.
I. Título.

AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS AMBIENTAIS EM ATERROS SANITÁRIOS – ESTUDO DE CASO

JESSÉ GONÇALVES FERREIRA

Dissertação Aprovada em 27/03/2006

BANCA EXAMINADORA

Membros	Instituição
Prof. Dr. Márcio Joaquim Estefano de Oliveira	Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais/UNITAU
Prof. Dra. Maria da Conceição Rivoli Costa	Departamento de Engenharia Civil, Ambiental e Sanitária/UNITAU
Prof. Dr. Serafim Daniel Ballesterro	Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais/UNITAU

Prof. Dr. Márcio Joaquim Estefano de Oliveira

Orientador

Dedico este trabalho a minha esposa

Kátia e meu filho Breno Merli Ferreira

A meus pais,

Nelsa e Nivaldo Ferreira

e minhas irmãs

Fabíula e Fabrícia Ferreira

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Márcio Joaquim Estefano de Oliveira pela orientação.

À empresa RESITEC pelos dados fornecidos e financiamento.

Ao Dr. Peter Elsler pela tradução de documentos de língua alemã e francesa.

Ao Dr. Vinicius de Lima Nunes pela ajuda com o software ProUCL.

Ao geólogo Dr. Célio Eustáquio dos Anjos pelo fornecimento de literatura e informações.

“Não houve princípio. Lixo é uma daquelas certezas na vida. Sempre esteve aqui: gerando, acumulando e decompondo. Desde o surgimento da espécie humana ou sua criação por espécies superiores alienígenas, se você acredita nas teorias de Von Daniken, onde quer que haja homens, há lixo.

O homem da Idade da Pedra simplesmente jogava seus restos de comida para fora da caverna, juntamente com pedras quebradas, utensílios quebrados e também os restos quebrados de seus inimigos. Sucessivas culturas agrárias fizeram um pouco mais do que apenas jogar seus lixos atrás de suas tendas, cabanas ou barraca. Até mesmo as antigas poderosas civilizações Chinesa, Sul-americanas, Egípcia, Grega e Romana fizeram um pouco mais do que jogar seus detritos ao final de cada cidade ou vila. Apesar de manter a estratificação social que acompanha todas as civilizações, os cidadãos mais conscientes com a saúde (neste caso os mais ricos) puseram seus escravos para fazer o serviço sujo de coletar e enterrar o lixo.

Com uma proximidade similar às dos antigos Egípcios que acreditavam que a divindade Noor engolia o Sol a cada noite, o homem moderno acredita que a Terra continuará a engolir seus resíduos. Esta continuidade tem já que ser posta à prova. As quantidades de lixo crescem persistentemente dentro a cultura dominante de uma sociedade 'tenho que ter', na qual produtos e posses aumentam de forma aparentemente exponencial. Os humanos também têm a tendência importuna de procriar em números crescentes e cada um desses novos cidadãos é um gerador de lixo de amanhã.

Caminhões de coleta ainda passam nas portas das casas, pelo menos nos países mais afluentes, e o lixo continua a ir embora. Para se sustentar um sistema de gerenciamento de resíduos requer-se a habilidade de uma equipe logística e a astúcia técnica de cientistas e técnicos para se alcançar a mágica diária de fazer o lixo sumir. Nos últimos trinta anos a vida dessas pessoas tornou-se muito mais difícil.”

PHILIP RUSHBROOK

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	vi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Solo	4
3.2 Contaminação do solo	5
3.3 Origem dos metais no solo	6
3.4 Adsorção de compostos no solo	7
3.5 Mobilidade de compostos no solo	8
3.6 Áreas contaminadas	9
3.7 Valores orientadores	12
3.8 Principais características das substâncias analisadas	14
3.8.1 Alumínio	14
3.8.2 Bário	15
3.8.3 Cádmi	15
3.8.4 Chumbo	16
3.8.5 Cloreto	17
3.8.6 Cobre	18
3.8.7 Condutividade	18
3.8.8 Cromo	19
3.8.9 Fenóis	19
3.8.10 Ferro Total	20
3.8.11 Manganês	20
3.8.12 Mercúrio	21
3.8.13 Níquel	22
3.8.14 Sódio	22
3.8.15 Surfactantes	23
3.8.16 Zinco	24

4 MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 Geologia local	25
4.1.2 Sondagens a Mecânicas	25
4.2 Investigação Geofísica	26
4.3 Desenvolvimento	31
4.3.1. Construção e Amostragem dos Poços de Monitoramento	34
4.3.1.1 Materiais e Equipamentos	34
4.3.1.2 Construção dos Poços	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	42
5.1 Sondagens geofísicas	42
5.2 Sondagens mecânicas	49
5.3 Análises de Água dos Poços de Monitoramento	60
6 CONCLUSÃO	67
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
APENDICE A – RESULTADOS DE SAÍDA DO SOFTWARE PARA OS POÇOS DE MONTANTE	75
APENDICE B – RESULTADOS DE SAÍDA DO SOFTWARE PARA OS POÇOS DE JUSANTE	76
ANEXO A – NBR 13.895 DA ABNT, CONSTRUÇÃO DE POÇOS DE MONITORAMENTO E AMOSTRAGEM	77
ANEXO B – DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, DE 23 DE NOVEMBRO DE 2005	78

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Figura 1 – Detalhe do receptor e do eletrodo de potencial no arranjo dipolo-dipolo.	27
2. Figura 2 – Detalhe do eletrodo de corrente e da bobina.	28
3. Figura 3 – Detalhe dos eletrodos não polarizáveis de potencial.	28
4. Figura 4 – Operação de uma sondagem elétrica vertical (SEV) com o arranjo Schlumberger.	29
5. Figura 5 – Transmissor de corrente (primeiro plano) e disposição do arranjo Schlumberger.	29
6. Figura 6 – Mapa de localização das sondagens na área do aterro.	30
7. Figura 7 – Caracterização da área em estudo e direção do fluxo do lençol. Situação sem escala.	32
8. Figura 8 – Localização dos poços de monitoramento. Situação sem escala.	33
9. Figura 9 – Broca tipo “rabo de peixe” utilizada no início das perfurações.	36
10. Figura 10 – Adição de haste de perfuração.	36
11. Figura 11 – Aspecto do poço finalizado sem caixa sanitária.	37
12. Figura 12 – Tela de inserção de dados do software ProUCL.	39
13. Figura 13 – Planilha de resultados do Software ProUCL.	40
14. Figura 14 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P1.	44
15. Figura 15 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P3.	44
16. Figura 16 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P4.	45
17. Figura 17 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P5.	45
18. Figura 18 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P6.	46
19. Figura 19 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P7.	46

20. Figura 20 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P8. 47
21. Figura 21 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P9. 47
22. Figura 22 – Mapa litológico local. 53
23. Figura 23 – Seção geológica transversal AA', sobre a área do aterro. 54
24. Figura 24 - Seção geológica transversal BB', sobre a área do aterro. 55
25. Figura 25 - Seção geológica transversal CC', sobre a área do aterro. 56
26. Figura 26 – Seção geológica longitudinal a área do aterro mostra a relação entre os substratos litológicos e o pacote de resíduos. 57
27. Figura 27 -Seção geológica esquemática da área do aterro sanitário. Note-se a camada de alta condutividade abaixo da massa de resíduos idenitficada nas sondagens elétricas. 58

LISTA DE TABELAS

Tabela		Página
1	Sondagens a percussão – com cotas do nível da água	49
2	Resumo dos resultados das sondagens rotativas executadas sobre a área de intervenção	50
3	Resultados das análises dos poços de Jusante	61
4	Resultados das análises dos poços de Montante	62
5	Resultados das análises estatísticas para cada parâmetro	63

FERREIRA, Jessé Gonçalves. AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS AMBIENTAIS EM ATERROS SANITÁRIOS – ESTUDO DE CASO.

2006. Dissertação de Mestrado, Ciências Ambientais – Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté, Taubaté.

RESUMO

A utilização de valores orientadores de qualidade de solo e águas subterrâneas como metodologia para avaliação de áreas degradadas é muito discutida. A aplicação deste método, quando feita de forma simplesmente comparativa com valores determinados para outras regiões e até mesmo países, pode resultar em avaliações extremamente equivocadas. A determinação destes valores e sua aplicação iniciaram-se na Holanda em 1983, seguido pelos Estados Unidos, Alemanha e finalmente Brasil. No Brasil, somente o Estado de São Paulo desenvolveu trabalhos para determinar as concentrações das diversas substâncias naturalmente presentes no solo, e somente para as diversas características existentes dentro do Estado. Este trabalho teve como objetivo avaliar a metodologia de valores orientadores de qualidade da água aplicados a uma área sob influência marinha próxima a um aterro sanitário na região Sul do Brasil e comparando-a com os valores de intervenção definidos para o Estado de São Paulo. A avaliação preliminar da área, comparada com os valores pré-determinados, apontou uma contaminação por alumínio, chumbo, ferro e manganês, que se acreditou serem provenientes do aterro. Foi realizada, então, uma avaliação em uma área próxima, com as mesmas características, mas fora da área de influência do aterro. Utilizando-se o software ProUCL para análise estatística, foram determinadas as concentrações naturais das substâncias naquela região específica. Devido à influência marinha na região, as concentrações naturais já se apresentam maiores que as definidas como “valor de

intervenção” para o Estado de São Paulo. Desta forma, pode-se concluir que a utilização de valores orientadores para avaliação de áreas contaminadas é muito útil, trazendo resultados rápidos de forma simples. No entanto, sempre deverão ser utilizados de forma criteriosa para as características de cada região.

Palavras-chave: Área contaminada; Valores orientados; Contaminação do solo

FERREIRA, Jessé Gonçalves. **EVALUATION OF AMBIENT PARAMETERS IN LANDFILL - CASE STUDY**. 2006. Dissertação de Mestrado, Ciências Ambientais – Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté, Taubaté.

ABSTRACT

The use of orienting values of soil quality soil and underground waters as a methodology for evaluation of degraded areas is much argued. The application of this method, when done in a purely comparative form, with values determined for other regions or even countries, can result in extremely mistaken evaluations. The determination of these values and their application begun in Holland in 1983, followed by the USA, Germany and finally Brazil. In Brazil, only the State of São Paulo developed researches to determine the different concentrations of substances for each soil, and only for the soil kinds that exist in the State. The objective of this research was to evaluate the methodology of water quality orienting values applied to an area under sea influence next to a landfill in the Brazilian Southern region and compare it with the intervention values obtained in São Paulo. The preliminary evaluation of the area, compared with the defined values, pointed a contamination for substances as aluminum, lead, iron and manganese, which were believed to come from the landfill. The next step was to make an evaluation in a near area, with the same characteristics, but out of the area of influence of the landfill. Using the ProUCL software for statistical analysis, the natural concentrations of substances in that specific region could be determined. Due to the sea influence in the region, the natural concentrations were greater than the ones defined as "intervention values" for the State of São Paulo. Based on this, the

conclusion that can be made is that the use of orienting values for evaluation of contaminated areas is very useful, bringing results in a simple and fast way. However, it will always have to be used in a careful way, respecting each region's characteristics.

Key Words: Contaminated areas; Orienting values; Soil contamination

1. INTRODUÇÃO

A utilização de valores orientadores de qualidade de solo e águas subterrâneas como referência para a avaliação de áreas degradadas vem sendo empregada há vários anos no Brasil, principalmente no Estado de São Paulo.

Os valores de referência mais utilizados foram a Lista Holandesa de Valores Orientadores e os Valores SSL (Soil Screen Levels) da Agência Ambiental Americana EPA. No entanto, estes valores correspondem a características ambientais de cada país.

Sua utilização como parâmetro de qualidade para solos tropicais, como é o caso do Brasil, gerou muitas discussões, o que levou a Companhia Estadual de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB a criar seus próprios valores de referência para o Estado de São Paulo, recentemente aprovados pela Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005 da CETESB.

Como os valores de referência estrangeiros empregados no Brasil, os valores orientadores definidos para o Estado de São Paulo representam as diversas características ambientais existentes no Estado.

Órgãos de proteção ao meio ambiente de outros estados brasileiros, por não possuírem seus próprios valores orientadores definidos, passaram a utilizar os valores definidos pela CETESB. Como no caso dos valores estrangeiros, estes indicadores não levam em conta as características de outras regiões do país, que conseqüentemente precisam de parâmetros regionais adequados.

No caso em estudo, devido à falta de indicadores regionais adequados, um aterro sanitário localizado na região Sul do Brasil foi obrigado pelo órgão ambiental de seu Estado a construir poços de monitoramento de aquífero freático para verificar possível contaminação da área de influência do empreendimento.

As primeiras análises de água realizadas constataram que o aquífero sob influência do aterro estava contaminado com concentrações de metais pesados superiores ao Valor de Intervenção definido pela CETESB.

No entanto, no início dos estudos não foi considerada a influência marinha na área, evidente pela presença de camada de argila marinha encontrada durante as sondagens mecânicas, além dos vestígios de animais marinhos como conchas, por exemplo.

Assim, admitiu-se que a área em estudo não se enquadrava nos padrões pré-estabelecidos pela CETESB, ou seja, seria necessário obter os parâmetros ambientais para avaliação da contaminação por aterro sanitário naquela região específica.

2. OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo comparar os valores orientadores de qualidade de águas subterrâneas para o Estado de São Paulo (Valores de Intervenção para águas subterrâneas), com os resultados de análises de água de uma região sob influência marinha no Sul do Brasil e, conseqüentemente servir de parâmetros ambientais para avaliação de contaminação em aterro sanitário.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Solo

O solo foi considerado por muito tempo um receptor ilimitado de substâncias nocivas descartáveis, como o lixo doméstico e os resíduos industriais, com base no suposto poder tampão e potencial de autodepuração, que leva ao saneamento dos impactos criados. Porém essa capacidade, como ficou comprovado posteriormente, foi superestimada e, somente a partir da década de 70, foi direcionada maior atenção a sua proteção (CETESB, 2001).

A partir daí, começou-se a nomear os locais onde houve uma atividade potencialmente poluidora (atividade em que ocorre o manejo de substâncias cujas características físico-químicas, biológicas e toxicológicas podem causar danos ao solo e águas subterrâneas, caso entrem em contato com eles (CETESB, 2001)) de Áreas Degradadas, que segundo a CETESB (2001) é definida como: “Área onde há comprovadamente poluição causada por quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados, e que determina impactos negativos sobre os bens a proteger”.

Devido ao fato de a poluição ocasionar o decréscimo da funcionalidade do solo, é imprescindível que os solos sejam tratados cuidadosamente, de modo a aumentar a sua sustentabilidade para as futuras gerações. O solo não é somente um

componente, mas sim a base dos ecossistemas, cujas mais importantes funções para a sociedade e para o ambiente incluem: controlar os ciclos biogeoquímicos dos elementos e da energia nos diferentes compartimentos do ambiente, como suportar plantas, animais e o homem; atuar como o recurso base para a produção de alimentos, fibras e biomassa de qualquer natureza; atuar como portador dos aquíferos subterrâneos e de depósitos minerais; e atuar como depósito genético, na medida em que mantém a biodiversidade (ALLOWAY, 1990).

Além disso, como a sociedade usa o solo para a disposição de materiais como os lodos de esgotos industriais e urbanos, águas residuárias e resíduos de indústria de beneficiamento químico, os minerais e a microfauna do solo precisam funcionar como agentes filtrantes, tamponando, degradando, imobilizando e desintoxicando materiais poluentes de natureza orgânica e inorgânica (GLOEDEN, 1997).

3.2 Contaminação do solo

Os poluentes inorgânicos mais tóxicos que ocorrem em solos estão sob a designação de “metais pesados”. A expressão de definição controversa e muito criticada, vem sendo usada na literatura científica para caracterizar um conjunto muito heterogêneo de elementos, incluindo metais, semi-metais e não-metais e é a mais empregada para designar elementos classificados como poluentes do ar, da água, do solo e dos alimentos (PUNZ & SIEGHARDT, 1993).

