

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS

**Avaliação do impacto ambiental e caracterização geoquímica
de contaminantes em solo e água subterrânea na área do
Aterro de resíduos industriais da UTRESA na região do Vale
dos Sinos, em Estância Velha, RS.**

Pedro Valter Augustin Junior

ORIENTADOR: Prof. Dr. Antonio Pedro Viero

BANCA EXAMINADORA:

Pof^a. Dr^a. Maria Teresa Monica Raya Rodrigues

Prof. Dr. Norberto Dani

Dr^a. Elba Calesso Teixeira

Dissertação de Mestrado apresentada como
requisito parcial para obtenção de Título de
Mestre em Geociências

Porto Alegre, 2011.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, meus pais, Regina e Pedro, que me deram a oportunidade de estudar e me mostraram que sem esforço e dedicação não se consegue nada na vida. O amor que sinto por vocês é eterno e infinito. Agradeço à minha irmã, Gretchen, pelo carinho, afeto e todo amor que temos um pelo outro. Quero também, agradecer à minha futura esposa e eterna namorada, Roberta Rohr, que a partir do momento que a conheci minha vida mudou em todos os sentidos. Te amo muito e agradeço por toda a ajuda, não só nesse trabalho, mas na minha vida. Agradeço também, aos meus avós Arnaldo e Lourdes Lascombe (*in memoriam*) e Irmfried e Idila Augustin, por todos os ensinamentos e carinho. Agradeço também aos meus sogros Inácio e Gladis Rohr por todo carinho, respeito e afeto ao longo desses anos. Agradeço minhas cunhadas Daniela e Fabiane, e meus concunhados Verlei e Victor, e um beijo especialmente para meu afiliado Lucas e para meu sobrinho Bruno.

Agradeço ao meu orientador e amigo, Antonio Pedro Viero, por todo aprendizado, ensinamentos e dedicação nesse e em todos trabalhos que realizamos. Posso dizer que tive uma excelente orientação para realizar esse estudo, assim como tive em minha carreira profissional.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Geociências da UFRGS pela excelência em ensino, e em especial ao corpo docente pela vasta riqueza intelectual que disponibilizam aos alunos.

Agradeço aos meus amigos Ronaldo Aquino, Fernando Morais, Marcelo Lusa, Glória Mitchel, Nelson Pieka, Pablo Borges, Roman Hotzel, Tiago Vargas, Rodrigo Travassos, Ezequiel Pozocco, Rafael Rizzardo, Luis Vedana, Adair Mendes, Diogo Rodrigues, Mateus Marcili, Vanessa Gazulha, Pedro Kenne, Evandro Schuster, Bruno Carvalho, Vanessa Fontoura, e tantos outros que me ajudaram de alguma forma e em algum momento de nossa convivência.

Agradeço à empresa Geoprospec pela experiência profissional que lá adquiri e pela parceria técnica nesse projeto. Agradeço à UTRESA pela oportunidade de realizar esse estudo em sua Central de resíduos e à Promotoria de Justiça de Estância Velha por disponibilizar os dados e informações técnicas da Auditoria Ambiental da UTRESA. Agradeço também à empresa NeoCorp pela disponibilidade de horário para terminar esse trabalho, aos colegas de empresa, e em especial ao geólogo Evandro Gottardo.

Muito obrigado a todos!

RESUMO

A contaminação de resíduos industriais é um grande problema ambiental relacionado ao desenvolvimento industrial e urbano atual. A região do Vale dos Sinos, RS tem um histórico preocupante no gerenciamento e na destinação final de resíduos industriais ali gerados. Este estudo foi realizado na Central de resíduos da UTRESA, no município de Estância Velha, e teve como objetivo o diagnóstico ambiental e a caracterização do comportamento geoquímico de contaminantes em solo e águas subterrâneas. A metodologia do estudo consistiu no mapeamento e caracterização geológica e hidrogeológica, instalação de poços de monitoramento e sondagens, amostragens de chorume, solo e águas subterrâneas e superficiais, análises físico-químicas de chorume, água e solo, ensaios de lixiviação e difratometria de raios-X em solo, ensaios de slug, diagnóstico ambiental, avaliação de risco e proposta de remediação da área de estudo. Foram instalados 25 poços de monitoramento, coletadas e analisadas 73 amostras (chorume, solo e águas). Os resultados obtidos mostram ampla contaminação do solo e da água subterrânea na área de influência do aterro de resíduos industriais da UTRESA, com intensidade variada nos diferentes contaminantes. Cromo, cloreto e nitrogênio amoniacal apresentam os níveis mais elevados de contaminação, o que reflete o maior conteúdo registrado nas amostras de chorume analisadas. Hidrocarbonetos de petróleo, cianetos e mercúrio exibem contaminações de baixa intensidade com ampla distribuição. Chumbo, cobre e bário, por outro lado, registram contaminação fraca e restrita a poucos locais. A contaminação do solo é registrada principalmente na zona subsaturada do aquífero, nos locais de convergência das águas pluviais situadas a nordeste e sul das células de deposição de resíduos, o que reflete a disseminação preferencial dos contaminantes pelo fluxo superficial seguido de infiltração no solo. Este processo de transporte de contaminação implica, também, em alto risco de contaminação das águas superficiais dos corpos receptores adjacentes. Os resultados dos ensaios de lixiviação indicam fraco potencial de contaminação das águas subterrâneas. A degradação ambiental registrada no local decorre das condições inadequadas de disposição e confinamento dos resíduos em células construídas a margem das normas técnicas, não atendendo as especificações de impermeabilização de base e topo e no dimensionamento dos taludes.

Palavras chave: aterro de resíduos, contaminação de solo, contaminação de água subterrânea, UTRESA.

ABSTRACT

Contamination of industrial wastes represent a great environmental problem related to industrial and urban development. Historically the Vale dos Sinos region has adopted inadequate procedures in the management and final disposal of its industrial waste. This study was realized in the UTRESA landfill area to do an environmental diagnostic and to characterize the geochemical behavior of contaminants in soils and groundwater. The study was performed by geological and hydrogeological mapping, installation of monitoring wells and borings, sampling of landfill leachate, soil, groundwater and surface water, physical-chemical analysis of landfill leachate, water and soil, leaching tests and X-ray diffraction on the soil, slug tests, environmental diagnostic, risk evaluation and proposed remediation for the studied area. Twenty five monitoring wells were installed and were collected and analyzed 73 samples (landfill leachate, soil and waters). The results show widespread contamination of soil and groundwater in the influence area of UTRESA industrial waste landfill, with varying intensity in different contaminants. Chromium, chloride and ammonium have higher levels of contamination, which reflects the highest content recorded in the manure samples analyzed. Petroleum hydrocarbons, cyanide and mercury contamination exhibit low intensity with a wide distribution. Lead, copper and barium, on the other hand, show low contamination restricted to a few locations. Soil contamination is recorded mainly in the vadose zone of the aquifer, at the convergence locals of stormwater situated to the northwest and south of the waste disposal cells, showing the preferential spread of contaminants by surface flow followed by soil infiltration. This transport process of contaminants also results in high risk of contamination of adjacent streams. The results of leaching tests indicate low potential for groundwater contamination by desorption of metals from the soil. Environmental degradation registered on the site results from the inadequate conditions of disposal and confinement of waste in the cells constructed without complying the technical standards.

Key words: waste landfill, soil contamination, groundwater contamination, UTRESA.

ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação é composta por 7 capítulos, nos quais são apresentadas as etapas do estudo desenvolvido.

O Capítulo 1 constitui a introdução desta dissertação e tem a finalidade de apresentar as motivações para a escolha do tema e sua relevância científica e sócio-ambiental, além de localizar a área de estudo e os objetivos do trabalho realizado.

O Capítulo 2 apresenta o Estado da Arte desenvolvido para o tema do estudo e da região na qual está inserida a área estudada.

O Capítulo 3 contém a Geologia Regional em que a área de estudo está inserida.

No Capítulo 4 está descrita a metodologia utilizada para o desenvolvimento do estudo.

O Capítulo 5 contém o artigo científico “*Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil*”, RS, submetido à revista *Environmental Earth Sciences*, em janeiro de 2011.

O Capítulo 6 mostra os resultados obtidos no estudo realizado.

O Capítulo 7 apresenta as considerações finais sobre o estudo e o tema proposto.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
1.1 Localização da Área de Estudo	9
1.2 Objetivos	11
2. ESTADO DA ARTE.....	12
2.1 Resíduos Sólidos Industriais	12
2.2 Classificação dos Resíduos Sólidos	17
2.3 Aterro de Resíduos Sólidos Industriais	18
2.4 Aspectos Geoquímicos dos Contaminantes	23
3. GEOLOGIA REGIONAL	26
4. METODOLOGIA.....	30
4.1 Revisão Bibliográfica.....	30
4.2 Mapeamento Geológico e Hidrogeológico	31
4.3 Instalação de Poços de Monitoramento, Sondagens e Coleta de Amostras de Solo	31
4.4 Amostragem do Chorume	36
4.5 Coleta de Amostras de Água Subterrânea.....	37
4.6 Coleta de Amostras de Água Superficial	38
4.7 Ensaio de <i>Slug</i>	39
4.8 Levantamento Planialtimétrico dos Poços de Monitoramento.....	40
4.9 Análises Químicas das Amostras de Chorume, Solo, Água Subterrânea e Água Superficial	41
4.10 Ensaio de Lixiviação em Amostras de Solo	42
4.11 Difractometria de Raios-X.....	43
4.12 Análise e Interpretação dos Dados	43
4.13 Elaboração de Artigos Científicos e Dissertação	44
5. ARTIGO CIENTÍFICO.....	45
5.1 “Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil”	45

6. RESULTADOS OBTIDOS	63
6.1 Geologia da Área da UTRESA	63
6.2 Difractometria de Raios-X.....	66
6.2 Hidrologia.....	67
6.3 Hidrogeologia.....	70
6.3.1 <i>Generalidades</i>	70
6.3.2 <i>Aspectos Locais</i>	70
6.3.3 <i>A Vulnerabilidade do Aquífero Freático</i>	76
6.3.4 <i>Pluma de Contaminação</i>	77
6.4 Dados Químico-analíticos	78
6.4.1 <i>Aspectos Químicos do Chorume</i>	78
6.4.2 <i>Aspectos Químicos dos Solos</i>	79
6.4.2.1 <i>Avaliação da Contaminação dos Solos em Relação à Legislação Ambiental</i>	91
6.4.3 <i>Aspectos Químicos das Águas Superficiais</i>	109
6.4.4 <i>Aspectos Químicos das Águas Subterrâneas</i>	111
6.4.4.1 <i>Avaliação da Contaminação das Águas Subterrâneas em Relação à Legislação Ambiental</i>	118
6.5 Avaliação de Risco na Área da UTRESA.....	133
6.5.1 <i>Considerações Gerais</i>	133
6.5.2 <i>O Risco da Contaminação do Solo e Águas Subterrâneas no Contexto da UTRESA</i>	138
6.5.3 <i>O Modelo C-Soil</i>	139
6.5.3.1 <i>Solo</i>	140
6.5.3.2 <i>Água Subterrânea</i>	141
6.5.3.3 <i>Inalação de Voláteis</i>	141
6.5.3.4 <i>Somatória das Exposições</i>	142
6.5.4 <i>Risco à Saúde Humana</i>	142
6.5.5 <i>Riscos Ambientais</i>	144
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	148
REFERÊNCIAS	152
ANEXOS	156

1. Introdução

O presente estudo foi realizado em um aterro de resíduos industriais denominado UTRESA. Teve como objetivo diagnosticar e avaliar as condições ambientais do solo e águas subterrâneas e superficiais e elaborar uma proposta de remediação para a central de resíduos da UTRESA.

Os aterros de resíduos industriais são áreas de disposição de resíduos sólidos e líquidos, e devem ser projetados para impedir a contaminação do solo, do lençol freático e da atmosfera. O gerenciamento inadequado das atividades realizadas e a falta de controles operacionais acarretam na geração de passivos ambientais. O aterro de resíduos industriais da UTRESA iniciou suas operações no ano de 1991 e está situado no município de Estância Velha. A região na qual está inserida a área de estudo é o principal pólo produtor de couro e calçados do Rio Grande do Sul. A UTRESA foi projetada inicialmente para a disposição dos resíduos gerados por esse setor industrial. Entretanto, passou a receber resíduos de outros ramos industriais, principalmente das empresas localizadas na região do Vale dos Sinos.

Para atender esta finalidade do estudo proposto, foram desenvolvidos trabalhos de avaliação e caracterização da área de estudo que envolveram levantamentos e investigações de campo, tratamento, integração, modelagem e interpretação de dados em escritório, tais como: revisão bibliográfica, mapeamento geológico e hidrogeológico, sondagens, instalação de poços de monitoramento, amostragem, ensaios de *slug*, levantamento planialtimétrico, difratometria de raios-X, análises físico-químicas de solo e águas (superficial e subterrânea), modelagem tridimensional, avaliação de risco, proposta de remediação e recomendações.

Os resultados obtidos foram compilados e analisados em contraponto aos valores referenciais utilizados pela comunidade técnica e aspectos da legislação ambiental em vigor, principalmente no que se refere aos parâmetros de contaminação de águas e solo, proporcionando assim conclusões e recomendações sobre a área em questão. A adoção desta metodologia permitiu a apresentação do presente estudo contemplando assim, com uma proposta de remediação, mitigação e monitoramento ambiental deste importante local.

1.1 Localização da Área de Estudo

A área de estudo está localizada no município de Estância Velha - RS, junto à Estrada do Terminal nº 1545, Zona Rural (Figura 1). Para chegar até a área, partindo de Porto Alegre, deve-se utilizar a BR - 116, percorrendo aproximadamente 30 km até sua confluência com a RS 240. Deste ponto toma-se a RS 240, rumo ao oeste, em direção ao município de Portão, percorrendo aproximadamente 11 km, onde converte-se à direita acessando uma rua secundária da rodovia denominada de Júlio de Castilhos e convertendo à direita na Estrada do Terminal. Percorrendo cerca de 1,3 km em estrada de pavimento solto (sem revestimento) (Figura 2).

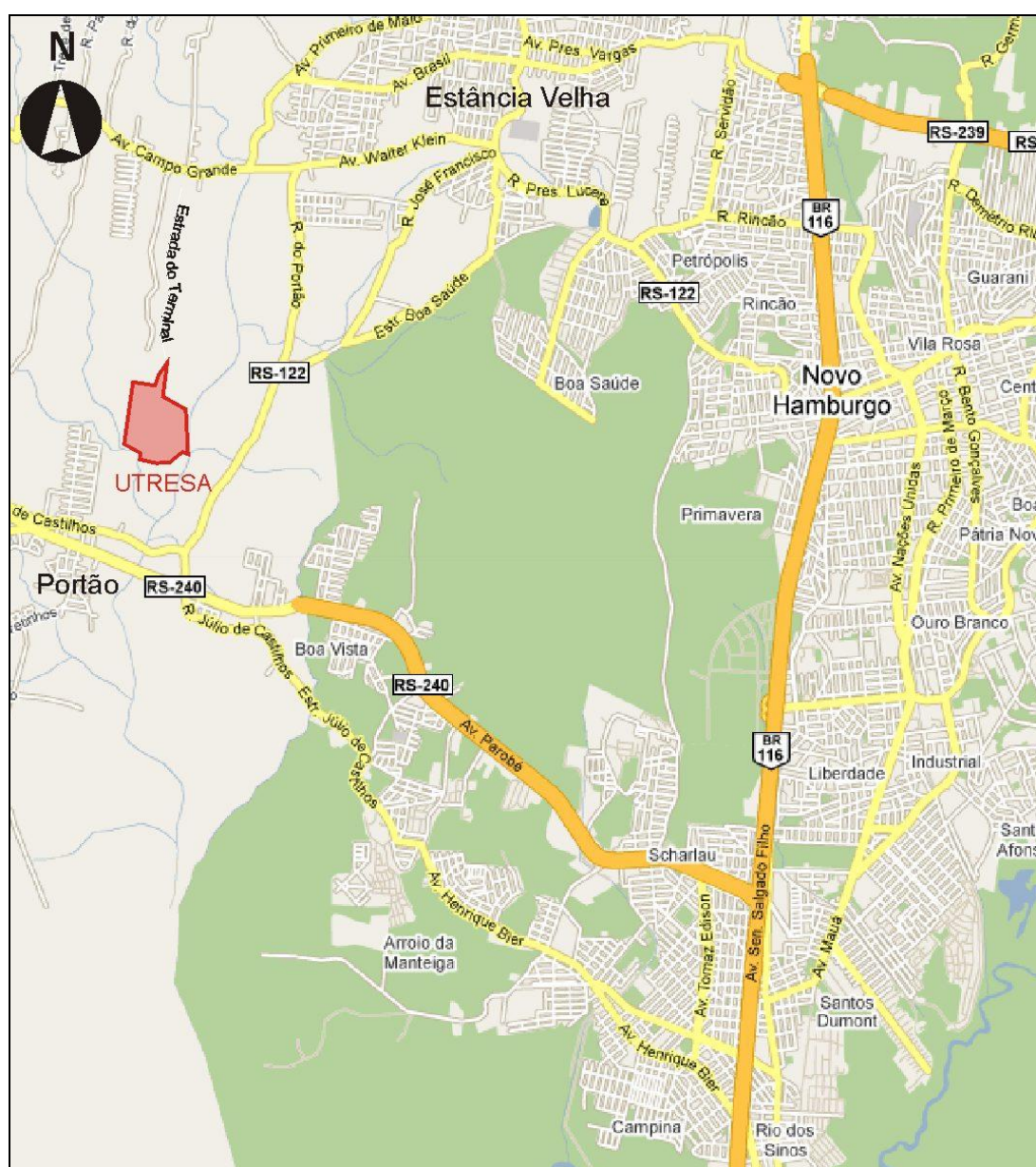


Figura 1 - Mapa de localização do local de estudo, encontrada no município de Estância Velha.
Fonte: Google Maps, Mapa Rodoviário DAER/RS 2010.



Figura 2 - Imagem aérea da área de estudo, com delimitação dos setores da UTRESA.

1.2 Objetivos

Este estudo tem como objetivo geral diagnosticar e avaliar as condições ambientais do solo e águas subterrâneas e superficiais e elaborar uma proposta de remediação para a central de resíduos da UTRESA, localizada no município de Estância Velha/RS.

Os objetivos específicos são os seguintes:

- identificação dos principais contaminantes presentes nos resíduos do aterro;
- caracterização da mineralogia dos solos e dos aquíferos na área de influência do aterro;
- caracterização da hidrogeologia da área de estudos
- identificação e quantificação da contaminação nos solos na área de influência do aterro;
- identificação e quantificação da contaminação das águas subterrâneas na área de influência do aterro;
- quantificação da contaminação nos arroios Cascalho e Portão, que recebem os efluentes e o esgoto pluvial do aterro;
- definição dos limites e o comportamento da pluma de contaminação nos solos e na água subterrâneas;
- avaliação de risco ambiental e à saúde humana na área de influência do aterro; e
- proposição de ações mitigadoras dos impactos ambientais identificados.

2. ESTADO DA ARTE

2.1 Resíduos Sólidos Industriais

São considerados resíduos sólidos industriais aqueles que em estado sólido e semi- sólido resultam da atividade industrial, incluindo-se os lodos provenientes das instalações de tratamento de águas residuárias, aqueles gerados em equipamentos de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam, para isto, soluções economicamente inviáveis, em face a melhor tecnologia disponível. (ROCCA *et al.*, 1993).

O Art. nº 28 da Lei Estadual nº 9.921 do Estado do Rio Grande do Sul determina que as fontes geradoras de resíduos sólidos devem apresentar à FEPAM projeto de sistema que contemple solução locacional e tecnológica adequada para a disposição final de seus resíduos. (DECRETO Nº 38.356/1998).

De acordo com o Relatório sobre a Geração de Resíduos Sólidos Industriais no Estado do Rio Grande do Sul, realizado pela FEPAM (2003), observa-se que 92% (2.174.682 t/ano) do resíduo sólido industrial gerado é classificado como resíduo Classe II, não perigoso (ABNT, 2004a) e 8% (189.203 t/ano) como resíduo Classe I, perigoso (Figura 3).

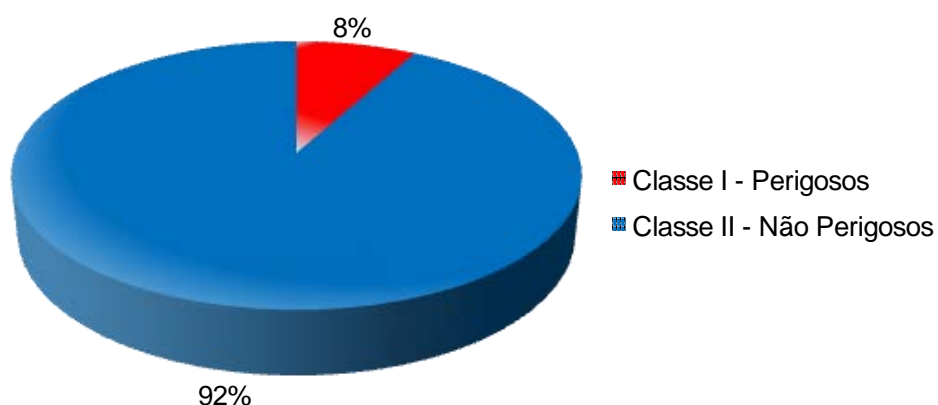


Figura 3 - Geração de resíduo sólido industrial por classe. Fonte: FEPAM, 2003.

No Quadro 1 e na Figura 4 observa-se que o setor do Couro, seguido pelos setores Mecânico e Metalúrgico, são os maiores geradores de resíduos sólidos industriais perigosos, Classe I (ABNT, 2004a). Dentre estes resíduos, destacam-se os lodos perigosos de estações de tratamento de efluentes líquidos industriais, aparas e

serragens de couro curtido ao cromo, óleos usados, embalagens e solventes contaminados e restos de borras de tinta.

Quadro 1 - Distribuição da quantidade de resíduos sólidos industriais perigosos gerados por setor industrial. Fonte: FEPAM, 2003.

Setor Industrial	Quantidade (t/ano)
Couro	118.254
Mecânico	20.800
Metalúrgico	20.624
Químico	18.232
Papel	2.291
Outros	9.002
Total	189.203

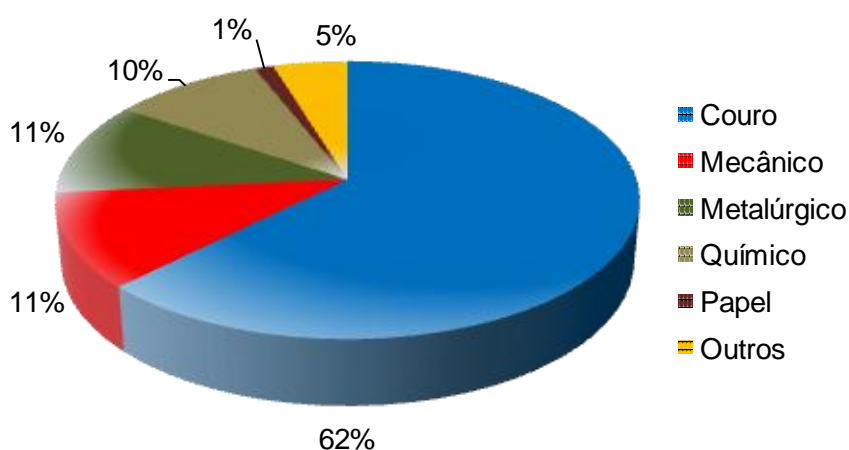


Figura 4 - Geração de resíduo sólido industrial por setor. Fonte: FEAM, 2003.

Na geração dos resíduos sólidos industriais não perigosos por setor industrial, observou-se que o setor alimentar, seguido pelos setores metalúrgico e químico, são os maiores geradores deste tipo de resíduo. Destaca-se neste caso a geração de resíduos como cinzas de caldeira, resíduos orgânicos de processo (sebo, soro, restos de vegetais, estrume, penas, etc.), sucata metálica, latas, plásticos e papéis não contaminados, lodo de estações de tratamento de efluentes líquidos industriais com material biológico não tóxico, casca de arroz e restos de madeira (FEPAM, 2003).

O Quadro 2 e a Figura 5 apresentam as formas de destinação aplicadas aos resíduos sólidos industriais perigosos. Verifica-se que 60% deste tipo de resíduo é disposto em aterros industriais, próprios ou de centrais de resíduos. 10% dos resíduos Classe I, representados principalmente por óleos lubrificantes usados, lodos ou poeiras provenientes de sistemas de controle de emissões atmosféricas, borras de tintas e

resinas, são enviados para reprocessamento em outros estados. Cabe salientar que para um resíduo classificado como perigoso ser enviado para outro estado é necessária autorização da FEPAM e concordância do órgão ambiental do estado de destino.

Quadro 2 - Distribuição da destinação dos resíduos sólidos industriais perigosos, Classe I.
Fonte: FEPAM, 2003.

Destino	Quantidade (t/ano)
Central de resíduos	71.546
Aterro industrial próprio	42.863
Reaproveitamento/reciclagem	28.268
Outras formas de destino	24.688
Enviado para outros estados	18.592
Queima em caldeira	3.246
Total	189.203

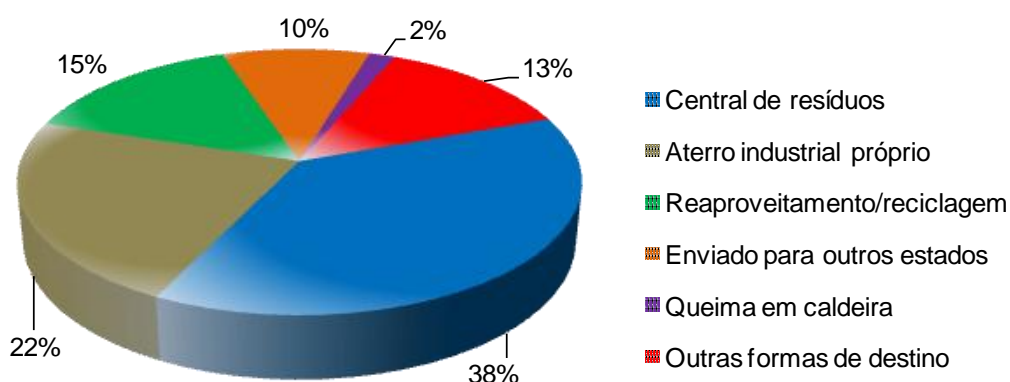


Figura 5 - Destinação de resíduos industriais Classe I. Fonte: FEPAM, 2003.

De acordo com FEPAM (2003), na destinação aplicada aos resíduos sólidos industriais Classe II, verifica-se que 52% deste tipo de resíduo sofre um processo de reaproveitado ou reciclagem (Quadro 3 e Figura 6). Esses resultados demonstram que muitos destes resíduos são aproveitados como sub-produto pela própria empresa geradora ou são vendidos como matérias-primas para empresas recicladoras. Entre esses resíduos que sofrem processo de reaproveitamento ou reciclagem destacam-se os resíduos orgânicos de processo, como penas, soro e ossos, sucatas metálicas e papel e papelão não contaminados.

Quadro 3 - Distribuição da destinação dos resíduos sólidos industriais não perigosos, Classe II.
Fonte: FEPAM, 2003.

Destino	Quantidade (t/ano)
Reaproveitamento/reciclagem	1.128.591
Incorporação ao solo	288.961
Queima em caldeira	162.615
Aterro industrial	158.096
Ração animal	69.600
Outras formas de destino	366.819
Total	2.174.682

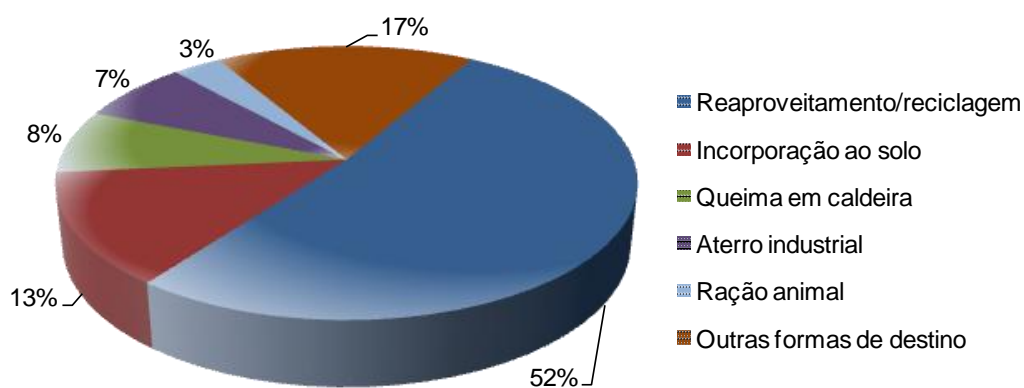


Figura 6 - Destinação dos Resíduos Sólidos Industriais Classe II. Fonte: FEPAM, 2003.

O setor do couro destina 85% (58.824 t/ano) do seu resíduo perigoso para centrais de resíduos ou aterros industriais próprios ou de terceiros, e apenas 2% (4.016 t/ano) dos resíduos gerados são reciclados ou reaproveitados. Nos destinos dados aos resíduos não perigosos gerados por empresas dos setores alimentar, metalúrgico e químico, que são os três maiores geradores de resíduos Classe II, ocorre a predominância do reaproveitamento e reciclagem dos resíduos. Os resíduos queimados em caldeira são compostos basicamente por restos de madeira e bagaço de cana. Os setores mecânico e metalúrgico, por gerarem principalmente resíduos Classe I, como óleos, resinas, solventes e embalagens vazias contaminadas, destinam 60 a 70% para reaproveitamento ou reciclagem dentro ou fora do Rio Grande do Sul.

No Quadro 4 e na Figura 7 constam a distribuição dos resíduos sólidos industriais Classes I e II por região do estado do Rio Grande do Sul. Observa-se que o Vale do Rio dos Sinos é a região onde ocorre a maior geração de resíduos sólidos industriais perigosos. Este fato deve-se a grande concentração de indústrias coureiro-calçadistas localizadas nesta região. A região Metropolitana Delta do Jacuí destaca-se como sendo a região onde ocorre a maior geração de resíduos sólidos industriais devido,

principalmente, ao grande porte das atividades industriais aí localizadas, ou seja, 30% das empresas de porte excepcional consideradas neste relatório estão concentradas nesta região.

Quadro 4 - Distribuição da geração dos resíduos sólidos perigosos e não perigosos por região do estado do Rio Grande do Sul. Fonte: FEPAM, 2003.

Região do Estado	Geração de Resíduo Classe I (t/ano)	Geração de Resíduo Classe II (t/ano)
Alto Jacuí	3.199	18.040
Central	2.021	3.790
Centro Sul	7.895	140.700
Encosta da Serra	11.909	55.613
Hortênsias	2.450	29.058
Metropolitano Delta do Jacuí	19.520	469.559
Serra	12.583	307.950
Sul	6.255	185.842
Vale do Cai	2.673	77.672
Vale do Rio dos Sinos	80.320	315.895
Vale do Taquari	35.121	124.255
Outras	5.257	446.309

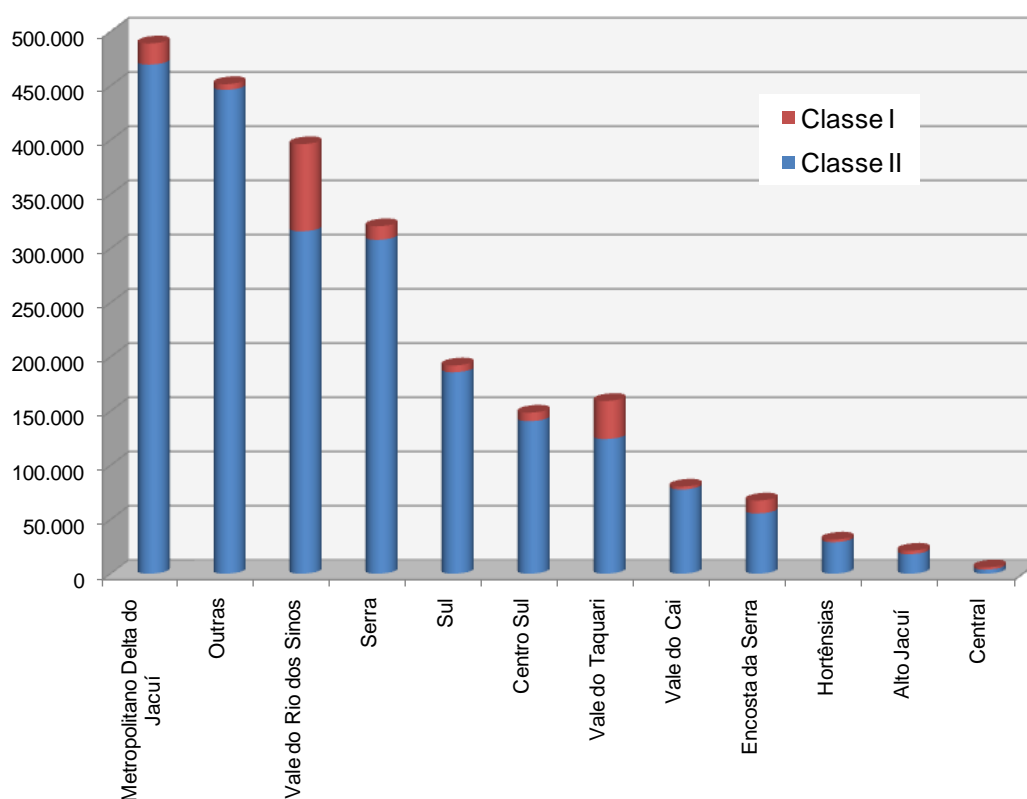


Figura 7 - Distribuição da geração dos Resíduos Sólidos Industriais Classe I e II por região do estado do Rio Grande do Sul. Fonte: FEPAM, 2003.

2.2 Classificação dos Resíduos Sólidos

De acordo com ABNT (2004a) são considerados resíduos sólidos industriais os resíduos em estado sólido e semi-sólido que resultam da atividade industrial, incluindo-se lodos provenientes das instalações de tratamento de águas residuárias, aqueles gerados em equipamentos de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam, para isto, soluções economicamente inviáveis, em face da melhor tecnologia disponível. As decisões técnicas e econômicas tomadas em todas as fases do trato dos resíduos sólidos industriais (manuseio, acondicionamento, armazenagem, coleta, transporte e disposição final) deverão estar fundamentadas na classificação dos mesmos. A ABNT editou um conjunto de normas para padronizar, a nível nacional, a classificação dos resíduos (ROCCA *et al.*, 1993). Os resíduos amostrados de acordo com ABNT (2004d), são classificados conforme ABNT (2004a), quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, sendo agrupados em três classes, conforme listado a seguir:

- resíduos Classe I ou perigosos: são os resíduos sólidos ou mistura de resíduos que, em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, patogenicidade e toxicidade (submetendo, inclusive, o extrato da amostra ao teste de lixiviação, de acordo com ABNT (2004b) podem apresentar risco à saúde pública, provocando ou contribuindo para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças e/ou apresentar efeitos adversos ao meio ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada;

- resíduos Classe II ou não inertes: são os resíduos sólidos ou mistura de resíduos sólidos que não se enquadram na Classe I - perigosos ou na Classe III - inertes; e

- resíduos Classe III ou inertes: são os resíduos sólidos ou mistura de resíduos sólidos que, submetidos ao teste de solubilização, conforme ABNT (2004c) não tenham nenhum de seus constituintes solubilizados, em concentrações superiores aos padrões definidos na Listagem 8 da ABNT, (2004a). Segundo ROCCA *et al.*(1993), os resíduos são classificados em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas e com base na identificação de contaminantes presentes em sua massa.

2.3 Aterro de Resíduos Sólidos Industriais

A minimização da geração de resíduos é importante no gerenciamento de resíduos e baseia-se em duas estratégias básicas (ROCCA *et al.*, 1993):

- redução dos resíduos na fonte através de modificações no processo produtivo; e
- reciclagem através do reuso ou recuperação de resíduos ou de seus constituintes que apresentem algum valor econômico.

Os resíduos sólidos não reciclados devem ser dispostos de forma adequada, pois a disposição indiscriminada de resíduos no solo pode causar a poluição do ar, das águas superficiais, do solo e das águas subterrâneas, pela infiltração dos líquidos percolados. O aterro é uma forma de disposição de resíduos no solo que, fundamentada em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, garante um confinamento seguro em termos de poluição ambiental e proteção à saúde pública. São passíveis de disposição em aterro os resíduos cujos poluentes neles contidos podem sofrer alguma forma de atenuação no solo, seja por processos de degradação, seja por processos de retenção tais como, filtração, adsorção, troca iônica, e outros (ROCCA *et al.*, 1993).

Segundo BAGCHI (1990), o processo de seleção de um local para um aterro é complexo e envolve três aspectos principais:

- levantamento de dados (topográficos, tipos e uso do solo, uso da água, acesso ao local, geológicos, tipos e volume de resíduos a serem depositados, volume do aterro, disponibilidade de equipamentos operacionais, opções para reciclagem e incineração dos resíduos, possibilidade de disposição em aterros já existentes, recursos financeiros);
- critérios locacionais (distância de rios, lagos, estradas, parques públicos, aeroportos, áreas habitadas, fontes de suprimento de água); e
- avaliação preliminar da aceitação pública.

Dentre as características favoráveis de uma área para implantação de um aterro, destacam-se (ROCCA *et al.*, 1993):

- baixa densidade populacional na vizinhança;
- baixo potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, baixo índice de precipitação pluviométrica e alto índice de evapotranspiração; e
- subsolo constituído por um depósito extenso e homogêneo de material argiloso insaturado. Segundo o mesmo autor, as seguintes condições devem ser observadas na seleção de locais para implantação de aterros:

- distância de 200 m de corpos d'água superficiais e de 500 m de residências;
- subsolo constituído de material granular fino com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-5} cm/s;
- declividade máxima de 20% no terreno, para implantação de aterros de resíduos sólidos industriais perigosos;
- espessura mínima da camada insaturada de 1,5 m (L);
- coeficiente de permeabilidade desejável 10^{-7} cm/s (K); e
- evaporação potencial média anual exceder a precipitação média anual em 500 mm.

Na elaboração de projetos de aterros industriais devem ser observadas as seguintes normas técnicas da ABNT: NBR 10004:2004, NBR 8418:1984, NBR 10157:1987, NBR 13896: 1997 e NBR 15495-1: 2007.

Para a elaboração de um projeto e implantação de aterro são necessários estudos relativos à caracterização e classificação dos resíduos e o conhecimento do local destinado à implantação do aterro, através de caracterização geográfica, topográfica, hidrogeológica e climatológica (ROCCA *et al.*, 1993). Podem variar com o tempo, em função dos processos industriais. Assim, um resíduo deve ser novamente caracterizado, caso haja alteração no processo industrial (BAGCHI, 1990).

A caracterização hidrogeológica deve contemplar informações sobre a definição das camadas constituintes do subsolo, determinação da profundidade do lençol freático, elaboração de mapas potenciométricos, conhecimento da dinâmica, qualidade e importância econômica das águas subterrâneas, importância do terreno em termos de recarga de aquíferos e avaliação de riscos de ruptura ou erosão acentuada do terreno de fundação (ROCCA *et al.*, 1993). Na Figura 8 consta modelo de fluxo superficial e subterrâneo de água em um aterro de resíduos.