Embora o termo metal pesado tenha conotação de toxicidade, alguns destes elementos atendem aos critérios de essencialidade às plantas, aos animais e ao homem e são ditos biogênicos, isto é, sua presença é essencial para permitir o

funcionamento normal de algumas rotas metabólicas (Aguiar et al., 2002). Sódio (Na), magnésio (Mg), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), cobre (Cu), zinco (Zn), selênio (Se) e molibdênio (Mo) são elementos essenciais à fisiologia humana (SCHROEDER, 1966); ao passo que outros, como mercúrio (Hg), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e arsênio (As), são altamente tóxicos aos seres humanos, mesmo quando presentes em baixas concentrações, e respondem pela maioria dos problemas de saúde devido à poluição do meio ambiente (WHO, 1996).

Os sintomas e as injúrias causadas pelos metais pesados dependem da natureza do elemento. A intoxicação por metais pesados provoca um conjunto específico de sintomas e um quadro clínico próprio, devido à ocorrência de dois principais mecanismos de ação: formação de complexos com os grupos funcionais das enzimas, que prejudica o perfeito funcionamento do organismo, e a combinação com as membranas celulares, que perturba ou em alguns casos mais drásticos impede completamente o transporte de substâncias essenciais (AGUIAR et al., 2002).

3.3 Origem dos metais no solo

Todos os elementos metálicos estão presentes no meio-ambiente desde a formação da Terra, e a sua distribuição nos solos sob condições naturais é generalizada. Os metais presentes no solo podem ser classificados quanto à sua origem como litogênicos e antropogênicos (CAMARGO et al., 2001). Como parte dos ciclos biogeoquímicos naturais, a fração litogênica destes elementos é liberada das rochas por processos de intemperismo e é ciclada, através dos vários compartimentos, por processos bióticos e abióticos, até que encontra seu destino final

nos oceanos ou nos sedimentos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984). Os níveis naturais (“background levels”) de metais no solo dependem do tipo de rocha sobre a qual o solo se desenvolveu e, principalmente, dos constituintes minerais do material de origem. No entanto, quanto mais desenvolvido o solo, menor é a influência da rocha parental (ZHANG et al., 2002).

Apesar da composição elementar total no solo ter utilidade bastante limitada, seu conhecimento fornece indicativos de seu teor natural no ambiente, que é importante em estudos ambientais de contaminação e de poluição, principalmente no estabelecimento de valores de referência. Para as substâncias inorgânicas de interesse ambiental (metais pesados) que ocorrem naturalmente no solo, os valores de referência de qualidade podem ser estabelecidos em função das suas concentrações naturais, levando-se em consideração a variação das propriedades do solo (CETESB, 2001). Os níveis naturalmente presentes de metais em solos têm sido referidos por alguns autores como os teores relativos às linhas de base geoquímicas dos elementos (“geochemical baselines”) (SALMINEN & TARVAINEN, 1997).

3.4 Adsorção de compostos no solo

A adsorção é definida como a adesão ou a atração de uma ou mais camadas iônicas ou moleculares a uma superfície (SCHEUNERT, 1993). No solo, a soma de todos os tipos de fixação de íons ou moléculas sobre ou dentro da fase sólida é chamada de adsorção (SCHEUNERT, 1993). A adsorção de compostos ao solo pode se dar por meios puramente físicos, como através das forças de Van der Waals, ou pode ser química, por ligações eletrostáticas e pontes de hidrogênio ou ambos

(NAKAGAWA, 2003). São ligações de intensidade intermediária que permitem que os compostos sejam liberados novamente, dependendo do tipo de ligação. Podem ocorrer também ligações químicas fortes e frequentemente irreversíveis, gerando os “resíduos ligados”. Já no caso da adsorção física, os compostos adsorvidos podem ser prontamente desorvidos ou liberados (NAKAGAWA, 2003). A adsorção pode ocorrer tanto sobre a matéria orgânica quanto sobre a fração inorgânica do solo. A adsorção de um composto ao solo também depende da sua solubilidade em água, do seu coeficiente de partição n-octanol-água, da estrutura e do tamanho da molécula (SCHEURNERT, 1993).

3.5 Mobilidade de compostos no solo

A mobilidade dos compostos no solo pode levar à sua lixiviação, atingindo águas subterrâneas. Esse movimento é, portanto, uma causa potencial de contaminação de lençóis freáticos, rios e lagos e do próprio perfil do solo.

A mobilidade de compostos no solo está relacionada por um lado, à adsorção, e por outro, ao fluxo de massa de frações diluídas, sendo que a adsorção retarda o fluxo de massa (SCHEURNERT, 1993). Assim, a mobilidade depende das características do composto como a hidrossolubilidade, e das características do solo como quantidade de argila e de matéria orgânica, e da porosidade.

A matéria orgânica do solo pode afetar a mobilidade e a lixiviação de compostos por promover a adsorção ou ligação destes compostos aos seus componentes. Se os componentes da matéria orgânica aos quais os compostos estiverem adsorvidos ou ligados tiverem alto peso molecular e forem insolúveis em água, haverá uma retenção destes compostos, e, portanto uma menor mobilidade. Por

outro lado, se estes componentes tiverem baixo peso molecular e forem solúveis em água, os compostos serão carregados pela água juntamente com a matéria orgânica, resultando em aumento da mobilidade (SCHEUNERT, 1993; SCHEUNERT et al., 1992).

Já a persistência de um composto no ambiente é definida como o tempo de residência ou permanência deste composto em um compartimento especificamente definido do ambiente (solo, água, ar, animal ou planta), e é normalmente expressa em termos de meia-vida, que é o tempo necessário para que metade da quantidade do composto seja degradada ou desapareça do ambiente (GREENHALGH, 1980). Portanto, depende tanto dos processos de transferência como das reações de transformação do composto, podendo significar seu real desaparecimento, sua transformação em outros compostos ou na sua transferência para outros compartimentos do ambiente.

3.6 Áreas contaminadas

A questão da contaminação do solo e das águas subterrâneas é objeto de grande preocupação nos países mais desenvolvidos, principalmente Estados Unidos, Alemanha e Holanda. No Brasil, esta preocupação iniciou-se no estado de São Paulo, tendo sua expressão mais conhecida na atuação da Companhia Estadual de Saneamento Ambiental – CETESB.

As soluções para as áreas contaminadas têm partido dos órgãos que possuem a atribuição de administrar os problemas ambientais, na forma de instrumentos necessários para o gerenciamento destas áreas.

Em 1986, a Agência Ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency - EPA) formulou a primeira seqüência de procedimentos de correção para áreas contaminadas. Estas ações corretivas foram desenvolvidas em cinco fases, sendo a inicial uma vistoria e avaliação preliminar da área, passando pela proposição de técnicas de remediação até a implementação das medidas corretivas e estabilizadoras (BARTENFELDER, 1992).

Neste período, no Brasil, em 1987, ocorre o segundo maior desastre radioativo do planeta, o acidente com o césio-137 em Goiânia e, segundo TERRA e LADISLAU (1991), “a não definição dos culpados pelo acidente é que retarda o devido atendimento às vítimas, seja médico ou financeiramente”, o que caracteriza uma ação desarticulada das instituições, por falta de leis específicas sobre a contaminação industrial e suas conseqüências na saúde humana.

Neste ínterim, na Holanda, em resposta ao caso Lekkerkirk, as leis denominadas de “Lei para a Proteção do Solo”, de 1987, e a “Lei Provisória para a Limpeza dos Solos”, de 1993, regulamentam as medidas de prevenção à contaminação e remediação do solo (GLOEDEN, 1999).

Dentro deste contexto, a partir da década de 90, em São Paulo, um número expressivo de trabalhos envolvendo o gerenciamento de áreas contaminadas por resíduos industriais e proposições para remediação de sítios foram se multiplicando, tais como MARKER et al. (1994), PONPEIA (1994), SANCHEZ (1995), CUNHA (1997), GLOEDEN et al. (1997), HASSUDA (1997), LEITE et al. (1997), SÍGOLO (1997), ANJOS (1988), GLOEDEN (1999), CETESB (1999), CROZERA (2001), SILVA, A.L.B. (2001), SILVA, F.A.N. (2001), TOSO JÚNIOR (2001) E BORBA (2002).

O termo “remediation”, na língua inglesa, refere-se à abordagem de cunho educacional, uma “ação ou processo de correção, ou domínio do conhecimento ou problema” (WEBSTER’S, 1995). Contudo, este termo foi introduzido nos Estados Unidos e Europa pelos formadores de opinião como um “conjunto de medidas objetivando a limpeza de áreas degradadas por atividades industriais”, notadamente a disposição de resíduos tóxicos, que tenha causado a contaminação do solo ou do aquífero (SÁNCHEZ, 1994).

No Brasil, desde 1992, algumas técnicas de descontaminação de solo já vinham sendo executadas pelo setor privado, dentre elas o processo Bergmann e tecnologias convencionais como: incineração, extração química, descoloração, biodegradação, estabilização e vitrificação. Todavia, um dos grandes empecilhos à implementação da remediação nos solos contaminados estava relacionado ao custo operacional das tecnologias, que variava de US\$ 122/m³ quando utilizado o processo Bergmann, até US\$ 1.282/m³, para a incineração com remoção do contaminante (ROHRIG E SINGER, 1996).

Contudo, em 1997, a revista Química & Derivados apresentou uma grande discussão denominada de “Controle ambiental chega ao subsolo”. Neste artigo são apresentadas as propostas dos planos de ação da CETESB para áreas contaminadas em conjunto com a Agência Ambiental do Governo Alemão (GTZ), e são enfatizados os procedimentos para desenvolvimento do Manual de Áreas Contaminadas, além do estabelecimento dos valores de referência e intervenção para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo (FURTADO, 1997).

Porém, é cada vez maior o número de áreas contaminadas que vêm sendo identificadas no Brasil, principalmente em função do descarte inadequado ou clandestino de resíduos industriais e domésticos.

Assim, com a implantação de protocolos específicos para as áreas contaminadas no Estado de São Paulo, em especial o Manual para Gerenciamento de Áreas Contaminadas, os valores de referência de qualidade do solo e águas subterrâneas, recentemente aprovados pela Decisão de Diretoria nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005, o estado de São Paulo tornou-se pioneiro na América do Sul por possuir mecanismos específicos e legais para avaliação de áreas contaminadas (ANJOS, 2003).

3.7 Valores orientadores

Uma área é considerada contaminada quando, entre outras situações, as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima de um dado limite denominado valor de intervenção. Isso indica a existência de um risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, e há necessidade de uma ação imediata na área, o que inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais (CETESB, 2001).

Conforme CETESB (2001) *op cit.*, antes de se iniciar uma avaliação detalhada, que envolve altos custos e grande especialização, pode-se utilizar uma lista orientadora de valores de referência de qualidade e valores de intervenção, possibilitando ao proprietário do empreendimento a alternativa de utilizar os recursos disponíveis diretamente para a remediação.

A principal função destes valores numéricos é prover uma orientação quantitativa no processo de avaliação de áreas contaminadas, auxiliando e agilizando as tomadas de decisão sobre as ações emergenciais, visando à proteção da saúde humana.

Um dos pontos negativos do uso de valores numéricos preestabelecidos é saber como lidar com as condições específicas de cada local, em relação ao tipo de contaminante, propriedades do solo, uso do solo e situação hidrogeológica. Assim, a aplicação de valores numéricos não deverá ser utilizada para fornecer respostas universais às questões específicas associadas à poluição de solo e águas subterrâneas (CETESB, 2001).

As vantagens dos valores orientadores são: “rapidez e facilidade de implantação; indicar o grau de poluição; ser utilizado como fonte de informação, facilitando e democratizando o planejamento das ações; ter coerência com a política de controle de poluição, através de padrões ambientais; reduzir influências políticas locais; uniformizar as ações de controle e ser utilizado como base comparativa em monitoramento para avaliar a eficiência da remediação de solos e águas subterrâneas contaminados”.

Segundo CETESB (2005a, pág. 2), os valores orientadores são divididos em três categorias, definidas da seguinte maneira:

Valor de Referência de Qualidade - VRQ é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea, e é determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos e amostras de águas subterrâneas de diversos aquíferos do Estado de São Paulo. Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas, e de controle de áreas contaminadas.

Valor de Prevenção - VP é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Foi determinado para o solo com base em ensaios com receptores ecológicos. Deve ser utilizado para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes procederem o monitoramento dos impactos decorrentes.

Valor de Intervenção - VI é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, foi calculado utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de exposição Agrícola-Área de Proteção Máxima – APM_{ax}, Residencial e Industrial. Para a água subterrânea, consideraram-se como valores de intervenção as concentrações que causam risco à saúde humana, listadas na Portaria 518, de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde - MS, complementada com os padrões de potabilidade do Guia da Organização Mundial de Saúde - OMS de 2004, ou calculados segundo adaptação da metodologia da OMS utilizada na derivação destes padrões. Em caso de alteração dos padrões da Portaria 518 do MS, os valores de intervenção para águas subterrâneas serão conseqüentemente alterados. A área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco.

A listagem geral dos valores orientadores definidos pela CETESB 2005 está apresentada no Anexo B.

3.8 Principais características das substâncias analisadas

3.8.1 Alumínio

O alumínio é produzido e consumido em grandes quantidades, por muitas nações. É o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão.

Em áreas urbanas, a concentração de alumínio na poeira das ruas varia de 3,7 a 11,6 µg/kg. No ar, a concentração varia de 0,5 ng/m³ sobre a Antártica a mais de 1000 ng/m³ em áreas industrializadas. Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e a presença de fluoretos, sulfatos, matéria

orgânica e outros ligantes. A solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0. O alumínio deve apresentar maiores concentrações em profundidade, onde o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose. Se a estratificação e conseqüente anaerobiose não forem muito fortes, o teor de alumínio diminui no corpo de água como um todo, à medida que se distancia a estação das chuvas. O aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez.

Outro aspecto chave da química do alumínio é sua dissolução no solo para neutralizar a entrada de ácidos com as chuvas ácidas. Nesta forma, ele é extremamente tóxico à vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água (CETESB, 2005b).

3.8.2 Bário

O bário pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos em algumas fontes minerais. Decorre principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita. Não possui efeito cumulativo, sendo que a dose considerada fatal para o homem fica entre 550 a 600 mg. Provoca efeitos no coração, constrição dos vasos sangüíneos, elevando a pressão arterial, e efeitos sobre o sistema nervoso. Os sais de bário são utilizados industrialmente na elaboração de cores, fogos de artifício, fabricação de vidro, inseticidas, etc. Em geral, ocorre nas águas naturais em concentrações muito baixas, de 0,7 a 900 µg/L (CETESB, 2005b).

3.8.3 Cádmi

O cádmio apresenta-se nas águas naturais devido às descargas de efluentes industriais, principalmente as galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos. É também usado como inseticida. A queima de combustíveis fósseis também é uma fonte de cádmio para o ambiente.

O cádmio ocorre na forma inorgânica, pois seus compostos orgânicos são instáveis. É um irritante gastrointestinal, causando intoxicação aguda ou crônica sob a forma de sais solúveis. A ação do cádmio sobre a fisiologia dos peixes é semelhante às do níquel, zinco e chumbo. Está presente em águas doces em concentrações traços, geralmente inferiores a 1 µg/L. É um metal de elevado potencial tóxico, que se acumula em organismos aquáticos, possibilitando sua entrada na cadeia alimentar. O cádmio pode ser fator para vários processos patológicos no homem, incluindo disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, inibição no crescimento, doenças crônicas em idosos e câncer (CETESB, 2005b).

3.8.4 Chumbo

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos, nestes últimos, naturalmente, por contaminação e na embalagem. Está presente na água devido às descargas de efluentes industriais como, por exemplo, os efluentes das indústrias de acumuladores (baterias), bem como devido ao uso indevido de tintas e

tubulações e acessórios à base de chumbo (materiais de construção). O chumbo e seus compostos também são utilizados em eletrodeposição e metalurgia. Constitui veneno cumulativo, provocando um envenenamento crônico denominado saturnismo, que consiste em efeito sobre o sistema nervoso central com conseqüências bastante sérias. Outros sintomas de uma exposição crônica ao chumbo, quando o efeito ocorre no sistema nervoso central, são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, entre outros. Quando o efeito ocorre no sistema periférico, o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. A toxicidade do chumbo, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastrointestinal, vômitos e diarreias (CETESB, 2005b).

3.8.5 Cloreto

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas. Nas águas superficiais são fontes importantes desta substância as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg/L. Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes, etc. Nas regiões costeiras, através da chamada intrusão da cunha salina, são encontradas águas com níveis altos de cloreto. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água (CETESB, 2005b).

3.8.6 Cobre

O cobre ocorre geralmente nas águas, naturalmente, em concentrações inferiores a 20 µg/L. Quando em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas. O cobre, em pequenas quantidades é até benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue humano, facilitando a cura de anemias.

As fontes de cobre para o meio ambiente incluem corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre como fungicida e pesticida no tratamento de solos e efluentes, e precipitação atmosférica de fontes industriais. As principais fontes industriais incluem indústrias de mineração, fundição e refinação (CETESB, 2005b).

3.8.7 Condutividade

A condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida

indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados.

A condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta. Altos valores podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 2005b).

3.8.8 Cromo

As concentrações de cromo em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 1 $\mu\text{g}/\text{L}$. É comumente utilizado em aplicações industriais e domésticas, como na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel, fotografia. Na forma trivalente, o cromo é essencial ao metabolismo humano e sua carência causa doenças. Na forma hexavalente, é tóxico e cancerígeno. Os limites máximos são estabelecidos basicamente em função do cromo hexavalente (CETESB, 2005b).

3.8.9 Fenóis

Os fenóis e seus derivados aparecem nas águas naturais através das descargas de efluentes industriais.

Indústrias de processamento da borracha, colas e adesivos, resinas impregnantes, componentes elétricos (plásticos) e as siderúrgicas, entre outras, são responsáveis pela presença de fenóis nas águas naturais.

Os fenóis são tóxicos ao homem, aos organismos aquáticos e microrganismos que tomam parte dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2005b).

3.8.10 Ferro Total

O ferro aparece principalmente em águas subterrâneas devido à dissolução do minério pelo gás carbônico da água. O carbonato ferroso é solúvel e frequentemente encontrado em águas de poços contendo elevados níveis de concentração de ferro. Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e à ocorrência de processos de erosão das margens. Também poderá ser importante a contribuição dos efluentes industriais, pois muitas indústrias metalúrgicas desenvolvem atividades de remoção da camada oxidada (ferrugem) das peças antes de seu uso, processo conhecido por decapagem, que normalmente é procedida através da passagem da peça em banho ácido (CETESB, 2005b).

3.8.11 Manganês

O comportamento do manganês nas águas é muito semelhante ao do ferro em seus mais diversos aspectos, mas a sua ocorrência é mais rara. O manganês desenvolve coloração negra na água, podendo se apresentar nos estados de oxidação Mn^{+2} (mais solúvel) e Mn^{+4} (menos solúvel).

A concentração de manganês menor que 0,05 mg/L geralmente é aceitável em mananciais, devido ao fato de não ocorrerem, nesta faixa de concentração, manifestações de manchas negras ou depósitos de seu óxido nos sistemas de abastecimento de água.

Raramente o manganês atinge concentrações de 1,0 mg/L em águas superficiais naturais e, normalmente, está presente em quantidades de 0,2 mg/L ou menos. É muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifícios e fertilizantes, entre outros (CETESB, 2005b).

3.8.12 Mercúrio

O mercúrio é largamente utilizado no Brasil nos garimpos, no processo de extração do ouro (amálgama). É altamente tóxico ao homem, sendo que doses de 3 a 30 g são fatais. Apresenta efeito cumulativo e provoca lesões cerebrais. É bastante conhecido o episódio de Minamata, no Japão, onde grande quantidade de mercúrio orgânico, o metil mercúrio, mais tóxico que o metálico, foi lançada por uma indústria, contaminando peixes e habitantes da região, provocando graves lesões neurológicas e mortes. As concentrações de mercúrio em águas doces não contaminadas estão normalmente em torno de 50 ng/L.

Entre as fontes antropogênicas de mercúrio no meio aquático destacam-se as indústrias cloro-álcali de células de mercúrio, vários processos de mineração e fundição, efluentes de estações de tratamento de esgotos, fabricação de certos produtos odontológicos e farmacêuticos, indústrias de tintas, etc (CETESB, 2005b).

3.8.13 Níquel

O níquel é utilizado em galvanoplastias, sendo que estudos recentes demonstram que é uma substância carcinogênica. Concentrações de níquel em águas superficiais naturais podem chegar a aproximadamente 0,1 mg/L, embora concentrações de mais de 11,0 mg/L possam ser encontradas, principalmente em áreas de mineração. A maior contribuição para o meio-ambiente, pela atividade humana, é a queima de combustíveis fósseis. Como contribuintes principais existem também os processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de eletrodeposição e, como fontes secundárias, a fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados. Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios (CETESB, 2005b).

3.8.14 Sódio

Todas as águas naturais contêm algum sódio, já que é um dos elementos mais abundantes na Terra, e seus sais são altamente solúveis em água, onde pode ser encontrado na forma iônica (Na^+), e nas plantas e animais, já que é um elemento ativo para os organismos vivos. O aumento dos níveis na superfície da água pode provir de esgotos e efluentes industriais. Nas áreas litorâneas, a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais elevados (CETESB, 2005b).

O sódio é comumente medido onde a água é utilizada para dessedentação de animais ou para agricultura, particularmente na irrigação. Quando o teor de sódio em certos tipos de solo é elevado, sua estrutura pode degradar-se pelo restrito movimento da água, afetando o crescimento das plantas.

3.8.15 Surfactantes

Os esgotos sanitários possuem de 3 a 6 mg/L de detergentes. As indústrias de detergentes descarregam efluentes líquidos com cerca de 2000 mg/L do princípio ativo. Outras indústrias, incluindo as que processam peças metálicas, empregam detergentes especiais com a função de desengraxante, como o percloroetileno.

Os detergentes podem exercer efeitos tóxicos sobre os ecossistemas aquáticos. Os sulfonatos de alquil benzeno de cadeia linear (LAS) têm substituído progressivamente os sulfonatos de alquil benzeno de cadeia ramificada (ABS), por serem considerados biodegradáveis. No Brasil esta substituição ocorreu a partir do início da década de 80 e embora tenham sido desenvolvidos testes padrão de biodegradabilidade, este efeito não é ainda conhecido de forma segura. Os testes de toxicidade têm sido melhor desenvolvidos e há certa tendência a serem mais utilizados nos programas de controle de poluição.

Os detergentes têm sido responsabilizados também pela aceleração da eutrofização. Além de a maioria dos detergentes comerciais empregados ser rica em fósforo, sabe-se que exercem efeito tóxico sobre o zooplâncton, predador natural das algas (CETESB, 2005b).

3.8.16 Zinco

O zinco é também bastante utilizado em galvanoplastias na forma metálica e de sais tais como cloreto, sulfato, cianeto, etc. O zinco é um elemento essencial para o crescimento, porém, em concentrações acima de 5,0 mg/L, confere sabor à água e uma certa opalescência às águas alcalinas. A deficiência do zinco nos animais pode conduzir ao atraso no crescimento.

Em águas superficiais, normalmente as concentrações estão na faixa de <0,001 a 0,10 mg/L. É largamente utilizado na indústria e pode entrar no meio-ambiente através de processos naturais e antropogênicos, dentre os quais destacam-se a produção de zinco primário, a combustão de madeira, a incineração de resíduos, a produção de ferro e aço e a presença nos efluentes domésticos. A água com alta concentração de zinco tem uma aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida. O zinco, por ser um elemento essencial para o ser humano, só se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas, o que é extremamente raro. Neste caso, ele pode se acumular em outros tecidos do organismo humano, mas isso só ocorre quando as taxas de ingestão diária são elevadas (CETESB, 2005b).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Geologia local

A geologia da área do aterro sanitário, com aproximadamente 400.000,00 m², e área sob sua influência e influência marinha, foi levantada através de trabalho de observação de campo, realização de furos de sondagem rotativos e a percussão com descrição de perfis, investigação geofísica, ensaios geotécnicos de campo e de laboratório e fotointerpretação de fotografias aéreas apoiados em dados bibliográficos preexistentes.

Foram realizados perfis de caminhamento na área do aterro e na região de influência direta, contemplando a descrição de afloramentos, medidas estruturais e observação das relações de campo.

4.1.2 Sondagens a Mecânicas

Como complemento às informações litoestratigráficas, e na busca de parâmetros geotécnicos e hidrogeológicos locais, foram realizadas campanhas de sondagens a percussão e malha irregular sobre a área do aterro e adjacências.

Em todas as sondagens, foram realizados ensaios de penetração padronizados (Standart Penetration Test – SPT – NBR 6.484/80 da ABNT) a cada metro, com medida do nível freático.

Complementarmente, foram executadas sondagens rotativas sobre a área do empreendimento, com o propósito de se explorar as condições geológicas e hidrogeológicas sob o corpo do aterro.

4.2 Investigação Geofísica

Complementarmente às investigações diretas (mecânicas) realizadas através das sondagens a percussão e rotativa, e como apoio à investigação realizada, procedeu-se uma campanha de investigação geofísica sobre a área do aterro, contemplando a execução de perfis de caminhamento elétrico, alocados perpendicularmente às principais estruturas de falhas e fraturas mapeadas na área, e sondagens elétricas verticais (SEVs).

Foi realizada uma campanha de investigação geofísica através de perfis de caminhamento elétrico, pelo Laboratório de Pesquisas em Geofísica Aplicada da Universidade Federal do Paraná. Os equipamentos utilizados na aquisição dos dados de resistividade aparente (ρ_a) e de cargabilidade global aparente (M_a), são de última geração tecnológica e incluem um sistema completo de polarização induzida e resistividade, fabricado pela *Iris Instruments*, o qual é composto por um transmissor de alta potência (VIP3000W), alimentado por um gerador Honda (EM5000S) e um receptor multicanal/espectral (ELREC 10). Este sistema pode operar com dez níveis de investigação, além de permitir a coleta complementar de parâmetros espectrais

como a cargabilidade verdadeira (M_{cc}) e a constante de tempo (τ), utilizando o modelo Cole-Cole (Cole-Cole, 1941).

Foram realizados 8 perfis de caminhamento elétrico, dispostos de forma transversal e longitudinal do aterro sanitário, e de forma transversal no caso das principais estruturas geológicas, identificadas na área e nove sondagens elétricas verticais. O mapa de localização das sondagens pode ser visualizado na Figura 6.

Para a realização do caminhamento elétrico (imageamento elétrico 2-D ou polarização induzida) foi utilizado o Arranjo Dipolo-Dipolo e para as sondagens elétricas verticais foi utilizado o Arranjo Schlumberger, ambas conforme ROBINSON & CORUN (1988).



Figura 1 – Detalhe do receptor e do eletrodo de potencial no arranjo dipolo-dipolo.

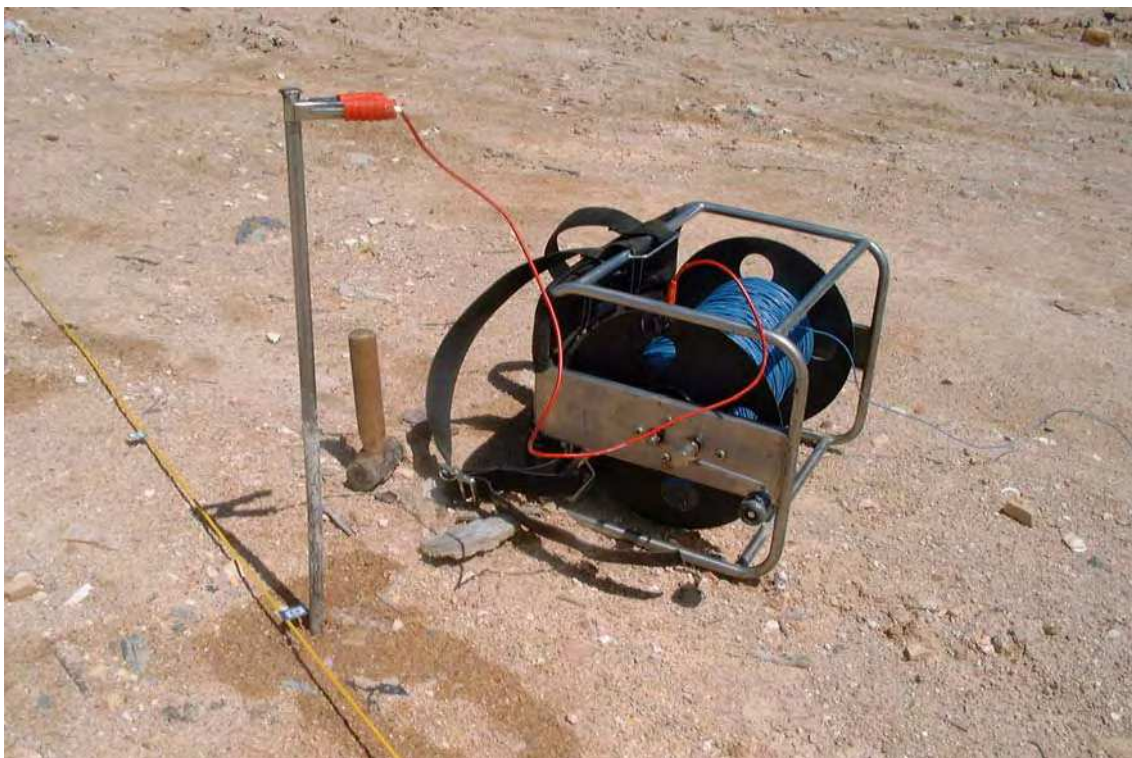


Figura 2 – Detalhe do eletrodo de corrente e da bobina.



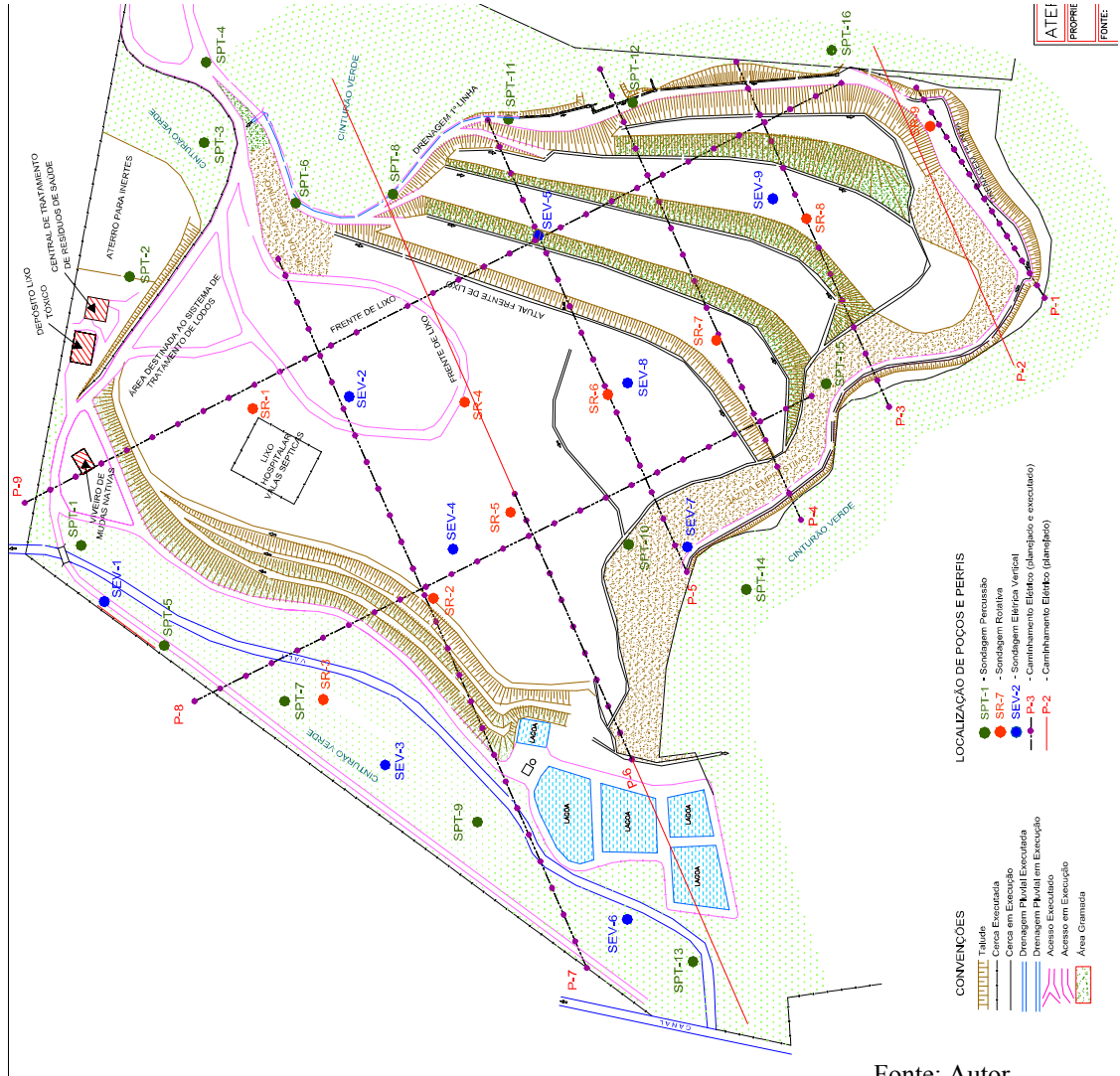
Figura 3 – Detalhe dos eletrodos não polarizáveis de potencial.