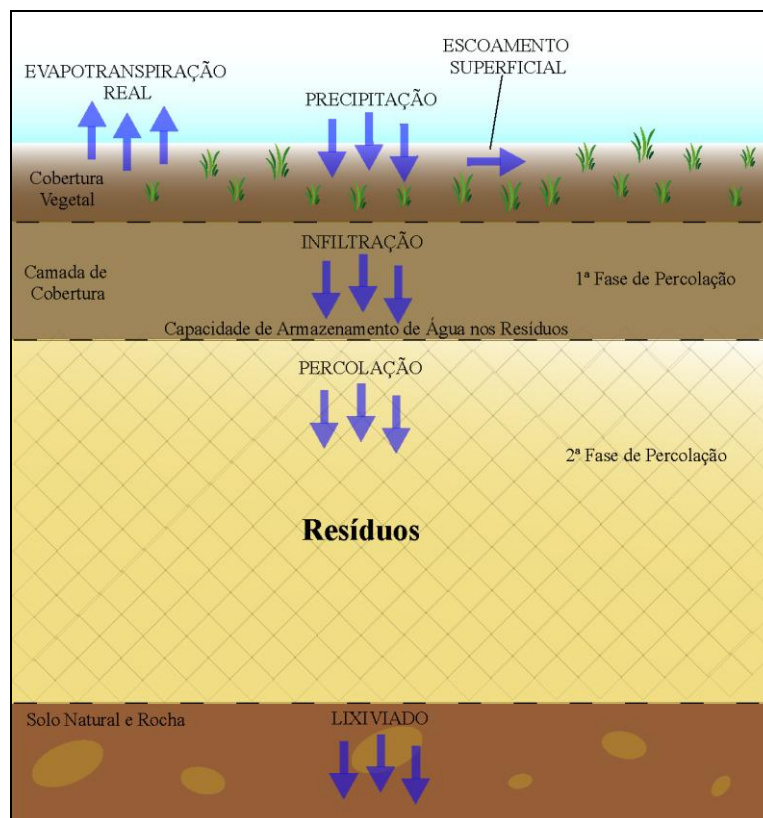


Figura 8 - Esquema do fluxo da água em um aterro de resíduos. Fonte: Modificado de ROCCA *et al.*, 1993.

De acordo com ROCCA *et al.* (1993), dentre os elementos de proteção ambiental a serem necessariamente considerados na elaboração de um projeto de aterro, incluem-se:

- sistemas de drenagem de águas pluviais que precipitam à montante da área do aterro, sobre a área do aterro durante a fase de operação e das águas que precipitam sobre o aterro concluído, evitando sua infiltração através da massa de resíduos; e
- sistemas de impermeabilização superior e inferior para impedir, respectivamente, a percolação de águas de chuva através da massa de resíduos e garantir um confinamento dos resíduos e líquidos percolados, impedindo a infiltração de poluentes no subsolo e aquíferos adjacentes;

A Figura 9 ilustra um modelo esquemático para execução de um aterro de resíduos perigosos - Classe I.



Figura 9 - Modelo de célula de disposição de resíduos sólidos industriais Classe I. Fonte: modificado de PPLi (2010).

Dentre os materiais comumente empregados em impermeabilização destacam-se as argilas compactadas e as geomembranas sintéticas como as mais indicadas para emprego em aterros industriais.

- sistemas de detecção de vazamentos através das camadas de impermeabilização constituídas por drenos testemunhas, que são estruturas drenantes posicionadas sob as camadas de impermeabilização para detectar possíveis vazamentos e possibilitar a execução de reparos, e por poços de inspeção;

- sistemas de coleta e tratamento de líquidos percolados. Todo o líquido percolado gerado dentro de uma célula de aterro deve ser drenado, recolhido e conduzido a uma estação de tratamento de efluentes líquidos; e

- sistemas de drenagem de gases. A formação de gases em aterros deve-se a decomposição da matéria orgânica em meio anaeróbico com a formação de metano e gás carbônico ou a reações decorrentes da disposição de resíduos incompatíveis entre si gerando gases tóxicos.

Os drenos de gases são formados por tubos perfurados colocados em uma camisa de brita, atravessando a massa de resíduos no sentido vertical, desde 60 cm da camada impermeabilizante até a área externa do aterro, sendo recomendado que a distância entre os drenos varie entre 30 e 70 metros entre si.

As estruturas drenantes sub-superficiais são geralmente constituídas por drenos de brita escavados no solo ou na camada de resíduos, acompanhando o terreno, mas devendo ter uma declividade mínima de 2%.

O plano de fechamento do aterro deve prever (ROCCA *et al.*, 1993):

- impermeabilização da camada superior para evitar a entrada de águas pluviais;
- inclinação para evitar o acúmulo das águas pluviais com a formação de bolsões na superfície da célula;
- cobertura vegetal com gramíneas;
- monitoramento do percolado e dos poços de monitoramento por um período mínimo de 20 anos, devendo ser implantados, pelo menos, 4 poços de monitoramento do aquífero, para controlar sua qualidade no entorno do aterro, sendo localizados um a montante e 3 a jusante do aterro, com relação ao sentido de escoamento das águas subterrâneas; e
- usos programados para a área no futuro.

A empresa responsável pelo aterro de resíduos deve ter recursos financeiros disponíveis não somente para construir, mas também para operar, manter e monitorar o empreendimento. Como o monitoramento após o encerramento do aterro pode se estender por um período de 20 a 30 anos, o custo de manutenção e monitoramento a longo prazo pode ser maior do que o custo de construção do mesmo. Recursos devem ser reservados durante a vida útil do aterro para garantir a realização das atividades de longo prazo (BAGCHI, 1990). Um aterro deve ser operado e mantido de forma a minimizar a possibilidade de geração de fogo, explosão, derramamentos, vazamentos ou liberação de substâncias nocivas ao ar, águas superficiais, solo e águas subterrâneas. A operação do aterro deverá ser norteadas pelos seguintes elementos, (ROCCA *et al.*, 1993):

- plano de registro e controle de recebimento de resíduos dispostos;
- plano de amostragem de resíduos;
- plano de segregação de resíduos;
- plano de inspeção e manutenção da área;
- plano de emergência;
- plano de fechamento e encerramento; e
- plano de monitoramento do aquífero.

Segundo FÖRSTNER & WITTMANN (1981), investigações sobre o impacto do lixiviado do aterro na qualidade das águas subterrâneas indicam que o teor de elementos traço na água de drenagem superficial é principalmente influenciado pela capacidade de adsorção do solo. A capacidade de troca iônica aumenta à medida que a granulometria do solo diminui. Investigações sobre a atenuação de poluentes no lixiviado de aterros municipais por argilo-minerais, com referência particular a adsorção de metais pesados, indicam claramente que a potencial utilidade de materiais de argila como linhas de contenção em locais de deposição de resíduos depende, em grande extensão, do pH das soluções lixiviadas e a precipitação dos cátions de metais pesados do lixiviado foi um mecanismo importante a valores de pH iguais ou maiores do que 5. Lodos de hidróxidos metálicos, bem como os processos aeróbicos de intemperismo podem formar fases solúveis. Uma lixiviação será provavelmente retardada por valores permanentemente elevados de pH, uma vez que a adição de água contendo CO₂ mudará a solubilidade lentamente.

2.4 Aspectos Geoquímicos dos Contaminantes

Os contaminantes oriundos de quaisquer fontes, dentre as quais aterros de resíduos industriais, quando introduzidos no ambiente interagem com o meio físico podendo ter suma mobilidade alterada por diversos processos, com destaque para a sorção. Não considerando o mecanismo pelo qual se estabelece, o ato de reter espécies é denominado de sorção. Esse termo inclui fenômenos como adsorção, absorção e precipitação dos elementos químicos, que por sua vez, podem ser precipitados ou retidos em superfícies, caracterizando a retirada desses elementos em solução (Figura 10).

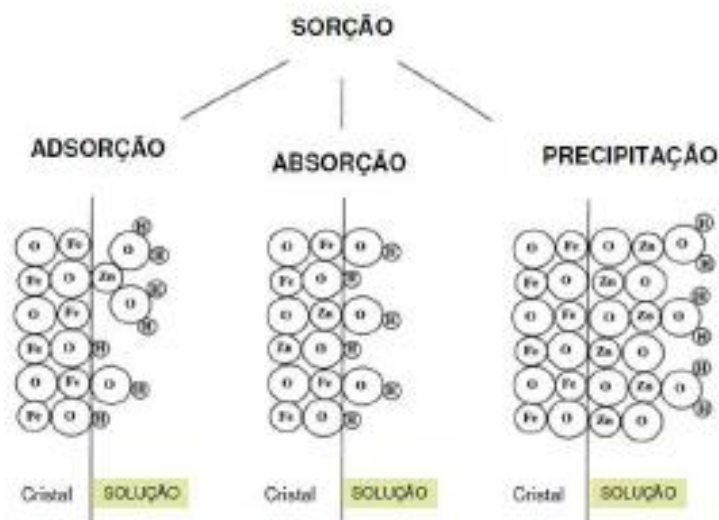


Figura 10 - Mecanismos de sorção. Representação dos processos de sorção de Zinco em uma superfície de Óxido de Ferro. Fonte: modificado de KOROESKY, 2000.

Na adsorção, a substância é concentrada somente na superfície e não penetra através da superfície do adsorvente, enquanto na absorção a substância é distribuída uniformemente durante todo o volume do sólido. Os processos de sorção dependem de vários parâmetros, incluindo as propriedades das soluções (pH, força iônica, concentração da espécie química e complexos ligantes) e as características da fase de sorção (composição, textura, sítios de sorção, densidade e a carga de superfície) além da influência da temperatura e do Eh (AKÇAY, 1995).

Dentre os mecanismos de sorção merece destaque o da quimissorção, que é caracterizada por alta especificidade e irreversibilidade. A quimissorção é altamente específica e somente ocorrerá se existir alguma possibilidade de ligação química entre o adsorvente e o adsorbato. Por exemplo, o oxigênio é fixado em metais em virtude da formação do óxido e o hidrogênio é fixado pelos metais de transição devido à formação do hidreto. A quimissorção envolve a formação de compostos, sendo geralmente irreversível na natureza. A quimissorção é igualmente um processo exotérmico, mas o processo é muito lento em baixas temperaturas por causa da alta energia de ativação. Como a maioria de mudanças químicas, a adsorção aumenta frequentemente com ascensão da temperatura. Como a adsorção física, a quimissorção aumenta igualmente com aumento da área da superfície do adsorvente.

A sorção é o principal mecanismo de imobilização e retardo de contaminantes nos solos e aquíferos, particularmente os metais, sendo sua intensidade diretamente

proporcional a quantidade de argilo-minerais do grupo da esmectita, de óxidos metálicos e matéria orgânica presente no ambiente.

Os estudos realizados na área do aterro da UTRESA revelam grande quantidade de matéria orgânica nos solos e sedimentos, o que confere aos mesmos boa capacidade de retenção de metais.

3. GEOLOGIA REGIONAL

A região metropolitana de Porto Alegre registra dois domínios geológicos representados pelo Embasamento Granítico-gnáissico Pré-Cambriano e por cobertura sedimentar constituída pelo pacote gonduânico de idade Paleozóica a Mesozóica (Província da Bacia do Paraná) e por sedimentos cenozóicos (Província Costeira).

O Embasamento Granítico-gnáissico Pré-Cambriano compreende a unidade denominada Batólito Pelotas que possui extensão da ordem de 2.500 km² e é composta por granitos, gnaisses graníticos e escassos diques riolíticos e basálticos (PHILIPP, 2000). O Batólito Pelotas tem origem e evolução tectônica relacionadas ao Ciclo Orogenético Brasileiro, com idades entre 830 Ma e 536 Ma (SOLIANI Jr., 2000). Esse embasamento é cortado por grande número de lineamentos tectônicos de extensão regional que imprimem importante porosidade e permeabilidade secundárias às rochas e interferem de forma determinante no regime dinâmico das águas subterrâneas, no condicionamento hidrogeológico e na qualidade hidráulica dos aquíferos profundos.

A conformação do relevo na região responde aos caracteres litoestruturais dos domínios tectono-estratigráficos, sendo os altos topográficos representados por cristas e colinas emolduradas nas rochas granitóides. As zonas baixas correspondem aos terrenos sedimentares gonduânicos e quaternários, que constituem planícies e terraços. A cobertura sedimentar gonduânica, correspondente à Província da Bacia Paraná, e a cobertura quaternária preenchem as depressões do embasamento cristalino.

A Província da Bacia do Paraná constitui a unidade geomorfológica denominada Depressão Central do Rio Grande do Sul, onde se insere a UTRESA. Esta unidade é representada por um pacote sedimentar depositado a partir do Paleozóico até o Triássico, além de *sills* e diques de diabásio pertencentes ao magmatismo Juro-Cretáceo basáltico-riolítico da Formação Serra Geral. As rochas sedimentares da Província da Bacia do Paraná, de uma maneira geral, apresentam um relevo fracamente ondulado com cotas máximas de 140 metros. A sequência vulcânica basáltico-riolítica da Formação Serra Geral, por sua vez, constitui um platô com profundos entalhes tectônicos na região Nordeste do Estado e recobre as duas unidades anteriores (Embasamento Granítico-Gnáissico e Pacote Sedimentar Gonduânico), estando ausente na área da UTRESA.

A cobertura sedimentar gonduânica é subdividida resumidamente nas seguintes unidades litoestratigráficas (HOLZ & DE ROS, 2000).

Quadro 5 - Associações de fácies, litologias e Formações inseridas na Formação Botucatu.
Fonte: HOLZ & DE ROS, 2000.

Associação de Fácies	Litologias	Formação Botucatu
Depósitos eólicos de dunas durante o Jurássico	Arenitos	Formação Sanga do Cabral
Depósitos fluviais e de inundação originados durante o Triássico	Arenitos, argilitos e siltitos	Formações Irati, Estrada Nova e Rio do Rasto
Depósitos formados a partir de uma associação faciológica marinha a subaérea no final do Permiano.	Argilitos, siltitos e folhelhos (Irati e Estrada Nova); arenitos finos, folhelhos, argilitos e siltitos (Rio do Rasto)	Formação Palermo
Topo: marinho restrito; Base: mar epicontinental.	Siltitos e arenitos finos	Formação Rio Bonito
Depósitos fluviais deltaicos e estuarinos, que evoluíram a depósitos de shoreface e a depósitos de supramaré.	Siltitos e folhelhos carbonosos, arenitos finos	Grupo Itararé
Depósitos glaciais que evoluíram para depósitos marinhos.	Folhelhos, siltitos e arenitos finos	—

O Grupo Itararé é formado por folhelhos, argilitos, ritmitos, arenitos finos, tilitos, diamictitos e varvitos cinza escuros, com laminação *flaser*, plano-paralela, cruzada e rítmica com estruturas de escorregamento.

A Formação Rio Bonito é constituída por siltitos de cor cinza e folhelhos escuros, carbonosos, com leitos e camadas de carvão, além de arenitos cinza-esbranquiçados, finos a grossos, localmente conglomerático. Os sedimentos estão dispostos em camadas com estratificação paralela, cruzada e acanalada.

A Formação Palermo é representada por siltitos arenosos cinza a amarelo esverdeados, quando alterados, e arenitos finos na base e no topo. Os sedimentos apresentam intensa bioturbação, laminações cruzada e lenticular, ondulação *flaser* e cimento calcítico.

A Formação Irati é representada argilitos, folhelhos pirobetuminosos cinza-escuros a pretos, com intercalações de lentes de marga.

A Formação Estrada Nova ocorre como argilitos, folhelhos e siltitos cinza a cinza escuros ou pretos, com lentes arenosas, calcíferas, laminação ondulada, *flaser* e gretas de contração.

A Formação Rio do Rasto consiste em arenitos finos, bem selecionados e lenticulares, bem como siltitos e argilitos esverdeados, avermelhados, com laminações paralelas, cruzadas e acanaladas.

As Formações Mesozóicas sedimentares da Bacia do Paraná são representadas pelas Formações Sanga do Cabral e Botucatu, depositadas em ambiente continental durante o Permiano/Triássico em resposta a um importante rebaixamento do nível de base da Bacia do Paraná.

Os arenitos fluviais da Formação Sanga do Cabral são quartzo-feldspáticos de cor avermelhada e granulometria média a fina com estratificação cruzada acanalada e ondulações de médio a pequeno porte. Óxidos de ferro e argilas intersticiais diagenéticas são abundantes, predominando esmectitas sobre ilita, caolinita e clorita (GAMERMANN, 1979). Na base da sequência e na região metropolitana de Porto Alegre, a Fm. Sanga do Cabral aparece, principalmente, como argilitos e siltitos vermelho maciços.

Os arenitos eólicos da Formação Botucatu são rosados ou alaranjados e apresentam estratificação cruzada de grande porte e, subordinadamente, estratificação plano-paralela. Normalmente, possuem baixos teores de argilas diagenéticas intersticiais, com predomínio de esmectitas e cloritas em subsuperfície e de caolinita nas zonas superficiais (GAMERMANN, 1979). A alta permeabilidade e continuidade lateral fazem dos arenitos excelentes aquíferos, mas a heterogeneidade conferida pela estratificação pode promover padrões complexos de fluxo de água. Descrições litológicas dos perfis de poços e de afloramentos indicam um aumento das frações argilosas em direção à base da formação, de modo que as características de permeabilidade e consequente condição de armazenamento e circulação das águas diminuem dramaticamente, alcançando valores limites a profundidades aproximadas de 50 metros (CPRM, 1997).

As rochas vulcânicas da Formação Serra Geral possuem composição predominantemente basáltica, ocorrendo nos platôs localizados ao norte da área em questão, exibindo intenso fraturamento vertical. Unidades de composição ácida são

restritas às cotas mais elevadas do platô vulcânico e possuem uma influência inexpressiva na área em estudo (ROISENBERG & VIERO, 2000).

A Província Costeira é representada pelos depósitos sedimentares Cenozóicos e tem sua evolução diretamente relacionada aos eventos transgressivos e regressivos do nível do mar a partir do Período Terciário, principalmente no Quaternário. O relevo da província Costeira é caracterizado por colinas muito suaves com cotas que não ultrapassam 40 metros.

A área da UTRESA está localizada na interface da Província da Bacia do Paraná com a Província Costeira. Na área avaliada, assim como no seu entorno, ocorrem sedimentos aluvionares mais recentes, com espessura máxima de cerca de 5 metros, e sedimentos triássicos da Formação Sanga do Cabral, que afloram nas partes mais altas da área e têm espessura média de 20 metros. Essas unidades são caracterizadas por camadas argilosas e lentes arenosas com quantidades variáveis de argila.

4. METODOLOGIA

A metodologia consistiu no desenvolvimento de uma sequência de atividades, envolvendo levantamentos e investigações de campo, tratamento, integração, modelagem e interpretação de dados. Na realização dos estudos foram desenvolvidas as seguintes atividades:

4.1 Revisão Bibliográfica

Na revisão bibliográfica, foram consultadas publicações técnicas e científicas sobre o tema do estudo, que são aterros industriais e contaminantes por eles gerados, e trabalhos específicos sobre Aterro de Resíduos Industriais da UTRESA, dentre os quais se destacam os seguintes:

- Laudo Geológico-Geotécnico da Área do Empreendimento- UTRESA (PROFILL Engenharia e Ambiente, 2001). Este trabalho abordou a caracterização geológica, geotécnica, hidrológica e hidrogeológica através de levantamento bibliográfico, aerofotogeologia, reconhecimento de campo, investigações geotécnicas, descrição de perfis de afloramento e lâminas delgadas;
- Diagnóstico Ambiental Preliminar, Estudo Geofísico do Entorno da Área da Central de Resíduos, Estância Velha, RS - UTRESA (GEOCLOCK, 2009). Este trabalho avaliou a existência de tubulações enterradas que possam estar aportando efluentes para os corpos hídricos superficiais e identificação de possíveis anomalias no aquífero freático local, indicativas de plumas de contaminação. O estudo geofísico foi executado pela empresa AFC Geofísica Ltda.;
- Projeto Básico de Estabilização das Células de Deposição de Resíduos Industriais - UTRESA (GEOCLOCK, 2009). Este trabalho consiste no estudo geotécnico e elaboração de projeto básico de estabilização da célula VII do aterro de resíduos; e
- Dissertação de mestrado de Elisabeth Ibi Frimm Krieger, 2000. Avaliação da contaminação das águas subterrâneas na área de influência da Usina de Tratamento de Resíduos S/A – UTRESA, em Estância Velha, RS.

4.2 Mapeamento Geológico e Hidrogeológico

No mapeamento geológico e hidrogeológico, foram descritas as principais características macro e mesoscópicas dos perfis de solo e sedimentos representativos da área. Foram observadas características, tais como: tipos de sedimentos e solos, estruturas, texturas, cor, mineralogia, tamanho do grão (granulometria) e grau de alteração, compactação e plasticidade. Nesse levantamento também foram avaliadas as características relacionadas à geometria, dimensões, estruturas e homogeneidade do material de aterro e dos pacotes de sedimentos da Formação Sanga do Cabral e recentes. Com isso, foi elaborado o mapa geológico local e identificados os aquíferos existentes na área de estudo.

Nesta etapa do estudo, também, foram levantados aspectos hidrográficos e do lençol freático da área e entorno, assim como os aspectos geomorfológicos, associados à natureza do substrato e processos morfogenéticos atuantes. Inicialmente, foi realizada uma análise de dados bibliográficos existentes para a região de interesse. Esta análise partiu da verificação de mapas geológicos, geomorfológicos e topográficos existentes, assim como a verificação de imagens de satélite e fotos aéreas. Posteriormente, foram realizados os trabalhos de campo a partir de inspeções e perfis na área, e acompanhamento dos trabalhos de sondagem.

4.3 Instalação de Poços de Monitoramento, Sondagens e Coleta de Amostras de Solo

Com a finalidade de definir as características geológicas e geotécnicas (tipos de solo, textura e estrutura dos solos e perfil litológico) e investigar contaminações químicas do substrato, foram perfurados e instalados 19 (dezenove) poços de monitoramento utilizando trado manual e mecânico, com amostragem regular de solo e a determinação da profundidade do lençol freático (Figura 11). Os furos de sondagem, na sua maioria, atingiram em torno de 4 m de profundidade, completando um total de mais de 79 metros perfurados. Estes poços foram distribuídos com finalidade de cobrir toda extensão do terreno em estudo, seguindo uma malha irregular determinada pelas condições de acesso e trabalho junto aos pontos de perfuração.

A amostragem de solo foi realizada na zona subsaturada, em profundidade de 0,2 a 0,5 m, e no topo da zona saturada, para avaliar o transporte de contaminantes através do fluxo subterrâneo e do fluxo superficial. A coleta de amostras nos primeiros

centímetros da zona saturada deve-se ao transporte preferencial de contaminantes pela água subterrânea nas porções de topo da mesma, como é o caso da área em estudo.



Figura 11 - Foto da execução da sondagem a trado e coleta de amostra de solo

Dentre os 19 (dezenove) poços de monitoramento instalados, um alcançou 17 metros de profundidade, e foi posicionado num ponto indicado como potencial foco de contaminação profunda detectado em estudo geofísico anterior (GEOCLOCK, 2009), sendo o mesmo perfurado com sonda rotativa (Figura 12).



Figura 12 - Foto da sonda rotativa utilizada para a perfuração, amostragem do ponto PZ 26.

Os locais de instalação dos poços de monitoramento, pré-definidos em estudos de imagens remotas, mapas da área e vistoria de campo, foram demarcados com GPS de navegação e depois de executados foram georeferenciados com o levantamento planialtimétrico de detalhe. Os poços de monitoramento foram denominados PZ01 a PZ27 e distribuídos a fim de cobrir toda a área de estudo e os prováveis pontos de maior contaminação (Tabela 1 e Figura 14). A instalação dos poços atendeu as especificações contidas na norma técnica da ABNT (2007), com tubo de revestimento geomecânico e

filtro (Figura 13). Os Perfis Construtivos dos 25 Poços de Monitoramento instalados podem ser visualizados no Anexo - I.

Tabela 1 - Coordenadas UTM e Profundidades das Sondagens a Trado.

Ponto	UTM E (m)	UTM E (m)	Profundidade (m)	N.A (m)
PZ 01	479.216	6.716.406	4,0	0,8
PZ 02	479.216	6.716.141	4,5	1,2
PZ 03	479.324	6.716.217	5,5	1,5
PZ 04	479.394	6.716.230	5,5,	3,1
PZ 05	479.420	6.716.309	5,5	3,1
PZ 06	479.463	6.716.440	5,5	4,6
PZ 07	479.187	6.715.816	1,5	0,2
PZ 08	479.308	6.715.806	3,6	1,6
PZ 09	479.385	6.715.737	5	1,6
PZ 10	479.271	6.715.935	2,8	0,6
PZ 11	479.475	6.715.852	3,6	1,4
PZ 12	479.518	6.716.142	3,7	1,9
PZ 14	479.857	6.715.778	2,6	1,7
PZ 16	479.856	6.715.853	2,8	1,1
PZ 17	479.899	6.716.004	4,3	1,7
PZ 18	479.835	6.716.065	3,6	1,1
PZ 19	479.751	6.716.065	3,5	1,1
PZ 20	479.729	6.716.174	4,1	1,8
PZ 21	479.821	6.716.097	4	0,7
PZ 22	479.905	6.716.110	4	1,4
PZ 23	479.948	6.716.167	2,5	1,1
PZ 24	479.794	6.716.214	3,5	0,8
PZ 25	479.708	6.716.243	2,5	0,7
PZ 26	479.660	6.716.269	17,0	1,2
PZ 27	479.620	6.716.305	4,5	1,3



Figura 13 - Foto de dois dos poços de monitoramento instalados na área de estudo, PZ12 com proteção de concreto e PZ26

Dois poços (PZ13 e PZ15) previstos no projeto não foram instalados devido à presença de material de aterro compactado nos respectivos locais, onde a sondagem a trado alcançou 1,0 m de profundidade até o impenetrável. Aqui não foi atingido o nível do lençol freático nos furos realizados, não sendo possível a amostragem de água subterrânea (Figura 15). A não instalação destes poços não compromete os resultados do estudo, dado que a jusante dos mesmos foram instalados outros poços de monitoramento capazes de detectar possível contaminação das águas subterrâneas nessa porção da área (Figura 14).

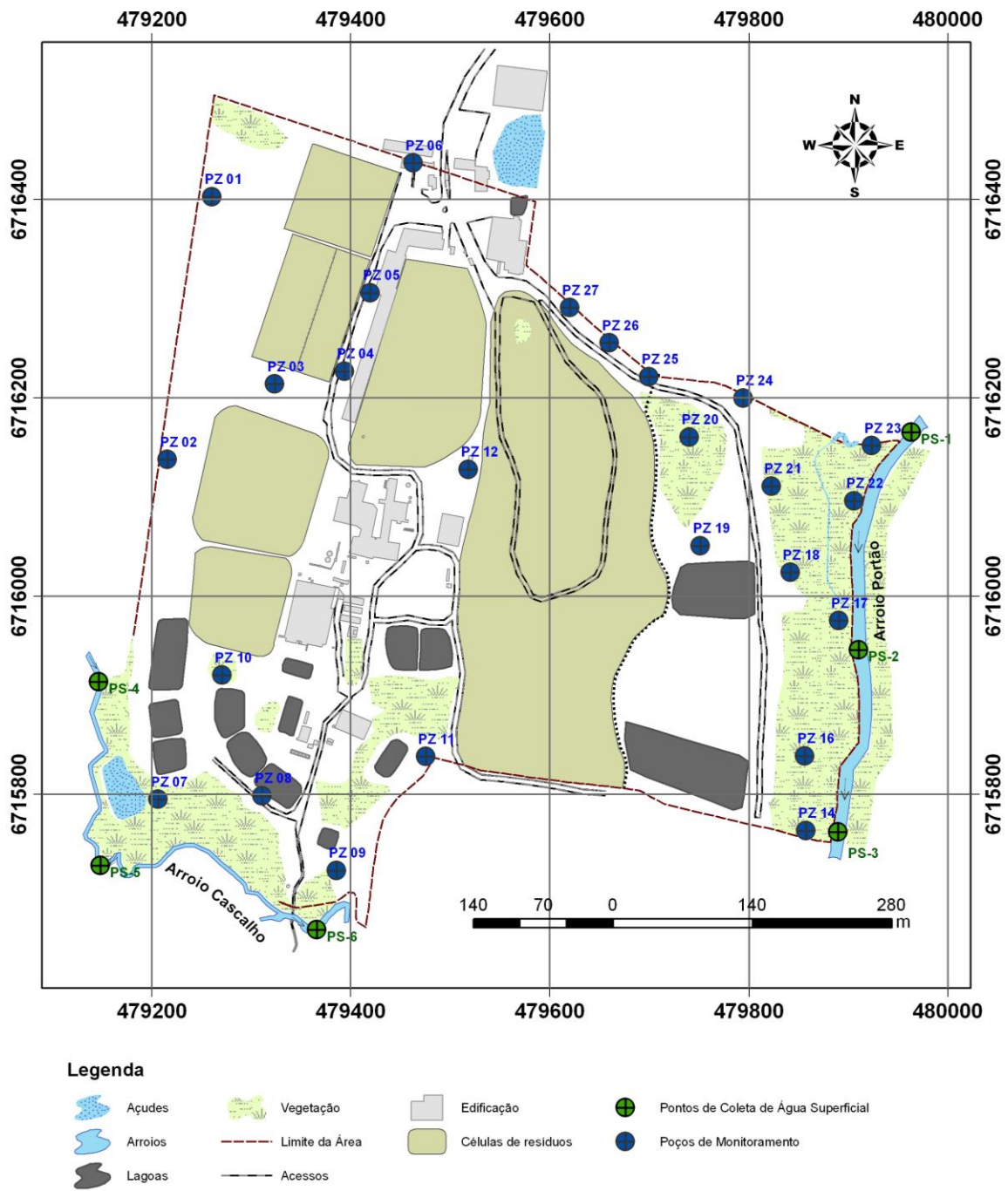


Figura 14 - Localização dos poços de monitoramento e pontos de coleta de água superficial.



Figura 15 - Foto do local onde foram feitas as sondagens a trado, não sendo detectado o N.A. devido à presença de aterro compactado. A área fica ao lado das Lagoas VII e VII-B.

4.4 Amostragem do Chorume

A coleta de amostras do chorume foi realizada para avaliar os potenciais contaminantes presentes neste material, o que serviu de base na escolha dos parâmetros químicos a serem quantificados nas amostras de solo e de águas. Foram coletadas amostras de chorume nos pontos PC 4, PV 8 e 9 e PC 10, localizados no entorno das duas maiores células de disposição de resíduos (Figura 16 e Figura 17) e encaminhadas para análise no laboratório Green Lab de Porto Alegre/RS. As amostras coletadas nos Poços 8 e 9 foram misturadas em volumes iguais e gerada uma amostra única.

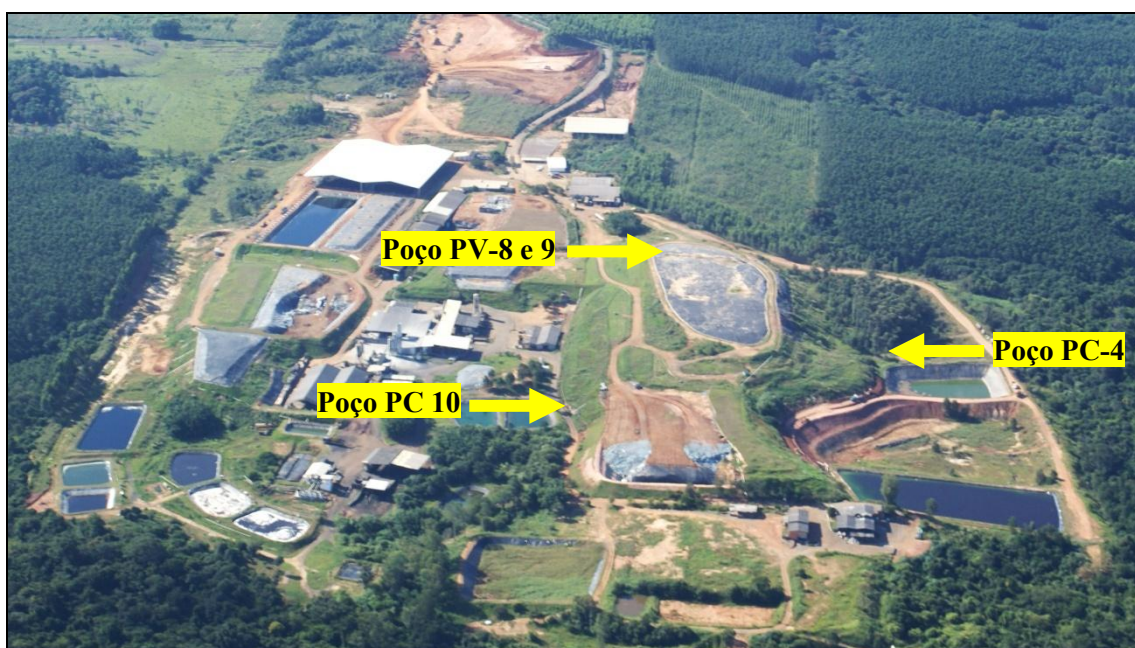


Figura 16- Foto aérea da área do aterro da UTRESA, com a localização dos pontos de coleta das amostras de chorume.



Figura 17 - Foto da coleta de chorume.

4.5 Coleta de Amostras de Água Subterrânea

A amostragem de águas subterrâneas foi conduzida nos 19 poços de monitoramento instalados. Todos os poços foram esgotados 24 horas antes da coleta das amostras de água. Na coleta, foram utilizados amostradores transparentes e descartáveis do tipo *Bailer* (Figura 18), com excessão do poço de monitoramento PZ 26, com 17 metros de profundidade, onde se utilizou um amostrador tipo caneca, de aço inoxidável, apropriado para a coleta de amostras de água próximo ao fundo do poço sem interferência da porção mais rasa (Figura 19). No local da coleta, foram medidos pH e temperatura da água, temperatura ambiente e profundidade do nível estático no poço. As amostras coletadas foram acondicionadas em frascos de polietileno, armazenadas em caixas de isopor com gelo e encaminhadas ao laboratório no mesmo dia (Figura 18).

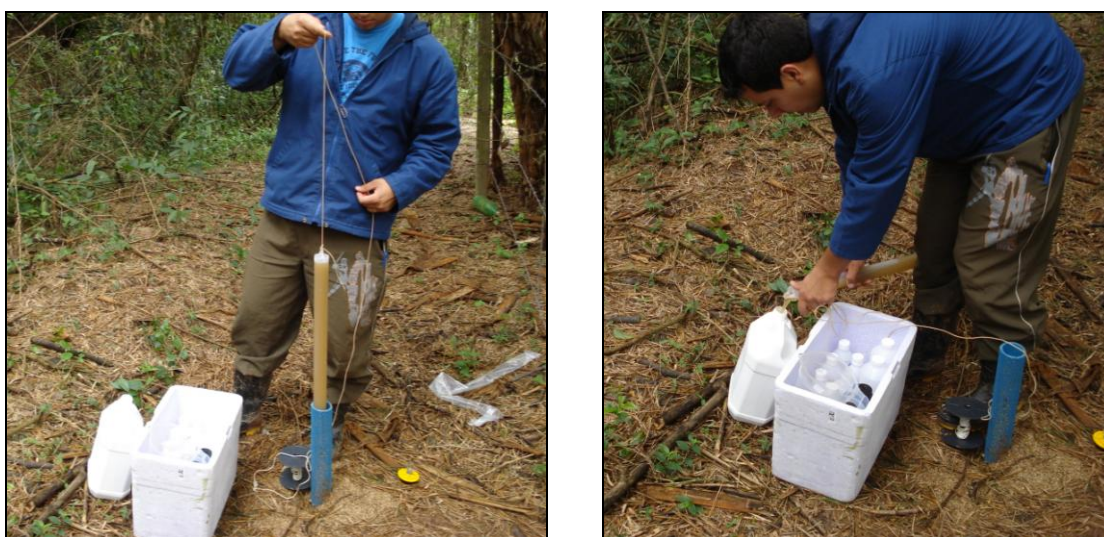


Figura 18 - Foto da coleta de amostra de água subterrânea no poço PZ 17 e posterior armazenamento adequado.



Figura 19 - Foto da coleta da amostra de água subterrânea no poço PZ 26. Amostra coletada entre 15 e 17 m de profundidade, conforme orientação do estudo geofísico.

4.6 Coleta de Amostras de Água Superficial

A amostragem de águas superficiais foi realizada em 6 pontos ao longo do Arroio Portão (pontos PS 1, PS 2 e PS 3) e Arroio Cascalho (pontos PS 4, PS 5 e PS 6) (Figura 14). Em cada ponto foi coletado o volume de um litro de água, utilizando-se um amostrador transparente do tipo jarra, que foi devidamente esterilizado após cada coleta (Figura 20). No local da coleta, foram medidos o pH, a temperatura da água e a temperatura ambiente. As amostras coletadas foram acondicionadas em frascos de polietileno, armazenadas em caixas de isopor com gelo para manter as propriedades físico-químicas das águas e encaminhadas ao laboratório no mesmo dia.



Figura 20 - Foto da coleta da amostra de água superficial no ponto PS 2 - Arroio Portão.

4.7 Ensaio de *Slug*

Foram realizados ensaios de *slug* em 7 dos poços de monitoramento instalados. A escolha destes poços deu-se em função das variações litológicas da área e da topografia do terreno. O método consiste na adição ou deslocamento de um volume d'água que provoque a ascensão do nível dinâmico do poço em pelo menos 80 centímetros. Os ensaios foram conduzidos utilizando um sólido (*slug*) de PVC com diâmetro de 39,0 mm e comprimento de 1,40 m selado nas duas extremidades (Figura 21). A sua imersão no poço ocasiona uma elevação da ordem de 85 cm do nível d'água. O rebaixamento do nível d'água (NA) foi monitorado com um medidor de interface sonora marca Jaciri (Figura 22). As medidas da profundidade do nível d'água foram tomadas com intervalos crescentes de tempo de 30, 60, 90, 120, 180, 240, 300, 420, 600, 900, 1200, 1500, 1800, 2400 e 3600 segundos até a estabilização, conforme planilhas de campo (Anexo - II).



Figura 21 - Foto do Sólido de PVC branco utilizado nos ensaios de *slug*.



Figura 22 - Foto do Ensaio de *slug*: monitoramento do rebaixamento do NA com medidor de interface sonora marca Jaciri (cabo amarelo).

A condutividade hidráulica (K) dos aquíferos foi calculada através dos métodos de Hvorslev e Bower & Rice, utilizando o *software* AquiferTest (versão 3.5), cujas equações são apresentadas abaixo:

$$\text{Hvorslev} \\ k = \frac{r^2 \ln(L/R)}{2LT_0}$$

onde:

k = representa a condutividade hidráulica.

r = o raio do tubo.

R = o raio da perfuração.

L = o comprimento do seguimento de filtro.

T₀ = o tempo transcorrido até o rebaixamento a 37% de H₀.

$$\text{Bower \& Rice} \\ k = \frac{r_c^2 \ln(R_e/R_w)}{2 \cdot L_{CSR}} \cdot \frac{1}{t} \ln(H_0/H_t)$$

onde:

k = condutividade hidráulica.

R_c = raio do poço.

t = tempo.

H_t = nível piezométrico no tempo t.

H₀ = nível piezométrico inicial.

R_e = raio de influência do teste.

R_w = raio efetivo do poço.

L_{CSR} = comprimento do filtro.

4.8 Levantamento Planialtimétrico dos Poços de Monitoramento

O levantamento planialtimétrico foi realizado utilizando uma estação total com o objetivo de locar precisamente todos os poços de monitoramento instalados na área de estudo (Figura 23), o que permite a definição da superfície piezométrica do aquífero local.



Figura 23 - Foto da realização do levantamento planialtimétrico dos piezômetros instalados na área da UTRESA.

4.9 Análises Químicas das Amostras de Chorume, Solo, Água Subterrânea e Água Superficial

As amostras de chorume foram analisadas para contaminantes metálicos, não metálicos inorgânicos e orgânicos, com fins de identificar os potenciais contaminantes do ambiente. Os parâmetros determinados foram os seguintes: Al, Sb, As, Ba, Benzeno, Cd, Pb, Cianeto, Cl, Co, Cu, Condutividade elétrica, Cr^{6+} , Cr^{3+} , Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio, Endrin, Etilbenzeno, Fenóis Totais, Fe, F, Glifosato, Mn, Hg, Mo, Ni, NH_4 , N_{total} , pH, Se, Na, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, SO_4^{2-} , CCl_4 , Tolueno, V, Xileno e Zn.

A partir dos resultados químico-analíticos do chorume, foram selecionados os parâmetros para análises nas amostras de solo, água subterrânea e água superficial. Os parâmetros quantificados nas águas e solos são aqueles que registram concentrações significativas no chorume, os quais são abaixo relacionados:

- Solo - Massa Bruta: Matéria Orgânica, Umidade, Arsênio, Bário, Chumbo, Cianeto, Cloreto, Cobre, Cromo, Manganês, Mercúrio, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total, Sódio, Zinco, Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, Xileno, Fenol, TPH (DRO e GRO), Compostos Orgânicos Voláteis (VOC), Dioxinas e Furanos. Dioxinas e Furanos foram determinados em 2 amostras de solo;

- Água Superficial: pH, Condutividade Elétrica, Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Dissolvidos Totais, Temperatura, Temperatura do ar, Arsênio, Bário Total, Cianeto, Chumbo, Cloreto Total, Cobre, Cromo, Manganês, Mercúrio, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Sódio, Sulfato, Fenol, Zinco;

- Água Subterrânea: pH, Condutividade Elétrica, Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Suspensos Totais, Temperatura, Temperatura do ar, Umidade, Arsênio, Bário, Chumbo, Cianeto, Cloreto, Cobre, Cromo, Manganês, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Sódio, Sulfato, Zinco, Benzeno, Etilbenzeno, Xileno, Fenol, Tolueno, TPH (DRO e GRO), Compostos Orgânicos Voláteis (VOC), Dioxinas e Furanos. No ponto PZ14 não foram determinados os VOCs, Dioxinas e Furanos devido à baixa quantidade de água disponível neste ponto. Entretanto este fato não comprometeu a qualidade do estudo, uma vez que estes parâmetros foram analisados em todos os demais poços instalados.

Todos os ensaios foram executados pelo laboratório Green Lab de Porto Alegre/RS.

As análises de metais e semi-metais foram executadas por Condutividade de Plasma Induzido (ICP) (Métodos SM 3120 B- ICP). O limite de detecção do método é variável para elemento químico, assim como a linearidade de quantificação. Os limites de detecção para cada elemento químico constam nos laudos laboratoriais no Volume II deste estudo.

Os Hidrocarbonetos (TPH, Benzeno, Tolueno, Xileno, Etilbenzeno) foram analisados por Cromatografia Gasosa com Detector de Massa (CG/MS) (Métodos EPA 502.2, 524.2, 502.1). O limite de detecção do método é de 1 µg/L (1 ppb) e a linearidade de quantificação é 10 µg/L (10 ppb) com precisão de análise de 85%. Na análise de TPH são discriminados os tipos de hidrocarbonetos presentes na amostra, identificando faixas composicionais a que pertencem em termos de número de carbono da molécula.

Os VOCs foram analisados por Cromatografia Gasosa com Detector de Massa (CG/MS) (Métodos EPA 8260B). Dioxinas e furanos foram analisados por Cromatografia Gasosa de Alta Resolução com Detector de Massa (HRGS/HRMS) (Métodos EPA 8290 e 1613). O limite de detecção do Método EPA 8260B é de 1 µg/kg (1 ppb) para solos e de 1 µg/L (1 ppb) para águas, e a linearidade de quantificação é 0,44 µg/kg para solos e 0,44 µg/L águas. O limite de detecção dos Métodos EPA 8290 e 1613 é de 0,004 pg/kg (solos) e de 0,005 pg/L (águas).

4.10 Ensaios de Lixiviação em Amostras de Solo

Ensaios de lixiviação foram realizados em todas as amostras de solo para os parâmetros Arsênio, Bário, Chumbo, Cobre, Cromo, Manganês, Mercúrio e Zinco. Os

dados dos ensaios de lixiviação permitiram avaliar a mobilidade geoquímica destes contaminantes no solo e nas águas subterrâneas.

4.11 Difractometria de Raios-X

Análises por difração de raios-X foram realizadas em cinco amostras de solo com difratômetro D5000 Siemens-Bruker-AXS no Laboratório de Difractometria de Raios-X do Instituto de Geociências da UFRGS. As amostras foram peneiradas e a análise feita na fração menor que 200 mesh utilizando o método do pó. Duas amostras (P-12 e P-26) foram coletadas na Fm. Sanga do Cabral e três (P-19, P-20 e P-24) nos sedimentos cenozóicos

4.12 Análise e Interpretação dos Dados

De posse de todos os resultados obtidos nos estudos realizados foi quantificada a contaminação da área, no solo e águas subterrâneas, definido modelo de evolução da pluma de contaminação, caracterizado o comportamento geoquímico dos contaminantes, avaliado o risco ambiental e à saúde humana e apresentadas propostas de ações mitigadoras.

Os mapas gerados foram desenvolvidos eletronicamente a partir do método de interpolação de curvas de níveis e/ou pontos cotados, denominado Krigagem, com a utilização do *software* Surfer ver. 8.0, e manipulação do produto vetorial da planta topográfica da área.

Para o modelo da superfície do terreno, foram processados e interpolados os dados das curvas de nível e pontos cotados obtidos a partir do levantamento topográfico da área. O modelo da superfície do lençol freático, com as curvas potenciométricas e linhas preferências de fluxo, foi elaborado a partir da interpolação dos dados das cotas topográficas do N.A. determinados nos poços de monitoramento através do levantamento planialtimétrico.

A avaliação de risco foi realizada através do modelo matemático *C-Soil*, desenvolvido pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM, 1994).

A partir dos resultados obtidos com o diagnóstico realizado, associado aos resultados dos modelamentos executados e da avaliação de risco, foi elaborada uma proposta de recuperação do local, considerada a mais adequada ao cenário de ocupação.

A proposta de remediação apresentada contém as metas quantitativas a serem

atingidas, incluindo os prazos e, principalmente, a justificativa da opção escolhida, que visa não apenas garantir a segurança da área, mas, acima de tudo, proporcionar uma gradual recuperação dos meios impactados.

4.13 Elaboração de Artigos Científicos e Dissertação

O estudo resultou na elaboração da presente dissertação e de um trabalho científico a ser publicado no periódico *Environmental Geosciences*.

5. ARTIGO CIENTÍFICO

5.1 –Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil”

Artigo submetido à revista Environmental Earth Sciences, em janeiro de 2011.

Environmental impact and geochemical behavior of soil contaminants from an industrial waste landfill in Southern Brazil

P. V. Augustin Jr.; A. P. Viero

Abstract Contamination of industrial wastes represents a great environmental problem related to industrial and urban development. There are many industrial waste landfills in Vale dos Sinos Region, Southern Brazil, where historically have been adopted inadequate procedures in the management and final disposal of its industrial waste. The largest industrial landfill in this region which presents the biggest environmental problems is the UTRESA landfill where this study was realized to characterize the environmental impact and geochemical behavior of contaminants in soils. The study was performed by geological mapping, soil probing, physical-chemical analysis of landfill leachate and soil samples, leaching tests and X-ray diffraction in soil. The results show widespread contamination of soil in the surrounding areas of UTRESA industrial waste landfill. Chromium, chloride and ammonium have higher levels of contamination, which reflects their highest content in the landfill leachate. Petroleum hydrocarbons, cyanide and mercury contamination present low intensity with a wide areal distribution. Lead, copper and barium, on the other hand, show low contamination restricted to a few locations. Soil contamination is recorded mainly in the vadose zone of the aquifer, at the convergence locals of stormwater situated to the northwest and southern of the waste disposal cells, showing the preferential spread of contaminants by surface flow followed by soil infiltration. The results of leaching tests indicate low potential for groundwater contamination by desorption of metals from the soil. Environmental degradation registered on the site results from the inadequate conditions of disposal and confinement of waste in the cells constructed without complying the technical standards.

Keywords: waste landfill, soil contamination, UTRESA.

Introduction

The landfills are disposal sites for solid and liquids waste that must be designed to prevent contamination of soil, groundwater and atmosphere. The inadequate management of these activities and the lack of operational controls result in environmental degradation. The industrial waste landfill UTRESA is located in the municipality of Estancia Velha, Rio Grande do Sul, Southern Brazil and began to operate in 1991. This region is the main production center of leather and shoes of Brazil. The UTRESA Landfill was initially designed for disposal of waste generated by this industry but later it began to receive waste from other industrial branches. This landfill has many constructive and operational problems that have caused large impact on the environment with high contamination of water and soil.

Oliveira *et al.* (2007) studied the contaminated areas in the Vale dos Sinos Region, where it was pointed Vila Kroeff and UTRESA landfills (Fig. 1). The Vila Kroeff landfill has received between 1977 to 1989 municipal and industrial waste from Novo Hamburgo City. According to Napeia (1996) the soils from the landfill consist of Holocene alluvial sediments of a grayish color and have a predominant grain size of silt and clay. Metals such as Pb, Zn and Cr are registered with elevated levels in soils surrounding the landfill Vila Kroeff, which originated the waste deposited there and adsorbed in clays and organic matter in soil (Paula Castro, 1995).

The UTRESA landfill is located in the northeast of Vale do Sinos Region, between the cities of Novo Hamburgo and Portão. This region presents topography characterized by rounded and low hills, dense and large vegetation, except in the area of the landfill, and drainage system delineated by riparian vegetation (Oliveira *et al.*, 2007) that flow to the Sinos River (Fig. 1). The soil of this region is humid in the depressed areas and dry and permeable in the low hills.

The Rio Grande do Sul leather and shoes industry center is installed in the middle course of the Sinos River where there is large volume of industrial waste. This region is also a disposal site of domestic waste which increases the environmental impact (Verdun *et al* 1990).

The Estancia Velha municipality has a land area of 52 km², a population of 44,000 inhabitants (IBGE, 2009) and a high human development index (UNDP, 2000). The local economy is based on production of leather shoes and aggregated services and small commerce.

The landfill covers an area of 40.86 hectares and the surface drainage flows into Portão and Cascalho streams. According to the data from FEPAM (State Supervisory Authority of the Environment) the study landfill has fifteen cells of solid waste disposal, two storage basins of landfill leachate and one treatment plant effluent. Today there are four waste disposal pits in operation and the others one were closed.

The UTRESA company has the operation environmental license to receive Class I (hazardous) and Class II (non-inert) industrial solid waste (ABNT, 2004a). The Class I wastes are those that may provide public health hazard, causing or accentuating the mortality or incidence of diseases. It can also promote adverse effects to the environment when they are managed or disposed improperly. The physical and chemical characteristics that confer a health hazard to waste are flammability, corrosivity, reactivity, toxicity and pathogenicity. Class II waste can present properties such as combustibility, biodegradability and water solubility.

The solid waste received for disposal in the study area consists of shavings and dust from the chrome tanned leather, industrial sludge, ash and boiler soot, sand casting, sand ramps laundering service stations, sanding dust leather, polymerized paint sludge, paper, not recyclable cardboard and plastic, elastomers, glass, fiberglass, not recyclable metals, contaminated textiles, not recyclable expired food, contaminated yard sweeps and factory, steel powder, contaminated PPEs (personal protective equipment), thermic insulators and refractories, brake linings, cutting disc, chips and synthetic soles of spur and plastic and metal accessories.

The UTRESA is a strong contaminated area by industrial waste and represent a potential risk to the environment and human health. The characterization of environmental impact and geochemical behavior of contaminants in the soil provide a better knowledge for the local conditions and it also helps to get decisions for appropriate monitoring and remediation actions on this landfill.

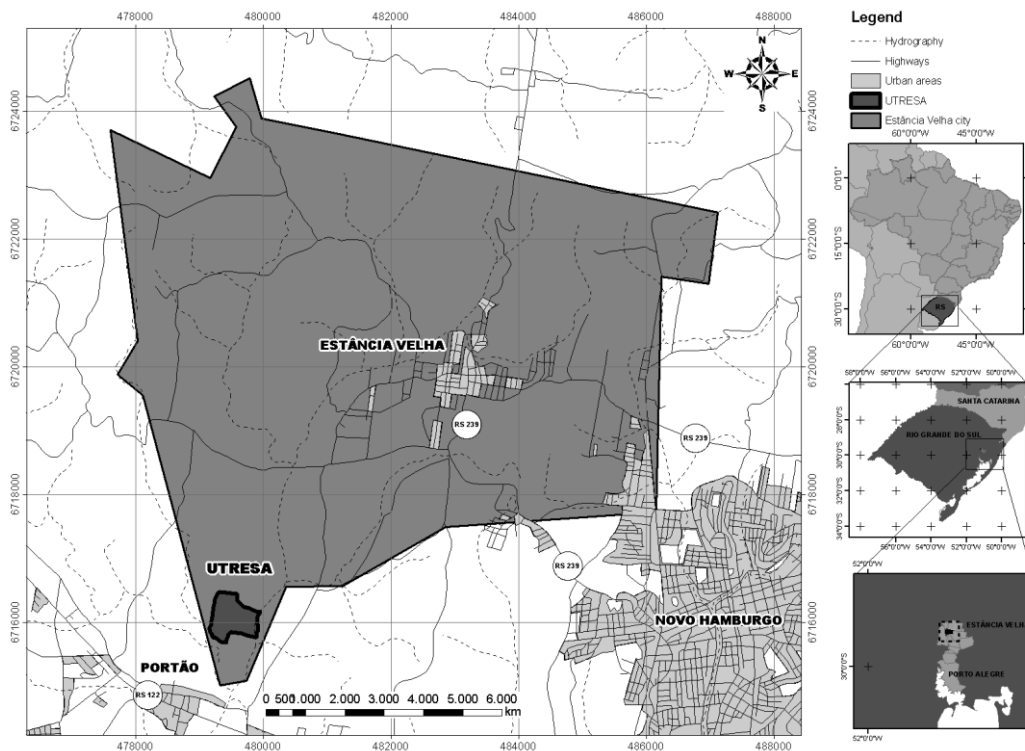


Fig.1 Location of UTRESA waste landfill in Estancia Velha town, RS.

Geologic settings

Triassic sandstones, argillites and siltites of the Sanga do Cabral Formation and Cenozoic sediments composed dominantly by medium to fine sands with up to 20% of clay and silte are present in the studied area (Fig. 2). The cenozoic sedimentary package is related to the deposition processes in wetlands and flood plains of ancient rivers. The Sanga do Cabral Formation, which represents the lithostratigraphic unit of the Parana Basin, appears immediately below the cenozoic sediments and it is characterized by interbedded fine to medium sandstones and red mudstones with medium to small cross bedding structures. The Sanga do Cabral Formation was deposited in fluvial and fluvio-lacustrine sedimentary environments and its geomorphological forms are typified by small hills. The area of the landfill is covered with a layer of clay to sandy soil with 0.8 meters thickness.

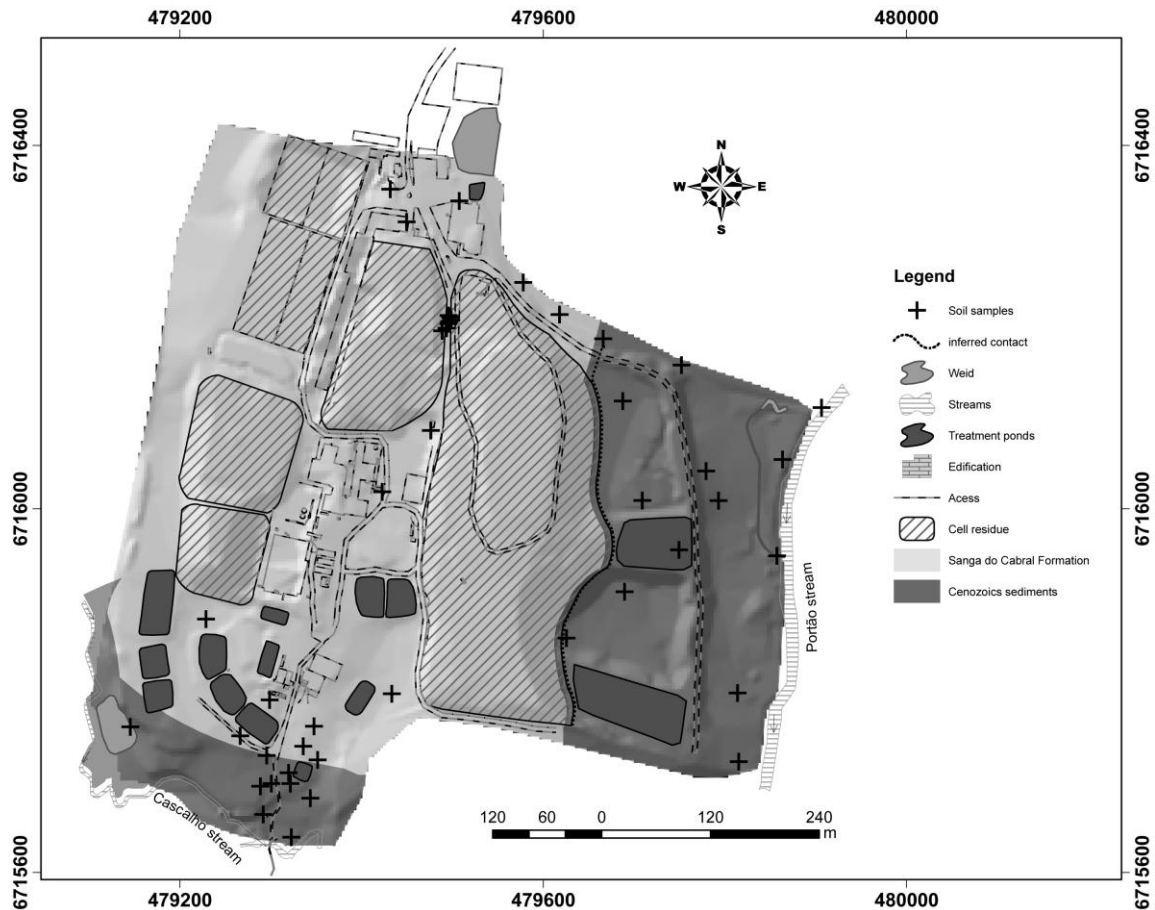


Fig. 2 Local geological map of study area.

Geotechnical and laboratory investigations show up to 10% of organic carbon in the local soil and different mineral compositions in the Cenozoic sediments and Sanga do Cabral Formation. Because of the high content of organic carbon and the fine textures, the soil of the landfill area present low permeability and high capacity to adsorb contaminants, specially metals. The Sanga do Cabral Formation has more than 60% of clay minerals and high content of iron oxides whereas the cenozoic sediments contain mainly quartz and low caolinite.

Materials and Methods

This study consisted of field and laboratory activities as described below. Field activities included geological mapping, drilling surveys and collecting samples of soils and landfill leachate for chemical analysis. The soil geological and geotechnical characteristic were identified and it was investigated the occurrence of surface leakage of landfill leachate from the cells of waste disposal. More than 30 boreholes with an

average depth of 4 meters were performed in the area. In these boreholes were collected soil samples and determined the depth of the saturated zone of the local aquifer. The boreholes are located where there is greater probability of soil contamination according to preliminary evaluation of surface water and groundwater flow and distribution of contamination sources (Fig. 2). Soil samples were collected in the unsaturated zone at depths from 0.2 to 0.5 m and at the top of the saturated zone. This sample distribution in the boreholes profile makes it possible to characterize the behavior of the contaminants in the saturated and unsaturated zones of the aquifer.

Chemical analysis was performed on three samples of landfill leachate to determine the main contaminants of landfill waste. The analyzed parameters in these samples are the following: pH, electrical conductivity, Al, Sb, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, V, Zn, Cr⁶⁺, Cr³⁺, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Na, NH₄⁺, Se, F, Cl, SO₄²⁻, TDS, TSS, DBO, DQO, Endrin, Glyphosate, total Phenols, Cyanide, Benzene, Toluene, Xylene and Ethylbenzene. Chemical analysis of soil samples were done to the parameters which were identified as potential contaminants: organic carbon, As, Ba, Pb, Cl, Cu, Cr, Mn, Na, Zn, Hg, NH₄⁺, cyanide, Total Nitrogen, Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylene, Phenol, TPH (DRO and GRO) and Volatile Organic Compounds (VOC). Leaching tests were performed according to ABNT (2007) for As, Ba, Pb, Cu, Cr, Mn, Hg and Zn.

The mineralogy of soil clay and silt fractions was determined in five samples by X-ray diffraction technique carried out with a Siemens D5000 diffractometer machine in the X-ray Diffraction Laboratory of the UFRGS. The soil samples were ground and sieved and the fraction thinner than 200 mesh was analyzed by the powder method.

The chemical analysis of metals and semi-metals were performed by Inductively Coupled Plasma Conductivity (ICP) (Methods SM 3120 B-ICP). Petroleum Hydrocarbons (TPH, benzene, toluene, xylene, ethylbenzene) were analyzed by gas chromatography with mass detector (GC / MS) (EPA Methods 502.2, 524.2, 502.1). The limit of detection is 1 ppb, the linearity of quantification is 10 ppb and accuracy of the analysis is 85%. The TPH analysis identifies the alkenes present in the sample according to the number of carbon in the molecules. VOCs were analyzed by gas chromatography with mass detector (GC / MS), EPA methods 8260B. The detection limit is 1 ppb and linearity of quantification is 0,44 µg/kg.

Results and discussion

The soils are predominantly sandy with less than 20% of silt and clay. The sand fraction consists mainly of fine to medium quartz and less than 5% of K-feldspar. Quartz is the most abundant mineral in the silty fraction, which contains also some K-feldspar, while kaolinite is the predominant mineral in the clay fraction (Fig. 3). No significant mineralogical differences were observed between soils from Sanga do Cabral Formation and Cenozoic sediments. These similarities in texture and mineral composition of soils from different sources result of intense chemical weathering affecting the rocks and sediments from the site (Sposito, 1989).

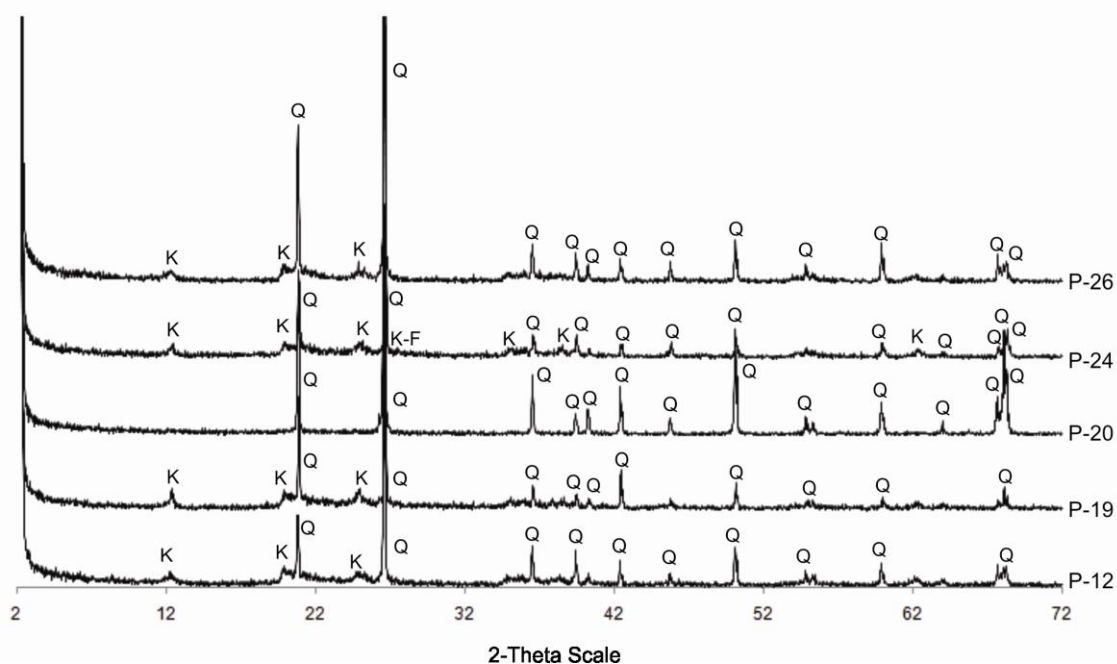


Fig. 3 X-Ray diffractograms showing the main minerals of the soil samples. Q: quartz, K: kaolinite and KF: K-feldspar.

Geochemistry

Potential contaminants from industrial waste were identified through chemical analysis of landfill leachate generated at the UTRESA landfill. Chemical-analytical data show chloride, ammonia nitrogen and chromium as the main pollutants from the landfill. Organic nitrogen has low concentrations in the landfill leachate showing no potential for soil contamination. Metals, phenols and BETEX record low concentrations, while herbicides, fluoride, molybdenum, nickel, selenium and antimony were not detected in analysis of the landfill leachate (Tab. 1).

Table 1 Parameters and concentrations recorded in samples of landfill leachate. (n.d. = not detected, D.L. = Detection Limit)

Parameters	Sample			D.L.
	PC-4	PC - 8 e 9	PC-10	
Al (mg/L)	1.58	0.094	0.20	0.001
As (mg/L)	0.01	n. d.	n. d.	0.0006
Ba (mg/L)	2.32	0.059	0.22	0.001
Cd (mg/L)	0.0020	0.0009	n. d.	0.0002
Pb (mg/L)	0.0088	0.0058	0.0046	0.0009
Cyanide (mg/L)	0.014	0.022	0.026	0.004
C (mg/L)	766	861	4786	5.00
Co (mg/L)	0.021	0.021	0.013	0.001
Cu (mg/L)	0.034	0.022	0.027	0.0006
Cr ⁶⁺ (mg/L)	n. d.	n. d.	0.138	0.025
Cr ³⁺ (mg/L)	0.33	2.55	10.2	0.001
Fe (mg/L)	3.81	0.52	0.62	0.0008
Mn (mg/L)	6.47	0.22	0.46	0.0007
Hg (mg/L)	0.055	n. d.	n. d.	0.00005
Na (mg/L)	205	260	198	0.004
SO ₄ (mg/L)	68.4	n.d.	n. d.	4.00
Benzene (µg/L)	18.6	n. d.	5.19	2.00
Toluene (µg/L)	13.4	796	115	2.00
Etilbenzene (µg/L)	23.2	582	38.6	2.00
Xylene (µg/L)	22.8	287	22.0	2.00
Phenols (mg/L)	0.493	0.324	27.6	0.003
Chemical Oxygen Demand (mg/L)	3750	2566	24920	6
Ammonia Nitrogen (mg NH ₃ -N/L)	490	1610	7000	0.05
Total Nitrogen - NH ₃ +N _{orgânico} (mg N/L)	521	1711	7143	0.05
Total Dissolved Solids (mg /L)	13130	3998	13814	2.00

The soils present high levels of contamination of ammonia nitrogen, chloride and chromium in many places around the UTRESA landfill (Table 2). The chemical analytical data indicate contamination in all measured parameters except TPH-GRO which are light alkanes and volatile organic compounds. The highest contamination is recorded in the soil from unsaturated zone which indicates that the surface flow is the main spread of pollutants mechanism in the area. The surface flow is much more

effective mechanism of contaminant transport than the groundwater flow. The transport of contaminants by surface flow is confirmed by chemical analytical data of surface water drainage that have high concentrations of metal, nitrogen and chloride contamination (Augustin & Viero, in press).

Table 2 Chemical composition of soil. Mean (X), standard deviation (σ), maximum and minimum values detected in each parameter, the occurrence in the sampled set and the detection limit (D.L.) of the analytical method used.

Parameters	X	σ	Min	Max	Occurrence (%)	D.L.
As (mg/kg)	1,17	1,07	0,00	5,07	92	0.0006
Ba (mg/kg)	44,60	55,76	3,68	474,00	100	0.001
Pb (mg/kg)	9,66	7,93	0,96	63,00	100	0.0009
Cyanide (mg/kg)	0,05	0,08	0,00	0,00	65	0.004
Cl (mg/kg)	297,13	118,16	172,00	746,00	100	5.00
Cu (mg/kg)	4,68	6,09	0,20	51,00	100	0.0006
Cr (mg/kg)	29,40	65,92	0,41	375,00	100	0.0006
Mn (mg/kg)	80,79	66,33	4,41	351,00	100	0.0007
Hg (mg/kg)	0,23	0,44	0,00	3,43	82	0.00005
Zn (mg/kg)	22,97	48,69	2,30	317,00	80	0.0006
Na (mg/kg)	88,03	80,43	3,62	453,00	100	0.004
Organic Matter (%)	3,42	1,97	0,03	10	100	0.03
Benzene (mg/kg)	–	–	–	0.01	0	0.01
Toluene (mg/kg)	–	–	–	–	0,02	0.01
Etilbenzene (mg/kg)	5,85	8,34	0,01	32,00	52	0.01
Xylene (mg/kg)	0,95	8,41	0,00	75,20	0,05	0.01
NH ₄ ⁺ (mg/kg)	256,73	380,08	0,05	1741,00	81	0.05
N _{total} (mg/kg)	2433,51	5071,27	0,05	37240,00	96	0.05
Phenol (mg/kg)	–	–	–	–	–	0.5
TPH DRO (mg/kg)	2,50	3,06	0,10	16,00	67	0.10
TPH GRO (mg/kg)	4,71	41,47	0.10	371,00	0,1	0.10
VOC (μ g/kg)	–	–	–	–	–	1.0

Nitrogen, chloride, mercury, petroleum hydrocarbons, phenols and cyanides are not natural constituents of the local environment and their presence in soils results of contamination by waste from the landfill.

The nitrogen appears as ammonia and organic species. The ammonia nitrogen is registered in more than 70% of soil samples analyzed with an average level of about 256 mg/kg and a maximum of 1741 mg/kg. This specie of Nitrogen is the major environmental contaminant generated by the waste. It appears with higher intensity in the east side of the landfill (Fig. 4). Total nitrogen occurs in more than 94% of soil samples with average content of about 2340 mg/kg and a maximum of 37240 mg/kg. The high content of total nitrogen is related to natural sources of organic nitrogen and do not indicates contamination of landfill because the landfill leachate has very low concentrations of this chemical compound.

Chloride is observed in all soil samples with concentration ranging from 172 to 743 mg/kg and average of 297 mg/kg. The highest concentrations occur in the east and northeaster sides of the landfill (Fig. 4). Chloride is not a natural constituent and its presence in the soil indicates contamination from the waste of UTRESA landfill.

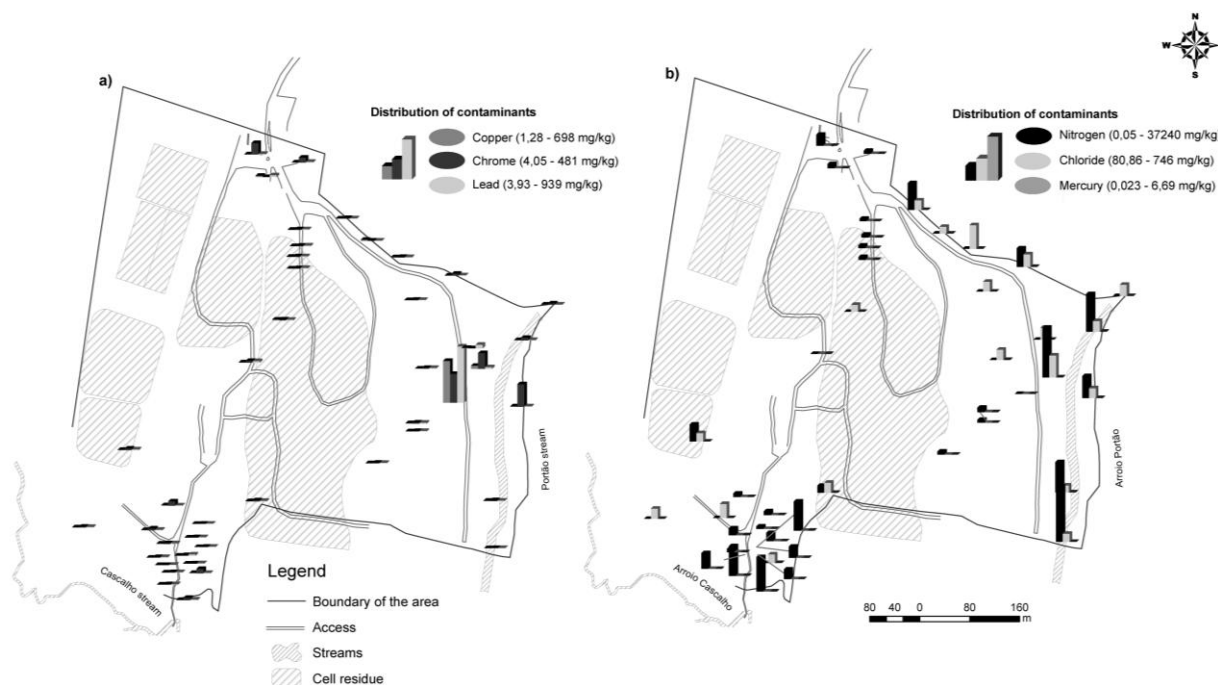


Fig. 4 Distribution map of contaminants in the UTRESA area and the comparative contamination levels reported in chemical analysis. **a** illustrates the concentrations of Cr, Cu and Pb. **b** illustrates the concentrations of N, Cl and Hg.

Mercury does not occur in the local natural environment and it is found in 82% of soil samples analyzed. This observation points to the widespread contamination of soils in the area under influence of the landfill. The concentrations recorded range from 0.023 to 3.430 mg/kg with an average of 0.23 mg/kg.

Cyanide is another widely distributed contaminant in the soil surrounding the UTRESA landfill. It is detected in more than 51% of the samples. The concentrations recorded have a maximum value of 0.42 mg/kg and average of 0.093 mg/kg. As the mercury cyanide is not a natural component of the local soils and its presence is due to contamination from waste of the landfill.

Metals (Cr, Cu, Pb, Ba, Zn and Na) occur in both the landfill leachate generated by waste and in natural soil. The identification of occurrence and intensity of soil contamination requires the definition of metals levels in the environment. The backgrounds and contamination levels of each metal were determined by analysis of binary variation diagrams (Fig. 5). These diagrams show trends with good correlation between metals, which contain samples of uncontaminated soil. Samples from outside the trend represent contaminated soils by waste from the landfill. Chemical components of soil, as ammonium and chloride, generated exclusively from the landfill show no correlation in binary variation diagram.

The natural content of metals in the soil depends mainly on their adsorption capacity which is directly proportional to the amount of adsorbent particles in the environment. Soils with higher adsorption capacity have higher concentrations of metals. The natural content of metals and organic carbon present good correlation in the soil. This theoretic correlation was the criteria used to define the source of metals in the soil: natural source or landfill waste. Studies have shown that the adsorption of nonionic organic compounds by soil is often directly related to the organic carbon content of the adsorbing phase (Chiou *et al.*, 1979; Briggs, 1974; Karickhoff, 1981). This information provides the basis for estimates of the mobility of toxic organic chemicals (Gerstl, 1989).

Around the UTRESA landfill, the main soil adsorbent is organic carbon, which presents concentration up to 10% and average next to 3.4%, (Table 2). The strong influence of natural organic carbon in content of metals in the uncontaminated soil is evidenced by binary variation diagrams that show good correlation between these components (Fig. 5). In contaminated soils, on the other hand, there are no correlations between metal and organic carbon. This is a normal situation because the level of contamination is not controlled only by mineralogical and textural characteristics of the soil, but mainly by input of contaminants in the environment that occurs irregularly in space and time.

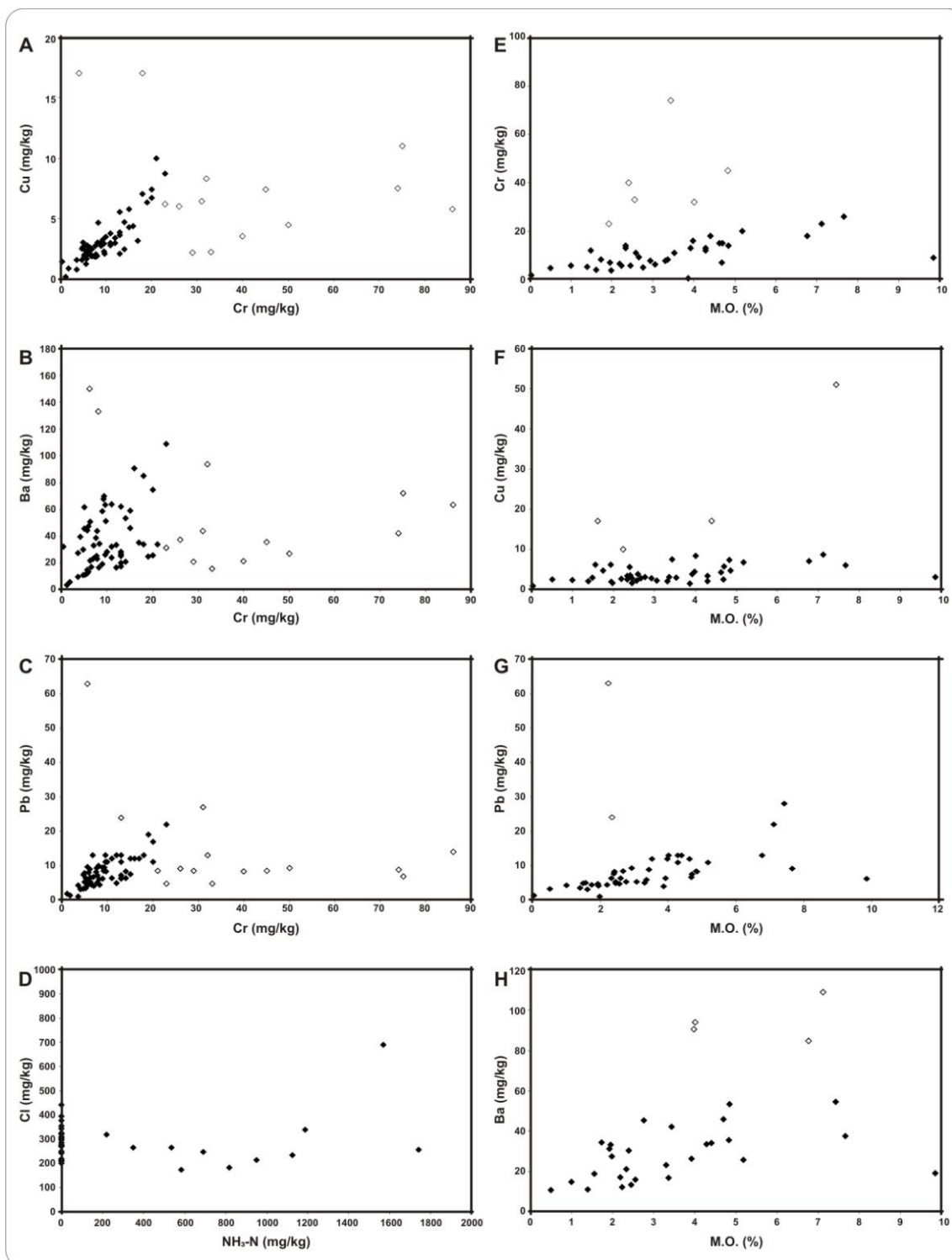


Fig. 5 Binary variation diagrams for metals, chloride, ammonia nitrogen and organic matter (M.O). **a:** Cr versus Cu diagram, **b:** Pb versus Cr; **c:** Cr versus Ba, **d:** NH₃-N versus Cl, **e:** Cr versus M.O.; **f:** Cu versus M.O.; **g:** Pb versus M.O and **h:** versus Ba M.O. Note that Cl versus NH₃-N diagram do not show correlation between the parameters because they are originated form waste of landfill.

It was not registered any other important adsorbent in soils. Petrographical analysis showed quartz as dominant mineral and small fractions of kaolinite. Both quartz and kaolinite do not adsorb metals. Thus, the organic carbon is the most important adsorbent in soil and sediment from the studied site.

Among the metals, chromium presents the worst environmental situation with larger and more intense contamination in soils from the landfill waste. More than 25% of the samples are contaminated with concentrations ranging from 21 to 682 mg/kg and an average of about 163 mg/kg (Table 2). The dominance of chromium contamination in relation to other metals is due to the nature of the waste deposited in the landfill, which is derived largely from leather and shoes industry installed in the region that contain high levels of this metal. The soils contaminated with chromium are recorded mainly in the eastern side of the landfill, where the surface drainage is stronger, and less frequently on the southern side of it (Fig. 4).

The potential groundwater contamination by desorption of metals from soil was evaluated by leaching tests, according to ABNT (2004b). Chemical analytical results of this leachate tests show low concentrations for all studied metals (Table 3). The measured concentrations are in most cases lower than the detection limits of the methods used. The potential for contamination of groundwater by desorption of metals from soil is low.