Figura 4 – Operação de uma sondagem elétrica vertical (SEV) com o arranjo Schlumberger.



Figura 5 – Transmissor de corrente (primeiro plano) e disposição do arranjo Schlumberger.



Fonte: Autor

Figura 6 – Mapa de localização das sondagens na área do aterro.

4.3 Desenvolvimento

Os trabalhos foram realizados de acordo com o Manual de Gerenciamento de Áreas Degradadas da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2001).

Os dados analíticos fornecidos correspondem aos seguintes elementos:

Alumínio	Bário	Cádmio
Chumbo	Cloreto	Cobre
Condutividade	Cromo	Ferro
Manganês	Mercúrio	Níquel
Prata	Selênio	Sódio
Sulfato	Zinco	

A partir disso, com os dados já levantados sobre a área em estudo, tais como: mapa potenciométrico, sondagens de solo e geofísica, foi realizada a locação dos poços de montante e jusante da área em estudo.

A existência de mata nativa, sem qualquer vestígio de intervenção humana passível de causar qualquer tipo de degradação do solo e águas subterrâneas, a montante da área de influência do aterro, e sua conservação, possibilitaram a instalação de poços de montante que caracterizassem a qualidade do solo e águas subterrâneas naturais da região sob influência do empreendimento, ou seja, as análises do solo retiradas destes poços irão servir como os valores de referência de qualidade para a região sob influência do aterro de resíduos.

Para caracterizar a área em estudo segue o esquema do empreendimento e seu entorno, bem como a direção do fluxo do lençol freático na área.

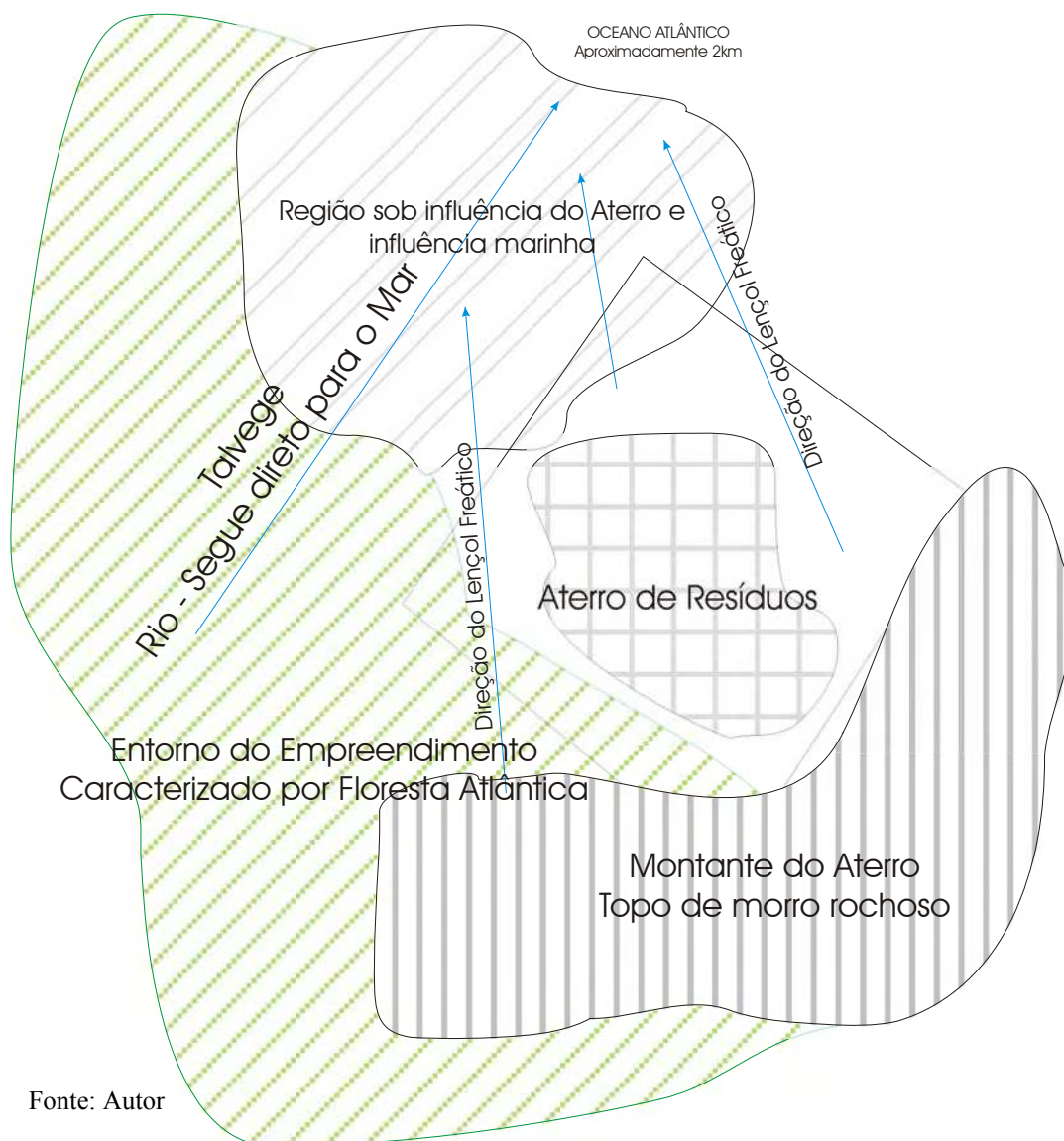


Figura 7 – Caracterização da área em estudo e direção do fluxo do lençol. Situação sem escala.

A localização dos poços de montante e jusante é apresentada na figura a seguir:



Figura 8 – Localização dos poços de monitoramento. Situação sem escala.

A locação exata dos poços foi realizada em conjunto com os técnicos do órgão ambiental, de acordo com o mapa potenciométrico.

4.3.1. Construção e Amostragem dos Poços de Monitoramento

4.3.1.1 Materiais e Equipamentos

- Tubos de Revestimento

Tubos de PVC Geomecânico, norma DIN. 4925, STD, com diâmetro de 4" e espessura de 6,75 mm.

- Tubos Filtros

Tubos Filtros Geomecânico, STD, com diâmetro de 4".

Comprimento médio / peça: 2,0 metros

Abertura: 0,75 mm

Área aberta: 29%

Vazão permissível por metro linear de filtro, à velocidade de 3 cm/s: 11.300 l/h.

Abertura: 0,50 mm

Área aberta: 26%.

Vazão permissível por metro linear de filtro, à velocidade de 3 cm/s: 10.100 l/h.

- Pré – Filtro

Tipo Pérola, granulometria provável de 1,0 a 2,0 mm, constituído de areia/seixos apropriados, compatíveis com as características granulométricas do aquífero a ser explorado, a fim de se obter o melhor rendimento do poço.

Para a perfuração, foram utilizados 3 (três) motores elétricos (um para a troca de hastes, um para a perfuração e um para a bomba de lama), uma torre de

nivelamento e hastes de perfuração de 3 (três) metros de comprimento. No encaixe das hastes foi utilizado vaselina, visando a não contaminação do poço com graxa.

4.3.1.2 Construção dos Poços

Os poços foram construídos de acordo com as normas CETESB nº 6.010 e NBR 13.895 da ABNT. Em cada local de perfuração, foram construídos os tanques de lama e circulações necessárias, além do nivelamento da área para instalação da sonda de perfuração.

A lama de perfuração foi preparada utilizando-se água e polímero orgânico (carboxi-metil-celuloso de sódio (CMC)). A função da lama é estabilizar a parede do furo, fazer o resfriamento da broca, a remoção e o transporte das partículas sólidas até a superfície, o controle das pressões hidrostáticas no interior do poço e a formação de um reboco de fácil remoção.

A execução dos furos foi realizada nas camadas de solo sedimentar, com diâmetro de 10”, até alcançar o topo de rocha alterada ou sã. As amostras do material perfurado foram coletadas a cada 1 (um) metro e acondicionadas em sacos apropriados.



Figura 9 – Broca tipo “rabo de peixe” utilizada no início das perfurações.



Figura 10 – Adição de haste de perfuração.



Figura 11 – Aspecto do poço finalizado sem caixa sanitária.

A amostragem dos poços foi realizada de acordo com a norma NBR 13.895 da ABNT, utilizando-se bailers descartáveis.

Os poços foram limpos e esgotados de acordo com a quantidade de água constante em cada um. Para a coleta das amostras de água utilizou-se um bailer de um litro para cada poço.

As amostras eram retiradas e armazenadas em frascos adequados para conservação, de acordo com cada parâmetro a ser analisado. Os frascos eram então tampados e guardados em caixas de isopor para envio ao laboratório.

As amostras coletadas foram analisadas por laboratório terceirizado de acordo com os seguintes métodos:

- **Cloreto:** SMEWW 4500 – Cl - D – Potentiometric Method
- **Condutividade:** SMEWW 2510 B – Laboratory Method

- **Sulfato:** SMEWW 4500 SO₄ -2 E – Turbidimetric Method
- **Metais:** MEWW 3120 B – Inductively Coupled Plasma (ICP) Method
- **Mercúrio:** SMEWW 3112 B – Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometric Method.

Com os resultados quantitativos de cada substância existente nas amostras de água, iniciou-se o processo de determinação do valor representativo para cada “contaminante” (para as amostras de montante e de jusante), através de análises estatísticas. Utilizou-se o critério do Limite Superior de Confiança (UCL – Upper Confidence Limit), com 95% de probabilidade. O método para calcular o UCL depende da distribuição estatística dos dados (distribuição normal, distribuição gama, distribuição lognormal etc.).

O intervalo de confiança de 95% significa que existem apenas 5% de probabilidade de que a média da área inteira se encontre fora dos limites definidos pela faixa do intervalo de confiança de 95%. O intervalo de confiança depende do número das amostras analisadas.

Para a análise estatística, utilizou-se um software específico, o mais utilizado para este tipo de análise é o ProUCL Versão 3.0 da United States Environmental Protection Agency (EPA), que neste caso foi empregado com a finalidade específica de estimar os valores “background” de concentração de contaminantes.

Para inserção dos dados no software, foi necessário montar uma tabela em Excel com todos os elementos e resultados encontrados para posteriormente exportar para o ProUCL, conforme ilustra a Figura 20.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1	Alumínio	Bário	Cádmio	Chumbo	Cloretos	Cobre	Condutivid;	Cromo Tot	Ferro Total	Manganês	Mercurio	Niquel	Prata	Selênio	Sódio
2	0	0	0	0,04	4,5	0	69	0	1,1	0	0	0	0	0	18
3	0,1	0	0	0,08	6	0	88	0	1,6	0,3	0	0	0	0	335
4	0	0	0	0	4,3	0	52	0	0,07	0,07	0	0	0	0	163
5	0,08	0	0	0	11,5	0	209	0	2,7	0,13	0	0	0	0	77,2
6	0,59	0	0	0	7	0	132	0	0,64	0,12	0	0	0	0	315
7	0	0	0	0	5,1	0	161	0	0,06	0	0	0	0	0	144
8	0,05	0	0	0,04	9	0	815	0	1,4	0,12	0	0	0	0	18,1
9	0	0,05	0	0	9	0	955	0	5,8	0,28	0	0	0	0	297
10	0	0	0	0	6,1	0	625	0	0,05	0	0	0	0	0	143
11	0,09	0,17	0	0	5,5	0	129	0	6,8	0,35	0	0	0	0	107
12	0,12	0,11	0	0	5	0	0,2	0	0,05	0,27	0	0	0	0	173
13	0	0,14	0	0	4,2	0	95	0	0,53	0,35	0	0	0	0	0
14															
15															
16															
17															
18															
19															
20															
21															

Figura 12 – Tela de inserção de dados do software ProUCL.

Após inserção dos dados e calibração o software realizou as seguintes análises estatísticas com os dados:

- 5 métodos paramétricos:

(Student's-t UCL, approximate gamma UCL (chi-square), adjusted gamma UCL (significância), Land's H-UCL e Cheyshev UCL (distribuição lognormal))

- 10 (dez) métodos não-paramétricos simultaneamente :

(CLT – central limit theorem, modified t-statistic, adjusted-CLT, Chebyshev UCL, Jackknife method, bootstrap, percentile bootstrap, BCA-bootstrap, bootstrap-t and Hall's bootstrap)

Após análise dos dados pelo software é apresentada uma nova planilha para cada parâmetro com os resultados, conforme Figura 21.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1	Data File	C:\Documents and Settings\UGF\Desktop\te Variable: Alumínio													
2															
3	Raw Statistics			Normal Distribution Test											
4	Number of Valid Samples		11	Shapiro-Wilk Test Statistic	0,5771444										
5	Number of Unique Samples		7	Shapiro-Wilk 5% Critical Value	0,85										
6	Minimum		0	Data not normal at 5% significance level											
7	Maximum		0,59												
8	Mean		0,0936364	95% UCL (Assuming Normal Distribution)											
9	Median		0,05	Student's-t UCL	0,187187										
10	Standard Deviation		0,1711884												
11	Variance		0,0293055												
12	Coefficient of Variation		1,8282252												
13	Skewness		2,8777483												
14	Gamma Statistics Not Available														
15															
16	Lognormal Statistics Not Available														
17															
18															
19	95% Non-parametric UCLs														
20															
21	CLT UCL														
22	0,1785359														
23	Adj-CLT UCL (Adjusted for skewness)														
24	0,2263895														
25	Mod-t UCL (Adjusted for skewness)														
26	0,1946512														
27	Jackknife UCL														
28	0,187187														
29	Standard Bootstrap UCL														
30	0,1758816														
31	Bootstrap-t UCL														
32	0,3595075														
33	Hall's Bootstrap UCL														
34	0,4988989														
35	Percentile Bootstrap UCL														
36	0,19														
37	BCA Bootstrap UCL														
38	0,2472727														
39	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL														
40	0,3186219														
41	97.5% Chebyshev (Mean, Sd) UCL														
42	0,4159734														
43	99% Chebyshev (Mean, Sd) UCL														
44	0,6072014														
45															
46															
47															
48															
49															
50															
51															
52															
53															
54															
55															
56															
57															
58															
59															
60															
61															
62															
63															
64															
65															
66															
67															
68															
69															
70															
71															
72															
73															
74															
75															
76															
77															
78															
79															
80															
81															
82															
83															
84															
85															
86															
87															
88															
89															
90															
91															
92															
93															
94															
95															
96															
97															
98															
99															
100															

Figura 13 – Planilha de resultados do Software ProUCL.