Table 3 Chemical analytical data of leaching tests performed on soil samples. (n.d. = not detected D.L. = Detection Limit)

Sample	As	Ba	Pb	Cu	Cr	Mn	Hg	Zn
	(mg/kg)							
PZ 07 AM01	0.003	0.74	0.01	0.0074	n.d.	0.35	n.d.	0.071
PZ 07 AM02	n.d.	0.5	0.0074	0.0065	n.d.	0.16	0.0092	0.098
PZ 08 AM01	0.0014	0.12	0.0061	0.0035	0.0092	0.4	n.d.	0.047
PZ 08 AM02	0.0042	0.38	0.0023	0.0025	n.d.	0.35	n.d.	0.033
PZ 09 AM01	0.0014	0.51	0.0066	0.0091	0.041	2.34	n.d.	0.11
PZ 09 AM02	0.0019	0.11	0.013	0.0045	0.0038	0.35	n.d.	0.051
PZ 10 AM01	0.0013	0.34	0.0019	0.0059	n.d.	1.4	n.d.	0.1
PZ 10 AM02	0.0014	0.33	0.0022	0.0048	n.d.	1.23	n.d.	0.066
PZ 11 AM01	0.0014	0.091	0.0034	0.0058	n.d.	0.048	n.d.	0.052
PZ 11 AM02	0.0023	0.091	0.009	0.0058	n.d.	0.12	n.d.	0.043

Sample	As	Ba	Pb	Cu	Cr	Mn	Hg	Zn
	(mg/kg)							
PZ 12 AM01	0.0019	0.062	0.013	0.018	0.0043	0.34	n.d.	0.22
PZ 12 AM02	0.0037	0.14	0.019	0.0087	0.016	0.86	n.d.	0.18
PZ 14 AM01	0.0016	0.087	0.003	0.0042	n.d.	0.14	n.d.	13
PZ 14 AM02	0.0015	0.36	0.0056	0.0055	n.d.	0.32	n.d.	30
PZ 16 AM01	0.0012	0.1	0.0051	0.0025	0.0034	0.077	n.d.	0.037
PZ 16 AM02	0.0011	0.24	0.0035	0.0037	0.001	0.18	n.d.	0.038
PZ 17 AM01	0.0012	0.31	0.0057	0.0079	0.3	0.11	n.d.	0.065
PZ 17 AM02	0.0022	0.16	0.021	0.0061	0.13	0.53	n.d.	0.18
PZ 18 AM01	0.0017	0.12	0.0038	0.0028	n.d.	0.39	n.d.	0.045
PZ 18 AM02	0.0019	0.36	0.0081	0.013	0.62	2.77	n.d.	1.46
PZ 19 AM01	0.0026	0.12	0.01	0.017	n.d.	0.2	n.d.	0.11
PZ 19 AM02	0.0028	0.11	0.01	0.014	0.0035	0.27	n.d.	0.1
PZ 20 AM01	n.d.	0.036	0.002	0.0043	n.d.	0.092	n.d.	0.044
PZ 20 AM02	n.d.	0.083	0.0039	0.0038	0.0022	0.1	n.d.	0.048
PZ 21 AM01	n.d.	0.045	0.025	0.0041	n.d.	0.12	n.d.	0.39
PZ 21 AM02	n.d.	0.32	0.0083	0.0047	n.d.	0.15	n.d.	0.12
PZ 22 AM01	n.d.	0.15	0.0022	0.0067	0.0087	0.26	n.d.	0.075
PZ 22 AM02	n.d.	0.2	0.0026	0.007	n.d.	0.71	n.d.	0.057
PZ 23 AM01	n.d.	0.2	0.0015	0.0061	0.0049	0.24	n.d.	0.043
PZ 23 AM02	n.d.	0.24	0.0013	0.0062	n.d.	0.2	n.d.	0.054
PZ 24 AM01	n.d.	0.12	0.0032	0.0045	0.014	0.07	n.d.	0.13
PZ 24 AM02	n.d.	0.18	0.0037	0.0047	0.0009	0.083	n.d.	0.06
PZ 25 AM01	n.d.	0.16	0.0032	0.0058	0.0007	1.04	n.d.	0.11
PZ 25 AM02	n.d.	0.047	0.0032	0.0045	n.d.	0.0062	n.d.	0.041
PZ 26 AM01	n.d.	0.24	0.001	0.16	n.d.	0.55	n.d.	0.16
PZ 26 AM02	0.0016	0.27	0.0063	0.0063	n.d.	0.082	n.d.	0.027
PZ 27 AM01	n.d.	0.05	0.0046	0.0042	0.0035	0.094	n.d.	0.051
PZ 27 AM02	n.d.	0.098	0.0094	0.005	n.d.	0.18	n.d.	0.051
D.L.	0.0006	0.001	0.0009	0.0006	0.0006	0.0007	0.00005	0.0006

Conclusions

The results of this study show widespread contamination in soils from the area surrounding UTRESA industrial waste landfill. Chromium, chloride and ammonium have higher levels of contamination in soil, which reflects their highest content in landfill leachate. Petroleum hydrocarbons, cyanide and mercury have contamination with low intensity and wide distribution in the area occurring in more than 65% of

samples. Lead, copper and barium, on the other hand, record low contamination and restricted to a few places.

The observed contamination in the soil responds to the geochemical behavior of contaminants and their abundances in landfill waste. Chemical compounds that present high concentrations in landfill leachate and have strong geochemical mobility, such as chloride, ammonia, cyanide, petroleum hydrocarbons, are widely distributed in area and show high levels of contamination. Chromium is abundant in the landfill leachate but because of its low geochemical mobility records high concentrations only in some points near to the waste disposal cells. The vadose zone records more than 70% of contaminated soil samples resulting of preferential contaminant transport by surface flow followed by soil infiltration. The stronger soil contamination occurs in convergence local of rainwater which are located on the northeast and south sides of industrial waste landfill. The surface flow is the determinant factor for progress of soil contamination plume. This transport process causes high risk of contamination of adjacent streams.

The leaching tests indicate low potential for groundwater contamination by metals desorption from the soil.

Environmental degradation registered on the site results from the inadequate conditions of disposal and confinement of waste in the cells constructed without complying the technical standards. This landfill does not present correct sealing of the bottom and top of the cells which causes the escape of contaminants to the environment.

References

- ABNT. 2004a. NBR 10004. Solid waste - Classification. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT. 2004b. NBR 10005. Procedure for obtention leaching extract of solid wastes. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT. 2004c. NBR 10006. Procedure for obtention of solubilized extraction of solid wastes. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT. 2004d. NBR 10007. Sampling of solid waste. Rio de Janeiro: ABNT.
- AUGUSTIN JR., P.V.; VIERO, A.P. 2011. In press. Environmental impact and geochemical characterization of contaminants in groundwater in the area of industrial waste landfill UTRESA in the Vale dos Sinos, Estancia Velha, RS.
- Baker, D. E. 1990. Copper. In: Heavy Metals in Soils. B. J. Alloway (Ed.), Blackie and

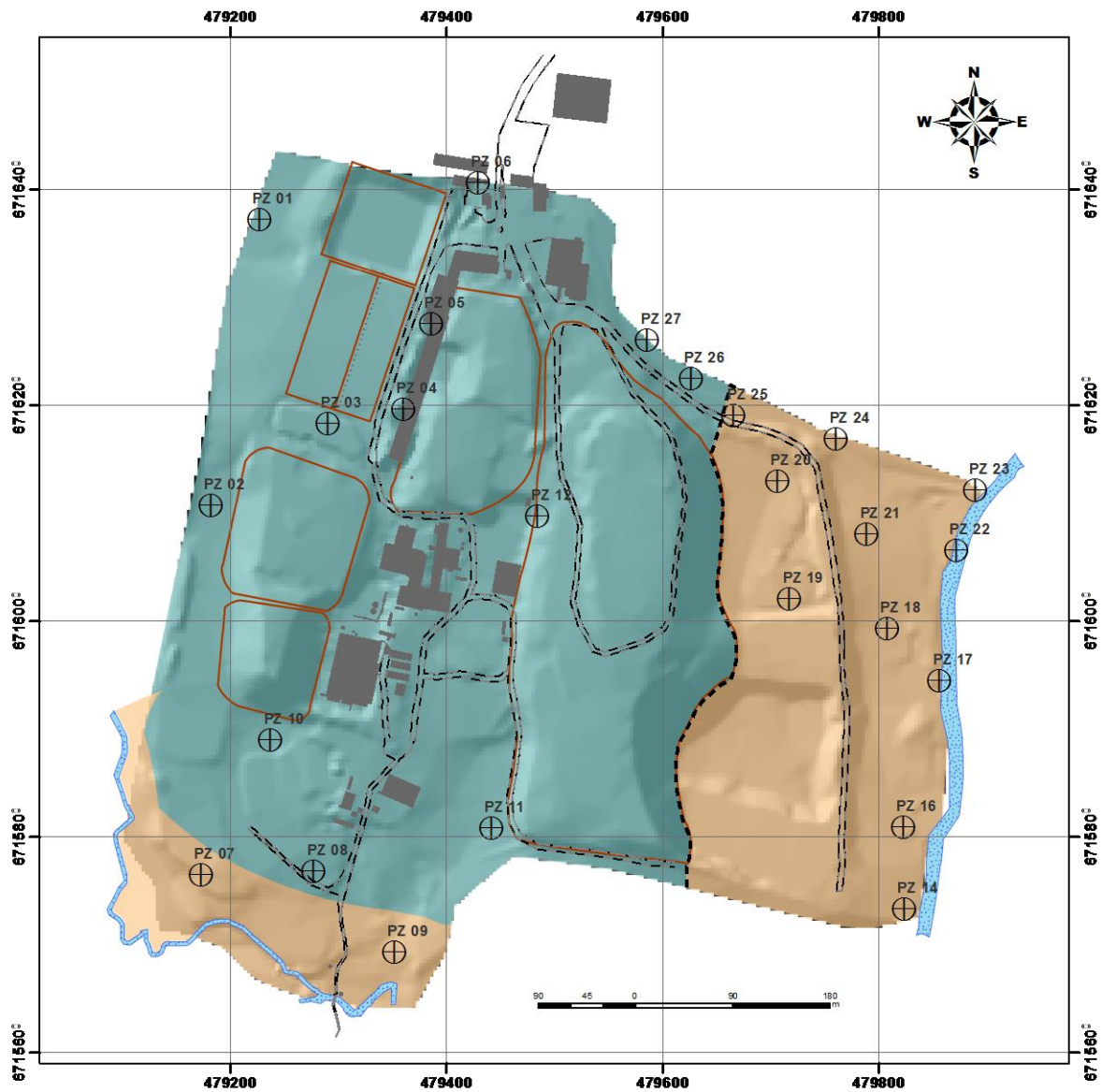
- Son Ltd. Glasgow and London, pp.151-176.
- Briggs, G. G. 1974. A simple relationship between soil adsorption of organic chemicals and their octanol/water partition coefficients. Proc 7th BR Insectic Fungic Conf 1973, Brighton, pp 83-86. The Boots, Nottingham.
- Bradl, H. 200. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents Journal of Colloid and Interface Science v. 277, p.1-18.
- Chiou C. T.; Peters L. J.; Freed V. H. 1979. A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. Science 206:1833-1847.
- Gerstl, Z. 1989. Predicting the mobility and availability of toxic organic chemical. In: Gerstl. Z; Chen Y.; Mingelgrin U. Yaron B (eds) Toxic organic chemicals in porous media. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 151 – 162.
- IBGE. 2009. Population Census of Brazil. Brasília:IBGE.
- Karickhoff, S. W. 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. Chemosphere 10:833-846.
- Napeia Projetos Ambientais.1996. Estudo de Impacto Ambiental da Área do Antigo “Lixão” na Vila Kroeff, Novo Hamburgo, RS In: Fundação Estadual de Proteção Ambiental, Processo 3232/96.9, Porto Alegre: FEPAM.
- Oliveira, M. T. G. de ; Rolim, S. B. A. ; Meneguzzi, A. 2007. Compartimentação Ambiental por Sensoriamento Remoto e Geoquímica, de Áreas Contaminadas do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis. Anais, v.1. São José dos Campos : INPE, p.4111-4118.
- Paula Castro, C de. 1995. Caracterização Ambiental da Bacia de Drenagem do rio dos Sinos. Universidade do rio dos Sinos, Dissertação de Mestrado. Curso de Mestrado em Geologia, São Leopoldo.
- Sposito, G. 1989. The chemistry of soils. New York: Oxford.
- Verdum, R.; Frantz, D. S. V. R.; Nunes, J. C. 1990. Avaliação da localização de áreas degradadas no município de Novo Hamburgo/RS, aterro sanitário da Vila Kroeff-Bairro Santo Afonso. In: VI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais 1990. v. 2. p. 404-407.
- UNDP. 2000. Human Development Report. Scott Leckie: United Nations.

6. RESULTADOS OBTIDOS

6.1 Geologia da Área da UTRESA

Na área de estudo afloram rochas sedimentares da Formação Sanga do Cabral (Grupo Rosário do Sul), na sua porção lutítica (argilitos e siltitos) e sedimentos cenozóicos. Os sedimentos cenozóicos são bastante friáveis, de natureza fluvial, compostos predominantemente por areia fina e média com matéria orgânica, de cor cinza média e cinza escura, por vezes com percentagem significativa de argila e silte (Figura 24 e Figura 25). A origem do pacote destes sedimentos está relacionada a processos de deposição em banhados e planícies de inundação de antigos cursos d'água (TOMAZELLI & VILLWOCK, 2000).

A Formação Sanga do Cabral representa a unidade litoestratigráfica da Bacia do Paraná na área da UTRESA e aparece imediatamente abaixo dos sedimentos cenozóicos, sendo caracterizada por intercalações de arenitos finos a médios e argilitos avermelhados com estratificação cruzada acanalada de pequeno a médio porte. A Formação Sanga do Cabral tem idade Triássica e sua origem é relacionada a processo deposicionais em um ambiente fluvial ou flúvio-eólico (GAMERMANN, 1979). A sua presença é marcada por feições geomorfológicas peculiares, caracterizadas por altos topográficos.



Legenda

- | | | | |
|-----|----------------------------|---------------------|--|
| ⊕ | Pontos de Sondagem | Litologia | |
| ■ | Edificação | Bacia do Paraná | |
| --- | Contato Geológico Inferido | Fm. Sanga do Cabral | Sedimentos Cenozóicos |
| ~ | Acessos | | Aluvião arenoso, argiloso e pacotes com matéria orgânica |
| ☁ | Arroios | | |
| □ | Células de Resíduos | | |

Figura 24 - Mapa geológico local da área de estudo.

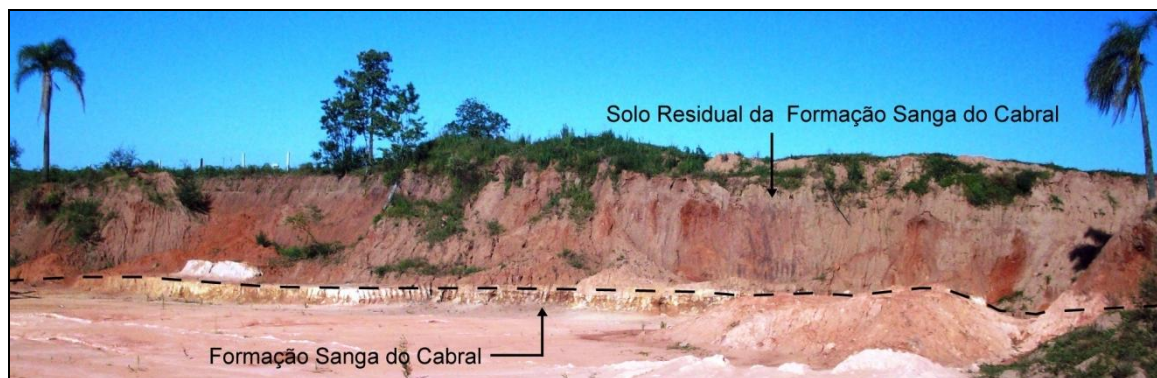


Figura 25 - Foto de um corte existente a noroeste da UTRESA, próximo a estrada de acesso à área, onde se observa arenitos da Fm. Sanga do Cabral e seu solo residual correspondente.

Nas áreas pavimentadas, demais estradas e porções envolventes das células de deposição de resíduos, a superfície é recoberta por uma camada de aterro com espessura média da ordem de 0,8 metros, variando de 0,5 a mais de 2 metros. Os aterros são constituídos por material argiloso e arenoso mal selecionado com grau de compactação variável e espessuras não uniformes. Estas características texturais conferem baixa permeabilidade ao sistema, determinando baixa taxa de infiltração das águas pluviais nestes locais.

Os resultados das investigações geotécnicas e as análises laboratoriais revelam teores de matéria orgânica de até 10% nos sedimentos cenozóicos e diferentes assembléias minerais nos sedimentos cenozóicos e na Fm. Sanga do Cabral. A Fm. Sanga do Cabral possui grande quantidade de caolinita, enquanto os sedimentos cenozóicos contêm essencialmente quartzo, de tamanho areia fina e silte, e raramente alcança 20% de caolinita. O capeamento das células de disposição de resíduos é constituído por materiais argiloso extraídos da Fm. Sanga do Cabral, os quais exibem baixa condutividade hidráulica restringindo o fluxo subterrâneo.

Alguns afloramentos e cortes existentes no interior da área da UTRESA permitem a visualização das unidades geológicas sobre as quais se assenta o empreendimento. Observa-se que estes correspondem a arenitos médios a finos avermelhados, argilosos, intercalados com pelitos maciços avermelhados, correspondentes a Fm. Sanga do Cabral (Figura 26). A mineralogia essencial é composta por argilo-minerais (caolinita) e hidróxido de ferro, sendo esta composição encontrada também no material de aterro. De maneira geral, os depósitos encontram-se submetidos a processos de pedogênese avançada, formando solos de horizontes A e B bastante visíveis, com presença de fissuras e mosqueamento.



Figura 26 - Foto do corte próximo à Célula X, evidenciando os horizontes B e C do solo residual da Fm. Sanga do Cabral, com mais de 3 m de espessura.

Nas porções leste e sul da área de estudo ocorrem arenitos fluviais cenozóicos, quartzo-feldspáticos, de cor marrom acinzentada, registrando também níveis pretos em resposta à presença de matéria orgânica, com granulometria média a fina, muito friáveis e com alta porosidade e permeabilidade (Figura 27).



Figura 27 - Foto de afloramento às margens do Arroio Cascalho, evidenciando a presença de sedimentos fluviais cenozóicos de textura areno-argilosa.

6.2 Difractometria de Raios-X

Os solos da área de estudo são de caráter predominantemente arenoso com silte e argila em proporções menores que 20%. A fração arenosa é constituída essencialmente por quartzo fino a médio, com feldspato em quantidades muito reduzidas. O quartzo é a fase mais abundante também na fração fina, na qual é registrada, ainda, a caolinita e K-

feldspato, sendo este último com abundância muito restrita. (Figura 28). Não se observam diferenças significativas entre os solos da Fm. Sanga do Cabral e dos sedimentos cenozóicos presentes na área de estudos. A similaridade composicional e textural dos solos amostrados, independentemente da origem, decorrem do estágio avançado de intemperismo químico e físico que atuou sobre as rochas e sedimentos do local. Este intenso processo de modificação composicional e textural reduziu consideravelmente a quantidade de argilo-minerais dos arenitos da Fm. Sanga do Cabral, formando de modo geral solos residuais similares àqueles encontrados nos sedimentos cenozóicos.

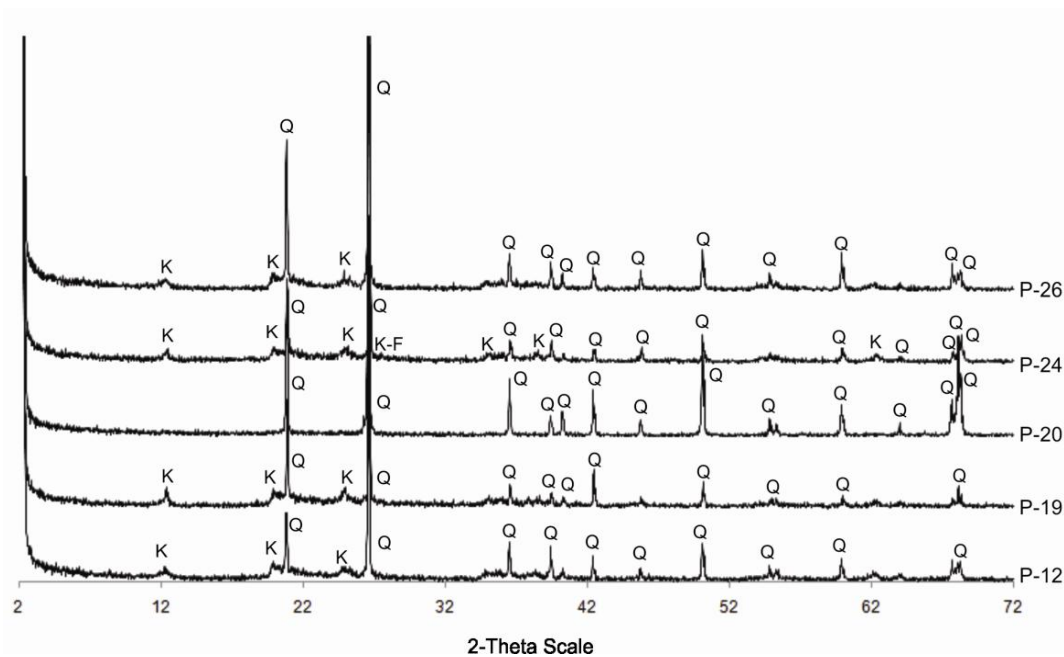


Figura 28 - Difratomogramas das amostras de solo. A figura mostra a mineralogia principal das amostras analisadas. Q quartzo, K caolinita e K-F K-Feldspato.

6.2 Hidrologia

A área da UTRESA está inserida na Região Hidrográfica do Guaíba, mais precisamente dentro da Bacia Hidrográfica Rio dos Sinos “G20”, de acordo com a SEMA DRH, Divisão de Bacias Hidrográficas. A sua superfície é de 5.057 km², correspondendo a 1,8% da área do Estado. de 3.820 km², correspondendo a 4,5% da bacia hidrográfica do Guaíba e 1,5% da área total do Estado do Rio Grande do Sul, com uma população aproximada de 975.000 habitantes, sendo que 90,6 % ocupam as áreas urbanas e 9,4 % estão nas áreas rurais (FEPAM, 1991).

A Bacia do Sinos é delimitada pela Serra Geral, a Leste, pela bacia do Caí a Oeste e ao Norte e pela bacia do Gravataí ao Sul. O Rio dos Sinos é o curso d'água principal e tem uma extensão aproximada de 190 km. Suas nascentes estão localizadas na Serra Geral, no município de Caraá, a cerca de 600 metros de altitude correndo no sentido leste-oeste até a cidade de São Leopoldo, onde muda para a direção norte-sul, desembocando no delta do Rio Jacuí. Os principais afluentes do Rio dos Sinos são os rios Rolante e Paranhana, além de diversos arroios, dentre os quais o Arroio Portão e Arroio Cascalho. A cobertura vegetal da bacia está muito reduzida, os remanescentes localizam-se, predominantemente, nas nascentes do Rio dos Sinos e seus formadores. A precipitação pluviométrica anual média da Bacia do Sinos é de 1.350 mm

Os arroios Cascalho e Portão são os cursos hídricos que recebem diretamente as águas superficiais drenadas da área de estudo (Figura 18). A sub-bacia do Arroio Cascalho tem área total de 45,87 km² e tem como principais cursos d'água o Arroio Bonito e o próprio Arroio Cascalho, este com 13,74 km de extensão. Esta bacia situa-se em uma zona essencialmente rural, de baixa densidade populacional. A sub-bacia do Arroio Portão tem área de 45 km², sendo os principais cursos d'água o próprio Arroio Portão e o Arroio Açude. O Arroio Portão é o principal curso d'água da sub-bacia e possui 11,64 km de extensão. Em termos de contaminação, a sub-bacia do Arroio Portão tem caráter crítico, uma vez que recebe toda a carga de efluentes domésticos e industriais do município de Estância Velha, em especial da indústria coureiro-calçadista.

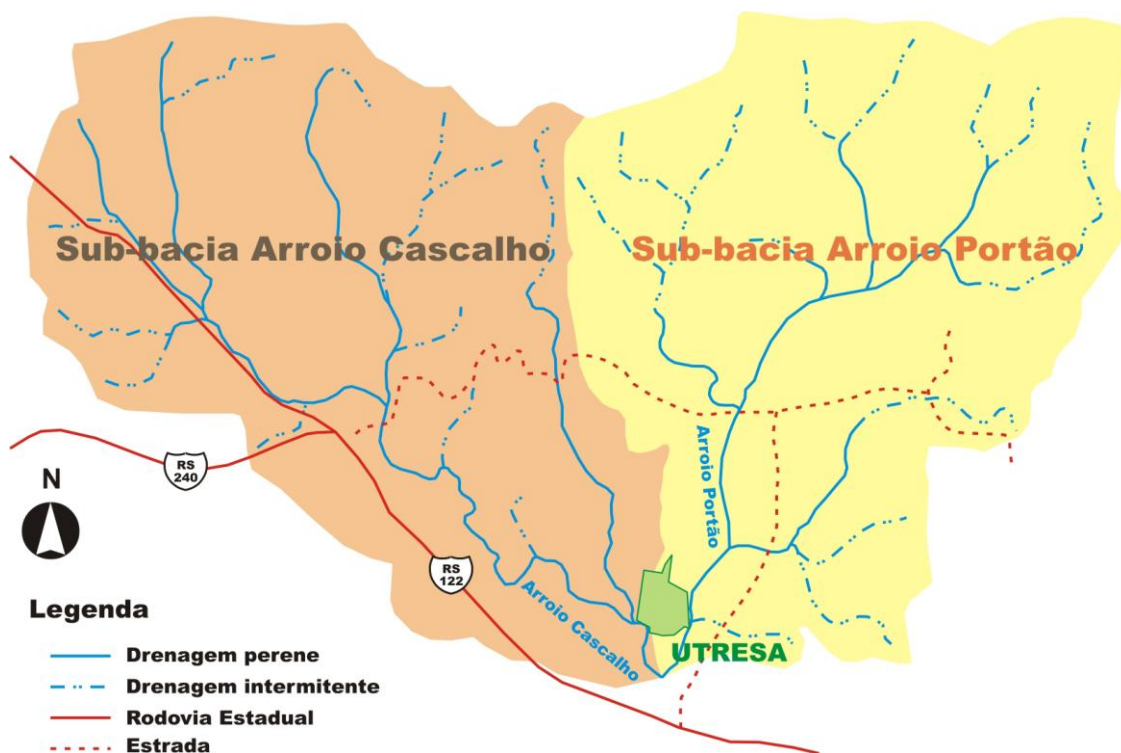


Figura 29 - Mapa hidrográfico com a delimitação das Sub-bacias do Arroio Cascalho e Arroio Portão em relação à área da UTRESA.

Ao longo do ano de 2009 a UTRESA realizou estudos da vazão do Arroio Cascalho no trecho correspondente ao limite da área do empreendimento, a partir do qual se estabeleceu a curva-chave no ponto analisado deste curso hídrico (Figura 30).

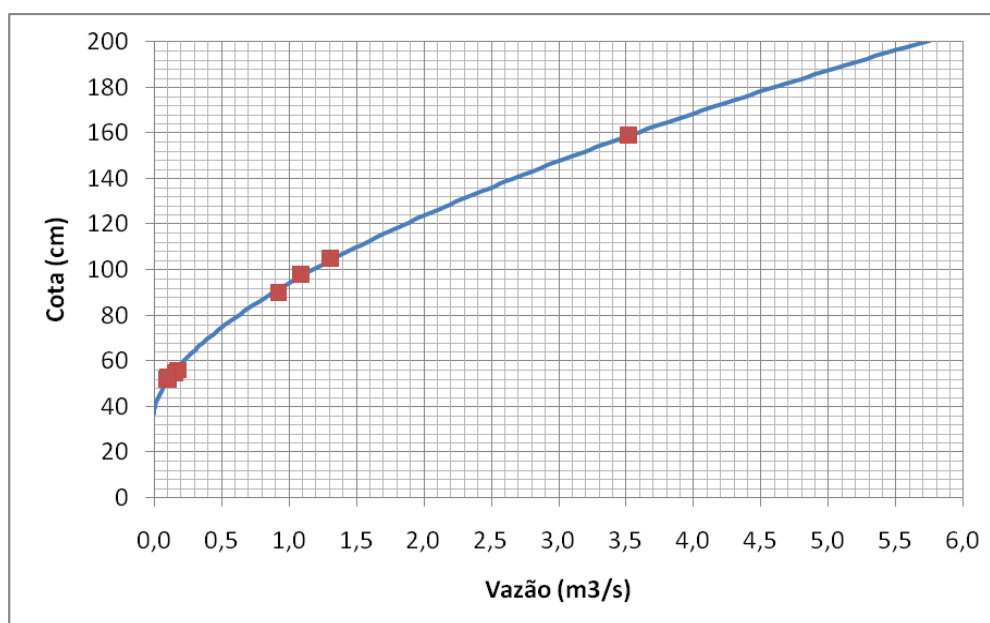


Figura 30 - Curva-chave do posto fluviométrico da UTRESA, no Arroio Cascalho (pontos correspondem às medições e curva corresponde à equação ajustada).

Este estudo apontou que o Arroio Cascalho apresenta no trecho estudado uma diferença de 107 cm entre a cota mínima e a cota máxima medidas e descargas líquidas máximas e mínimas medidas de 3,51 m³/s e 0,10 m³/s, respectivamente. A partir da curva chave estabelecida para o trecho analisado, foi determinada uma vazão mínima de 0,01 m³/s, para uma cota de 41 cm, e vazão máxima é de 5,68 m³/s, para uma cota de 200 cm. O levantamento da série histórica, entre os anos de 1979 e 2006, da bacia hidrográfica onde está inserido o Arroio Cascalho mostrou que os meses com índices pluviométricos mais baixos são março e abril.

6.3 Hidrogeologia

6.3.1 Generalidades

As propriedades hidráulicas dos sistemas aquíferos (transmissividade, condutividade hidráulica e coeficiente de armazenamento) estão relacionadas, fundamentalmente, com a porosidade e a permeabilidade das rochas. Em aquíferos granulares, a porosidade e a permeabilidade dependem de características texturais (granulometria, forma e arranjo dos grãos), bem como de estruturas primárias (estratificação, laminação) e tectônicas (fraturas). Nos aquíferos fraturados, por outro lado, a porosidade e a permeabilidade são determinadas pela densidade, extensão, abertura e rugosidade das paredes das fraturas, as quais podem ser de origem tectônica ou primária (fraturas de contração).

Na região metropolitana de Porto Alegre são registrados sistemas aquíferos pertencentes às duas categorias. Os tipos granulares compreendem os sedimentos cenozóicos e rochas sedimentares da Bacia do Paraná, enquanto os tipos fraturados são representados pelo embasamento granítico-gnáissico Pré-Cambriano e pelas rochas vulcânicas e hipoabissais da Formação Serra Geral.

6.3.2 Aspectos Locais

Nos domínios da UTRESA são registrados aterros (estradas e pavimentos), sedimentos cenozóicos e rochas sedimentares triássicas da Formação Sanga do Cabral (Figura 31) que, no conjunto, compõem dois aquíferos freáticos.

O sistema aquífero do local é do tipo aquífero livre, estando representado por rochas sedimentares da Formação Sanga do Cabral, na base, e sedimentos cenozóicos de natureza areno-siltico-argilosa no topo. A circulação das águas subterrâneas neste

sistema aquífero é condicionada pela porosidade e permeabilidade dos arenitos e pelas discontinuidades físicas (fraturadas), no caso da Formação Sanga do Cabral.

A superfície potenciométrica das águas subterrâneas do aquífero local foi determinada a partir da cota do nível estático (NE) nos poços de monitoramento instalados na área. A localização desses poços e a cota absoluta no terreno foram determinadas através do nivelamento topográfico de precisão (Tabela 2).

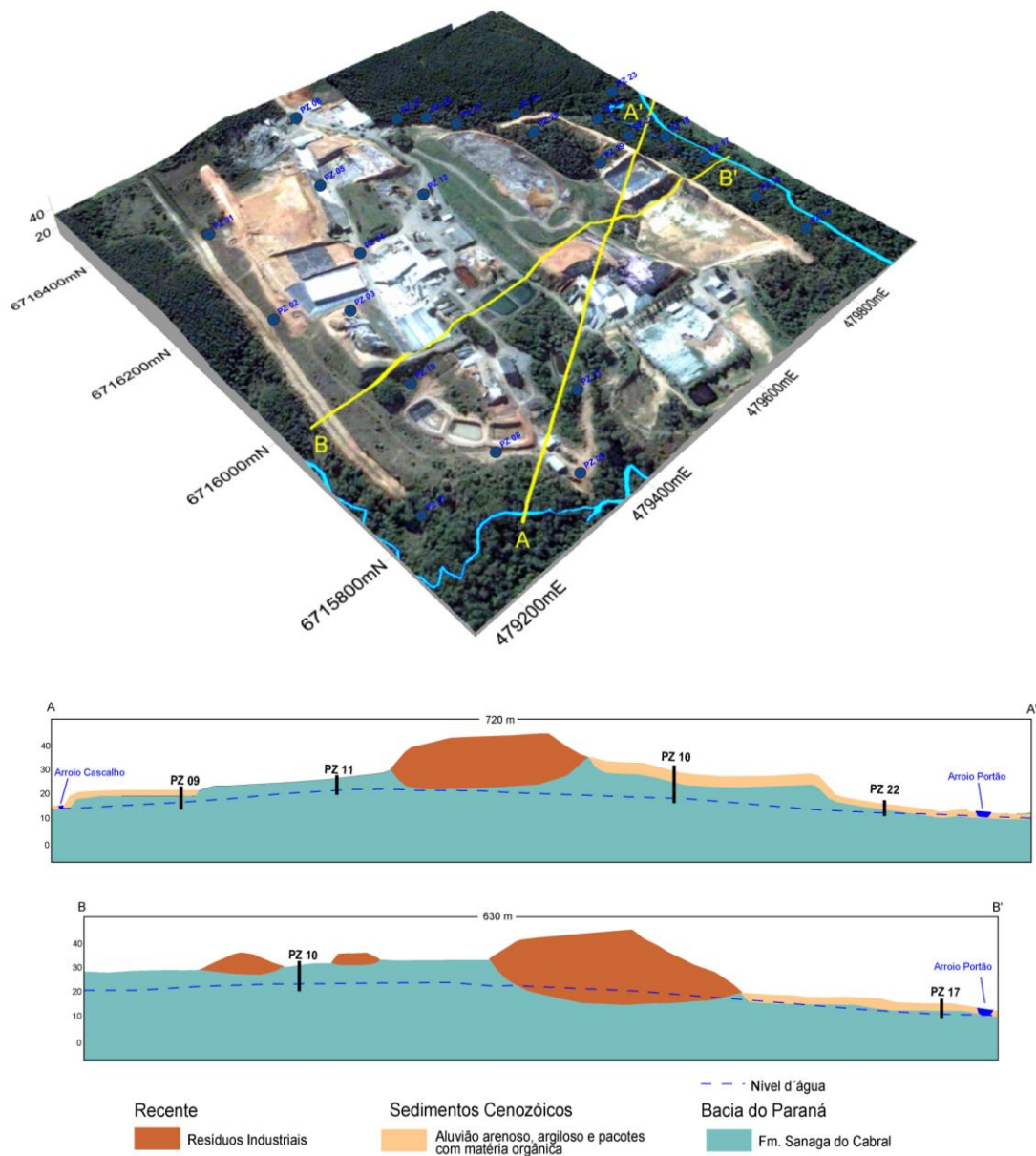


Figura 31 - Aquíferos freáticos presentes na área da UTRESA.

Tabela 2 - Localização dos poços de monitoramento com coordenadas locais (Leste e Norte) e cotas do terreno e do nível estático nos poços do aquífero local.

Poço	UTM-E (m)	UTM-N (m)	Cota terreno (m)	Prof. NE (m)	Cota NE (m)
PZ 01	479.216	6.716.406	34,31	0,82	33,49
PZ 02	479.216	6.716.141	32,82	1,23	31,59
PZ 03	479.324	6.716.217	38,27	1,53	36,74
PZ 04	479.394	6.716.230	41,60	3,11	38,49
PZ 05	479.420	6.716.309	40,89	3,13	37,76
PZ 06	479.463	6.716.440	41,86	4,67	37,19
PZ 07	479.187	6.715.816	18,77	0,20	18,57
PZ 08	479.308	6.715.806	23,74	1,66	22,07
PZ 09	479.385	6.715.737	20,50	1,59	18,90
PZ 10	479.271	6.715.935	27,09	0,62	26,46
PZ 11	479.475	6.715.852	27,96	1,42	26,53
PZ 12	479.518	6.716.142	35,95	1,94	34,00
PZ 14	479.857	6.715.778	20,429	1,680	18,749
PZ 16	479.856	6.715.853	19,039	1,163	17,876
PZ 17	479.899	6.716.004	17,06	1,74	15,31
PZ 18	479.835	6.716.065	18,73	1,16	17,56
PZ 19	479.751	6.716.065	24,05	1,11	22,93
PZ 20	479.729	6.716.174	26,68	1,85	24,83
PZ 21	479.821	6.716.097	23,68	0,75	22,93
PZ 22	479.905	6.716.110	17,84	1,37	16,46
PZ 23	479.948	6.716.167	17,63	1,15	16,47
PZ 24	479.794	6.716.214	22,70	0,83	21,86
PZ 25	479.708	6.716.243	28,13	0,75	27,37
PZ 26	479.660	6.716.269	31,85	1,22	30,63
PZ 27	479.620	6.716.305	34,50	1,34	33,15

O modelo numérico da superfície potenciométrica demonstra uma tendência geral de fluxo das águas subterrâneas no aquífero local de norte para sul, na porção oeste, e de oeste para leste, na porção Leste da área estudada. O gradiente hidráulico

médio varia entre 0,3 e 0,4% e a descarga do fluxo de base ocorre nos arroios Portão e Cascalho (Figura 32 e Tabela 3).

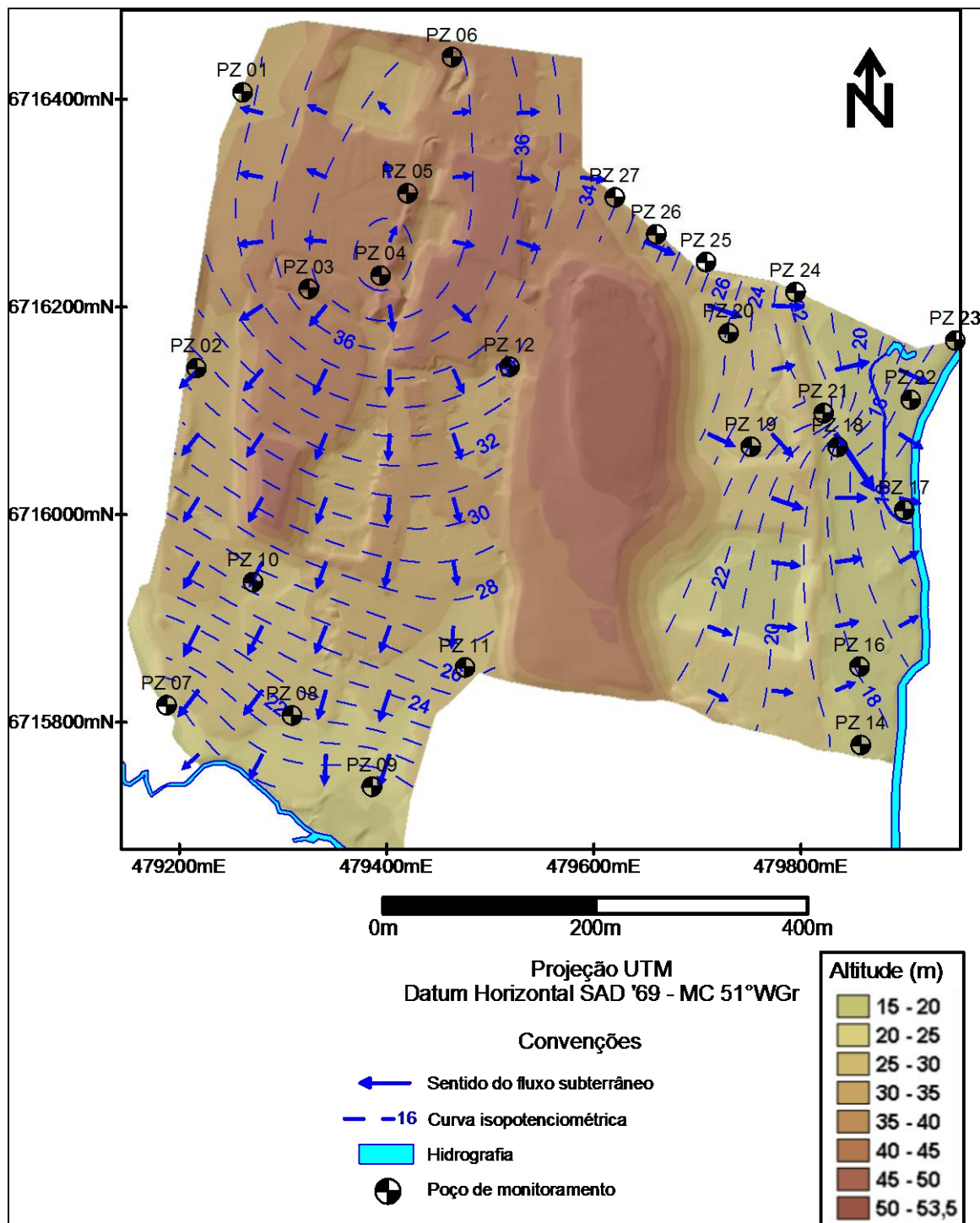


Figura 32 - Superfície potenciométrica do aquífero local. Note a direção de fluxo de norte para sul na porção oeste e de oeste para leste na porção leste da área.

A condutividade hidráulica do aquífero local foi determinada através da execução de testes de *slug* realizados em 07 poços de monitoramento instalados na área de estudo e calculada através dos métodos de Hvorslev e de Bower & Rice (Tabela 3). As planilhas com registros de campo (variações do nível dinâmico e tempo de leitura) são apresentadas no Anexo - II.

Tabela 3 - Condutividade hidráulica (K) do aquífero local determinada através de ensaios de *slug*.

Poço	Método Bower & Rice		Método Hvorslev	
	K (cm/s)	K (m/dia)	K (cm/s)	K (m/dia)
PZ 01	2,72x10 ⁻⁵	0,023	3,17x10 ⁻⁵	0,027
PZ 05	2,00x10 ⁻⁵	0,017	2,69x10 ⁻⁵	0,023
PZ 10	2,19x10 ⁻⁵	0,018	2,81x10 ⁻⁵	0,023
PZ 12	2,22x10 ⁻⁵	0,019	2,92x10 ⁻⁵	0,024
PZ 19	26,2x10 ⁻⁵	0,226	33,2x10 ⁻⁵	0,286
PZ 20	3,25x10 ⁻⁵	0,028	4,09x10 ⁻⁵	0,035
PZ 26	2,91x10 ⁻⁵	0,025	2,65x10 ⁻⁵	0,022
K máximo	2,00x10⁻⁵	0,017	2,65x10⁻⁵	0,022
K mínimo	26,2x10⁻⁵	0,226	33,2x10⁻⁵	0,286

Os resultados obtidos pelos dois métodos são similares e apontam valores de condutividade hidráulica baixos a médios e variáveis entre 2,0x10⁻⁵ e 3,3x10⁻⁴ cm/s, o que é compatível com materiais sedimentares de granulometria areno-argilosa. Esses resultados, combinados com o baixo gradiente hidráulico, indicam um fluxo lento das águas subterrâneas e grande potencial de retardo no transporte dos íons dissolvidos, os quais podem sofrer forte adsorção pelas partículas finas do aquífero.

A velocidade média de fluxo das águas subterrâneas no aquífero da área da UTRESA pode ser estimada a partir dos valores calculados de condutividade hidráulica e do gradiente hidráulico aplicando-se a Lei de Darcy:

$$V = \frac{k}{n_e} \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l}$$

onde **V** é velocidade média (m/dia), **K** a condutividade hidráulica (m/dia), n_e a porosidade efetiva, $(\Delta h/\Delta l)$ o gradiente hidráulico, sendo a porosidade efetiva

considerada de 0,18 e o gradiente hidráulico determinado nas seções definidas para a área de estudo (Figura 33). Os resultados apontam velocidade máxima de $1,0 \times 10^{-2}$ cm/hora e velocidade média de $3,26 \times 10^{-3}$ cm/hora, considerando a condutividade hidráulica média de 2×10^{-5} cm/s, (Tabela 4).

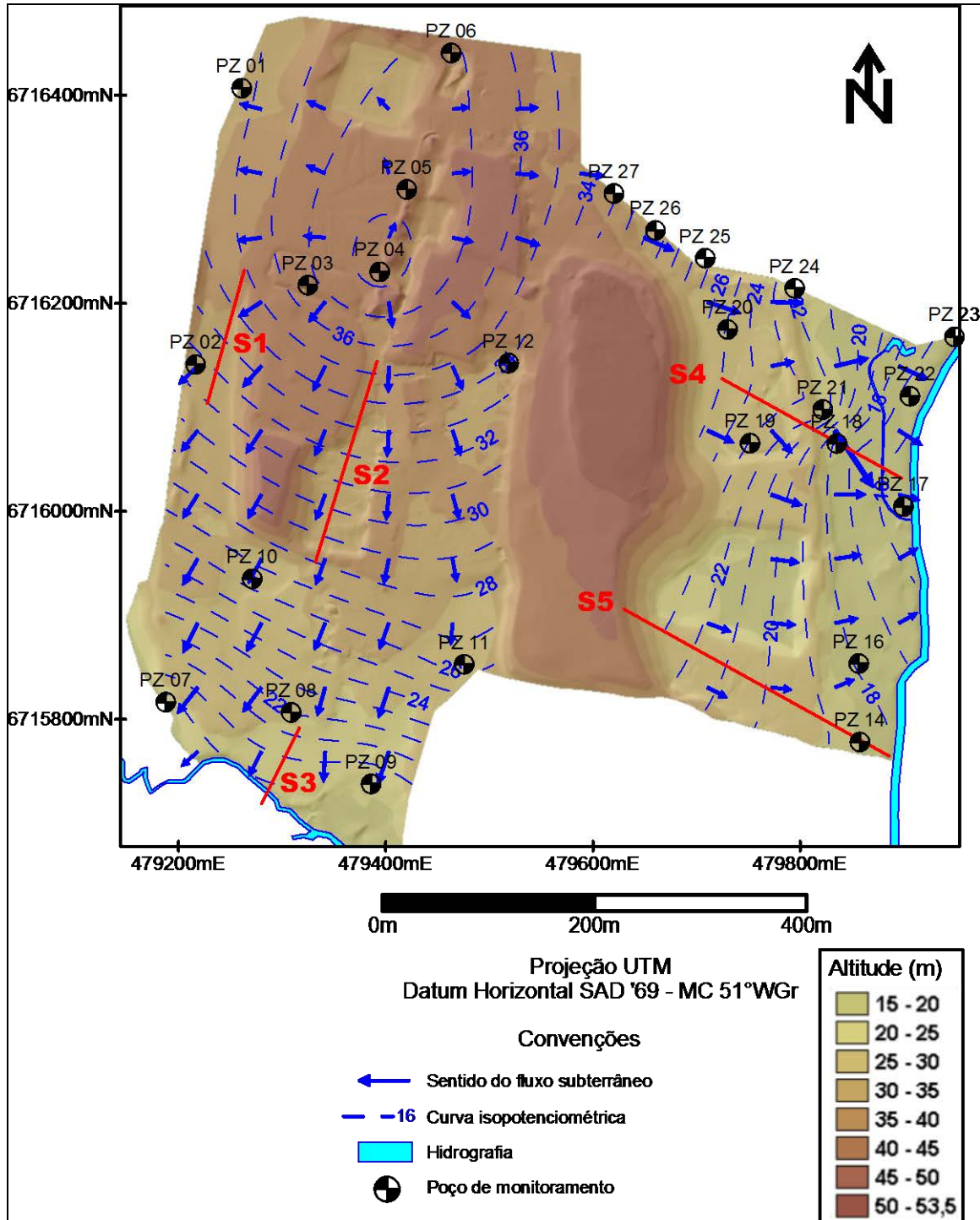


Figura 33 - Superfície potenciométrica do aquífero local com a delimitação das seções definidas para cálculo da velocidade de fluxo das águas subterrâneas.

Tabela 4 - Velocidade de fluxo das águas subterrâneas no aquífero local. Os valores são calculados com o gradiente hidráulico determinado em cada seção e com condutividade hidráulica média.

Seção	Gradiente Hidráulico ($\Delta h/\Delta l$)	Velocidade de Fluxo (cm/s)	Velocidade de Fluxo- (cm/h) -
S1	0,037	$4,11 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-3}$
S2	0,039	$4,33 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-3}$
S3	0,037	$4,11 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-3}$
S4	0,027	3×10^{-5}	$1,0 \times 10^{-2}$
S5	0,05	$5,55 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-3}$
	Velocidade Média cm/h		$3,26 \times 10^{-3}$
	Velocidade Média m/dia		$7,8 \times 10^{-4}$
	Velocidade Média m/ano		0,285

6.3.3. A Vulnerabilidade do Aquífero Freático

A vulnerabilidade de um aquífero é uma propriedade natural que representa a susceptibilidade de ser afetado por uma carga poluidora e está relacionada às características geológicas, geomorfológicas e hidrogeológicas do sistema. Pode ser traduzida, ainda, como sendo a acessibilidade da zona saturada à penetração de poluentes e a capacidade de atenuação resultante da retenção físico-química ou de reação dos poluentes.

Baseados nestes princípios, diversos métodos de caracterização da vulnerabilidade de aquíferos foram desenvolvidos e publicados na literatura especializada, sendo bastante eficaz e de simples aplicação aquele proposto por FOSTER (1987) e aprimorado por FOSTER & HIRATA (1988).

Este método consiste na quantificação da vulnerabilidade considerando três parâmetros do aquífero:

- Forma de ocorrência da águas subterrânea - Fo (confinada ou livre);
- Profundidade do nível da água - Ha;
- Características físicas e litológicas da zona vadosa ou camada confinante;
- Lit (grau de consolidação, composição mineralogia e características texturais da zona saturada);

Para cada um destes parâmetros é atribuído um peso de 0,0 (zero) a 1,0 (um) e a combinação dos três resulta num valor que expressa o índice de vulnerabilidade do aquífero (VA), o qual varia entre 0 (zero) que corresponde a uma vulnerabilidade

desprezível, e 1 (um), que indica uma vulnerabilidade extrema. O índice de vulnerabilidade é, então, determinado pela equação $VA = Fo \cdot Ha \cdot Lit$ e os valores são representados na Tabela 5.

Tabela 5 - Índices de vulnerabilidade de aquíferos. Fonte: FOSTER & HIRATA, 1988.

Índice	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0
Vulnerabilidade	Desprezível	Baixa		Média		Alta		Extrema			
		baixo	alto	baixo	alto	baixo	alto	baixo	alto		

A vulnerabilidade do aquífero freático da UTRESA foi calculada com base no modelo de FOSTER & HIRATA (1988), considerando a profundidade do nível d'água em cada poço instalado e as características mineralógicas e texturais do solo e sedimentos da área. Os resultados apontam índices entre 0,6 e 0,7, o que determina condições de alta vulnerabilidade natural do aquífero e, por consequência, alta susceptibilidade à contaminação. Esta característica de alta vulnerabilidade do aquífero torna-o muito susceptível a contaminações decorrentes de eventuais transbordamentos e vazamentos de lagoas de tratamento e de escoamento superficial de chorume a partir das antigas células de deposição de resíduos (Células VI, VII, VIII, X e XI).

6.3.4. Pluma de Contaminação

A partir dos estudos e ensaios de campo, modelagem e determinação da vulnerabilidade do aquífero do local foi possível caracterizar a expansão da pluma de contaminação da área de estudo.

A área da UTRESA é limitada pelo Arroio Portão a leste e pelo Arroio Cascalho a sudoeste, sendo estas as direções preferenciais do fluxo das águas subterrâneas, conforme pode ser observado na Figura 32 acima. Os resultados químico-analíticos de solo e águas subterrâneas demonstram que a pluma de contaminação expandiu-se até os arroios retrocitados, sendo os contaminantes registrados nestes compartimentos o cloreto, cromo, nitrogênio, arsênio, mercúrio, zinco, dioxinas, chumbo, bário, sódio e benzeno. A distribuição destes contaminantes na área da UTRESA é apresentada nos item 6.4. Dado que estes arroios constituem os limites hidráulicos do fluxo subterrâneo da área de influência da central de resíduos da UTRESA, inexistente a possibilidade de continuidade no avanço da pluma de contaminação.

6.4 Dados Químico-analíticos

A partir dos resultados obtidos nas análises químicas de solo, água superficial e água subterrânea foi possível avaliar o conteúdo dos parâmetros selecionados, determinar a intensidade e abrangência da contaminação e classificá-los perante as normas e resoluções ambientais vigentes. Após esta avaliação foi interpretado o comportamento de cada contaminante detectado com a finalidade de caracterizar os impactos e riscos ambientais presentes na área e determinar uma proposta de remediação do local impactado.

A seguir são apresentados os resultados obtidos para chorume, solos e águas.

6.4.1 Aspectos Químicos do Chorume

Os potenciais contaminantes do aterro de resíduos industriais da UTRESA foram identificados através de análises químicas do chorume ali gerado. Os dados químico-analíticos do chorume mostraram que o cloreto, o nitrogênio amoniacal e o cromo constituem os principais contaminantes gerados pelos resíduos. Nitrogênio orgânico apresenta baixas concentrações no chorume, não representando contaminante potencial. Metais, BTEX e fenóis também estão presentes em concentrações menos elevadas (Tabela 6), enquanto herbicidas, fluoreto, molibdênio, níquel, selênio e antimônio não foram detectados nas análises.

Tabela 6 - Parâmetros e teores registrados nas amostras de chorume.

Parâmetros	Amostra			L.D
	PC-4	PC - 8 e 9	PC-10	
Al (mg/L)	1.58	0.094	0.20	0.001
As (mg/L)	0.01	n. d.	n. d.	0.0006
Ba (mg/L)	2.32	0.059	0.22	0.001
Cd (mg/L)	0.0020	0.0009	n. d.	0.0002
Pb (mg/L)	0.0088	0.0058	0.0046	0.0009
Cianeto (mg/L)	0.014	0.022	0.026	0.004
C (mg/L)	766	861	4786	5.00
Co (mg/L)	0.021	0.021	0.013	0.001
Cu (mg/L)	0.034	0.022	0.027	0.0006
Cr ⁶⁺ (mg/L)	n. d.	n. d.	0.138	0.025
Cr ³⁺ (mg/L)	0.33	2.55	10.2	0.001
Fe (mg/L)	3.81	0.52	0.62	0.0008
Mn (mg/L)	6.47	0.22	0.46	0.0007
Hg (mg/L)	0.055	n. d.	n. d.	0.00005
Na (mg/L)	205	260	198	0.004
SO ₄ (mg/L)	68.4	n.d.	n. d.	4.00

Parâmetros	Amostra			L.D
	PC-4	PC - 8 e 9	PC-10	
Benzeno ($\mu\text{g/L}$)	18.6	n. d.	5.19	2.00
Tolueno ($\mu\text{g/L}$)	13.4	796	115	2.00
Etilbenzeno ($\mu\text{g/L}$)	23.2	582	38.6	2.00
Xileno ($\mu\text{g/L}$)	22.8	287	22.0	2.00
Fenóis Totais (mg/L)	0.493	0.324	27.6	0.003
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	3750	2566	24920	6
Nitrogênio Amoniacal (mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$)	490	1610	7000	0.05
Nitrogênio Total - $\text{NH}_3\text{+N}_{\text{orgânico}}$ (mg N/L)	521	1711	7143	0.05
Sólidos Dissolvidos Totais (mg /L)	13130	3998	13814	2.00

6.4.2 Aspectos Químicos dos Solos

Amostras de solo coletadas na UTRESA foram submetidas a dois ensaios laboratoriais: análise de massa bruta e lixiviação, totalizando 76 (setenta e seis) análises químicas (Tabela 7).

Os resultados obtidos nos ensaios de lixiviação apontaram baixos teores dos metais avaliados, o que implica em baixo potencial de contaminação das águas subterrâneas a partir da liberação destes metais por dessorção. Os valores registrados são similares aqueles encontrados em muitos solos naturais, os quais foram comparados com os valores de classificação de resíduos sólidos estabelecidos pela norma ABNT (2004a). Em todas as amostras analisadas, os teores dos metais no lixiviado ficaram abaixo do limite indicado pela norma de referência para materiais não-perigosos, o que indica que a contaminação dos solos por metais e semimetais oriundos do aterro de resíduos industriais da UTRESA não compromete as águas subterrâneas, conforme dados hidroquímicos do item 6.4.4.

Tabela 7 - Resultados dos ensaios de lixiviação nas amostras de solo coletadas nos 19 pontos de sondagem realizadas na área de estudo. n.d. = não detectado. L.D. = Limite de Detecção.

AMOSTRA	mg/L no lixiviado							
	As	Ba	Pb	Cu	Cr	Mn	Hg	Zn
PZ 07 AM01	0,003	0,74	0,01	0,0074	n.d.	0,35	n.d.	0,071
PZ 07 AM02	n.d.	0,5	0,0074	0,0065	n.d.	0,16	0,0092	0,098
PZ 08 AM01	0,0014	0,12	0,0061	0,0035	0,0092	0,4	n.d.	0,047
PZ 08 AM02	0,0042	0,38	0,0023	0,0025	n.d.	0,35	n.d.	0,033
PZ 09 AM01	0,0014	0,51	0,0066	0,0091	0,041	2,34	n.d.	0,11
PZ 09 AM02	0,0019	0,11	0,013	0,0045	0,0038	0,35	n.d.	0,051

AMOSTRA	mg/L no lixiviado							
	As	Ba	Pb	Cu	Cr	Mn	Hg	Zn
PZ 10 AM01	0,0013	0,34	0,0019	0,0059	n.d.	1,4	n.d.	0,1
PZ 10 AM02	0,0014	0,33	0,0022	0,0048	n.d.	1,23	n.d.	0,066
PZ 11 AM01	0,0014	0,091	0,0034	0,0058	n.d.	0,048	n.d.	0,052
PZ 11 AM02	0,0023	0,091	0,009	0,0058	n.d.	0,12	n.d.	0,043
PZ 12 AM01	0,0019	0,062	0,013	0,018	0,0043	0,34	n.d.	0,22
PZ 12 AM02	0,0037	0,14	0,019	0,0087	0,016	0,86	n.d.	0,18
PZ 14 AM01	0,0016	0,087	0,003	0,0042	n.d.	0,14	n.d.	13
PZ 14 AM02	0,0015	0,36	0,0056	0,0055	n.d.	0,32	n.d.	30
PZ 16 AM01	0,0012	0,1	0,0051	0,0025	0,0034	0,077	n.d.	0,037
PZ 16 AM02	0,0011	0,24	0,0035	0,0037	0,001	0,18	n.d.	0,038
PZ 17 AM01	0,0012	0,31	0,0057	0,0079	0,3	0,11	n.d.	0,065
PZ 17 AM02	0,0022	0,16	0,021	0,0061	0,13	0,53	n.d.	0,18
PZ 18 AM01	0,0017	0,12	0,0038	0,0028	n.d.	0,39	n.d.	0,045
PZ 18 AM02	0,0019	0,36	0,0081	0,013	0,62	2,77	n.d.	1,46
PZ 19 AM01	0,0026	0,12	0,01	0,017	n.d.	0,2	n.d.	0,11
PZ 19 AM02	0,0028	0,11	0,01	0,014	0,0035	0,27	n.d.	0,1
PZ 20 AM01	n.d.	0,036	0,002	0,0043	n.d.	0,092	n.d.	0,044
PZ 20 AM02	n.d.	0,083	0,0039	0,0038	0,0022	0,1	n.d.	0,048
PZ 21 AM01	n.d.	0,045	0,025	0,0041	n.d.	0,12	n.d.	0,39
PZ 21 AM02	n.d.	0,32	0,0083	0,0047	n.d.	0,15	n.d.	0,12
PZ 22 AM01	n.d.	0,15	0,0022	0,0067	0,0087	0,26	n.d.	0,075
PZ 22 AM02	n.d.	0,2	0,0026	0,007	n.d.	0,71	n.d.	0,057
PZ 23 AM01	n.d.	0,2	0,0015	0,0061	0,0049	0,24	n.d.	0,043
PZ 23 AM02	n.d.	0,24	0,0013	0,0062	n.d.	0,2	n.d.	0,054
PZ 24 AM01	n.d.	0,12	0,0032	0,0045	0,014	0,07	n.d.	0,13
PZ 24 AM02	n.d.	0,18	0,0037	0,0047	0,0009	0,083	n.d.	0,06
PZ 25 AM01	n.d.	0,16	0,0032	0,0058	0,0007	1,04	n.d.	0,11
NBR 10004/2004								
Limite Máximo de Resíduos Não Perigosos	1,0	70,0	1,0	—	5,0	—	0,1	—
L. D.	0,0006	0,001	0,0009	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,0006

AMOSTRA	mg/L no lixiviado							
	As	Ba	Pb	Cu	Cr	Mn	Hg	Zn
PZ 25 AM02	n.d.	0,047	0,0032	0,0045	n.d.	0,0062	n.d.	0,041
PZ 26 AM01	n.d.	0,24	0,001	0,16	n.d.	0,55	n.d.	0,16
PZ 26 AM02	0,0016	0,27	0,0063	0,0063	n.d.	0,082	n.d.	0,027
PZ 27 AM01	n.d.	0,05	0,0046	0,0042	0,0035	0,094	n.d.	0,051
PZ 27 AM02	n.d.	0,098	0,0094	0,005	n.d.	0,18	n.d.	0,051
NBR 10004/2004								
Limite Máximo de Resíduos Não Perigosos	1,0	70,0	1,0	—	5,0	—	0,1	—
L. D.	0,0006	0,001	0,0009	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,0006

Os resultados químico-analíticos em massa bruta de amostras de solo mostram a ocorrência de contaminação em toda a área de influência do depósito de resíduos da UTRESA com níveis que variam desde intensidades muito baixas até elevadas, principalmente nos parâmetros nitrogênio total, cloreto e cromo (Tabela 8). Os dados da Tabela 8 indicam a ocorrência de contaminação em todos os parâmetros analisados, com exceção do TPH GRO (alcanos leves) e de voláteis orgânicos. A contaminação registrada apresenta níveis mais elevados no solo da zona subsaturada, o que aponta o fluxo superficial seguido de infiltração como o principal mecanismo de disseminação de contaminantes, sendo mais efetivo do que o fluxo das águas subterrâneas. A influência do fluxo superficial na disseminação de contaminantes é comprovada por dados de composição química das águas de drenagem pluvial da área da UTRESA, que apontam significativos níveis de contaminação por metais, nitrogênio e cloreto (AUGUSTIN JR. & VIERO, *no prelo*).

Tabela 8 - Conteúdo dos parâmetros analisados nas amostras de solo massa bruta coletadas nos 19 pontos de sondagem realizadas na área de estudo. Os teores em negrito são maiores que os valores de background da área e os teores em negrito e sublinhados são maiores que os valores de prevenção (CETESB) e de intervenção (VROM), respectivamente. n.d. = não detectado. n.a = não analisado. L.D. = Limite de Detecção.

AMOSTRA	mg/Kg																	%
	As	Ba	Pb	Cianeto	Cl	Cu	Cr	Mn	Hg	N Amon	N Total	Na	Zn	Ben	Tol	Eben	Xil	
PZ 07 AM01	0,12	<u>90,6</u>	12	0,017	321	4,37	16	52	0,039	n.d.	3795	47,7	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,98
PZ 07 AM02	0,63	67,7	8,48	0,181	243	2,83	9,14	34	<u>0,95</u>	n.d.	2128	43	9,69	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,66
PZ 08 AM01	5,07	<u>93,9</u>	13	0,017	442	8,32	32	197	n.d.	n.d.	3920	101	30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,01
PZ 08 AM02	1,39	53,5	8,31	0,1	250	4,71	14	59	0,13	n.d.	1277	189	14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,85
PZ 09 AM01	1,83	42	8,81	0,04	272	7,52	<u>74</u>	174	<u>3,43</u>	n.d.	1290	96,5	32	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,43
PZ 09 AM02	0,45	16,9	4,44	0,11	276	2,59	6,5	30	0,083	n.d.	3107	117	9,45	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,19
PZ 10 AM01	2,49	37,4	9,15	0,048	265	6,02	26	67	0,15	535	3804	156	<u>317</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7,66
PZ 10 AM02	3,72	<u>84,9</u>	13	0,055	265	7,02	18	138	0,076	350	3869	74,5	28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	6,77
PZ 11 AM01	1,08	16,6	5,98	0,037	319	3,03	8,18	79	<u>0,51</u>	221	3097	27,4	8,76	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,36
PZ 11 AM02	2,88	25,7	11	0,06	285	6,7	20	43	0,1	n.d.	1140	253	18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5,18
PZ 12 AM01	0,44	11,1	3,48	n.d.	209	1,99	5,18	46	0,33	n.d.	2575	3,62	7,35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,39
PZ 12 AM02	2,45	34	13	n.d.	219	7,7	18	98	0,066	n.d.	1457	59,4	88	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,4
PZ 14 AM01	0,51	13,4	4,87	n.d.	256	2,79	5,83	105	<u>1,03</u>	1741	4936	9,25	7,25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,45
PZ 14 AM02	0,23	10,7	3,3	0,065	235	2,53	4,72	85	0,13	1125	2754	9,88	4,87	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,5
PZ 16 AM01	0,65	26,3	6,28	n.d.	183	3,88	13	33	0,023	817	2312	16	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,92
CETESB 2001	VRQ	3,5	75	17	—	—	35	40	—	0,05	—	—	—	60	—	—	—	—
	VP	15	150	72	—	—	60	75	—	0,5	—	—	—	300	0,03	0,14	6,2	0,13
	VI	150	750	900	—	—	600	400	—	70	—	—	—	2000	0,15	75	95	70
VROM 1994	VS	29	200	85	1	—	36	100	—	0,3	—	—	—	140	0,05	0,05	0,05	0,05
	VT	42	413	308	11	—	113	240	—	5,2	—	—	—	430	0,53	65	25	12,5
	VI	55	625	530	20	—	190	380	—	10,0	—	—	—	720	1,00	130	50	25
L.D.	0,0006	0,001	0,0009	0,004	5,00	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,05	0,05	0,004	0,0006	0,01	0,01	0,01	0,01	—

Continuação Tabela 8

AMOSTRA	mg/Kg																%	
	As	Ba	Pb	Cianeto	Cl	Cu	Cr	Mn	Hg	N Amon	N Total	Na	Zn	Ben	Tol	Eben	Xil	M.O
PZ 16 AM02	1,61	45,8	7,5	n.d.	215	5,79	15	43	n.d.	952	1892	35,9	15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,7
PZ 17 AM01	n.d.	30,3	7,7	0,024	247	5,63	<u>359</u>	97	0,18	691	37240	75,9	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,39
PZ 17 AM02	n.d.	18,7	5,09	0,036	310	6,24	<u>375</u>	44	0,46	n.d.	10699	94,1	22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,56
PZ 18 AM01	1,09	23,1	5,04	n.d.	270	2,06	7,78	53	0,00941	n.d.	1311	39,4	7,66	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,31
PZ 18 AM02	n.d.	54,4	28	0,065	689	<u>51</u>	<u>262</u>	145	0,17	1567	9981	300	<u>315</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7,43
PZ 19 AM01	2,71	33,5	13	0,026	297	3,41	12	48	0,09	n.d.	3581	32,9	9,54	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,29
PZ 19 AM02	1,16	21	6,32	0,017	325	2,46	14	30	0,24	n.d.	1868	47,8	11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,33
PZ 20 AM01	0,61	14,7	4,28	0,05	310	2,32	5,68	121	0,31	n.d.	n.d.	43	8,36	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1
PZ 20 AM02	1,28	18,9	6,16	0,005	303	3,02	8,97	42	n.d.	n.d.	2069	35,2	9,52	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	9,86
PZ 21 AM01	0,88	12,2	<u>63</u>	0,005	378	10	5,67	19	0,3	n.d.	4607	53,1	24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,23
PZ 21 AM02	2,14	45,4	5,26	n.d.	202	3,04	4,92	54	n.d.	n.d.	n.d.	76,4	16	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,76
PZ 22 AM01	1,45	35,5	8,42	0,013	339	7,42	<u>45</u>	252	0,31	1188	10640	37,2	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,83
PZ 22 AM02	0,55	34,4	4,47	0,007	212	4,68	8,33	48	0,081	n.d.	2625	30	7,36	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,74
PZ 23 AM01	1,18	31,2	4,68	0,012	343	6,22	23	206	0,45	n.d.	6934	32,5	11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,93
PZ 23 AM02	0,028	27,4	0,96	0,009	355	1,57	3,63	15	0,16	n.d.	n.d.	25	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,98
PZ 24 AM01	0,59	15,8	4,66	n.d.	175	2,23	33	26	n.d.	583	9311	35,7	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,56
CETESB 2001	VRQ	3,5	75	17	—	—	35	40	—	0,05	—	—	—	60	—	—	—	—
	VP	15	150	72	—	—	60	75	—	0,5	—	—	—	300	0,03	0,14	6,2	0,13
	VI	150	750	900	—	—	600	400	—	70	—	—	—	2000	0,15	75	95	70
VROM 1994	VS	29	200	85	1	—	36	100	—	0,3	—	—	—	140	0,05	0,05	0,05	0,05
	VT	42	413	308	11	—	113	240	—	5,2	—	—	—	430	0,53	65	25	12,5
	VI	55	625	530	20	—	190	380	—	10,0	—	—	—	720	1,00	130	50	25
L.D.	0,0006	0,001	0,0009	0,004	5,00	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,05	0,05	0,004	0,0006	0,01	0,01	0,01	0,01	—

Continuação Tabela 8

AMOSTRA	mg/Kg																%	
	As	Ba	Pb	Cianeto	Cl	Cu	Cr	Mn	Hg	N Amon	N Total	Na	Zn	Ben	Tol	Eben	Xil	M.O
PZ 24 AM02	0,14	33,1	4,14	n.d.	396	1,89	7,07	23	n.d.	n.d.	1535	254	7,62	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,95
PZ 25 AM01	0,45	23,7	6,4	n.d.	746	3,78	11	58	n.d.	n.d.	2031	453	24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,59
PZ 25 AM02	n.d.	5,78	1,35	n.d.	220	0,88	1,74	6,93	n.d.	n.d.	1751	157	2,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03
PZ 26 AM01	0,38	31,9	3,93	n.d.	215	1,43	0,41	17	n.d.	n.d.	n.d.	83	4,72	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,86
PZ 26 AM02	1,47	39,5	3,14	n.d.	172	17	4,05	125	n.d.	n.d.	n.d.	30,5	19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,62
PZ 27 AM01	1,28	16,4	4,85	n.d.	231	2,97	12	41	0,042	843	4431	48,1	9,98	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,49
PZ 27 AM02	0,52	21,5	5,25	n.d.	301	2,14	6,24	22	n.d.	492	3072	160	6,08	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,06
CETESB 2001	VRQ	3,5	75	17	—	—	35	40	—	0,05	—	—	—	60	—	—	—	—
	VP	15	150	72	—	—	60	75	—	0,5	—	—	—	300	0,03	0,14	6,2	0,13
	VI	150	750	900	—	—	600	400	—	70	—	—	—	2000	0,15	75	95	70
VROM 1994	VS	29	200	85	1	—	36	100	—	0,3	—	—	—	140	0,05	0,05	0,05	0,05
	VT	42	413	308	11	—	113	240	—	5,2	—	—	—	430	0,53	65	25	12,5
	VI	55	625	530	20	—	190	380	—	10,0	—	—	—	720	1,00	130	50	25
L.D.	0,0006	0,001	0,0009	0,004	5,00	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,05	0,05	0,004	0,0006	0,01	0,01	0,01	0,01	—

Continuação Tabela 8

AMOSTRA	mg/kg			µg/kg	pg/kg
	Fenol	TPH DRO	TPH GRO	VOC	Diox
PZ 07 AM01	n.d.	2,66	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 07 AM02	n.d.	6,46	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 08 AM01	n.d.	3,52	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 08 AM02	n.d.	3,68	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 09 AM01	n.d.	0,57	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 09 AM02	n.d.	2,86	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 10 AM01	n.d.	8,53	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 10 AM02	n.d.	16	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 11 AM01	n.d.	5,94	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 11 AM02	n.d.	5,35	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 12 AM01	n.d.	3,94	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 12 AM02	n.d.	5,87	n.d.	n.d.	12
PZ 14 AM01	n.d.	2,37	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 14 AM02	n.d.	0,85	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 16 AM01	n.d.	0,63	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 16 AM02	n.d.	0,96	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 17 AM01	n.d.	3,27	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 17 AM02	n.d.	3,84	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 18 AM01	n.d.	4,2	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 18 AM02	n.d.	7,24	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 19 AM01	n.d.	3,37	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 19 AM02	n.d.	3,2	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 20 AM01	n.d.	2,67	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 20 AM02	n.d.	3,08	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 21 AM01	n.d.	3,84	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 21 AM02	n.d.	12,7	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 22 AM01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 22 AM02	n.d.	3,97	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 23 AM01	n.d.	4,48	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 23 AM02	n.d.	4,1	n.d.	n.d.	n.a.
CETESB 2001	VRQ	N.A	—	—	n.a.
	VP	0,2	—	—	—
	VI	15	—	—	—
VROM 1994	VS	0,05	50	—	—
	VT	20	2525	—	—
	VI	40	5000	—	—
L. D.	2,500	0,1	1,0	0,004	

Continuação Tabela 8

AMOSTRA	mg/Kg			µg/kg	pg/kg
	Fenol	TPH DRO	TPH GRO	VOC	Diox
PZ 24 AM01	n.d.	0,63	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 24 AM02	n.d.	0,37	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 25 AM01	n.d.	3,73	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 25 AM02	n.d.	0,35	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 26 AM01	n.d.	3,14	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 27 AM01	n.d.	0,13	n.d.	n.d.	n.a.
PZ 27 AM02	n.d.	1,11	n.d.	n.d.	n.a.
CETESB 2001	VRQ	—	—	—	—
	VP	0,2	—	—	—
	VI	15	—	—	—
VROM 1994	VS	0,05	50	—	—
	VT	20	2525	—	—
	VI	40	5000	—	—
L. D.	2,500	0,1	1,0	0,004	

Nitrogênio, cloreto, mercúrio, hidrocarbonetos de petróleo, fenóis e cianetos não são constituintes naturais do ambiente local e sua presença nos solos comprova a ocorrência de contaminação pelos resíduos do aterro.

O nitrogênio aparece sob a forma amoniacal e orgânica. O nitrogênio amoniacal é registrado em mais de 34 % das amostras de solo analisadas com teor médio da ordem de 292 mg/kg e máximo de 1741 mg/kg. Esta forma do nitrogênio representa o principal contaminante ambiental gerado pelos resíduos, aparecendo com maior intensidade na zona leste do aterro (Figura 34). O nitrogênio total aparece em mais de 89% das amostras de solo, com teor médio da ordem de 4132 mg/kg e máximo de 37240 mg/kg. Os elevados teores de nitrogênio total estão relacionados a fontes naturais de nitrogênio orgânico e não indicam contaminação antrópica, dado que no chorume da central de resíduos foi registrado basicamente nitrogênio amoniacal.

O cloreto ocorre em todas as amostras analisadas com teores elevados, que variam de 172 a 746 mg/kg e média de 297 mg/kg. Sua presença é registrada em toda a área de influência do aterro, com as maiores concentrações nos setores leste e nordeste (Figura 34). Dado que o cloreto não é um constituinte natural dos solos da região, sua presença indica contaminação da central de resíduos da UTRESA.

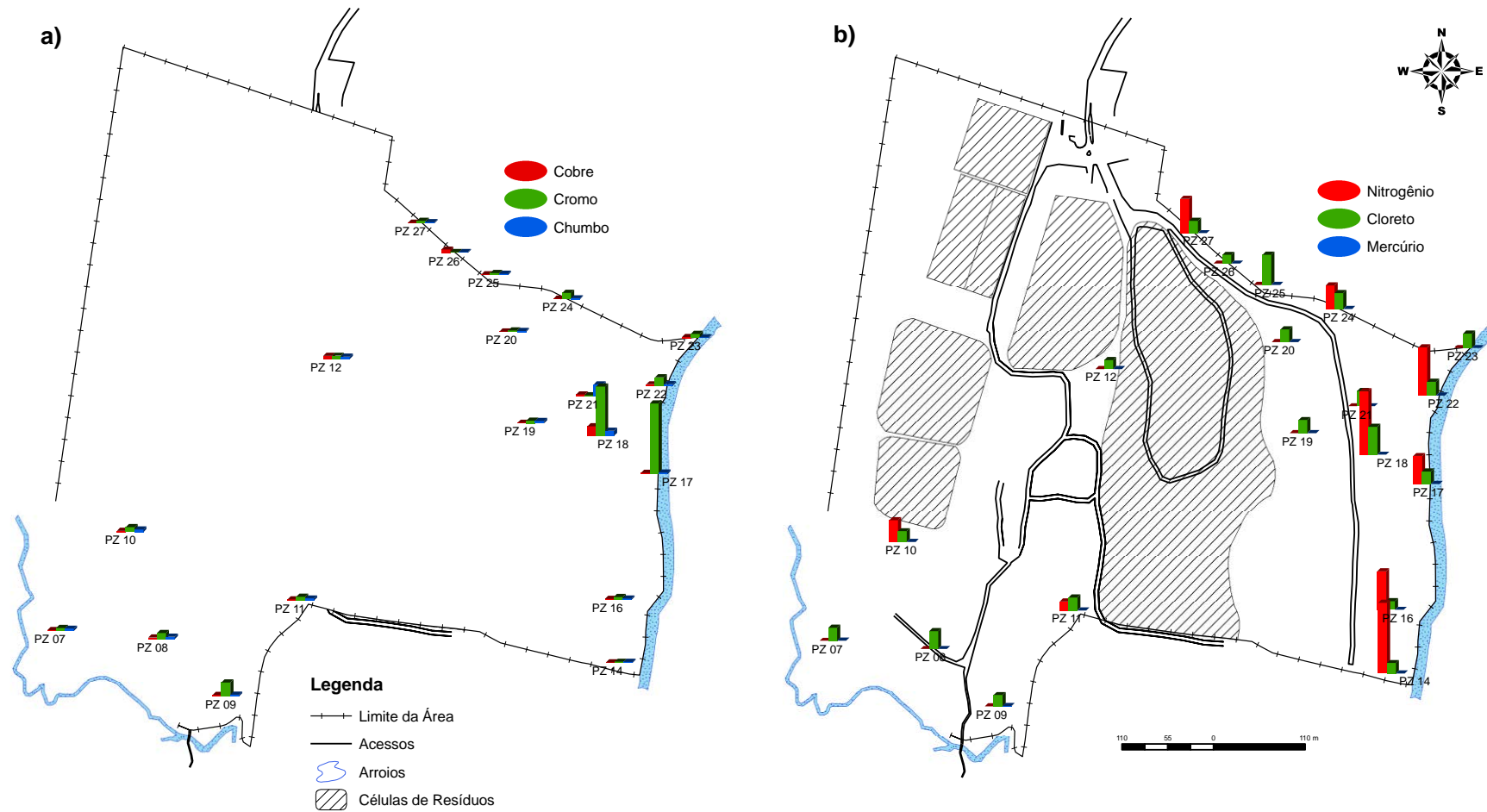


Figura 34 - Mapa de distribuição dos contaminantes com a visualização comparativa dos níveis de contaminação registrados nas análises químicas. **a** ilustra as concentrações de Cromo, Cobre e Chumbo e **b** ilustra as concentrações Nitrogênio Amoniacal, Cloreto e Mercúrio.

O mercúrio está presente em 63% das amostras de solos analisadas, o que revela a ampla ocorrência de contaminação pelos resíduos na área de influência do aterro, tendo em vista que este metal não ocorre naturalmente nos solos locais. Os teores registrados são elevados e variam entre 0,023 e 3,43 mg/kg e com média de 0,36 mg/kg.

O cianeto é outro contaminante amplamente distribuído nos solos da área de influência da UTRESA, sendo detectado em mais de 55% das amostras analisadas. Os teores registrados alcançam o valor máximo de 0,181 mg/kg com média de 0,047 mg/kg. O cianeto é decorrente de contaminação da central de resíduos da UTRESA, uma vez que também não ocorre naturalmente no ambiente do local.