Utilizando o software, foram realizados todos os cálculos estatísticos de acordo com os 15 métodos para cada parâmetro e também determinado qual o melhor método e valor a ser utilizado como referência.

Os algoritmos de análise estatística do software são adequados exclusivamente para a determinação de concentrações de substâncias no solo. O resultado desejado depende diretamente de como os dados são inseridos no software, podendo-se obter limite superior, mediana, limite inferior, entre outros.

Este software geralmente é utilizado como base para outros aplicativos de modelagem de plumas de contaminação do solo e análises de risco à saúde humana.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Sondagens geofísicas

Os resultados do caminhamento P1, P3, P4, P5, P6, P7,P8 e P9, são apresentados nas figuras 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 e 21 e uma síntese dos resultados encontrados, apresentados a seguir.

A investigação identificou e delimitou áreas e estratos de diferentes níveis de resistividade nas seções realizadas. Estas variações se encontram correlacionadas a tipos diferentes de materiais ou estrutura, que se associam a diferentes características físicas ou geológicas.

As rochas graníticas apresentam de maneira geral uma alta resistividade, a qual aparece com menores níveis em condições diversas, como maiores índices de argilização, que pode ser provocado por alteração mais intensa desta rocha, junto a estruturas de fraturas e ou falhas. A exemplo do encontrado no P1. Veios de quartzo, também associados a zonas de falha apresentaram um perfil altamente resistivo.

No modelo de cargabilidade apresentado, identificou-se o nível superficial com altos valores, acima de 10 mV/V, como sendo de rochas graníticas alteradas, e foi possível indicar o seu limite com as rochas frescas.

As seções (pseudo-seções) de resistividade e de cargabilidade também mostram claramente um contraste marcante entre rochas graníticas, alteradas ou não, e as porções onde se encontram o pacote de resíduos sólidos que é caracterizado por valores de resistividade muito baixos, ao contrário das rochas graníticas. Vide P3.

O contraste entre os segmentos é também identificado no modelo de cargabilidade onde coincide o núcleo de maior cargabilidade com valores de baixa resistividade. Sua posição entre 20 e 40 metros sugere que fluidos fortemente condutivos (contaminantes) estejam confinados na referida faixa.

Esta diferença de característica permite então delimitar lateral e verticalmente áreas de resíduos sólidos com as áreas de granito e solos.

Os perfis P4, P5, P6 e P7 apresentam similaridades com relação à delimitação dos tratos contaminados na região do pacote de resíduo e a zonas marginais, graníticas. Estas interpretações tiveram com suporte dados de sondagens rotativas SR7, SR6 e SR4, e SEV-7, SEV-8, SEV-5 SEV-2 e várias sondagens SPT. O modelo de profundidade de resistividade delinea claramente a zona condutiva.

Duas outras linhas de caminhamento foram executadas de forma perpendicular às anteriores e longitudinais em relação ao aterro. Estendem-se de montante a jusante da área.

Nestes perfis, as linhas P8 e P9 apresentam, de forma similar, continuidade da zona condutiva alinhada na cota 0 metros, e um núcleo mais profundo de baixa resistividade e alta cargabilidade, principalmente no perfil P9, ladeado por núcleos de valores inversos respectivamente.

O resultado desta investigação ensejou a delimitação do contorno da pluma de alta condutividade da área com subsídio ao planejamento, ao trato e ao monitoramento dessa pluma mostrado no mapa litológico local.

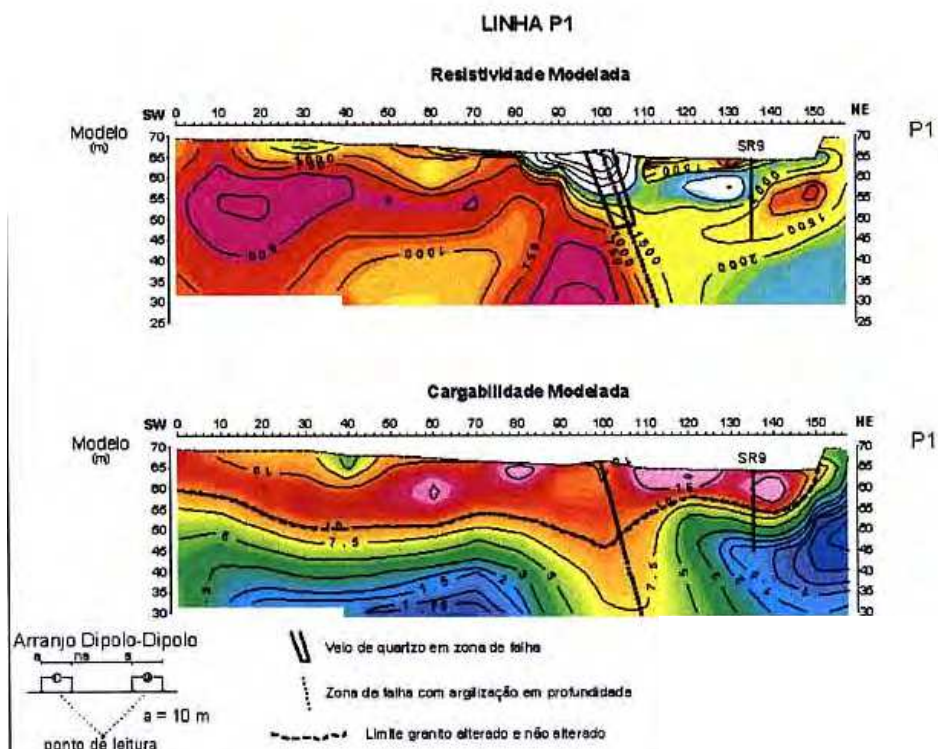


Figura 14 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P1.

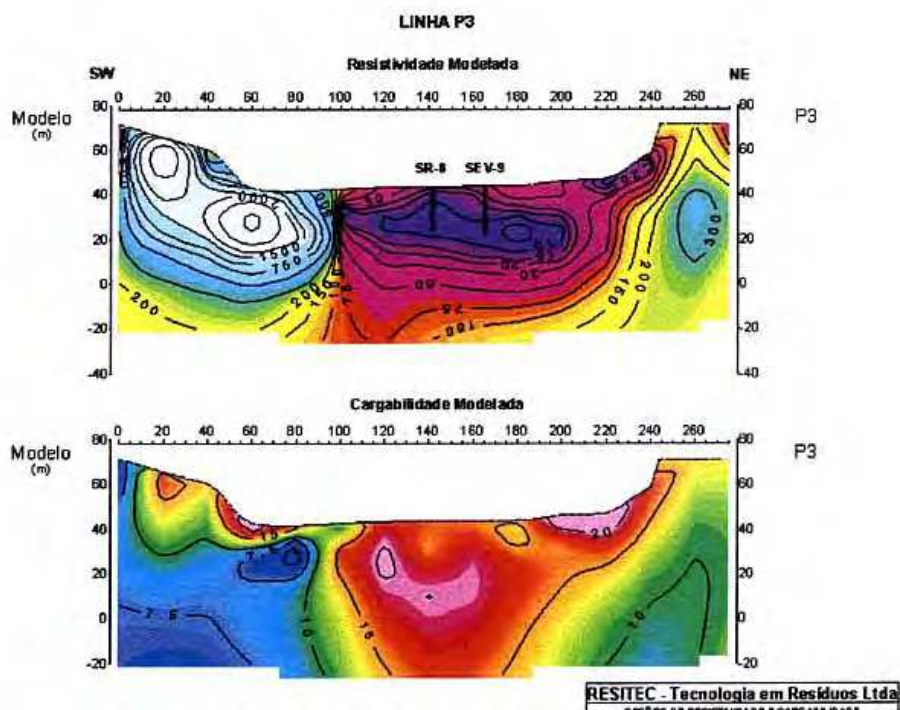


Figura 15 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P3.

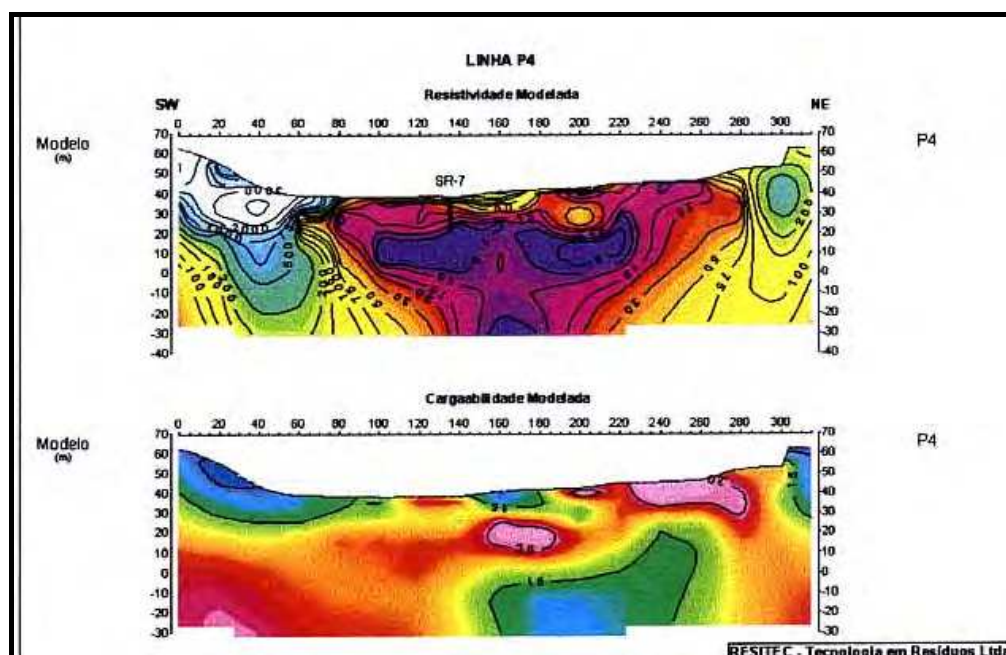


Figura 16 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P4.

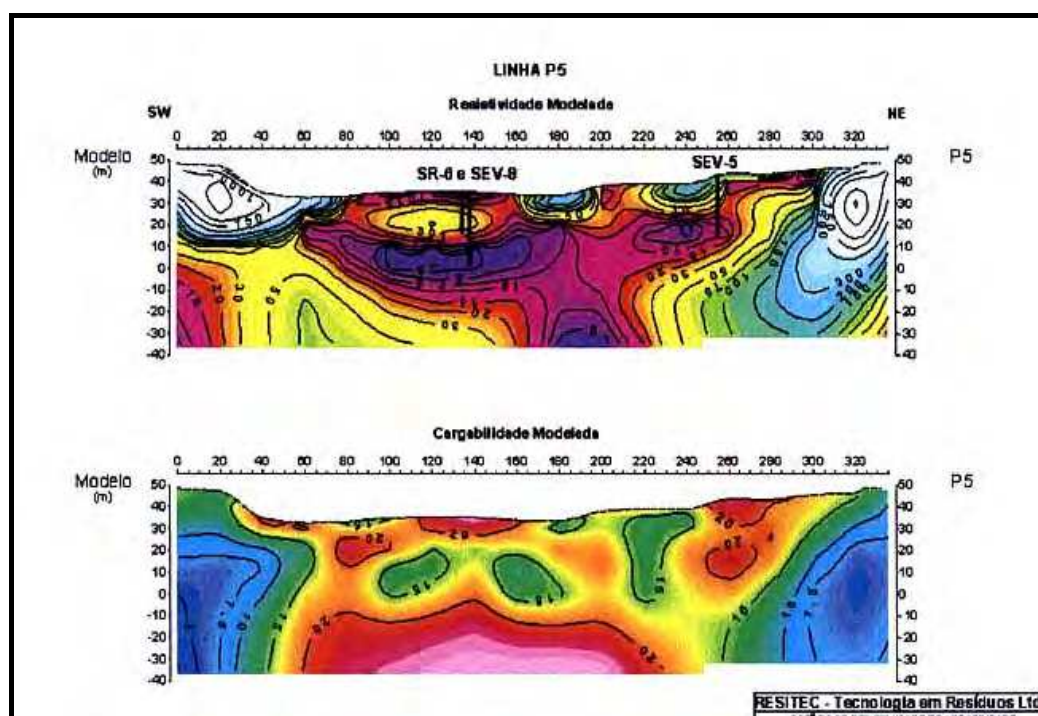


Figura 17 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P5.

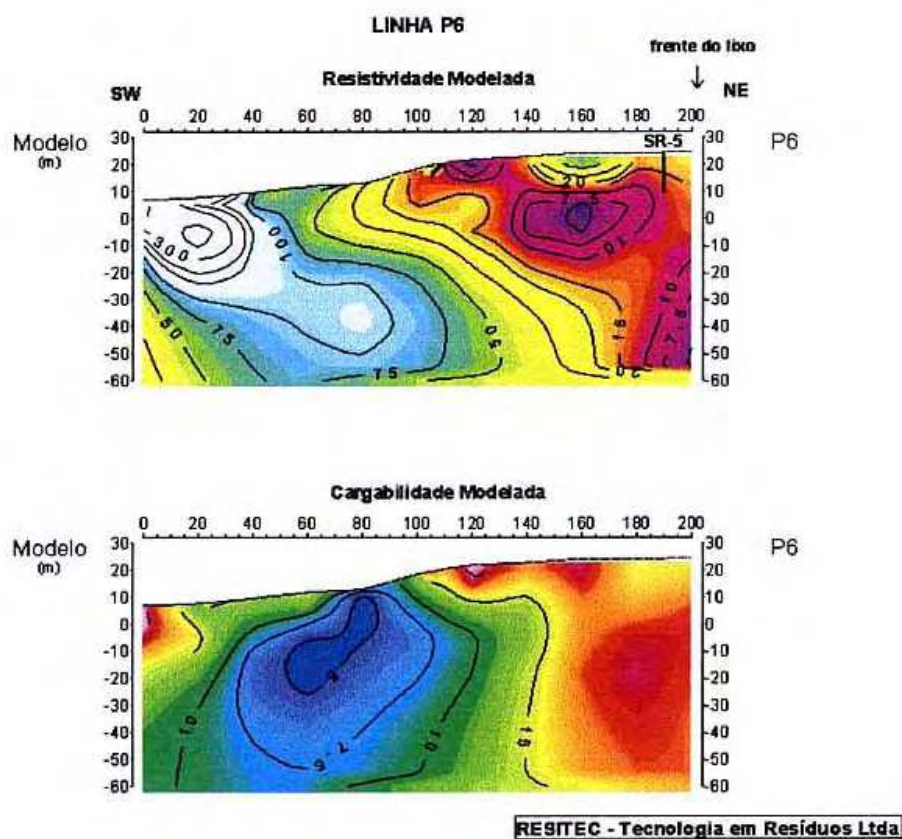


Figura 18 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P6.

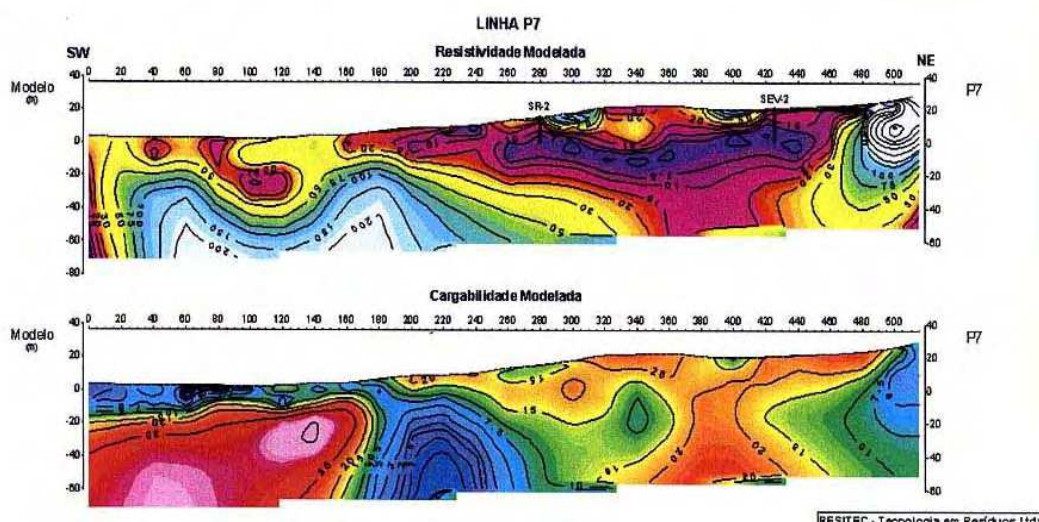


Figura 19 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P7

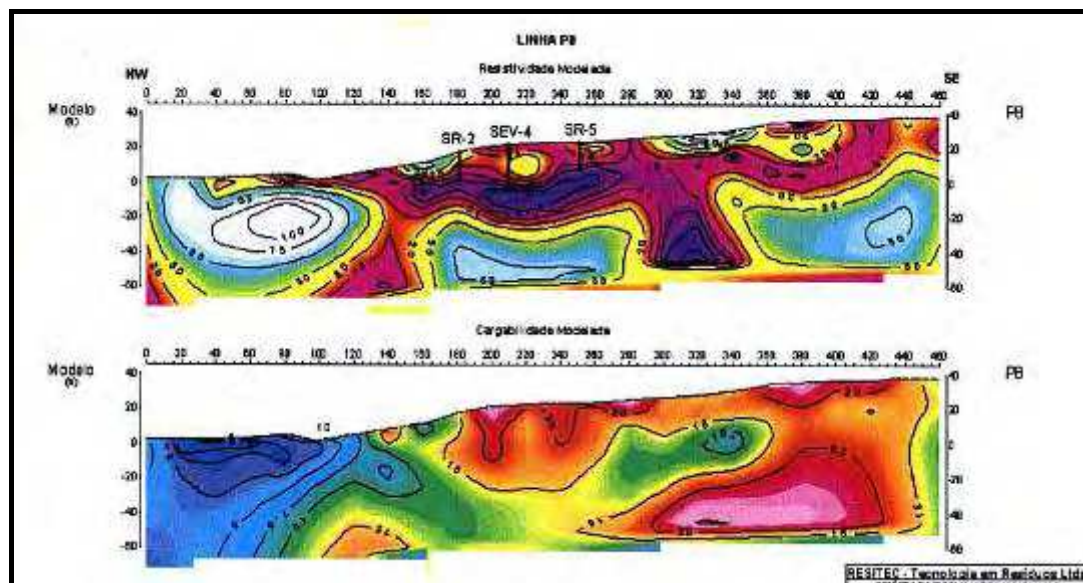


Figura 20 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P8

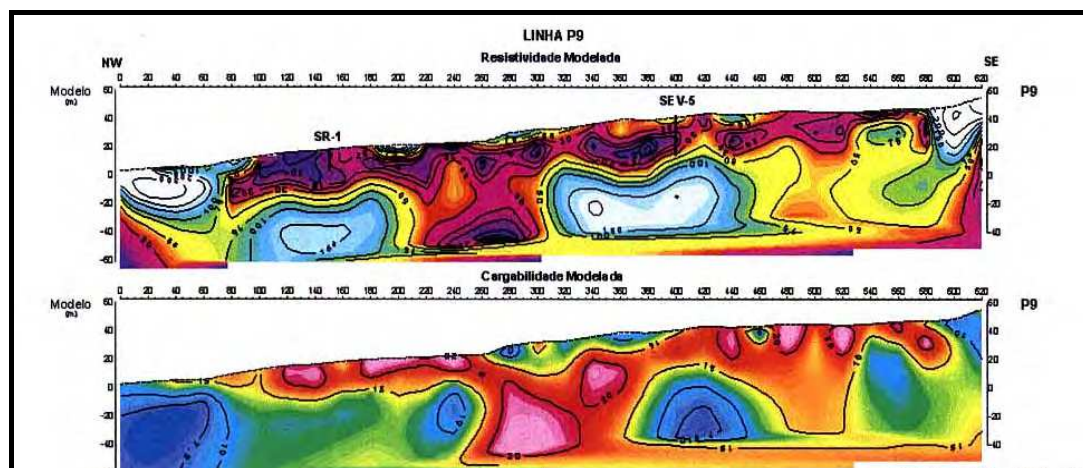


Figura 21 – Perfil elétrico – modelos da profundidade da resistividade e da cargabilidade da linha P9

Os resultados obtidos na interpretação das sondagens elétricas permitem uma separação do meio investigado em dois grupos. Das sondagens realizadas sobre o depósito de resíduos sólidos e daquelas executadas fora, na área de estudo.

As sondagens elétricas apresentam os valores de resistividade em Ohm/m e espessuras e profundidades em metros.

A interpretação das SEVs revela:

- O topo dos granitóides (parcialmente alterado ou não) a pequena profundidade (4,1 m, SEV-1), e (18,1 metros, SEV-6 (15,5 m , SEV 3));
- Solo e sedimentos aluvionares argilo arenosos com espessura variando entre 2 e 14 metros;
- Regolito de rocha granitóide com espessura em torno de 2 metros, e 11 metros para a SEV-3, sobre o topo do embasamento;

A SEV-7 identifica, desde a superfície até a profundidade de 32,9 metros, rocha granitóide, com regolito de granitóide no topo, granitóide na zona intermediária, e granitóide fraturado e parcialmente alterado na porção inferior.

Estas sondagens lograram identificar o NA (nível freático) a profundidades entre 1,90 e 4,11 metros nas áreas de ocorrência de aluvião, e a 32,9 metros na rocha granitóide fraturada da SEV-7.

As sondagens elétricas identificadas como SE-2, SEV-4, SEV-8 e SEV-9, posicionadas sobre o corpo do aterro apresentam em comum uma camada com espessura de até 18 metros de material identificado como sendo composto de resíduos (lixo), chorume e argila na base.

Sob esta, com limite difuso, ocorre uma camada de material extremamente condutivo com espessura de até 9 metros, provavelmente constituído de material solo de alteração/rocha alterada, saturada por líquidos contaminantes (chorume percolado do aterro), sobre um embasamento com uma resistividade muito alta, representado pelo topo do granito.

5.2 Sondagens mecânicas

Abaixo, é apresentada a Tabela 1 com a relação das sondagens a percussão executadas, cotas de “boca de poço” (início da perfuração), profundidade do nível freático e cotas de paralisação.

Tabela 1 – Sondagens a percussão – com cotas do nível da água. As sondagens foram realizadas até o impenetrável

Sondagem	Cota de Boca (m)*	Nível d'Água (Prof.)	Nível d'Água (Cota)	Cota de paralisação (m)
SPT-01	5,00	1,00	4,00	- 1,55
SPT-02	19,00	3,28	15,72	+ 11,50
SPT-03	28,00	NFE	–	+ 26,90
SPT-04	34,00	NFE	–	+ 32,90
SPT-05	5,00	0,90	4,10	- 3,50
SPT-06	42,00	NFE	–	+ 40,65
SPT-07	5,00	0,95	4,05	- 5,50
SPT-08	48,00	NFE	–	+ 45,70
SPT-09	5,00Q	NFE	–	- 10,90
SPT-10	27,00	NFE	–	+ 25,90
SPT-11	56,00	NFE	–	+ 55,25
SPT-12	57,00	NFE	–	+ 55,70

SPT-13	5,00	1,50	3,50	- 8,00
SPT-14	53,00	NFE	–	+ 43.40
SPT-15	43,00	NFE	–	+ 37.50
SPT-16	61,00	NFE	–	+ 60,20

* - Cota de início da perfuração.

Na Tabela 2 pode ser visualizado os resultados gerais das sondagens rotativas.

Tabela 2 – Resumo dos resultados das sondagens rotativas executadas sobre a área de estudo

Sondagem	Cota de Boca (m)*	Nível d'Água (Prof.)	Nível d'Água (Cota)	Cota de paralisação (m)
SR-01	20,00	NFE	–	+ 7,00
SR-02	22,00	NFE	–	+ 6,40
SR-03	5	1	4	- 5,00
SR-04	23	NFE	–	+ 10,00
SR-05	25,00	NFE	–	+ 10,50
SR-06	36,00	NFE	–	+ 18,20
SR-07	40,00	NFE	–	+ 24,50
SR-08	43,00	NFE	–	+ 25,00
SR-09A	65,00	7,0	58,00	+ 47,45
SR-09B	65,00	11,50	53,50	+ 43,00

SR-09C	48,00	4,10	43,90	+ 28,50
--------	-------	------	-------	---------

* - Cota de início da perfuração.

Os termos litológicos descritos são representados principalmente por rochas cristalinas e seus produtos de alteração e, secundariamente, por depósitos alúvio-coluvionares recentes associados à várzea da drenagem que limita a área a noroeste. Predominam os seguintes termos litológicos a partir da superfície do terreno:

- a. Argila com matéria orgânica preta, marrom, com espessura de até 8,5 metros;
- b. Areia fina a média cinza média de 2 metros de espessura;
- c. Areia grossa com pedregulhos e pouca argila, cinza compacta, com aspecto de solo transportado, com espessura média de um metro;
- d. Areia siltosa variegada em cinza esverdeada, marrom e vermelha, com quartzo e feldspato proveniente de alteração de rocha com espessura em torno de 8 metros;
- e. Granito rosa com textura homogênea, pouco fraturado, grosseiro, com espessura perfurada de até 17,2 metros.

A campanha de sondagens rotativas realizadas sobre o maciço de resíduos ensejou a caracterização deste maciço, bem como das estruturas construtivas que lhe são associadas.

O pacote de resíduos sólidos apresenta, na porção jusante do aterro, camadas de aterro com argila compactada, com espessuras de 0,30 m, intercaladas com pacotes de aterro de resíduos domésticos de aproximadamente 4,5 a 5 metros de espessura, totalizando uma espessura de até aproximadamente 13 metros de resíduo.

A montante, a partir das sondagens SR3 e SR4, o aterro de resíduos apresenta nos perfis de sondagem uma espessura total de até 16,5 metros, contínuo, sem qualquer intercalação de aterro de argila compactada constituindo coberturas de células em seu interior. São descritas apenas finas camadas de solo intercaladas.

Apresenta de maneira constante uma camada de argila compactada em sua base, constituída de argila arenosa marrom, com espessuras entre 0,50 e 0,80 metros, funcionando como um selo de impermeabilização do aterro, e uma camada de argila arenosa vermelha com espessura média de 0,50m na superfície atual recobrando o pacote de resíduos. Foi elaborado um mapa litológico da área, conforme ilustrado na Figura 22.

MAPA LITOLÓGICO

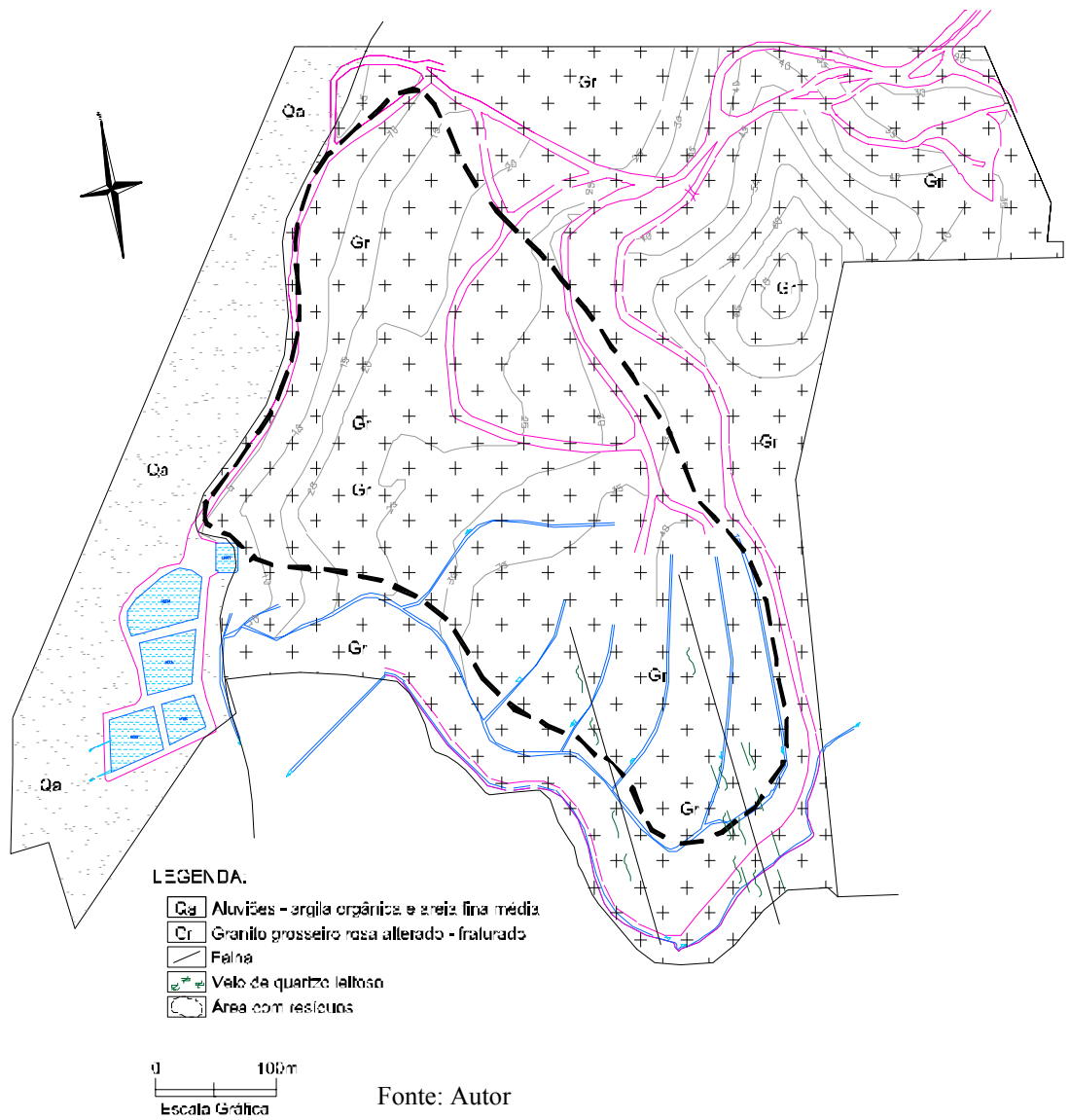


Figura 22 – Mapa litológico local.

Os perfis de caminhamento, de sondagem SPT e rotativas e investigação geofísica, permitiram a confecção de seções geológicas transversais, onde se podem visualizar as relações de contato e empilhamento estratigráfico das camadas descritas.