Hidrocarbonetos de petróleo com moléculas na faixa do óleo diesel aparecem em 94% das amostras analisadas, revelando a ampla distribuição destes contaminantes nos solos locais. A presença de hidrocarbonetos de petróleo no solo, particularmente na zona subsaturada, é indicativa de contaminação recente, pois tais compostos sofrem degradação química e microbiana neste ambiente.

Os metais analisados estão presentes no ambiente natural e nos resíduos do aterro da UTRESA. A avaliação da ocorrência e da intensidade de contaminação do aterro requer a definição dos teores naturais de cada metal, representados por valores de *backgrounds*. Os *backgrounds* locais e os valores de contaminação de cada metal estudado foram identificados através da análise de diagramas de variação binários (Figura 35), os quais revelam linhas de tendências com boa correlação de pontos que contêm a maioria das amostras analisadas. As amostras que estão fora dos *trends* representam solos contaminados pelos resíduos depositados no aterro, enquanto aquelas contidas nos mesmos são representativas de solos não contaminados. O conteúdo natural dos metais depende, essencialmente, da capacidade de adsorção dos solos a qual é diretamente proporcional à quantidade de partículas adsorventes presente no ambiente. Solos com maior capacidade de adsorção têm concentrações mais elevadas de metais e este mantém entre si correlação proporcional a abundância de cada um no ambiente natural.

No entorno do aterro de resíduos industriais em estudo, o principal adsorvente do solo é a matéria orgânica, que possui teores médios da ordem de 3,4%, com valor máximo próximo a 10%. A forte influência da matéria orgânica no conteúdo natural de metais do solo é evidenciada por diagramas de variação binários que apresentam boa correlação entre estes componentes (Figura 35).

Nos solos contaminados, não são observadas correlações significativas entre o conteúdo de metais e de matéria orgânica, o que é normal tendo em vista que a intensidade da contaminação não é controlada apenas pelas características mineralógicas e texturais do solo, mas, principalmente, pela intensidade do aporte de contaminante no ambiente que se dá de forma irregular no espaço e no tempo. Não são registrados no solo outros adsorventes minerais em quantidades significativas. Análises mineralógicas apontaram amplo predomínio de quartzo e pequenas frações de caolinita, sendo que o quartzo não adsorve metais e a caolinita tem capacidade de adsorção muito pequena. Assim, a fração inorgânica do solo possui fraca retenção de metais, sendo a matéria orgânica dos solos e sedimentos o adsorvente mais importante do local.

Cromo é o metal que apresenta o impacto ambiental mais grave nos solos da área de influência do aterro, registrando contaminação em nove amostras (PZ08-AM01, PZ09-AM01, PZ10-AM01, PZ17-AM01, PZ17-AM02, PZ18-AM02, PZ22-AM01, PZ23-AM01 e PZ24-AM01), com níveis bastante elevados, variando de 23 a 375 mg/kg (Tabela 8). Três amostras de solos, com mais de 90 mg/kg de cromo, não foram plotadas no diagrama para não diminuir muito a escala de valores do eixo X. A predominância de contaminação com cromo, em relação a outros metais, decorre da natureza dos resíduos depositados no aterro, os quais provêm, em grande parte, da indústria coureiro-calçadista instalada na região e contêm elevados teores deste metal. Os solos contaminados com cromo são registrados, principalmente, na porção leste do aterro, onde o fluxo superficial ocorre com maior intensidade, e de forma subordinada, ao sul do mesmo. Os demais metais estudados apresentam contaminação de baixa intensidade e em número restrito de amostras de solo. O chumbo registra contaminação em uma amostra, com teor de 63 mg/kg (PZ21-AM01), o bário, em 4 amostras com teores de acima de 60 mg/kg (PZ07-AM01, PZ-07-AM02, PZ08-AM01 e PZ10-AM02) e o cobre possui contaminação em duas amostras, com 17 mg/kg (PZ26-AM02) e 51 mg/kg (PZ18-AM02). A amostra PZ18-AM02 não foi plotada no diagrama de variação para não reduzir excessivamente a escala do eixo Y. É importante destacar que estes metais estão presentes em todas as amostras analisadas, sendo, contudo, predominantemente de origem natural. A baixa incidência de contaminação destes metais no solo é consequência do baixo conteúdo dos mesmos no chorume gerado pelos resíduos do aterro (Tabela 6).

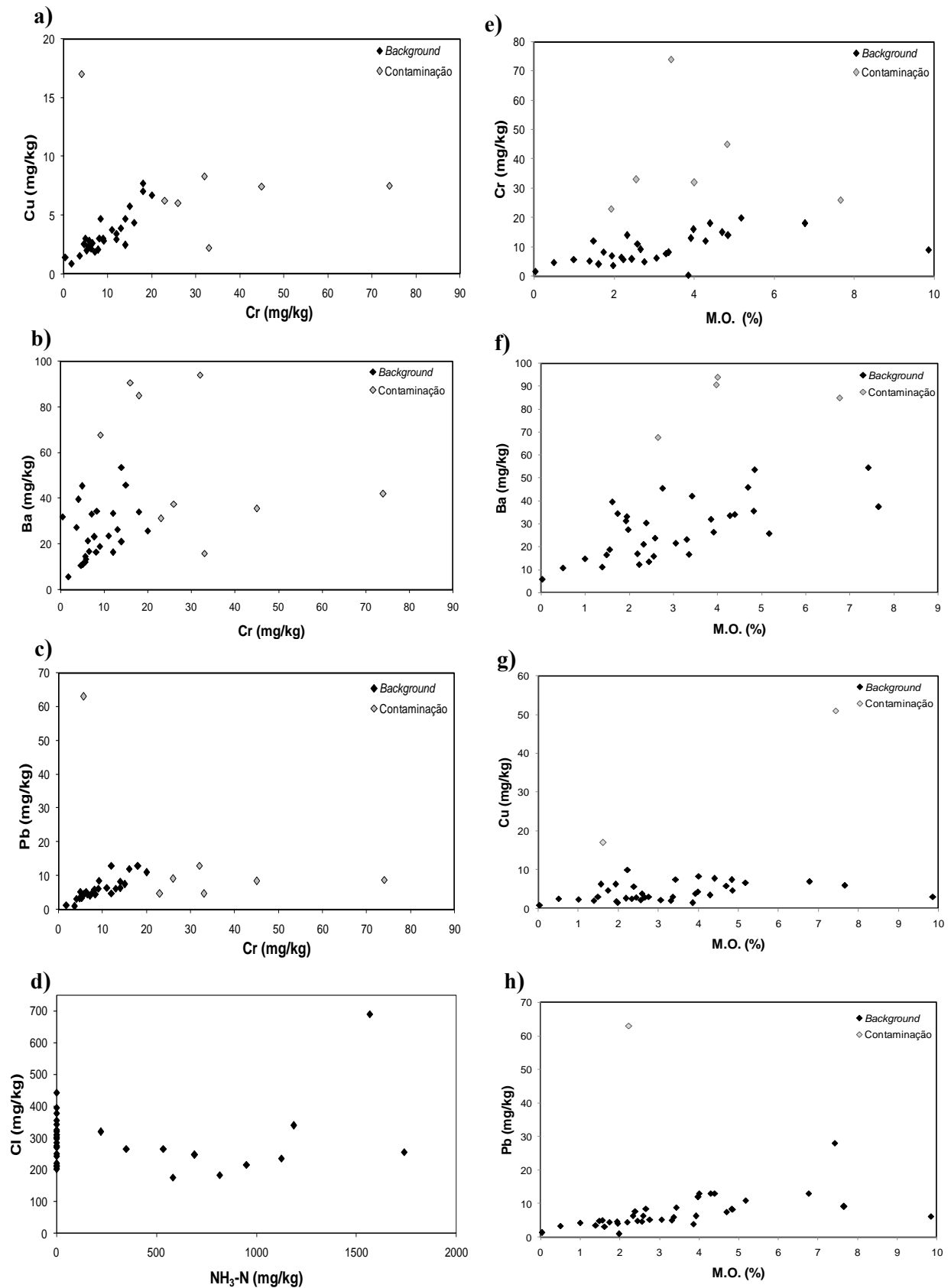


Figura 35 - Diagramas de correlação para metais, cloreto, nitrogênio amoniacal e matéria orgânica (M.O). Nota-se que no diagrama **d** não existe correlação entre os parâmetros Cl e N, por se tratarem de contaminantes e elementos não naturais nos solos da UTRESA.

6.4.2.1 Avaliação da Contaminação dos Solos em Relação à Legislação Ambiental

A análise do conteúdo dos contaminantes presentes nos solos do aterro da UTRESA foi realizada, também, com base nos valores orientadores da legislação ambiental vigente. Os valores obtidos nas análises químicas para cada parâmetro foram comparados com os seus respectivos valores orientadores de referência, de alerta e de intervenção para solos de áreas industriais propostos pela CETESB - RAI (2001) e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM, 1994) - STI.

A seguir são apresentados e discutidos os resultados analíticos para cada parâmetro individualmente.

Arsênio

O arsênio está presente em 34 amostras analisadas com teores que variam de 0,028 a 5,07 mg/kg, sendo que apenas duas (PZ08-AM01 e PZ10-AM02) possuem valores maiores que o valor de referência de qualidade (VRQ) estabelecido pela CETESB (2001). Não obstante, decorram de contaminação, estas concentrações registradas são muito baixas e não representam riscos ao meio ambiente, sendo em todas as amostras menores que os valores de referência estabelecidos como limite superior de alerta propostos pela CETESB (Figura 36 e Figura 38) e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda. Tal condição observada no solo determina a execução de monitoramento do conteúdo de arsênio no solo, não sendo necessária a intervenção.

Bário

O bário está presente em todas as amostras analisadas com teores que variam de 10,07 a 93,9 mg/kg, sendo que três (PZ07-AM01, PZ08-AM01 e PZ10-AM02) possuem valores maiores que o VRQ determinado pela CETESB. Este teores maiores que o limite VRQ são de origem natural e não representam riscos ao meio ambiente nem à saúde das pessoas que ali transitam. Em todas as demais amostras, as concentrações são menores que os valores de referência para solos limpos propostos pela CETESB (Figura 37 e Figura 39) e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda.

Não há indícios que apontem a necessidade de intervenção nas áreas de entorno das células de disposição de resíduos e de lagoas de tratamento, que sofrem influência do empreendimento

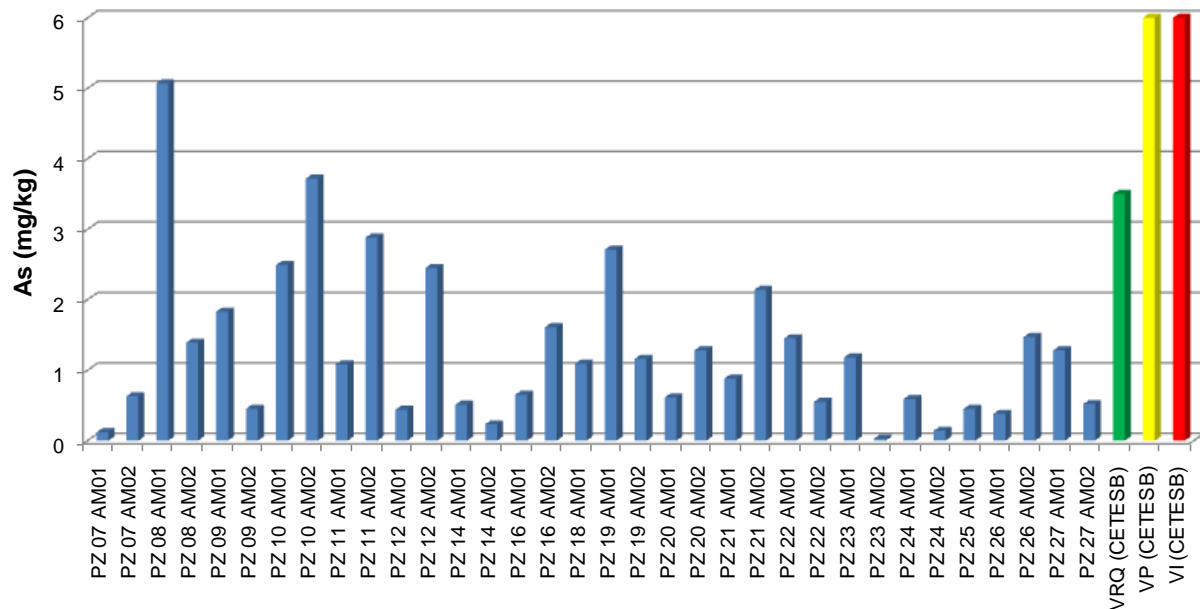


Figura 36 - Teores de Arsênio nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-3,5 mg/kg), de prevenção (VP-15 mg/kg) e de intervenção (VI-150 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

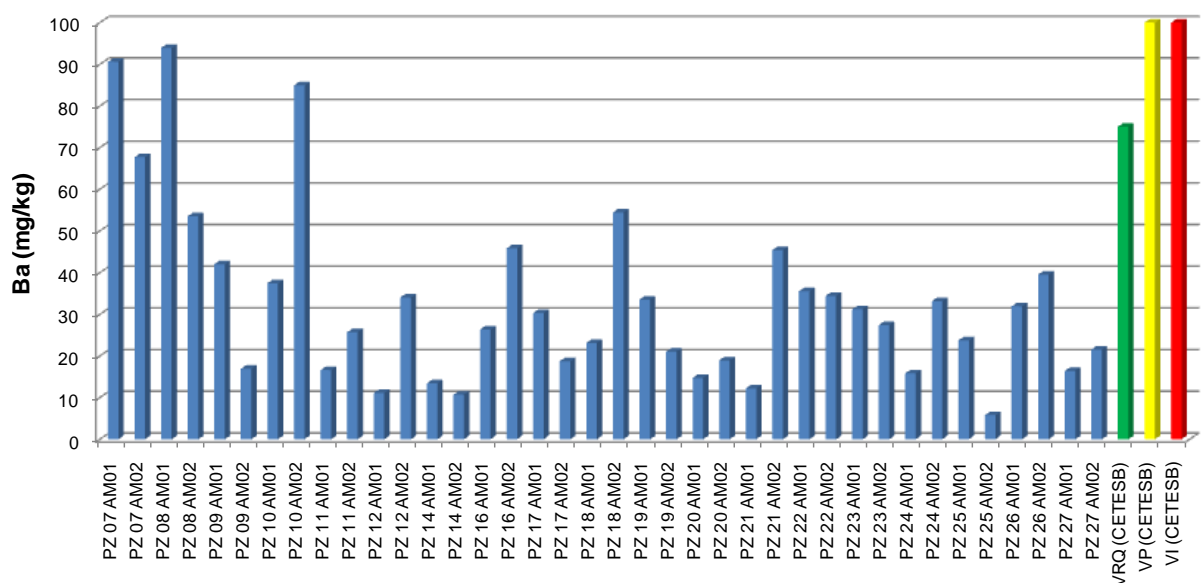


Figura 37 - Teores de Bário nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-75 mg/kg), de prevenção (VP-150 mg/kg) e de intervenção (VI-750 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

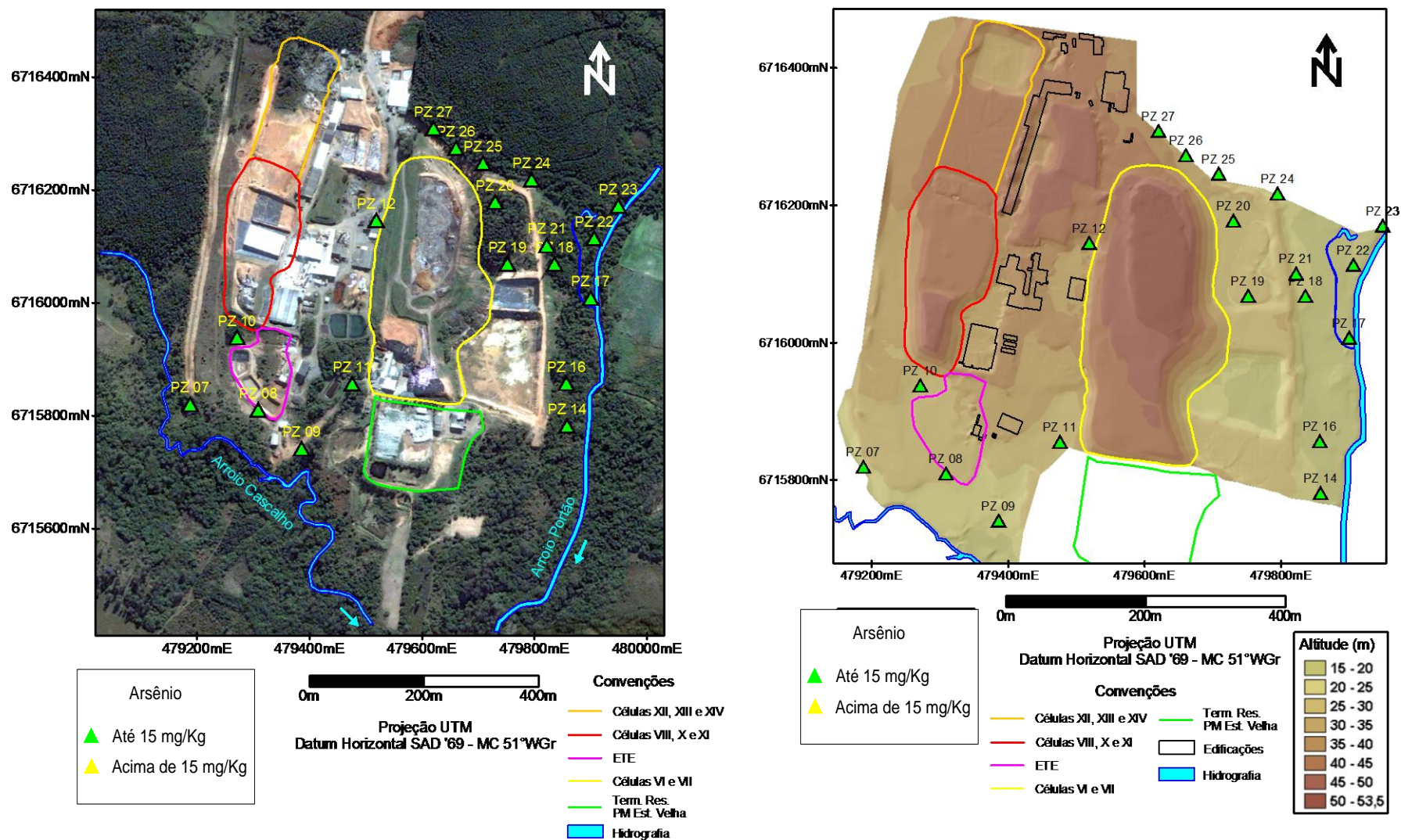


Figura 38 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Arsênio de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que o valor de prevenção (VP) proposto pela CETESB (2001). O valor correspondente ao símbolo amarelo, constante da legenda, refere-se ao limite máximo de prevenção (VP), para o qual nenhuma amostra foi registrada.

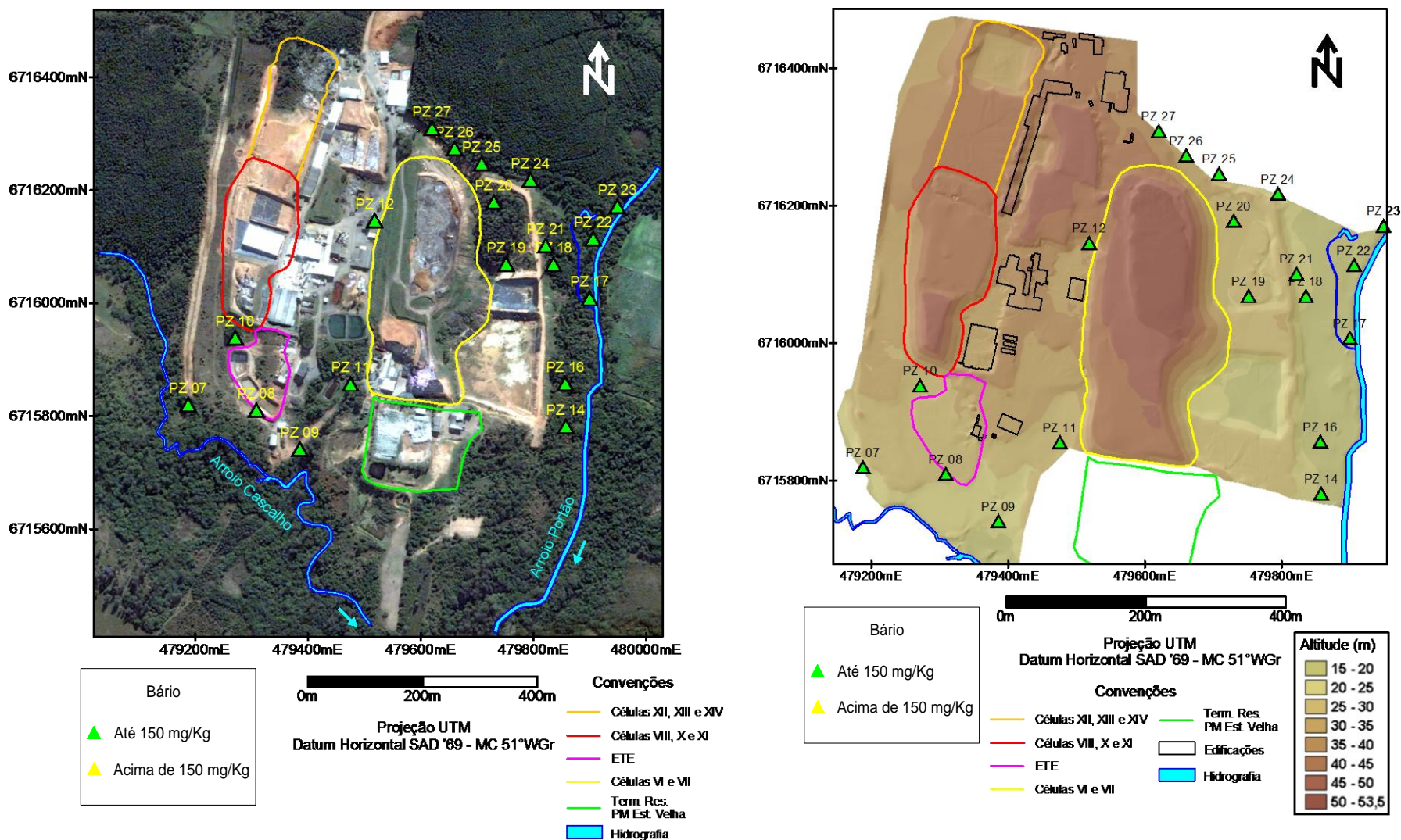


Figura 39 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Bário de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que o valor de prevenção (VP) proposto pela CETESB (2001). O valor correspondente ao símbolo amarelo, constante da legenda, refere-se ao limite máximo de prevenção (VP), para o qual nenhuma amostra foi registrada.

Chumbo

O chumbo apresenta concentrações entre 0,96 e 63 mg/kg, com registro de valores maiores que o de referência de qualidade da CETESB em duas amostras, PZ18-AM02 e PZ21-AM01 (Figura 40 e Figura 42). Os teores maiores que o limite VRQ proposto pela CETESB refletem contaminação de fraca intensidade, todavia são baixos, não conferindo riscos ao meio ambiente nem à saúde das pessoas que trabalham e transitam na central de resíduos (ver item 0). A situação registrada recomenda o monitoramento do conteúdo de chumbo no solo, dispensando ações de intervenção nas áreas de entorno das células de deposição de resíduos e de lagoas de tratamento, que sofrem influência do empreendimento.

O chumbo apresenta de maneira geral uma mobilidade geoquímica muito fraca em ambientes como o da UTRESA, com uma elevada adsorção no solo. Com isso, a sua disseminação através das águas subterrâneas é praticamente nula e eventuais contaminações tendem a ficar restritas às adjacências da área fonte.

Cobre

O cobre apresenta concentrações entre 0,88 e 51 mg/kg, registrando valores maiores que o valor de referência para solos limpos proposto pela CETESB apenas na amostra PZ18-AM02. Os teores maiores que o VRQ/CETESB refletem contaminação de fraca intensidade, todavia não alcançando dos valores de prevenção propostos pela CETESB (Figura 41 e Figura 43) e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda, o que caracteriza a inexistência de riscos ao meio ambiente e à saúde das pessoas que trabalham e transitam na UTRESA (ver item 0). Dadas as baixas concentrações observadas, não há obrigatoriedade de qualquer ação referente ao controle ou acompanhamento do conteúdo de cobre no solo.

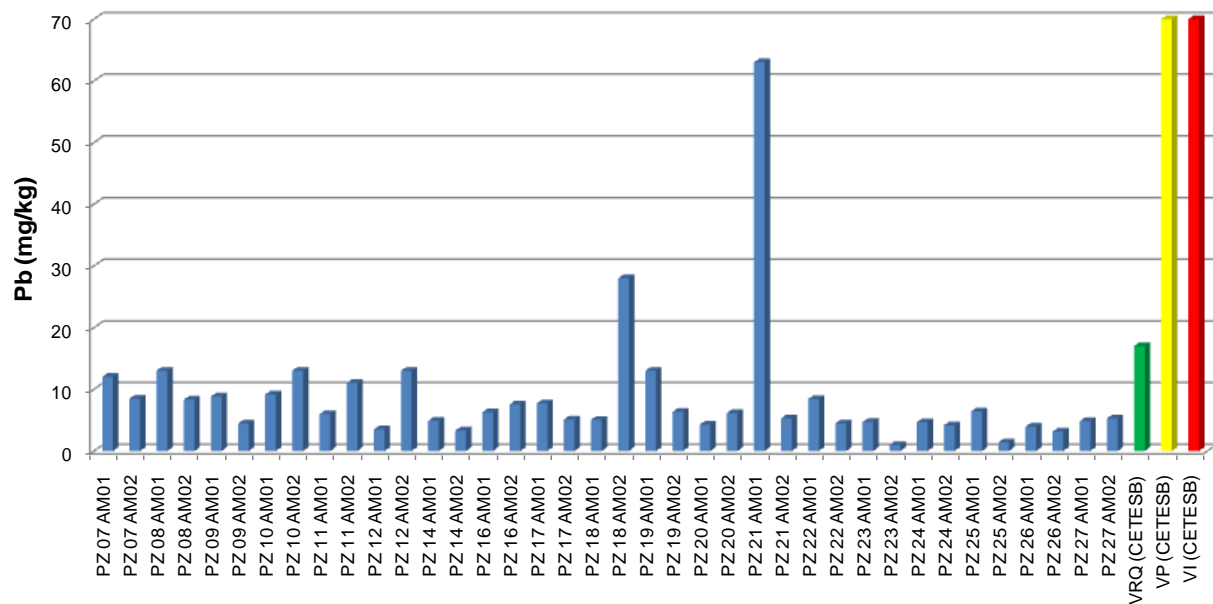


Figura 40 - Teores de Chumbo nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-17 mg/kg), de prevenção (VP-72 mg/kg) e de intervenção (VI-900 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

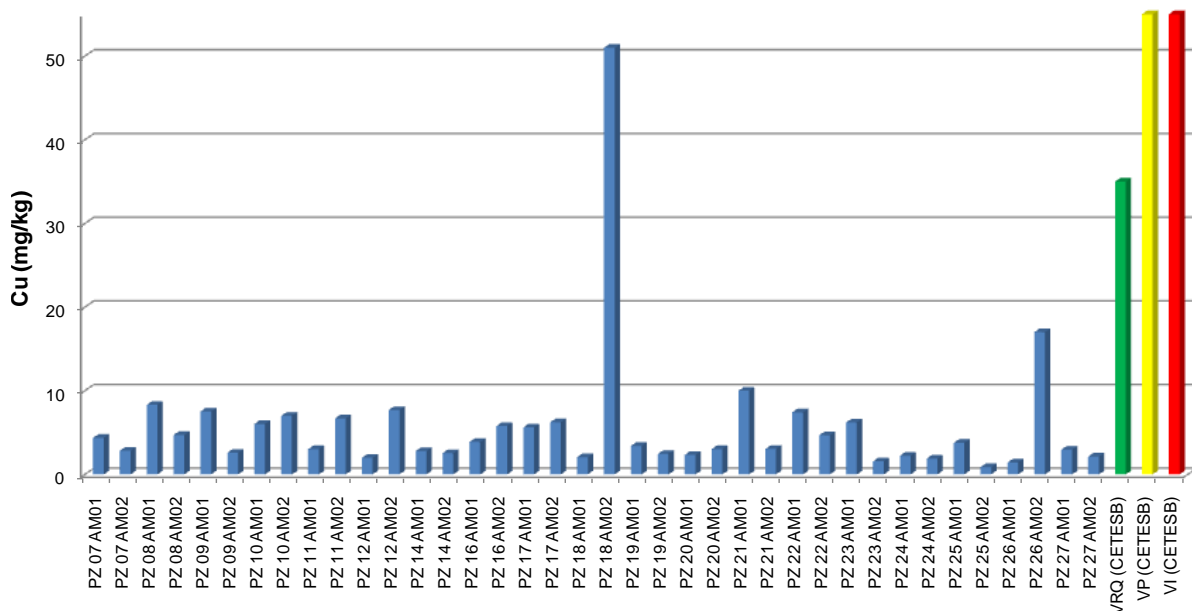


Figura 41 - Teores de Cobre nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-35 mg/kg), de prevenção (VP-60 mg/kg) e de intervenção (VI-600 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

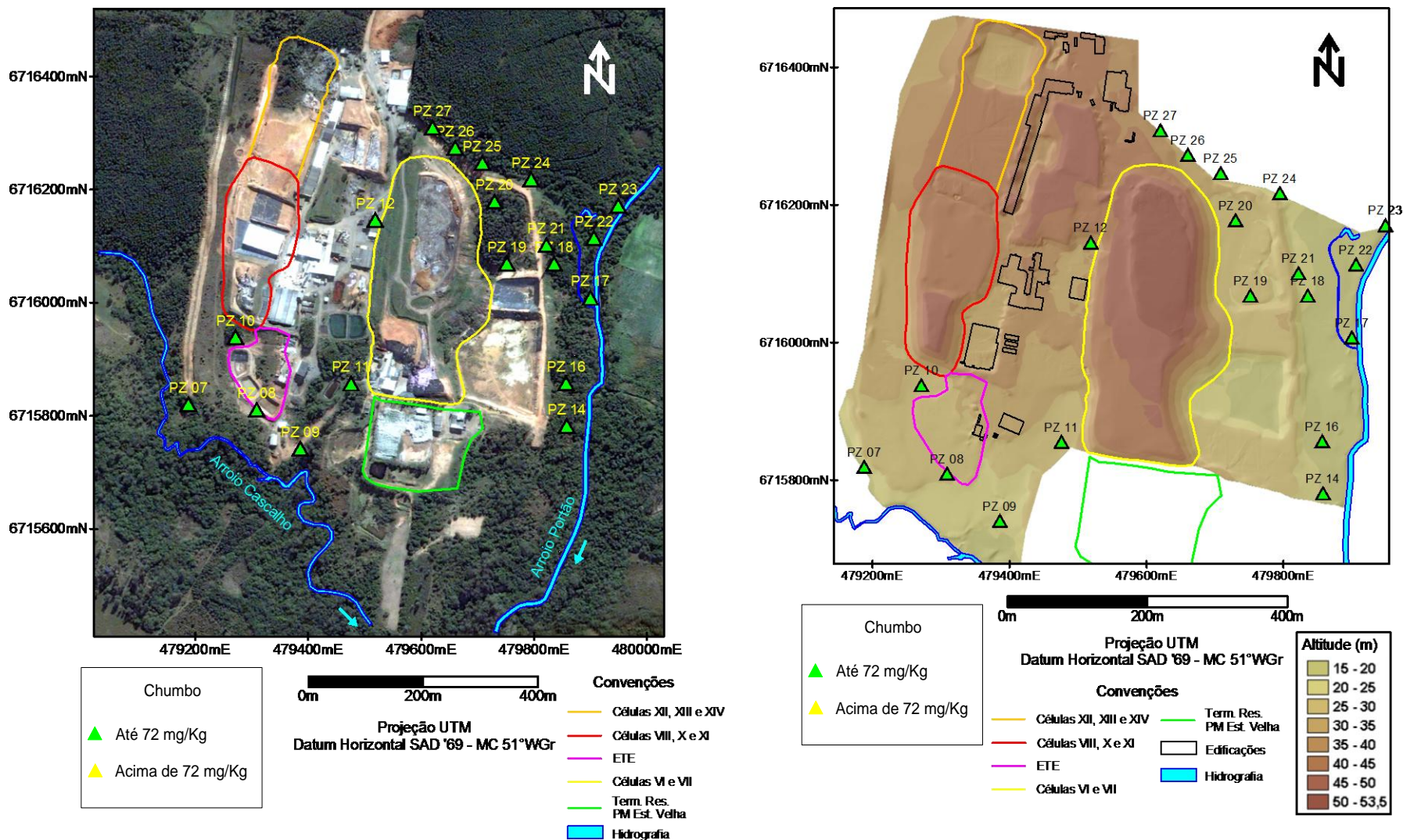


Figura 42 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Chumbo de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que o valor de prevenção (VP) proposto pela CETESB (2001). O valor correspondente ao símbolo amarelo, constante da legenda, refere-se ao limite máximo de prevenção (VP), para o qual nenhuma amostra foi registrada.

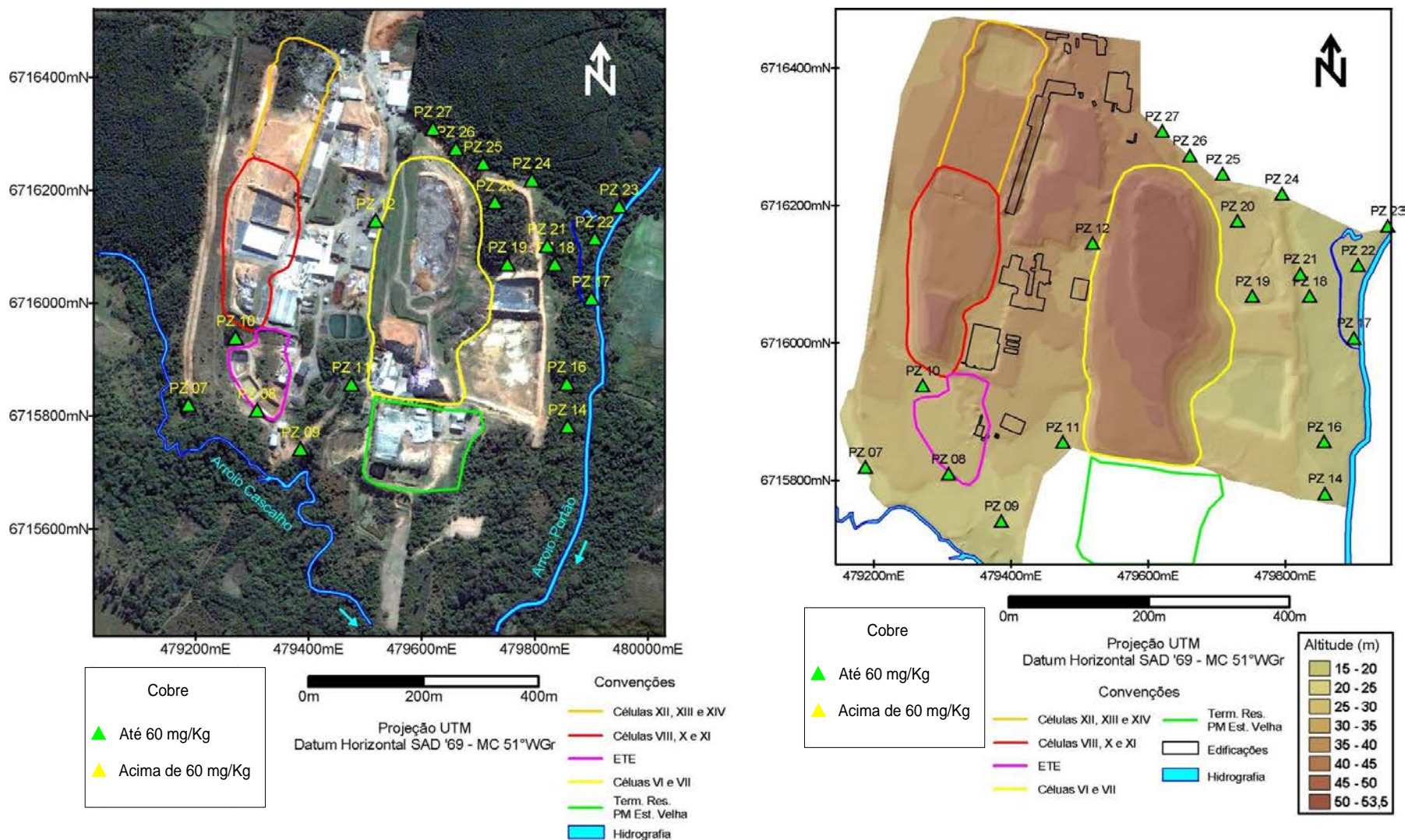


Figura 43 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Cobre de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que o valor de prevenção (VP) proposto pela CETESB (2001). O valor correspondente ao símbolo amarelo, constante da legenda, refere-se ao limite máximo de prevenção (VP), para o qual nenhuma amostra foi registrada.

Cromo

O cromo está presente em todas as amostras analisadas com teores que variam de 0,41 a 375 mg/kg, sendo que em cinco destas (PZ09-AM01, PZ7-AM 01, PZ17-AM02, PZ18-AM01 e PZ22-AM01) possuem valores maiores que os recomendados para solos limpos pela CETESB (Figura 44 e Figura 46). Dentro dessas cinco amostras duas apresentam teores elevados, PZ17-AM01 e PZ17-AM02, atingindo o limite de Valor de Prevenção da CETESB e próximo ao Valor de Intervenção proposto pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda.

A situação observada revela um grande potencial de risco ao meio ambiente, o que determina a necessidade de monitoramento do conteúdo de cromo no solo e no caso de agravamento deverão ser adotadas ações de intervenção.

Mercúrio

O mercúrio registra teores variáveis entre 0,023 e 3,43 mg/kg em 27 das 38 amostras de solo analisadas. Tendo em vista que este metal não ocorre naturalmente nos solos locais, a sua presença constitui contaminação proveniente da atividade de disposição de resíduos na central da UTRESA, afetando a área de forma pervasiva.

Os níveis de contaminação registrados estão nos intervalos de prevenção recomendados pela CETESB e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda, sendo que nenhuma amostra exibe concentração que atinge o limite mínimo de intervenção. Nove amostras apresentam teores maiores que o valor de alerta da CETESB (Figura 33), todos, porém, inferiores ao valor de alerta do Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda. A situação encontrada no local exige o monitoramento do conteúdo de mercúrio no solo. Caso venha ser registrado o agravamento do impacto deste metal, deverá ser avaliada a necessidade de intervenção.

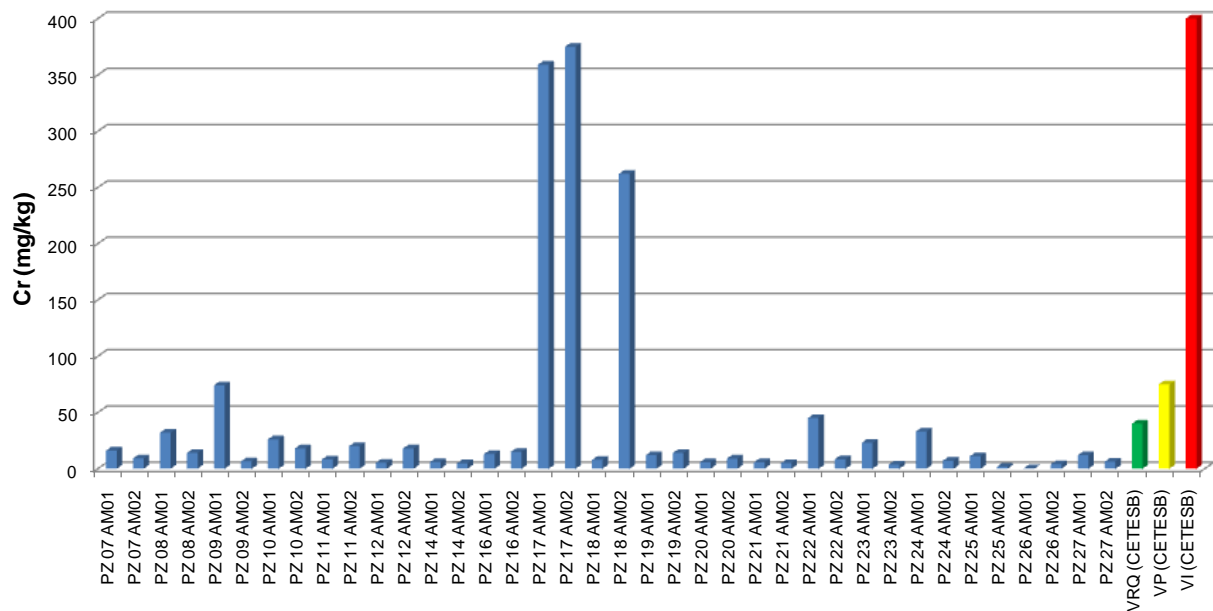


Figura 44 - Teores de Cromo nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-40 mg/kg), de prevenção (VP-75 mg/kg) e de intervenção (VI-400 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001) e VROM (1994).

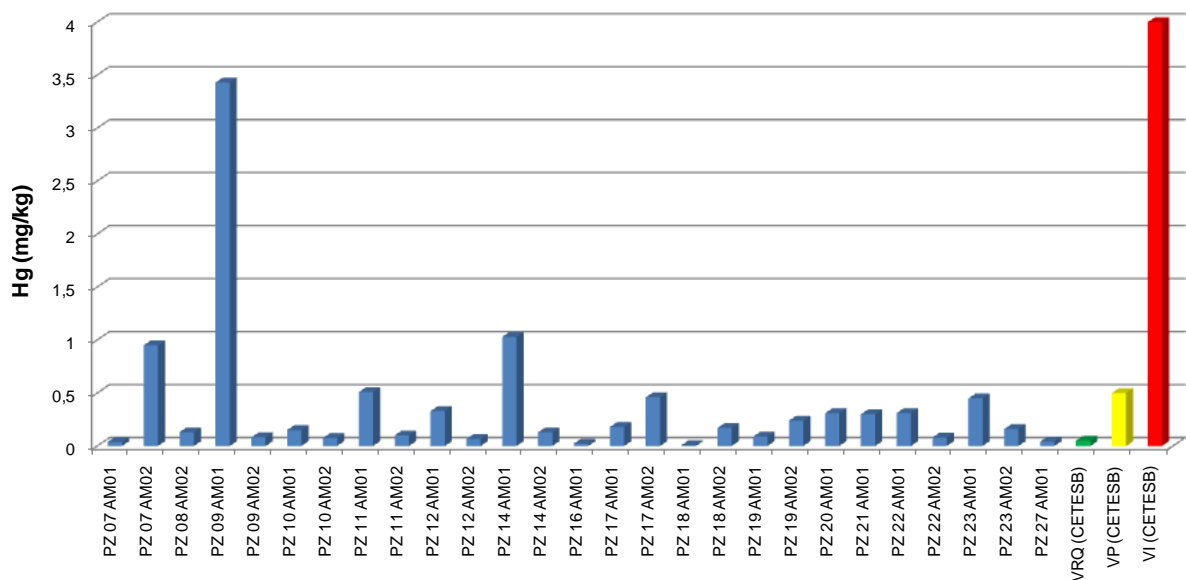


Figura 45 - Teores de Mercúrio nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-0,05 mg/kg), de prevenção (VP-0,5 mg/kg) e de intervenção (VI-70 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

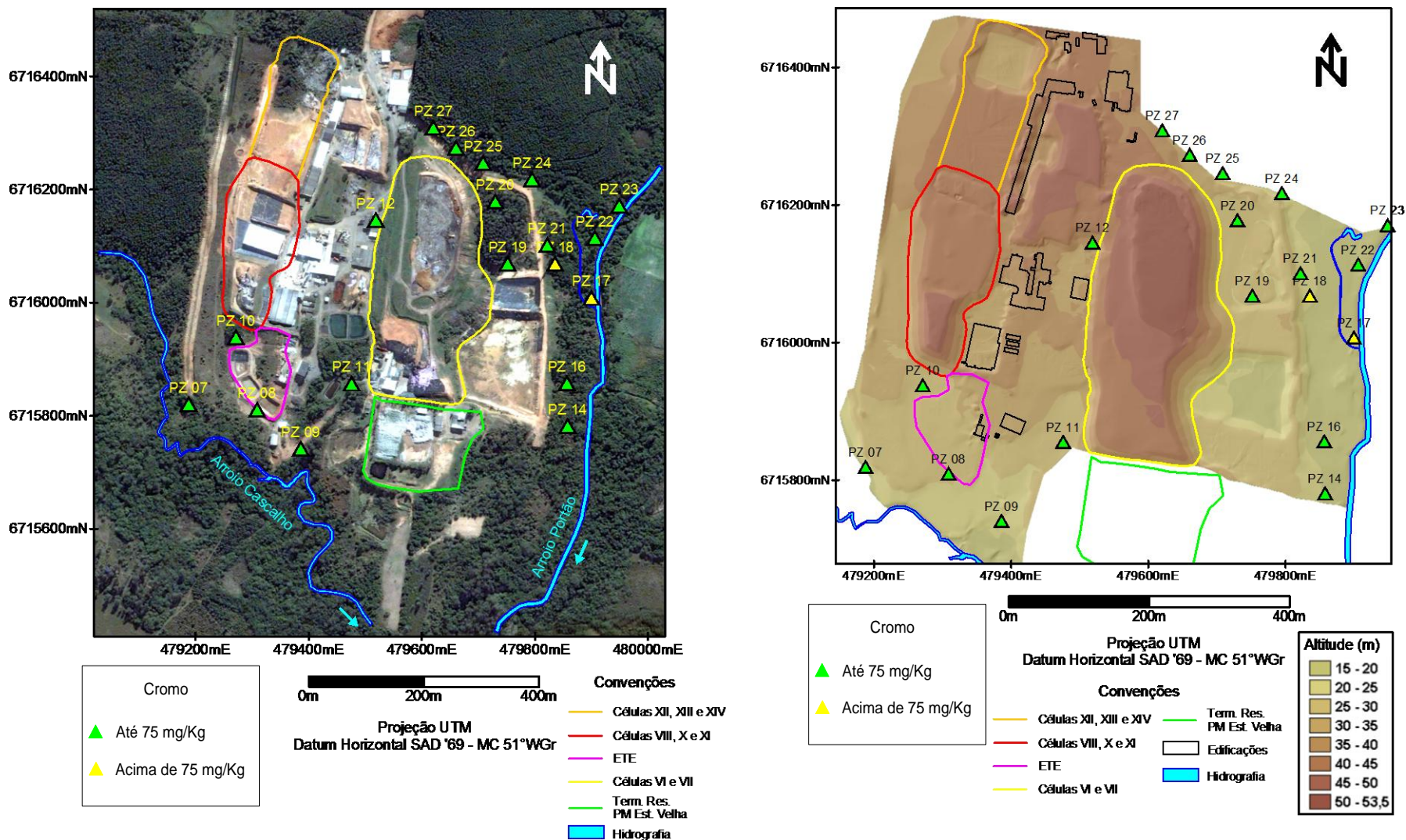


Figura 46 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Cromo de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que o valor de prevenção (VP) proposto pela CETESB (2001). Símbolo amarelo: solos com teores maiores que o limite máximo de prevenção (VP) CETESB (2001).

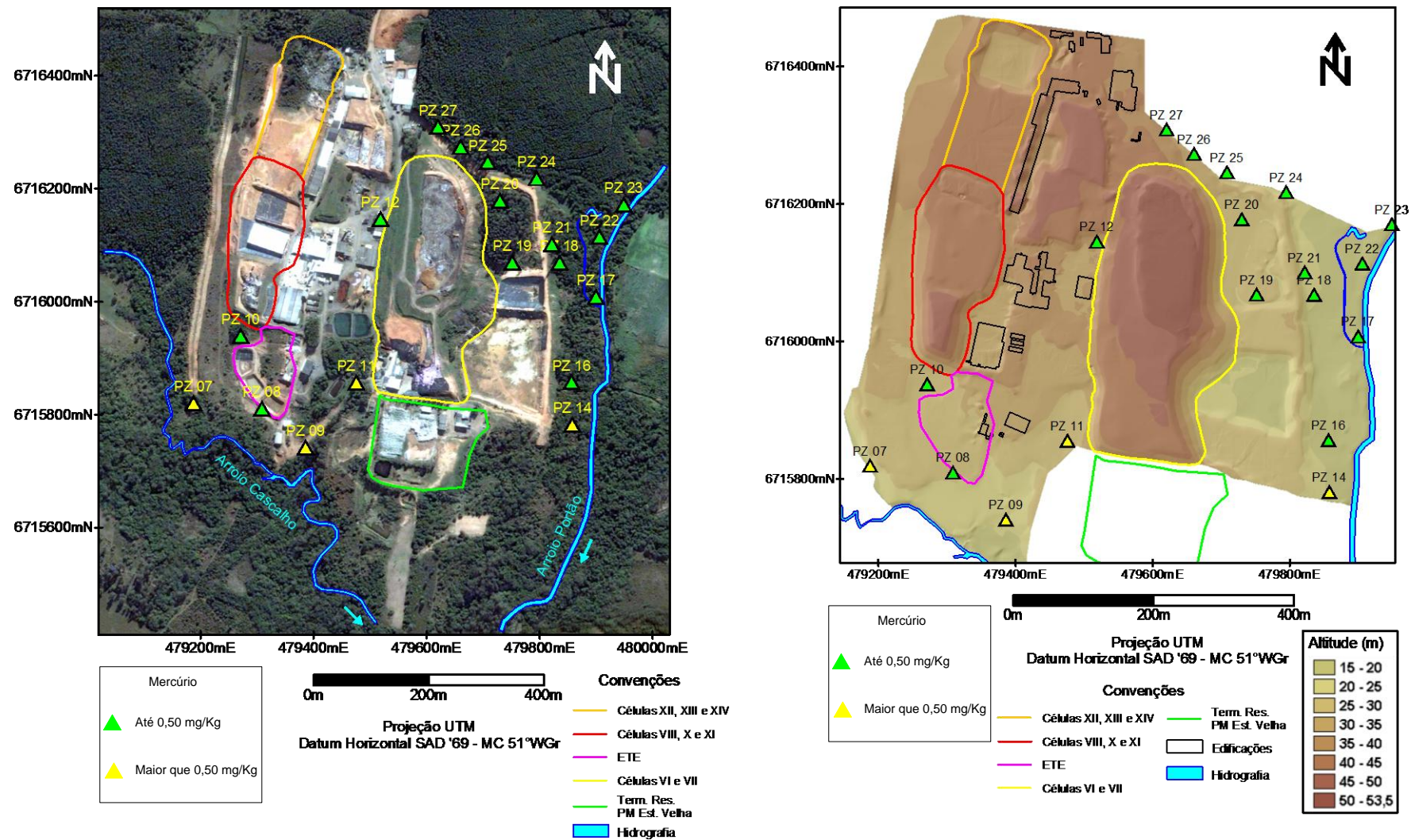


Figura 47 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Mercúrio de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que valor de prevenção (VP) CETESB (2001). Símbolo amarelo: solos com teores maiores que o limite máximo de prevenção (VP) CETESB (2001).

Zinco

O zinco registra baixo conteúdo na grande maioria das amostras de solos das áreas detalhadas neste diagnóstico, com teores variando entre 2,3 e 317 mg/kg. Nas amostras PZ10-AM01 e PZ18-AM02, os teores registrados atingiram os valores de prevenção para solos propostos pela CETESB (Figura 48 e Figura 50) e decorrem de contaminação, o que recomenda o monitoramento do conteúdo deste metal no solo.

Hidrocarbonetos de petróleo (TPH e BTXE)

Hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH) ocorrem em 37 amostras de solo com teores variando de 0,13 e 8,53 mg/kg, os quais estão bem abaixo do valor de referência para solos limpos propostos pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (50 mg/kg) (Figura 49). Este comportamento do TPH caracteriza a inexistência de riscos ao meio ambiente e à saúde das pessoas que trabalham e transitam na UTRESA, (ver item 6.5), porém SUS presença requer monitoramento.

Benzeno, Tolueno, Xilenos e Etilbenzeno, por outro lado, não foram detectados nos solos amostrados.

Dioxinas e Furanos

Dioxinas e Furanos foram analisadas em duas amostras de solo, PZ12-AM 02 e PZ19-AM 02, para avaliar a presença dos mesmos nas áreas próximas à célula VII (Figura 51).

Os teores registrados foram 12 $\mu\text{g}/\text{kg}$ na amostra PZ12-AM02 e de 37 $\mu\text{g}/\text{kg}$ na amostra PZ19-AM02. Este parâmetro analisado não apresenta limites de valores em normas e resolução ambientais, entretanto por se tratar de um produto de reação e interação com elementos tóxicos e que não ocorre naturalmente nos solos locais, sua presença no ambiente é indicativa de contaminação antrópica.

A investigação de dioxinas e furanos no solo foi conduzida apenas nos dois pontos que mostravam maior probabilidade de contaminação pela célula VII com o intuito de verificar se os mesmos estão presentes ou não no solo. Nos demais pontos de coleta, estes contaminantes foram avaliados nas águas subterrâneas. Os resultados analíticos das águas subterrâneas, apresentados no item 6.4.4, apontam a ocorrência destes contaminantes em outros locais, o que determina a realização de estudo

complementar com maior número de amostras coletadas para definir a extensão e a intensidade da contaminação de dioxinas e furanos no entorno da central UTRESA.

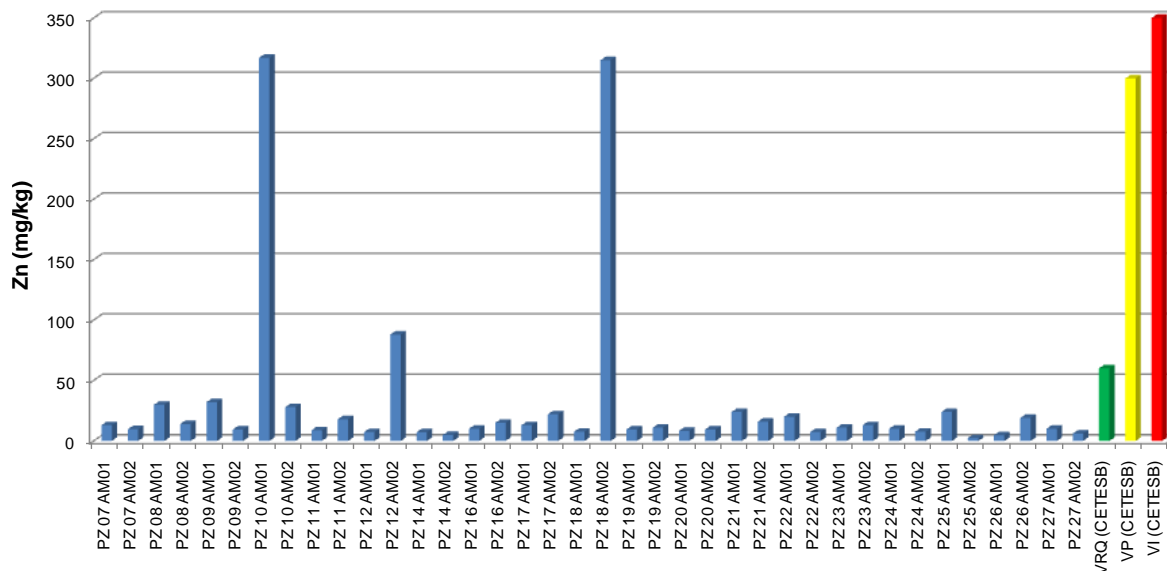


Figura 48 - Teores de Zinco nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-60 mg/kg), de prevenção (VP-300 mg/kg) e de intervenção (VI-2000 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

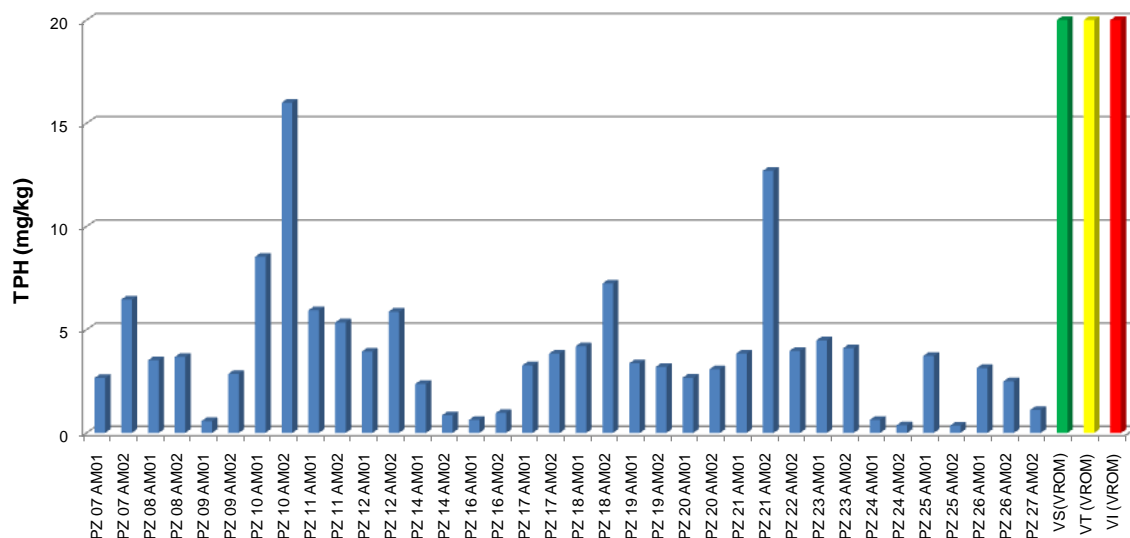


Figura 49- Teores de Hidrocarbonetos de petróleo nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência (VS-50 mg/kg), de alerta (VT-2525 mg/kg) e de intervenção (VI-5000 mg/kg) para solos propostos pelo VROM (1994).

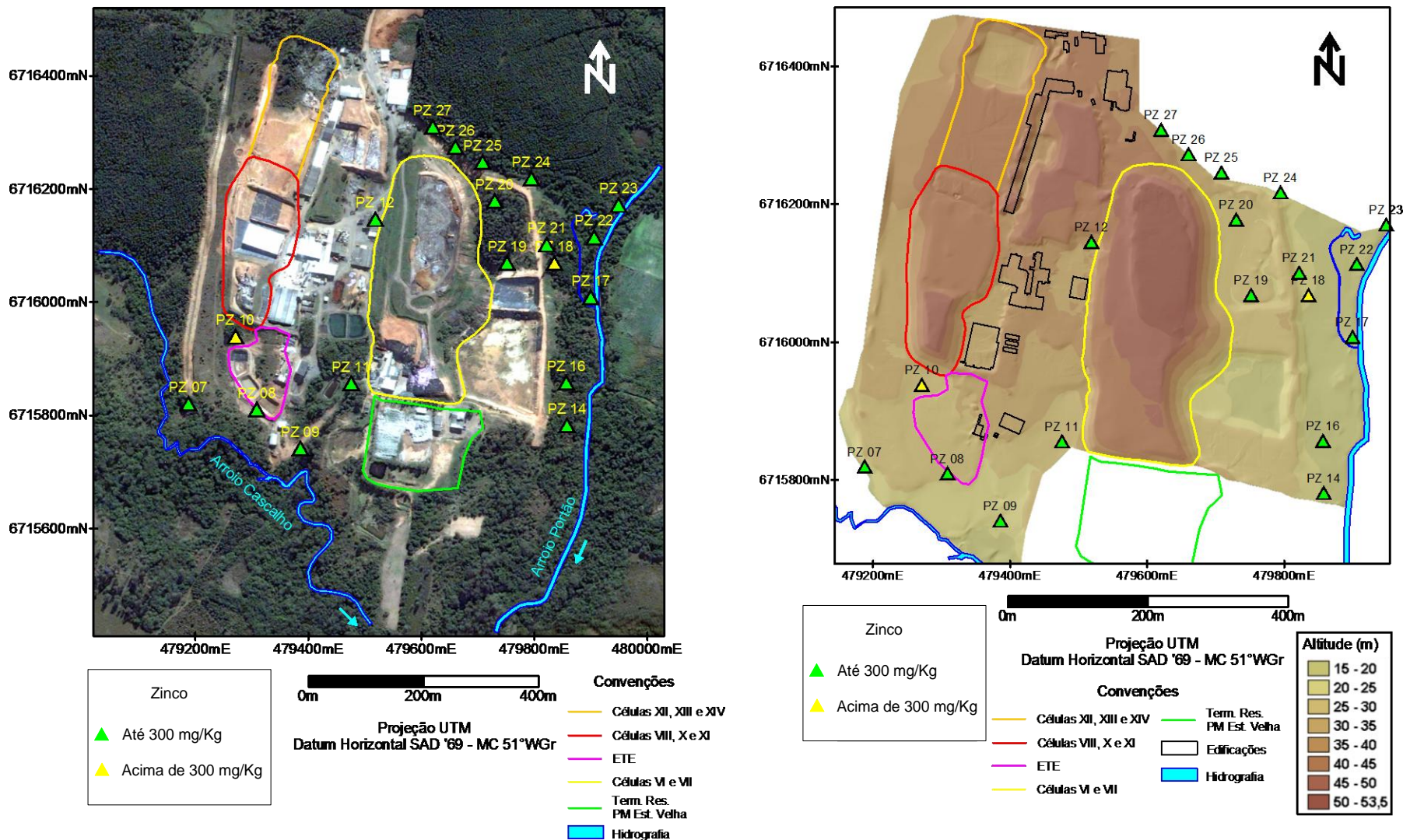


Figura 50 - Mapa de distribuição das amostras de solo e classificação de teores de Zinco de acordo com CETESB, 2001. Símbolo verde: solos com teores menores que o máximo valor de prevenção (VP) CETESB (2001). Símbolo amarelo solos com teores maiores que o limite máximo de prevenção (VP) CETESB (2001).

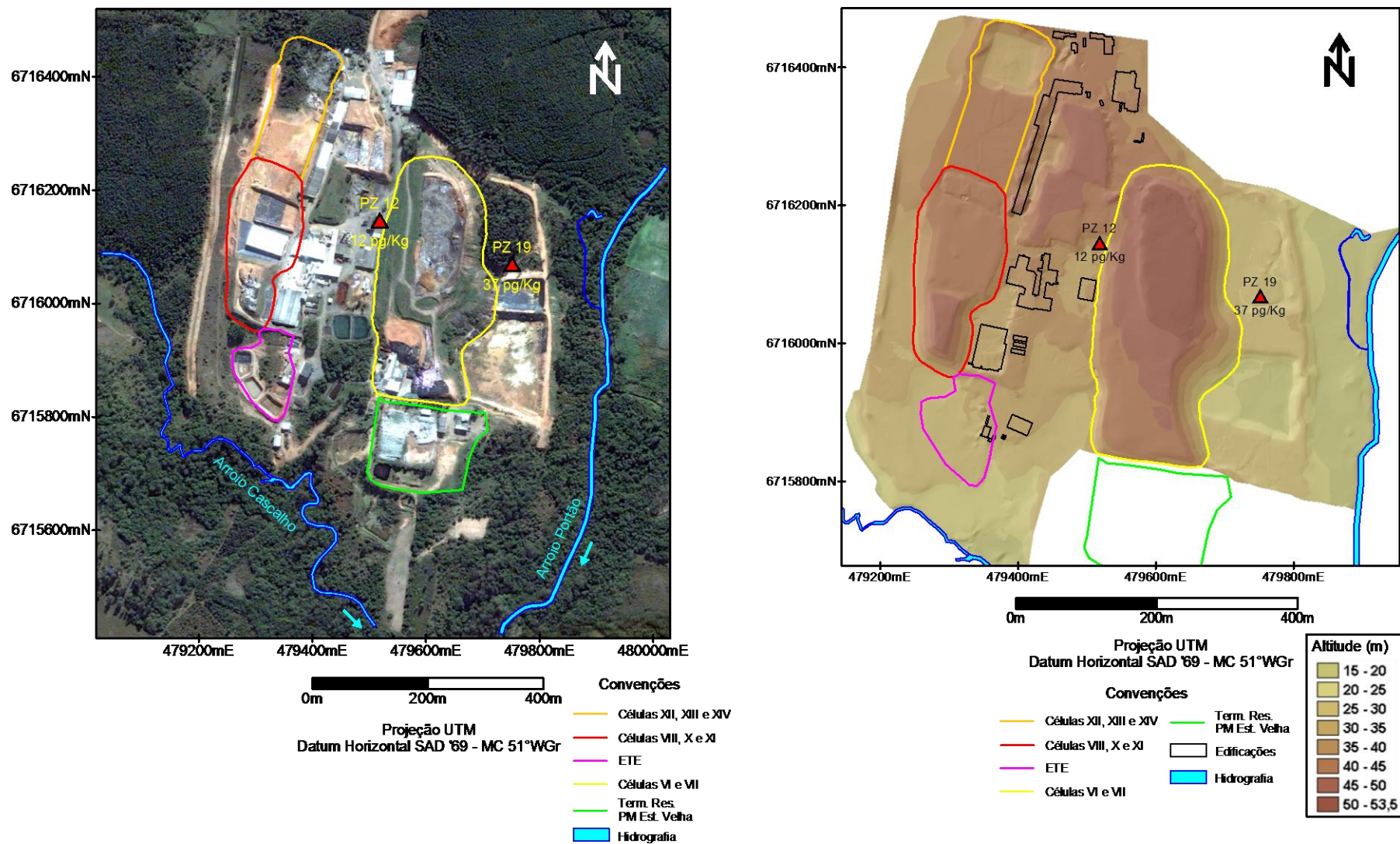


Figura 51 - Mapa de distribuição das amostras de solo com presença de Dioxinas e Furanos.

Cianeto

O cianeto apresenta concentrações entre 0,005 e 0,181 mg/kg em 23 das 38 amostras de solo analisadas, as quais não alcançam os valores de referência para solos limpos propostos pela CETESB (Figura 52) e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda, o que caracteriza a inexistência de riscos ao meio ambiente e à saúde das pessoas que trabalham e transitam na UTRESA (ver item 6.5). Dado que o cianeto não representa um composto natural dos solos ou da água, a sua presença é decorrentes de contaminação antrópica oriunda da central de resíduos da UTRESA e deve ser monitorado ao longo do tempo.

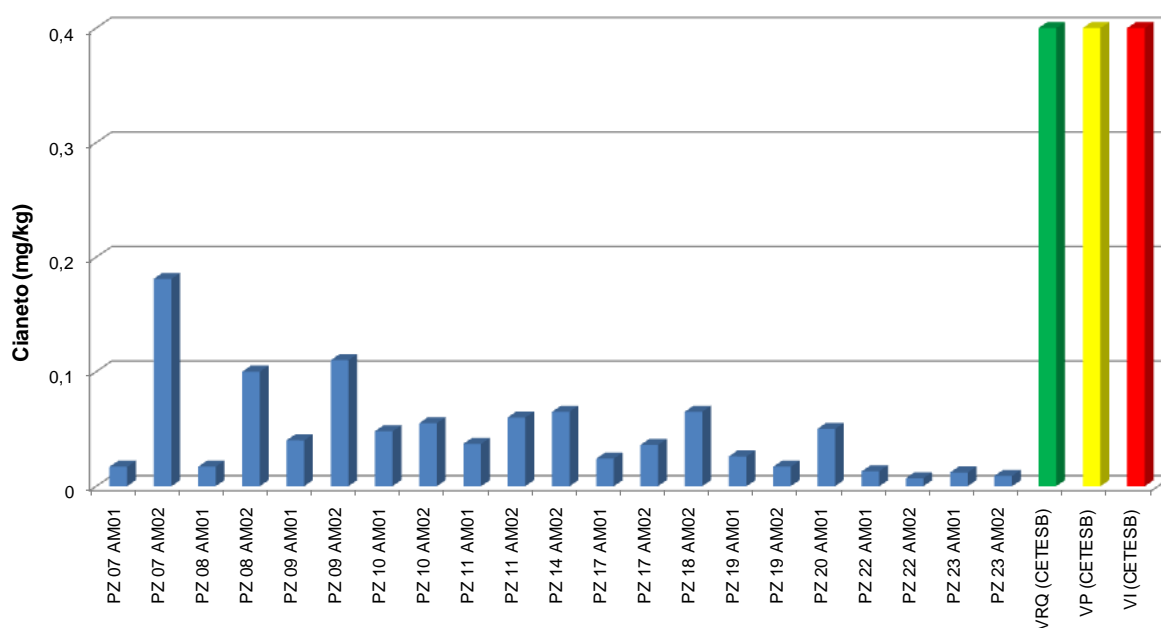


Figura 52 - Teores de Cianeto nas amostras de solo coletadas na UTRESA e os valores de referência de qualidade (VRQ-1 mg/kg), de prevenção (VP-11 mg/kg) e de intervenção (VI-20 mg/kg) para solos propostos pela CETESB (2001).

Sódio e Manganês

O sódio e o manganês aparecem com teores entre 3,62 e 453 mg/kg e entre 15 e 252 mg/kg, respectivamente, os quais estão relacionados à composição natural do solo e suas variações químicas e mineralógicas. Mesmo os valores mais elevados destes elementos não devem ser associados a processos de contaminação.

Cloreto

O cloreto aparece em todas as amostras de solo analisadas com teores entre 172 e 442 mg/kg. Considerando que o cloreto não é um constituinte natural dos solos da região, sua presença indica contaminação antrópica, oriunda do central de resíduos da UTRESA. Os valores relativamente baixos e a inexistência de normativos que apontem a necessidade de ações de controle recomendam o monitoramento deste parâmetro como um indicador da contaminação dos solos.

Nitrogênio Amoniacal e Total

O nitrogênio amoniacal foi registrado em 13 das 38 amostras analisadas com teores entre 221 e 1741 mg/kg, sendo resultante de contaminação da central de resíduos UTRESA. O nitrogênio total, que representa o somatório do nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, foi detectado em 33 amostras apresentando teores entre 1140 e 37240 mg/kg. Os elevados teores de nitrogênio total estão relacionados a fontes naturais, como a decomposição de matéria orgânica vegetal e não indicam contaminação antrópica, dado que no chorume da central de resíduos foi registrado basicamente nitrogênio amoniacal.

Compostos Orgânicos Voláteis (VOC)

Os Compostos Orgânicos Voláteis não foram detectados nos solos amostrados, conforme Tabela 8.

6.4.3 Aspectos Químicos das Águas Superficiais

Para a avaliação da qualidade das águas superficiais foram coletadas 6 (seis) amostras de água em diferentes pontos (a montante e a jusante) nos arroios Portão e Cascalho. Os resultados químico analíticos revelam fraca contaminação no Arroio Portão com nitrogênio amoniacal, cloreto e sulfato (Tabela 9). Cabe destacar que o conteúdo destes parâmetros é similar nas amostras coletadas a montante e a jusante do aterro de resíduos da UTRESA, o que evidencia que este empreendimento não estava contribuindo significativamente com a contaminação dos arroios adjacentes na data de amostragem, em setembro de 2009. Uma avaliação mais precisa do impacto do aterro em tela nas águas superficiais em sua área de influência requer monitoramento continuado dos mananciais com coleta de amostras de água nas diferentes estações do ano. Não obstante a isto, o Arroio Cascalho, que recebe os efluentes da estação de tratamento não se mostra contaminado.

Do ponto de vista da legislação ambiental, o conteúdo químico das águas dos arroios Portão e Cascalho, em termos dos parâmetros avaliados, podem ser classificadas como águas doces de Classe I. A exceção é o manganês que possui teores mais elevados, correspondentes aos da Classe III, conforme Resolução 357/2005 do CONAMA.

Tabela 9 - Conteúdo dos parâmetros analisados nas amostras de água superficial coletadas nos 6 pontos nos arroios Portão e Cascalho. m: a montante da central UTRESA; j: a jusante da central UTRESA. n.d. = não detectado. L.D. = Limite de Detecção.

AMOSTRA		pH	T (°C)	T Ar (°C)	DQO (mg O ₂ /L)	Cond Elet (uS/cm à 25°C)	mg/L						
							Cianeto	TDS	Fenol	Mn	Hg	N Total	N Amon
Arroio Portão	PS 1 ^m	6,98	22	27	36	255	n.d.	184	n.d.	0,016	n.d.	3,75	3,17
	PS 2 ^j	6,98	21	27	31	228	n.d.	210	n.d.	0,15	n.d.	5,79	1,71
	PS 3 ^j	7,04	22	27	26	239	0,005	172	n.d.	0,19	n.d.	2,88	2,46
Arroio Cascalho	PS 4 ^m	6,57	21	27	23	73,4	n.d.	74	n.d.	0,067	n.d.	1,24	0,24
	PS 5 ^j	6,51	20	27	23	71,6	n.d.	50	n.d.	0,075	n.d.	1,01	0,30
	PS 6 ^j	6,99	20	27	24	645	n.d.	408	n.d.	0,1	n.d.	2,64	1,28
CONAMA 357/2005		6 a 9	—	—	—	—	0,005	—	0,003	0,1	0,0002	—	3,7
L. D.		—	-10	—	6	0,50	0,004	2,00	0,003	0,0007	0,00005	0,05	0,05

AMOSTRA		mg/L								
		Na	Ba _{Total}	Cl _{Total}	Cr	Zn	As	Pb	Cu	Sulfato
Arroio Portão	PS 1	3,17	0,059	32,5	0,013	0,045	n.d.	n.d.	0,0095	19,8
	PS 2	21,7	0,055	31,4	0,011	0,021	n.d.	n.d.	0,0062	22
	PS 3	2,46	0,062	31,4	0,016	0,029	n.d.	n.d.	0,007	10,3
Arroio Cascalho	PS 4	0,24	0,041	6,89	n.d.	0,01	n.d.	n.d.	0,004	n.d.
	PS 5	4,98	0,053	6,89	n.d.	0,0098	n.d.	n.d.	0,0038	n.d.
	PS 6	5,39	0,072	6,89	n.d.	0,015	n.d.	n.d.	0,004	n.d.
CONAMA 357/2005		—	0,7	250	0,005	0,18	0,01	0,01	0,009	250
L. D.		0,004	0,001	5,00	0,0006	0,0006	0,0006	0,0009	0,0006	4,00

6.4.4 Aspectos Químicos das Águas Subterrâneas

A contaminação das águas subterrâneas foi investigada com base nos contaminantes encontrados nas amostras de chorume analisadas, os quais compreendem metais (Ba, Cr, Pb, Cu, Na, Zn, Hg, Mn), arsênio, cianeto, cloreto total, sulfato, nitrogênio total e amoniacal, fenol, compostos orgânicos voláteis, dioxinas e furanos e hidrocarbonetos de petróleo. Na Tabela 10 constam os valores obtidos nas análises químicas, os valores máximos permitidos para o consumo humano propostos pelo CONAMA - Resolução nº. 396 de 2008 e valores orientadores de referência, de alerta e de intervenção propostos pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM, 1994) - STI. Estes valores orientadores foram aplicados para os parâmetros que não constam na resolução do CONAMA (hidrocarbonetos totais de petróleo).

Os dados hidroquímicos apontaram contaminação ampla e de fraca intensidade com nitrogênio amoniacal (20 poços), cloreto (19 poços), sulfato (15 poços), arsênio (11 poços), bário (03 poços), cromo (03 poços), sódio (12 poços), chumbo (02 poços), benzeno (05 poços) e dioxinas (02 poços). As concentrações registradas são na maioria dos casos menores que o limite máximo permitido para consumo humano (VMP - Resolução 396-2008-CONAMA), sendo o cloreto o parâmetro com maior restrição de potabilidade, superando o VMP em 04 poços.

Os parâmetros ausentes do ambiente natural são considerados contaminação sempre que detectados nos ensaios hidroquímicos, tais como nitrogênio amoniacal, cloreto, mercúrio, arsênio, cianetos, sulfato, dioxinas, hidrocarbonetos de petróleo e compostos voláteis orgânicos. A contaminação de metais, que podem ser componentes naturais das fases minerais constituintes do solo e liberados por dessorção, foi determinada a partir de uma análise estatística simples, conforme tratado nos itens subsequentes.

O cloreto constitui um dos contaminantes mais frequentes nas águas subterrâneas e com os níveis mais elevados, aparecendo em 76% dos poços construídos com teores de até 1608 mg/L, sendo maior que o limite de potabilidade em 4 poços. Ocorre, principalmente, ao sul das células de disposição de resíduos e das lagos da estação de tratamento de efluentes (ETE). O nitrogênio amoniacal, proveniente do chorume, é registrado em 80% dos poços distribuídos em toda a área estudada com

concentrações baixas que variam de 0,09 a 17,3 mg/L. O nitrogênio orgânico também é relativamente abundante nas águas subterrâneas, todavia sua origem não está vinculada a contaminação do aterro, dado que sua presença é insignificante nos chorume. O arsênio é outro contaminante com distribuição areal bastante significativa, aparecendo em 40% dos poços sempre em concentrações baixas, com valor máximo de 0,0091 mg/L.

É importante destacar os valores detectados de demanda química de oxigênio, os quais variam de 7 a 279 mg/L, refletindo a quantidade expressiva e nitrogênio total registrado nas análises químicas (Figura 53). Nesta figura, pode-se observar a boa correlação entre os parâmetros, com excessão de duas amostras, mostrando que a DQO constitui uma variável dependente do nitrogênio total no sistema água subterrâneas.

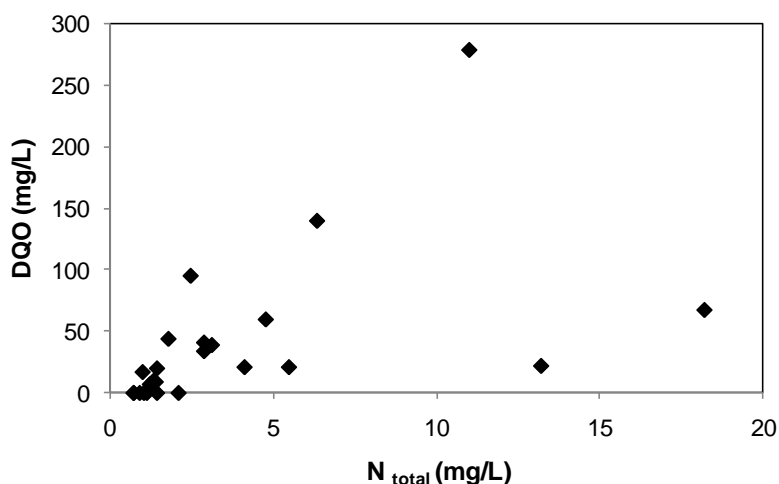


Figura 53 – Diagrama de variação binário mostrando a dependência das concentrações de DQO em relação às concentrações de N_{total} nas águas subterrâneas.

O sulfato representa um contaminante comum nas águas subterrâneas, registrando teores que variam de 6,49 a 66,5 mg/L em 60% dos poços construídos. Nos demais 40%, este parâmetro não foi detectado.

Tabela 10 - Conteúdo dos parâmetros analisados nas amostras de água subterrânea coletadas nos poços de monitoramento instalados na área de estudo. Valores Máximos Permitidos (VMP) pelo CONAMA - Resolução 396/2008 e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM, 1994) - STI para TPH-BTEX. Os teores em **negrito** são maiores que os valores de *background* da área e os teores em **negrito e sublinhados** são maiores que os valores máximos permitidos (CONAMA) e valores de alerta e de intervenção (VROM), respectivamente. n.a. = não analisado; n.d. = não detectado.