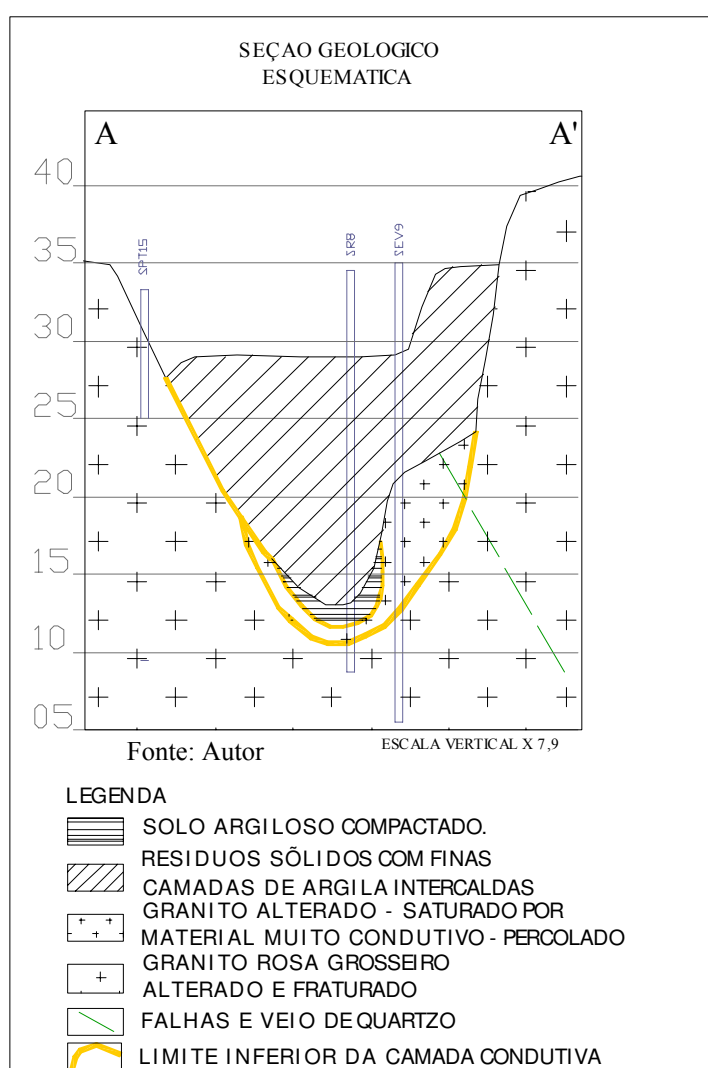
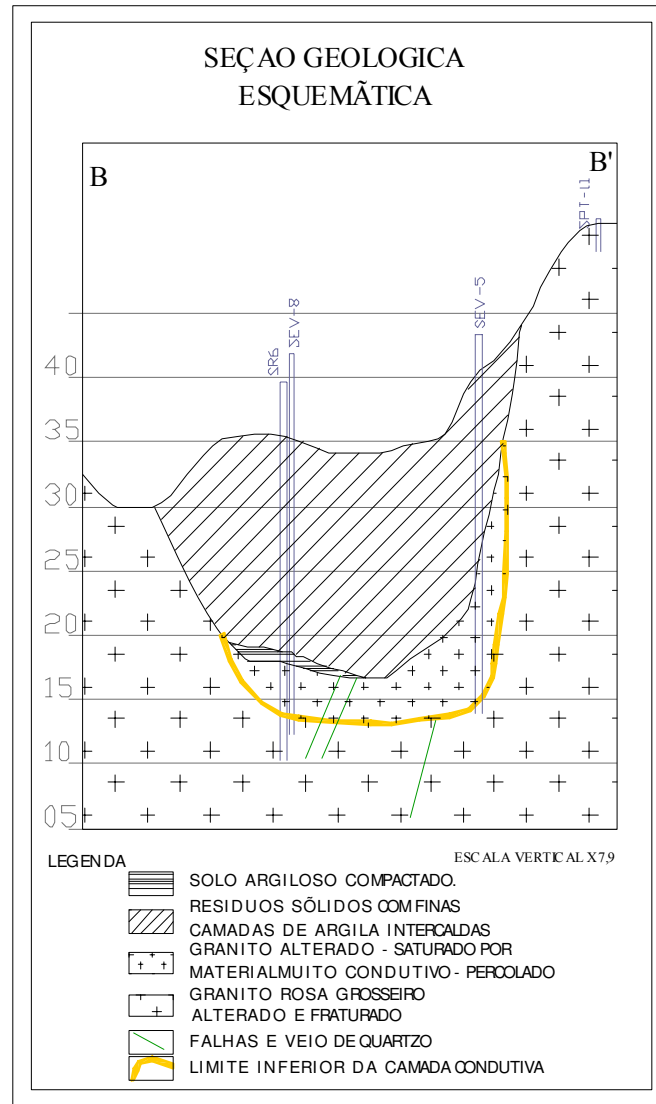


Figura 23 – Seção geológica transversal AA', sobre a área do aterro.



Fonte: Autor

Figura 24 - Seção geológica transversal BB', sobre a área do aterro.

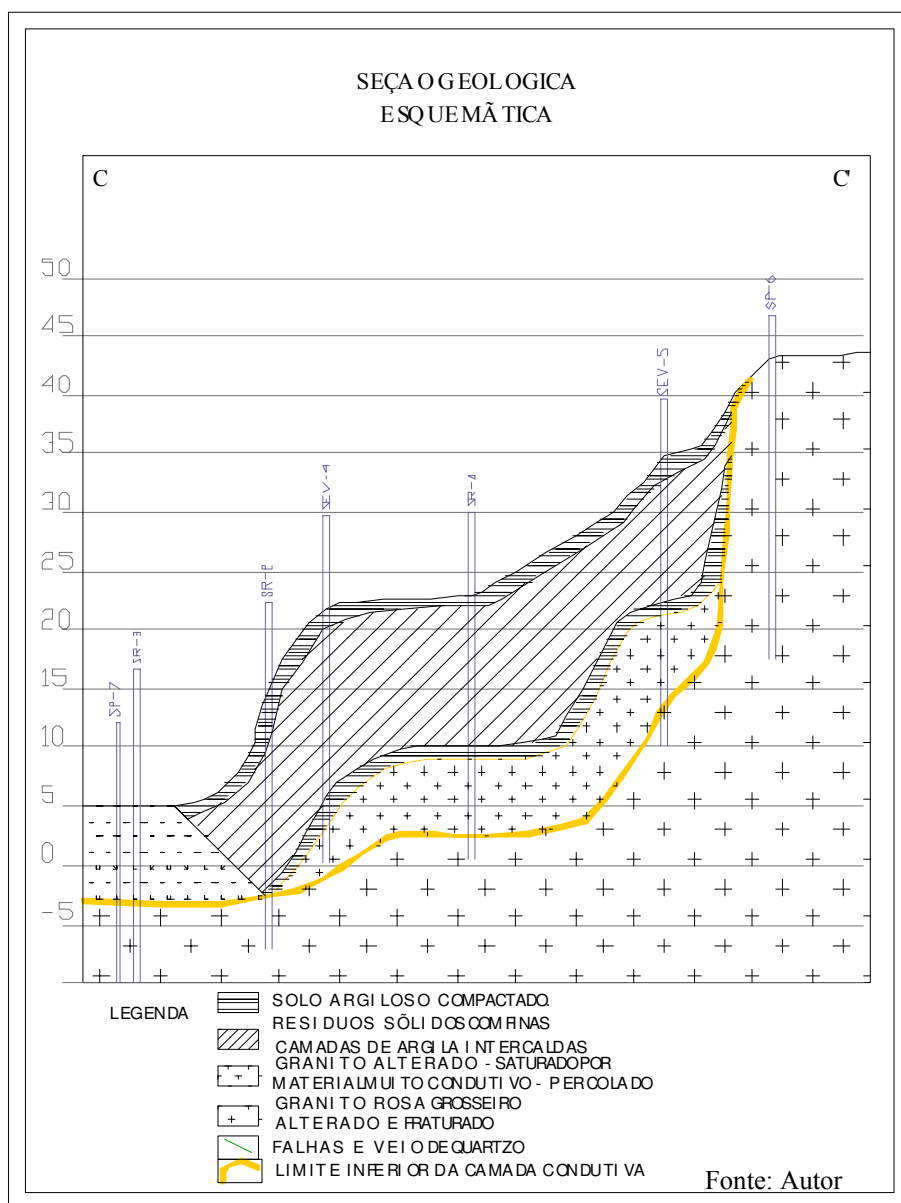
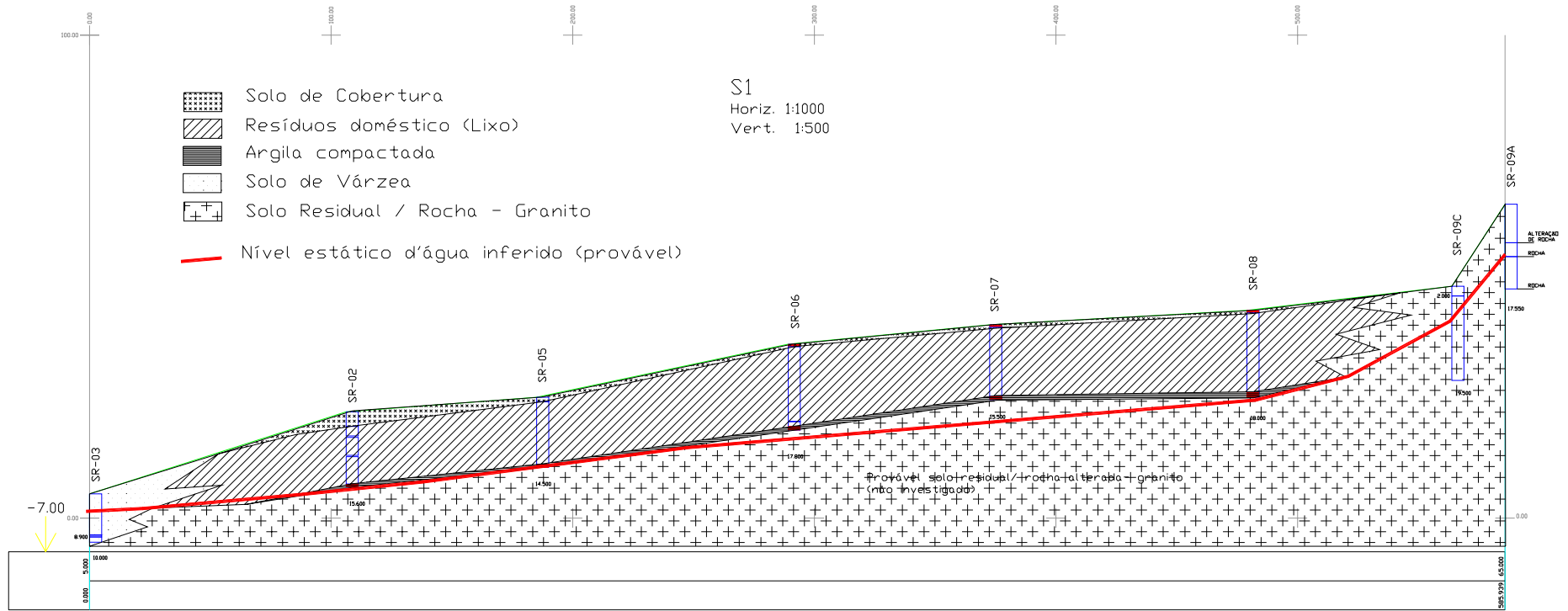


Figura 25 - Seção geológica transversal CC', sobre a área do aterro.

A figura 25 exibe uma seção transversal onde pode se observar a continuidade dos estratos, ao passo que a Figura 26 permite observar particularmente a camada condutiva posicionada imediatamente abaixo da base do depósito de resíduos e acima do embasamento resistivo.



Fonte: Autor

Figura 26 – Seção geológica longitudinal a área do aterro mostra a relação entre os substratos litológicos e o pacote de resíduos.

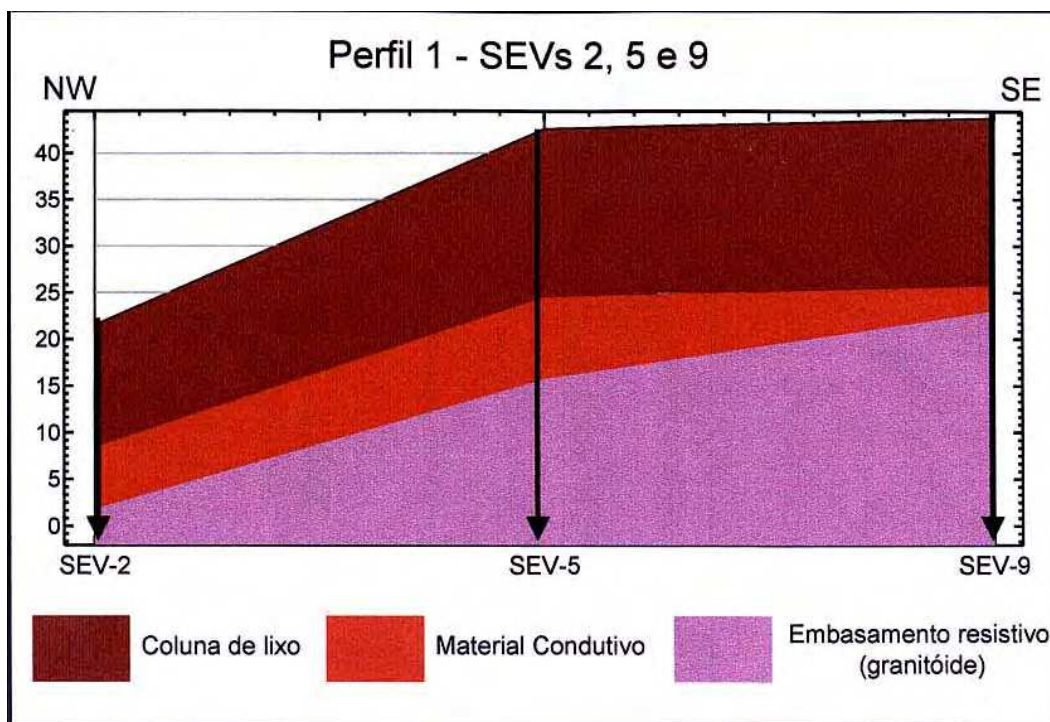


Figura 27 -Seção geológica esquemática da área do aterro sanitário. Note-se a camada de alta condutividade abaixo da massa de resíduos identificada nas sondagens elétricas.

A área do aterro encontra-se sobre rochas graníticas pertencentes a morros remanescentes do processo erosivo, isolados por áreas planas representadas por sedimentos de fundo de vale, coalescentes com área sedimentar da Planície Costeira, constituídas principalmente por areias de finas a médias, de cor branca a cinza claro, inconsolidadas, quatzosas, e argilas de castanhas escuras a pretas, ricas em fragmentos de vegetais e areias finas.

São descritas rochas graníticas de granulação grosseira de cor esbranquiçada, constituída por quartzo feldspato e pouca mica, que localmente torna-se acinzentada, resultado de maior concentração de minerais escuros (mica preta) e óxidos de ferro e manganês.

A rocha maciça encontra-se bastante fraturada, com espaçamento métrico a decimétrico, com óxidos de manganês sobre os planos.

Esta rocha encontra-se exposta, alterada, em afloramento contínuo, no entorno a montante da região do empreendimento, e ocorre também como matacão de diâmetros métricos, imersos na massa e sobre o solo superficial, sobre os quais se observa a ocorrência de intemperismo por esfoliação esferoidal.

As principais direções de fraturas medidas são N60E vertical; N40W vertical; N75E vertical, EW vertical, N30W-50NE.

Falhamento com feixes de zonas cataclasadas e milonitizadas de direção geral N30E - vertical ocorrem cortando o maciço granítico, desde espessuras decimétricas e chegando até 2 metros.

Nestas faixas são encontradas lentes de silexitos brancos esverdeados muito fraturados.

Alguns planos desenvolvem faixas de rocha argilosa de estrutura xistosa. Sobre esta rocha granítica desenvolve-se um solo de alteração friável e um solo superficial arenoso de cor marrom amarelado, com blocos arredondados de granito alterado preservados na massa do solo.

Na área de planície que constitui a várzea ocorrem os seguintes tipos de sedimentos:

- Solo argiloso orgânico de cor preta, mole, com mais ou menos um metro de espessura.
- Camada areno-argilosa de cor marrom ocre e às vezes arroxeadas, com um metro de espessura.
- Camada de areia micácea, com granulação média e níveis centimétricos de areia conglomerática. Apresenta-se com estratificação plano paralela.

Na porção topograficamente mais deprimida da área, ocorrem depósitos de sedimentos arenosos, formando colúvios no sopé dos maciços cristalinos e aluviões e às margens do canal de drenagem.

5.3 Análises de Água dos Poços de Monitoramento

Os resultados das análises dos poços de Jusante são apresentados na Tabela 3 e os resultados dos poços de montante são apresentados na Tabela 4.

Após tratamento estatístico dos dados coletados, montou-se a Tabela 5 para comparação dos valores “Background” (referente aos poços de montante) e os valores encontrados na área sob influência do aterro sanitário.

Tabela 3 – Resultados das análises dos poços de Jusante

PARÂMETROS		CAMPANHAS												CETESB (Valores de Intervenção)
Alumínio	mg/L	0,13	<0,05	<0,05	0,15	0,11	<0,05	0,17	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,2
Bário	mg/L	0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,7
Cádmio	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005
Chumbo	mg/L	0,02	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
Cloreto	mg/L	150	175	111	48	305	186	16,5	152	105	90	83	60	NC
Cobre	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	2
Condutividade	µS/cm	1088	1712	1391	508	2080	1369	191,5	1369	1077	799	958	628	NC
Cromo	mg/L	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05	<0,01	0,05
Ferro	mg/L	0,22	0,31	0,37	0,81	0,31	<0,05	5,5	0,25	0,07	1,1	0,46	0,15	0,3
Manganês	mg/L	0,78	<0,05	<0,05	0,07	0,21	0,2	0,78	0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	0,1
Mercúrio	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
Níquel	mg/L	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	0,05
Prata	mg/L	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
Selênio	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	NC
Sódio	mg/L	4,6	10,9	6,7	2,2	12,8	16,8	79,6	141,7	70,5	5,7	0,5	6,53	NC
Sulfato	mg/L	<5	<5	<1,0	<5	<5	3,6	<5	<5	<1,0	21	5	16	NC
Zinco	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	5

NC – Não Consta

Tabela 4 – Resultados das análises dos poços de Montante.

PARÂMETROS		CAMPANHAS												CETESB (Valores de Intervenção)
Alumínio	Mg/L	<0,05	0,1	<0,05	0,08	0,59	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	0,09	0,12	<0,05	0,2
Bário	Mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	0,17	0,11	0,14	0,7
Cádmio	Mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005
Chumbo	Mg/L	0,04	0,08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01
Cloreto	Mg/L	4,5	6	4,3	11,5	7	5,1	9	9	6,1	5,5	5	4,2	NC
Cobre	Mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	2
Condutividade	µS/cm	69	88	52	209	132	161	815	955	625	129	0,2	95	NC
Cromo	Mg/L	<0,05	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05	<0,01	<0,05	<0,05	<0,01	0,05
Ferro	Mg/L	1,1	1,6	0,07	2,7	0,64	0,06	1,4	5,8	0,05	6,8	0,05	0,53	0,3
Manganês	Mg/L	<0,05	0,3	0,07	0,13	0,12	<0,05	0,12	0,28	<0,05	0,35	0,27	0,35	0,1
Merúrio	Mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
Níquel	Mg/L	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	0,05
Prata	Mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
Selênio	Mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	NC
Sódio	Mg/L	18	335	163	77,2	315	144	18,1	297	143	107	173	<1,0	NC
Sulfato	Mg/L	<5	28	13	<5	<5	2,3	6,2	<5	<1,0	<5	<5	<1,0	NC
Zinco	Mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	0,15	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	5

NC – Não Consta

Tabela 5 – Resultados das análises estatísticas para cada parâmetro.

PARÂMETROS	LQ		MONTANTE	MÉTODO ESTATÍSTICO	JUSANTE	MÉTODO ESTATÍSTICO	CETESB (Valores de Intervenção)
Alumínio	0,05 mg/L		0,3	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,1	Student's-t UCL	0,2
Bário	0,05 mg/L		0,1	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,1	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,7
Cádmio	0,001 mg/L		0	-	0	-	0,005
Chumbo	0,01 mg/L		0,07	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,02	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,01
Cloreto	1,0 mg/L		7,6	Student's-t UCL	163,4	Student's-t UCL	NC
Cobre	0,05 mg/L		0	-	0	-	2
Condutividade	0,2 µS/cm		621	Approximate Gamma UCL	1371	Student's-t UCL	NC
Cromo	0,05 mg/L		0	-	0	-	0,05
Ferro	0,10 mg/L		4,1	Approximate Gamma UCL	2,7	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,3
Manganês	0,05 mg/L		0,2	Student's-t UCL	0,5	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0,1
Mercúrio	0,001 mg/L		0	-	0	-	0,001
Níquel	0,01 mg/L		0	-	0	-	0,05
Prata	0,01 mg/L		0	-	0	-	0,05
Selênio	0,01 mg/L		0	-	0	-	NC
Sódio	0,5 mg/L		223	Student's-t UCL	68	Approximate Gamma UC	NC
Sulfato	5 mg/L		24	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	13	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	NC
Zinco	0,05 mg/L		0,09	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL	0	-	5

NC – Não Consta

LQ – Limite de Quantificação

Conforme apresentado na Tabela 5, verifica-se nos poços de jusante que os valores referentes aos parâmetros Chumbo, Ferro e Manganês estão acima do valor de referência de intervenção da CETESB, ou seja, a área deveria sofrer uma intervenção para remediação da contaminação por estes metais pesados.

No entanto, comparando-se com os valores encontrados para os poços de montante, verifica-se que estes são maiores que os de jusante para os parâmetros Chumbo e Ferro. Quanto a Manganês, o valor apresenta-se menor em relação ao valor de jusante, mas ainda superior à referência da CETESB.

Para o parâmetro Alumínio, tem-se uma inversão, pois o valor de jusante ficou abaixo do valor estabelecido pela CETESB, enquanto o valor de montante (“Background”) ficou acima.

As concentrações de metais encontradas na área de estudo, além da influência marinha, estão diretamente ligadas aos processos de decomposição de rocha na região do aterro sanitário, ricas em óxidos de ferro e manganês.

Os parâmetros Cloreto e Condutividade não são referenciados pela CETESB, e apresentaram grandes diferenças – os valores de jusante são bem maiores que os de montante. Diferentemente, os parâmetros Sódio e Sulfato, que também não são referenciados, são bem maiores nos poços de montante do que nos de jusante, o que significa que a grande quantidade de cloreto nos poços de jusante está elevando a condutividade.

Todos os outros parâmetros com valor zero representam valores abaixo do limite de detecção do equipamento de análise, e neste caso, abaixo dos limites estabelecidos pela CETESB.

A utilização de valores orientadores pré-estabelecidos é importante, principalmente para locais onde a coleta de amostras que possam ser utilizadas como “Background” não é possível. A utilização de valores de referência de diferentes regiões como a da CETESB para o estado de São Paulo, ou os valores da EPA (SSL) para os Estados Unidos e Lista Holandesa de Valores Orientadores nem sempre serve para outros locais, como neste caso. Cabe lembrar que os valores SSL (EPA) e Lista Holandesa foram muito utilizados no Estado de São Paulo e outros estados brasileiros, antes do desenvolvimento, pela CETESB, de valores representativos para as diversas regiões do Estado.

A aquisição de valores de referência específicos para uma área nem sempre é possível, e principalmente, deverá ser aceita pelo órgão ambiental competente. Valores específicos para uma área demonstram as características ambientais locais, o que pode determinar que um empreendimento não esteja contaminando sua área de influência devido a concentrações de elementos maiores que de outras áreas.

Este trabalho foi realizado somente com dados coletados para os elementos, Alumínio, Bário, Cádmi, Chumbo, Cloreto, Cobre, Condutividade, Cromo, Ferro, Manganês, Mercúrio, Níquel, Prata, Selênio, Sódio, Sulfato e Zinco, determinando, assim, que a área possui características ambientais próprias para estes elementos. No entanto, para uma correta averiguação da influência de um determinado empreendimento, devem ser verificadas diversas outras substâncias, de acordo com as atividades de cada empreendimento.

A utilização da metodologia, geralmente, necessita apenas do mapa potenciométrico da área, sendo que no caso de aterros de resíduos estes sempre são confeccionados antes da implantação do empreendimento. Com a direção do fluxo

do aquífero, são escolhidos os locais para implantação dos poços de montante e jusante da área de influência do empreendimento para coleta de amostras de água e solo, se necessário.

A partir dos resultados analíticos das amostras coletadas é possível identificar se está ocorrendo alguma contaminação do solo e água por parte do empreendimento, onde ocorrem, quais são os contaminantes e as concentrações de cada um. Assim as investigações detalhadas serão concentradas somente na área de interesse.

Todo este processo de construção de poços, amostragem e análises laboratoriais pode ser efetuado em um período de um mês a um mês e meio e com baixo custo (em torno de R\$ 45.000,00), não necessitando de equipes especializadas e inúmeras sondagens que podem demandar até três vezes mais tempo e alto custo (a partir de R\$80.000,00).

6 CONCLUSÃO

A partir dos dados analisados conclui-se que:

A utilização do método de valores orientadores sempre deve ser priorizada antes de avaliações mais detalhadas e caras.

O método é simples, rápido e prático. No entanto, deve ser aplicado por pessoa capacitada, em condição de definir corretamente a localização dos poços e, principalmente, saber identificar a importância de cada parâmetro e sua concentração.

No caso apresentado, a simples utilização do método serviu para demonstrar que as concentrações dos elementos eram as naturalmente existentes no solo, devido à localização e à ação do mar sobre o terreno, e não influência do aterro. Esta afirmação é corroborada pela caracterização geológica local.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. R. M. P. de; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, v.25, n.6b, p.1145-1154, 2002.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: Wiley, 1990. 339p.

ANJOS, J. A. S. dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (*wetland*) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. São Paulo, 2003. 328p.

ANJOS, J. A. S. A. dos. **Estratégias para remediação de um sítio contaminado por metais pesados – estudo de caso**. São Paulo, 1998. 157p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

BARTENFELDER, D. Stabilization: a strategy for RCRA corrective action. In: RCRA CORRECTIVE ACTION STABILIZATION TECHNOLOGIES. **Proceedings**. Washington: USEPA, 1992. p.1-9.

BORBA, R.P. **Arsênio em ambiente superficial: Processos geoquímicos naturais e antropogênicos em uma área de mineração aurífera**. Campinas, 2002. 115p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de Campinas.

CAMARGO, O. A. de; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; van RAIJ, B.; ABREU, C. ^a de (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. cap. 5, p.89-124.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo, 1999.

_____. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo : CETESB, 2001a. 2.ed. 389p.

_____. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001b. 247p.

_____. **DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005** - “Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências”. São Paulo, 2005a.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. 2004 / CETESB. São Paulo, 2005b.

COLE, K. S. and COLE, R. H. **Dispersion and absorption in dielectrics. 1 – Alternating current fields.** J. Chem. Phys. 9-341. 1941.

CROZERA, E. H. **Identificação das áreas contaminadas no município de Ribeirão Pires – São Paulo.** São Paulo, 2001. 189p, Tese (Doutorado) – Instituto de Geociência – Universidade de São Paulo.

CUNHA, R. C. A. **Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas – estudo de caso.** São Paulo, 1997. 152p, Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

FURTADO, M.R. Controle ambiental chega ao subsolo. **Química e Derivados.** 1997. p. 8-22.

GLOEDEN, E.; GUTIERREZ, A.; CUNHA, R. C.; AQUINO, W.; AQUINO NETO, V.; ALMEIDA, N. A.; FRACAROLLI, M. J.; GUNTHER, M. A.; MARKER, A. Gerenciamento de áreas contaminadas. In: WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS, São Paulo, 1997. **Resumos Expandidos.** CETESB/GTZ/USP. p.7-9.

GLOEDEN, E.; GUTIERREZ, A.; CUNHA, R. C.; AQUINO, W.; AQUINO NETO, V.; ALMEIDA, N. A.; FRACAROLLI, M. J.; GUNTHER, M. A.; MARKER, A.

Gerenciamento de Áreas contaminadas na Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga. São Paulo, 1999. 225p

GREENHALGH, R. Definition of persistence in pesticide chemistry. **Pure and Applied Chemistry**, v. 52, p.2563-2566, 1980.

HASSUDA, S. **Critérios para a gestão de áreas suspeitas ou contaminadas por resíduos sólidos – estudos de caso na região metropolitana de São Paulo.** São Paulo, 1997. 142p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants.** Boca Raton, CRC Press, 1984, 315p.

LEITE, C.B.B.; GOUVEIA, S.A.; CONSONI, A.J.; GIMENEZ FILHO, A.; NAKANDAKARA, K.C.; ALBUQUERQUE FILHO, J.L.; VASCONCELOS, M.M.T.; RONDINELI, D.; TOLEDO, L.A.A. Aspectos metodológicos no estudo e caracterização de contaminação de solo e água. In: WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS. São Paulo, 1997. **Resumos Expandidos.** CETESB/GTZ/USP, p.35-36.

MARKER, A.; CUNHA, R.C.A.; GUNTHER, M. A. Avaliação das águas contaminadas na RMSP. **Saneamento Ambiental.** São Paulo, n. 25, p. 36-39, 1994.

NAKAGAWA, L. **Alteração de características do solo para remoção de hexaclorobenzeno de área contaminada**. 55p. 2003.

POMPÉIA, S. L. Procedimentos técnicos para recuperação de áreas degradadas por poluição. In: SIMPÓSIO SUL AMERICANO, SIMPÓSIO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. Foz do Iguaçu, 1994. **Anais**. Curitiba, FUPEP, 1994. v. 1, p. 63-74.

PUNZ, W. F.; SIEGHARDT, H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. **Environmental and Experimental Botany**, v.33, n.11, p.85-98, 1993.

RESITEC. **Relatório Físico Ambiental do Aterro Sanitário X**. Taubaté. São Paulo. RESITEC Tecnologia em Resíduos Ltda.. 2003.

ROBINSON, E. and CORUN, C. **Basic Exploration Geophysics**. John Wiley & Sons, New York. 1988. 562p.

ROEHRIG, J.; SINGER, E.M. Técnicas de remediação de sítios contaminados. **Revista Saneamento Ambiental**. São Paulo, 1996. v.7, n. 37, p.19-27.

SALMINEN, R.; TARVAINEN, T. The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. **Journal of Geochemical Exploration**, v.60, p.91-98, 1997.

SÁNCHEZ, L.E. Gerenciamento ambiental e a indústria de mineração. **Revista de Administração**. São Paulo, 1994. v.29, n. 1, Jan/mar, p. 67-75.

_____. **Recuperação de áreas degradadas**. São Paulo, EPUSP, 1995.

SÁNCHEZ, L.E. **Desengenharia: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais**. São Paulo, EDUSP, 2001. p.116-121.

SCHROEDER, H. A. Essential trace metals in man: copper. **Journal of Chronic Diseases**, v.19, p.1007-1034. 1996.

SCHEUNERT, I. Transport and transformation of pesticides in soil. In: MANSOUR, M. **Fate and Prediction of Environmental Chemicals in Soil, Plants, and Aquatic Systems**. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, 1993. p.1-22.

SCHEUNERT, I.; MANSOUR, M.; ANDREAUX, F. Binding of organic pollutants to soil organic matter. **International Journal Environmental Analytical Chemistry**, London, v.46, p. 189-199, 1992.

SÍGOLO, J. B. Resíduos de origem industrial, os metais pesados e o solo: estudo de casos. In: **WORKSHOP SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS**. São Paulo, 1997. **Resumos Expandidos**. CETESB/GTZ/USP, p.25-28.

SILVA, A. L. B. **Caracterização ambiental e estudo do comportamento do chumbo, zinco e boro em áreas degradadas por indústrias cerâmicas, região dos lagos de Santa Gertrudes, SP.** São Paulo, 2001. 157p.

SILVA, F. A. N. **Avaliação ambiental preliminar de antigas áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de São Paulo.** São Paulo. 2001. 104p.

TERRA, P.; LADISLAU, W. Césio 137. In: **Ecologia e desenvolvimento.** Rio de Janeiro, 1991. Ano 1, n.9, Novembro, p.36-41.

TOSO JUNIOR, E. **Avaliação da contaminação e do risco associado em áreas de indústria e suas adjacências, em Cotia-SP.** São Paulo, 2001. 130p.

United States Environmental Agency - EPA. **ProUCL Version 3.0 User Guide.** April, 2004.

ZHANG, X. P.; DENG, W.; YANG, X. M. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China. **Journal of Asian Sciences**, v.21, p.167-174, 2002.

WEBSTER, N. **Webster's new world college dictionary.** 3a ed. 1995.

World Health Organization. **Trace elements in human nutrition and health.** Geneva: WHO, 1996.

APENDICE A – Resultados de saída do software para os poços de montante

APENDICE B – Resultados de saída do software para os poços de jusante

ANEXO A – NBR 13.895 DA ABNT, Construção de poços de monitoramento e amostragem

ANEXO B – DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005