AMOSTRA	pH	Cond El. uS/cm	DQO mg O ₂ /L	T °C	T Ar °C	SST	As	Ba	Pb	Cian	Cl	Cu	Cr	Mn	Hg	N _{Am}	N _{Total}	Na	Sulf	Zn
PZ 01	6,02	110,7	9	19	26	232	0,0085	0,18	0,002	n.d.	n.d.	0,0039	n.d.	0,55	n.d.	1,02	1,34	8,31	7,34	0,029
PZ 02	5,37	49,8	n.d.	18	26	n.d.	n.d.	0,068	0,002	n.d.	n.d.	0,0024	n.d.	0,14	n.d.	n.d.	0,91	1,71	n.d.	0,028
PZ 03	6,23	77,2	n.d.	20	26	n.d.	n.d.	0,051	0,0025	n.d.	5,74	0,0034	n.d.	0,12	n.d.	n.d.	0,72	3,93	16,2	0,021
PZ 04	5,59	87,4	n.d.	19	26	n.d.	0,0071	0,27	0,012	n.d.	5,36	0,016	n.d.	2,52	n.d.	0,09	1,04	3,53	19	0,13
PZ 05	5,42	170,5	9	18	26	n.d.	n.d.	0,18	0,0048	n.d.	16,1	0,0025	n.d.	0,97	n.d.	n.d.	1,4	8,91	n.d.	0,058
PZ 06	6,06	105,6	n.d.	19	26	n.d.	n.d.	0,038	0,0031	n.d.	n.d.	0,001	n.d.	0,51	n.d.	n.d.	0,73	7,69	9,66	0,03
PZ 07	5,93	60,7	17	21	29	138	n.d.	0,21	0,0081	n.d.	n.d.	0,022	n.d.	0,15	n.d.	0,94	1	6,36	n.d.	0,038
PZ 08	4,68	1294	21	20	29	66	n.d.	2,8	0,0062	n.d.	299	0,019	0,0083	3,04	n.d.	4,61	5,48	142	n.d.	0,097
PZ 09	5,05	5400	34	19	29	12	n.d.	1,91	0,0068	n.d.	1608	0,017	n.d.	8,35	n.d.	2,77	2,88	476	6,49	0,11
PZ 10	5,42	122,8	279	20	29	3370	0,0091	0,67	0,0084	n.d.	26,8	0,063	0,072	1,77	n.d.	0,87	11	16,9	66,5	0,17
PZ 11	6,43	1186	20	21	29	58	0,0016	0,26	0,0058	n.d.	295	0,017	0,0012	1,62	n.d.	n.d.	1,44	139	61,2	0,035
PZ 12	6,19	382	21	19	27	48	0,0079	0,16	0,0013	n.d.	33,7	0,0017	n.d.	3,04	n.d.	3,29	4,12	22,9	n.d.	0,07
PZ 14	4,23	56,5	n.d.	19	27	88	n.d.	0,091	0,006	n.d.	7,66	0,0023	n.d.	0,7	n.d.	0,71	1,44	2,24	9,46	0,069
PZ 16	4,89	56,7	n.d.	19	27	87	0,0011	0,13	0,0096	n.d.	9,19	0,0034	0,005	0,26	n.d.	0,41	2,1	4,22	9,01	0,027
CONAMA 396/2008	—	—	—	—	—	—	0,01	0,7	0,01	0,07	250	2	0,05	0,1	0,001	—	—	200	250	5
L. D.	—	0,50	6	-10	—	2,00	0,0006	0,001	0,0009	0,004	5,00	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,05	0,05	0,004	4,00	0,0006

Continuação Tabela 10

AMOSTRA	pH	Cond El. uS/cm	DQO mg O ₂ /L	T °C	T Ar °C	SST	mg/L													
							As	Ba	Pb	Cian	Cl	Cu	Cr	Mn	Hg	N Am	N Total	Na	Sulf	Zn
PZ 17	6,13	626	39	19	27	124	n.d.	0,049	0,0038	n.d.	128	0,0046	0,029	1,08	n.d.	1,21	3,12	76,4	n.d.	0,027
PZ 18	5,75	27	59,8	19	27	513	n.d.	0,12	0,12	n.d.	n.d.	0,021	0,054	0,43	n.d.	1,29	4,77	1,38	38,2	0,048
PZ 19	6,43	208	140	20	29	2740	0,0049	0,19	0,0038	n.d.	18	0,024	0,11	3,12	n.d.	5,77	6,34	15,8	46,6	0,2
PZ 20	4,88	872	41	19	29	210	n.d.	0,25	0,0077	n.d.	168	0,019	0,0024	1,72	n.d.	2,77	2,88	138	35,1	0,58
PZ 21	4,06	92,5	7	20	27	9	n.d.	0,08	0,0015	n.d.	5,74	n.d.	n.d.	0,61	n.d.	0,73	1,22	4,76	n.d.	0,029
PZ 22	4,32	167	n.d.	20	27	2	0,0007	0,088	0,009	n.d.	12,6	0,0035	n.d.	3,66	n.d.	1,29	1,13	4,94	43,4	0,14
PZ 23	8,3	159,6	10	20	27	31	0,0007	0,068	0,0089	n.d.	12,3	0,0052	0,012	0,69	n.d.	0,22	1,34	3,26	33,4	0,03
PZ 24	6,35	621	22	19	27	7	n.d.	0,23	0,0061	n.d.	80,4	n.d.	n.d.	4,25	n.d.	12,6	13,2	42,8	n.d.	n.d.
PZ 25	5,65	2490	95,3	19	27	53	n.d.	0,15	0,0018	n.d.	645	0,0015	n.d.	0,53	n.d.	4,33	2,47	449	n.d.	0,03
PZ 26	6,62	81,7	44	19	27	250	0,0037	0,2	0,0016	n.d.	n.d.	0,062	0,018	0,55	n.d.	0,55	1,79	6,3	n.d.	0,065
PZ 27	7,45	418	67,5	19	27	21	n.d.	0,1	0,002	n.d.	16,1	0,0061	0,052	0,56	n.d.	17,3	18,2	12	10,6	0,0093
CONAMA 396/2008	—	—	—	—	—	—	0,01	0,7	0,01	0,07	250	2	0,05	0,1	0,001	—	—	200	250	5
L. D.	—	0,50	6	- 10	—	2,00	0,0006	0,001	0,0009	0,004	5,00	0,0006	0,0006	0,0007	0,00005	0,05	0,05	0,004	4,00	0,0006

Continuação Tabela 10

AMOSTRA	µg/L							mg/L	pg/L	
	Ben	Tol	Eben	Xil	TPH DRO	TPH GRO	VOC	Fenol	Diox	
PZ 01	<u>2,7</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	
PZ 02	<u>3,34</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	
PZ 03	<u>2,57</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	
PZ 04	<u>3,44</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	
PZ 05	<u>2,94</u>	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	
PZ 06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.	
PZ 07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	41,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 08	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	30,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.a.	n.d.	n.d.	
PZ 16	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<u>0,006</u>	
PZ 18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<u>0,16</u>	
PZ 19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 23	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 26	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
PZ 27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
CONAMA 357/2008		0,005	0,17	0,2	0,3	—	—	—	0,003	—
VROM 1994	VS	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	50		—	0,0002	—
	VT	0,015	0,5	0,075	0,035	325		—	1	—
	VI	0,03	1	0,15	0,07	600		—	2	—
L.D.	2,00	2,00	2,00	2,00	30,0	1		0,003	1	0,005

Os metais analisados que podem estar presentes no ambiente natural da UTRESA tiveram seus teores avaliados através de tratamento estatístico simples para definir os valores naturais de cada metal, representados por valores de *backgrounds*, e aqueles que representam contaminação. Os *backgrounds* locais e os valores de contaminação foram identificados através da análise de histogramas de frequência acumulada, onde a quebra na orientação da curva separa distintas populações de amostras de água em relação ao parâmetro em análise. Neste estudo, foram considerados valores de *background* natural, aqueles registrados no grupo de amostras com os teores mais baixos.

Os metais presentes no ambiente natural e que mostram contaminação nas águas subterrâneas são o sódio, cromo, bário e o chumbo. A contaminação do sódio ocorre em onze amostras, sendo que o *background* local corresponde às concentrações de até aproximadamente 10,0 mg/L (Figura 54).

Contaminação de cromo nas águas subterrâneas é registrada nos poços PZ10 (0,072 mg/L), PZ19 (0,11 mg/L), PZ27 (0,052 mg/L) e PZ18 (0,054 mg/L). O *background* local possui valor máximo da ordem de 0,03 mg/L (Figura 55).

O bário mostra contaminação nos poços PZ08, PZ09 e PZ10, com concentrações de 2,98, 1,91 e 0,67 mg/L, respectivamente, as quais estão acima do *background*, cujo limite é da ordem de 0,4 mg/L (Figura 56).

O chumbo registra contaminação somente no poço PZ18, onde a concentração é de 0,12 mg/L, bem superior aos valores de *background* que alcança um máximo próximo de 0,02 mg/L (Figura 56).

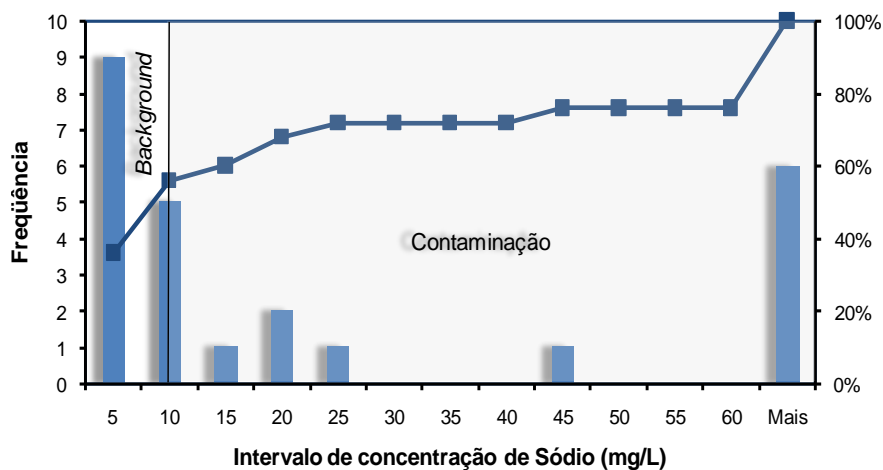


Figura 54 - Histogramas de frequência mostrando intervalos de concentrações de Sódio representativos do ambiente natural (*background*) e decorrentes de processos de contaminação pelo aterro de resíduos industriais da UTRESA.

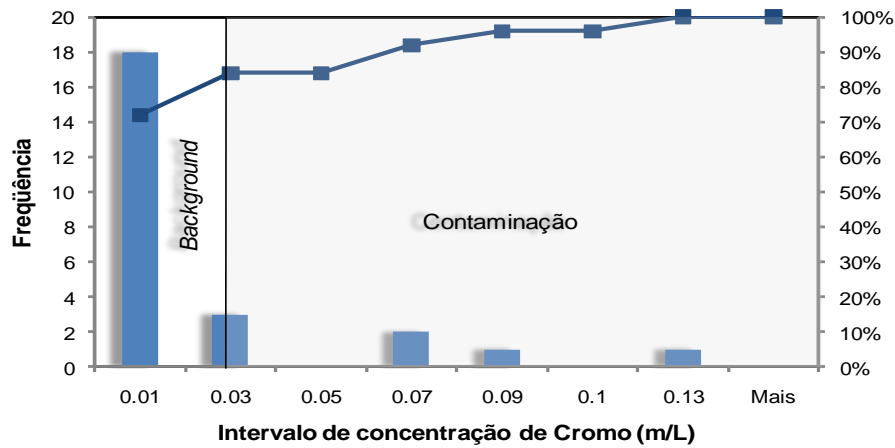


Figura 55 - Histogramas de frequência mostrando intervalos de concentrações de Cromo representativos do ambiente natural (*background*) e decorrentes de processos de contaminação pelo aterro de resíduos industriais da UTRESA.

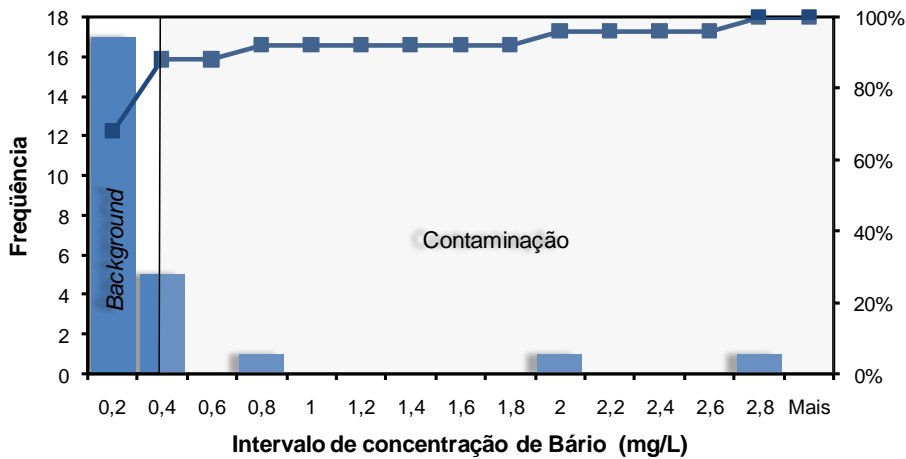


Figura 56 - Histogramas de frequência mostrando intervalos de concentrações de Bário representativos do ambiente natural (*background*) e decorrentes de processos de contaminação pelo aterro de resíduos industriais da UTRESA.

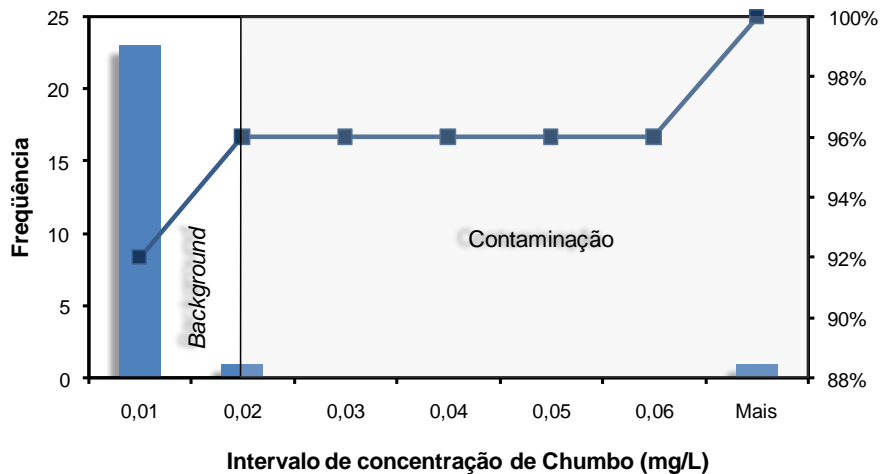


Figura 57 - Histogramas de frequência mostrando intervalos de concentrações de Chumbo representativos do ambiente natural (*background*) e decorrentes de processos de contaminação pelo aterro de resíduos industriais da UTRESA.

6.4.4.1 Avaliação da Contaminação das Águas Subterrâneas em Relação à Legislação Ambiental

A análise do conteúdo dos contaminantes presentes nas águas subterrâneas da área do aterro da UTRESA foi realizada, também, com base nos valores orientadores da legislação ambiental vigente. Os valores obtidos nas análises químicas para cada parâmetro foram comparados com os seus respectivos valores máximos permitidos para consumo humano propostos pelo CONAMA (Resolução 396/2008) e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM, 1994) - STI.

Arsênio

O arsênio foi detectado em 11 (onze) das 25 análises realizadas, nos poços PZ01, PZ04, PZ10, PZ11, PZ12, PZ16, PZ19, PZ22, PZ23 e PZ26 em concentração máxima de 0,0091 mg/L, sendo inferior ao valor máximo permitido (VMP) pelo CONAMA (Resolução nº 396/2008), que é de 0,01 mg/L para uso preponderante da água para consumo humano (Figura 58 e Figura 60). Tal condição observada na água, assim como no solo determina a execução de monitoramento do conteúdo de arsênio nas águas subterrâneas, dado que o Arsênio tem origem antrópica, não sendo necessária, contudo, a intervenção neste momento.

Bário

O bário foi detectado em todas as análises realizadas com concentração máxima de 2,8 mg/L (PZ08), apresentando nesta amostra um teor acima do limite de valor máximo permitido (VMP) pela Resolução nº 396 do CONAMA, que é de 0,7 mg/L para uso preponderante da água para consumo humano (Figura 59 e Figura 61). Os níveis de bário observados necessitam de um monitoramento periódico, uma vez que se encontram próximos ao VMP da resolução do CONAMA e podem representar riscos ao meio ambiente (ver item 0).

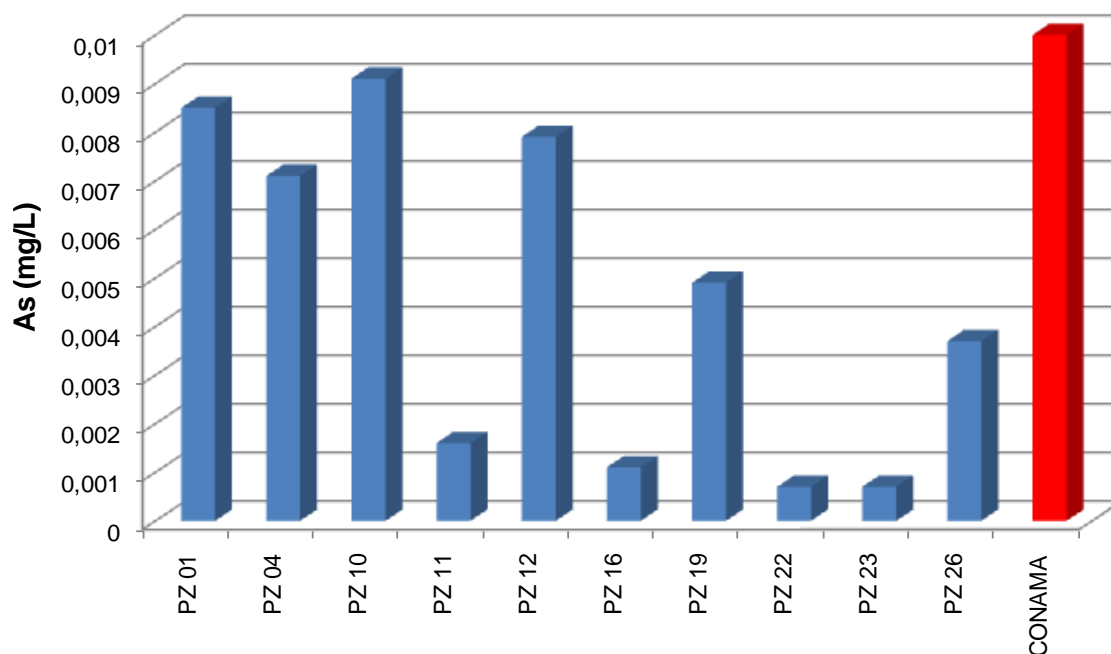


Figura 58 - Teores de Arsênio nas amostras de água subterrânea coletadas na UTRESA e o Valor Máximo Permitido (VMP-0,01 mg/L) para consumo humano proposto pelo CONAMA - Resolução 396, 2008. Nota-se a grande incidência de concentrações de arsênio nas águas subterrâneas próximas ao valor máximo -permitido do CONAMA (Resolução 396/2008)

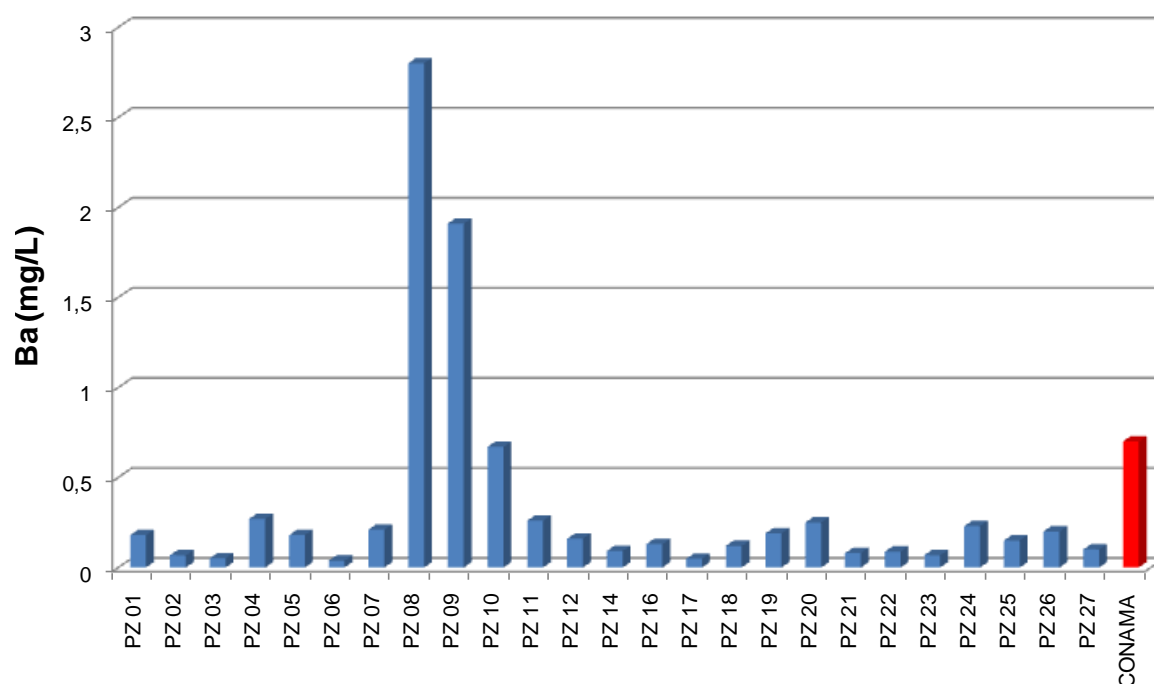


Figura 59 - Teores de Bário nas amostras de água subterrânea coletadas na UTRESA e o Valor Máximo Permitido (VMP-0,7 mg/L) para consumo humano proposto pelo CONAMA - Resolução 396, 2008.

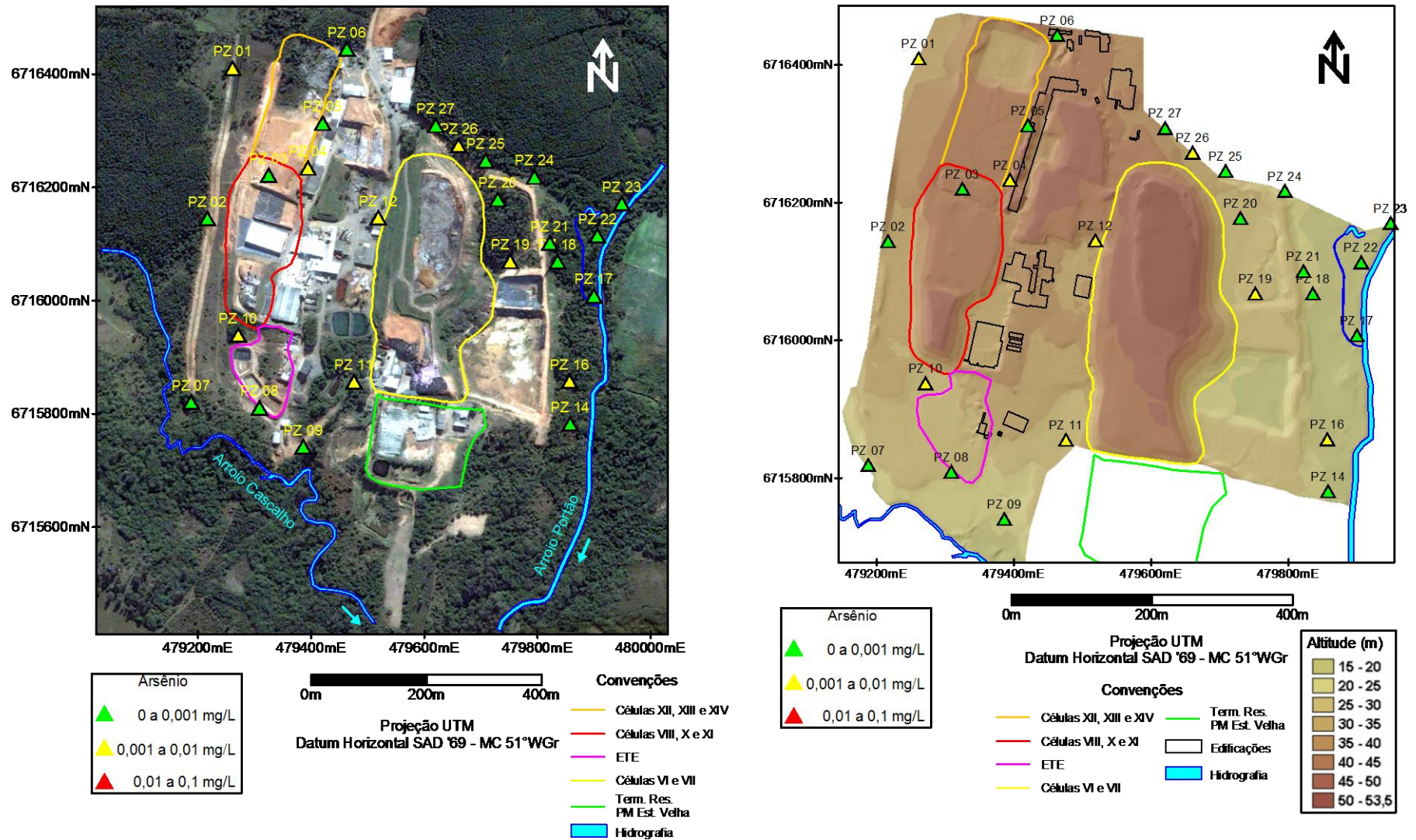


Figura 60 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Arsênio do CONAMA - Resolução 396, 2008
 Símbolo verde: águas com teores entre o n.d. e valor mínimo registrado nos ensaios. Símbolo amarelo: águas com teores entre o valor mínimo registrado e o valor máximo permitido (CONAMA, 2008). Símbolo vermelho: águas com teores entre o valor máximo permitido (CONAMA, 2008) e o valor de risco máximo estipulado, para os quais nenhuma amostra foi registrada.

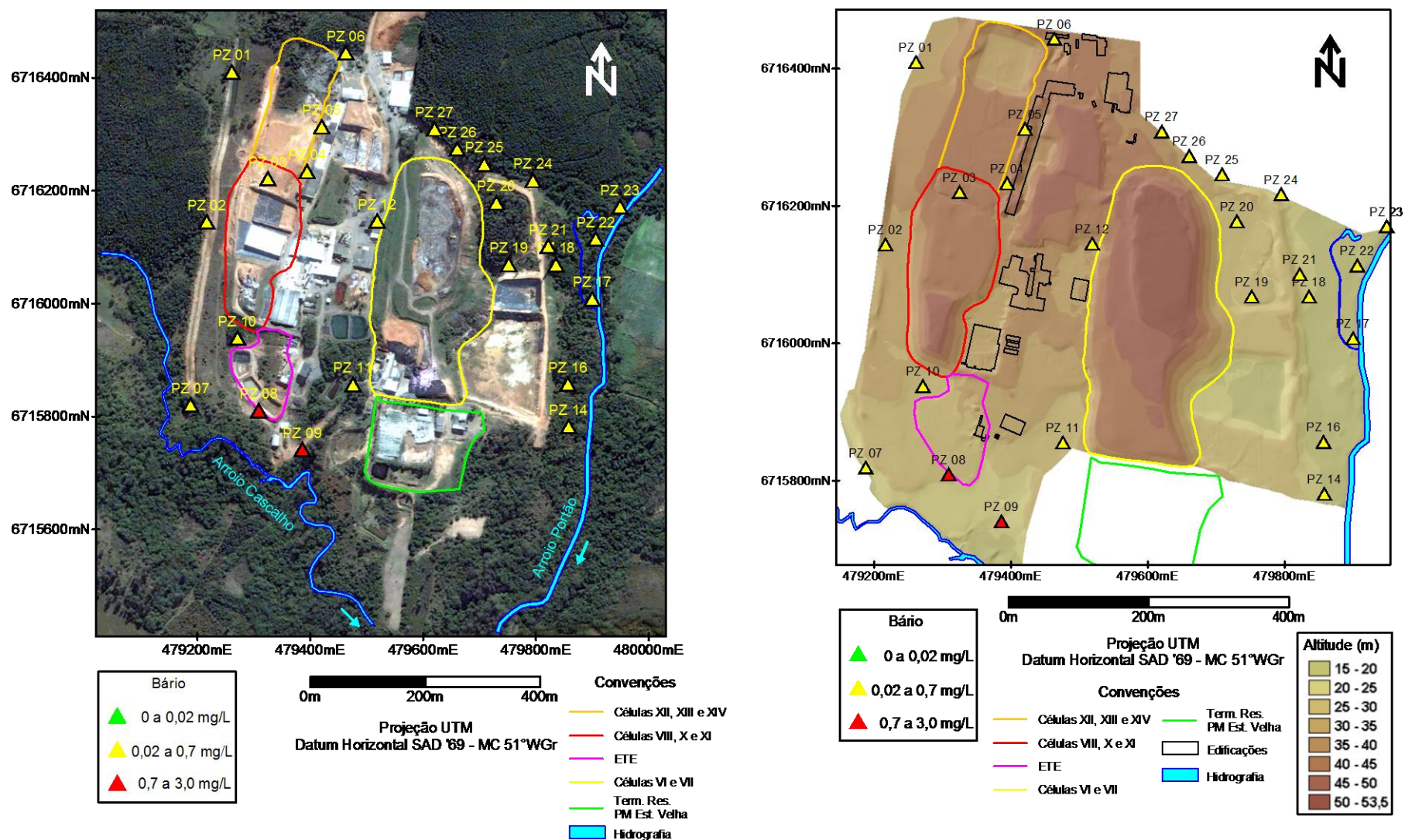


Figura 61 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Bário do CONAMA - Resolução 396, 2008.

Símbolo verde: águas com teores entre o n.d. e valor mínimo registrado nos ensaios. Símbolo amarelo: águas com teores entre o valor mínimo registrado e o valor máximo permitido (CONAMA, 2008). Símbolo vermelho: águas com teores entre o valor máximo permitido (CONAMA, 2008) e o valor de risco máximo estipulado, para os quais nenhuma amostra foi registrada.

Chumbo

O chumbo foi detectado em todas as análises realizadas com teores entre 0,002 e 0,12 mg/L, registrando nas amostras PZ04 e PZ18 teores de 0,02 e 0,12 mg/L, respectivamente, os quais são superiores ao valor máximo permitido (VMP) pela Resolução nº 396 do CONAMA, que é de 0,01 mg/L para uso preponderante da água para consumo humano (Figura 62 e Figura 64). A amostra do poço PZ18 apresenta restrição de uso para a dessedentação de animais, cujo valor máximo permitido na referida resolução é de 0,1 mg/l. A água deste poço pode ser utilizada, entretanto, para os demais fins regulamentados pelo CONAMA, que são a irrigação e a recreação. A situação encontrada para o chumbo recomenda o monitoramento periódico das águas subterrâneas, inexigindo ações de intervenção enquanto o quadro se mantiver nas condições atuais ou melhores.

Cloreto Total

O cloreto ocorre em 19 dos 25 poços com teores de até 1608 mg/L (Figura 63), com alguns valores superiores aos valores máximos permitido (VMP) na Resolução nº 396 do CONAMA, para consumo humano (250 mg/L), recreação (400 mg/L) e irrigação (700 mg/L - Figura 63 e Figura 65). Não obstante as restrições de uso, o conteúdo de cloreto registrado decorre de processos de contaminação das águas subterrâneas pelos resíduos do aterro da UTRESA. As concentrações mais elevadas estão presentes em poços localizados a jusante das lagoas de tratamento (ETE – PZ08 e PZ09), a jusante das lagoas de tratamento de cloretos (Cloreto de Alumínio - PZ11) e num poço a nordeste da célula VII (PZ25). Muito embora o cloreto não seja apontado como constituinte que exija intervenção pelos normativos ambientais brasileiros, a sua ocorrência serve como indicativo de contaminação. Por conta disso, faz-se necessário o monitoramento periódico, tanto do cloreto quanto de outros contaminantes potenciais presentes no chorume.

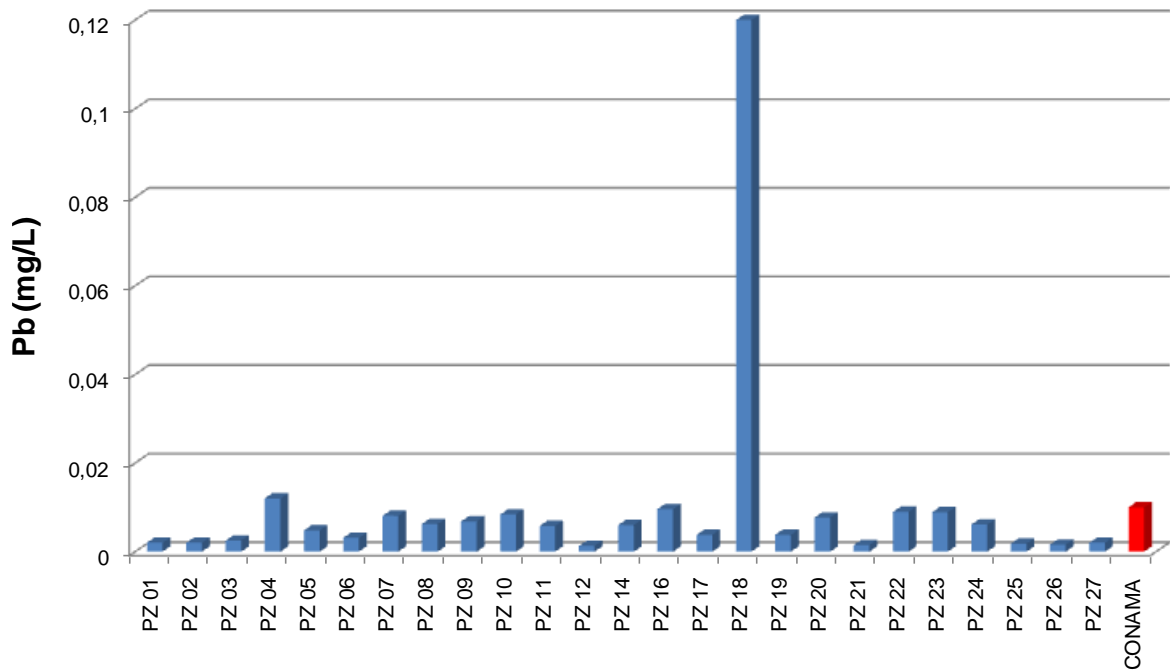


Figura 62 - Teores de Chumbo nas amostras de água subterrânea coletadas na UTRESA e o Valor Máximo Permitido (VMP-0,01 mg/L) para consumo humano proposto pelo CONAMA - Resolução 396, 2008.

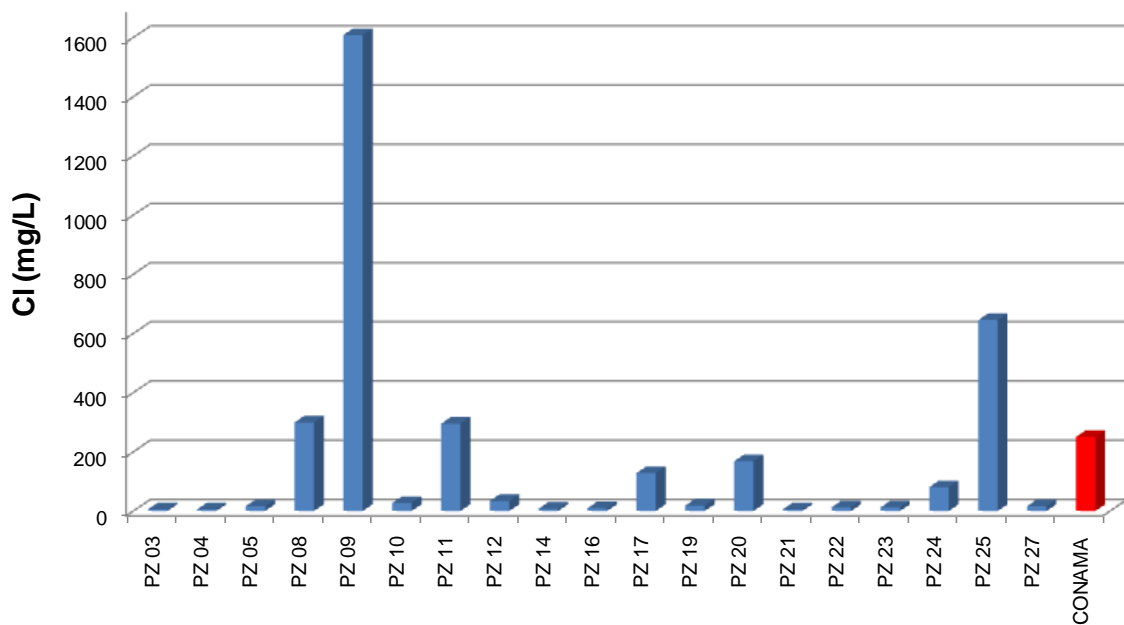


Figura 63 - Teores de Cloreto Total nas amostras de água subterrânea coletadas na UTRESA e o Valor Máximo Permitido (VMP-250 mg/L) para consumo humano proposto pelo CONAMA - Resolução 396, 2008.

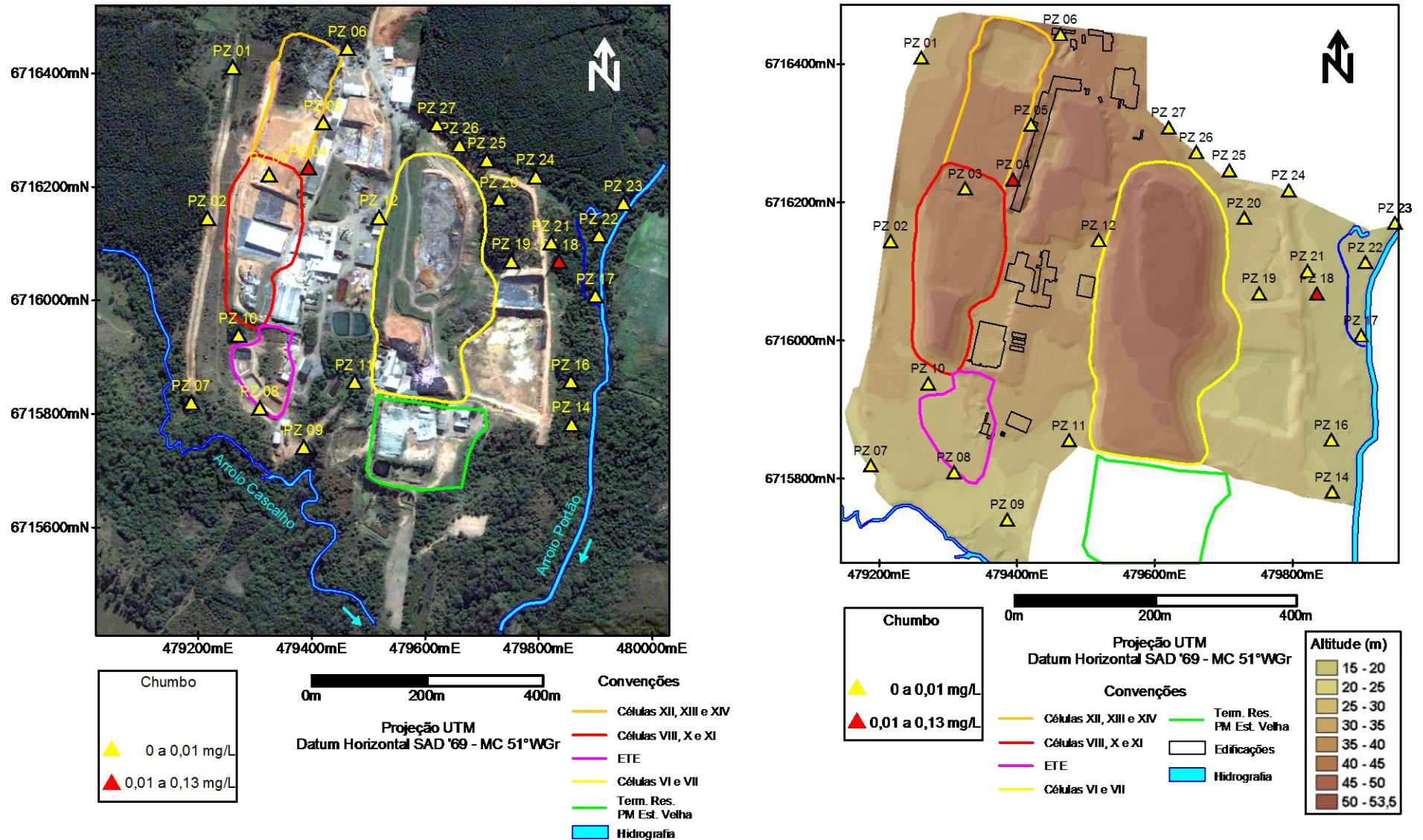


Figura 64 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Chumbo do CONAMA - Resolução 396, 2008

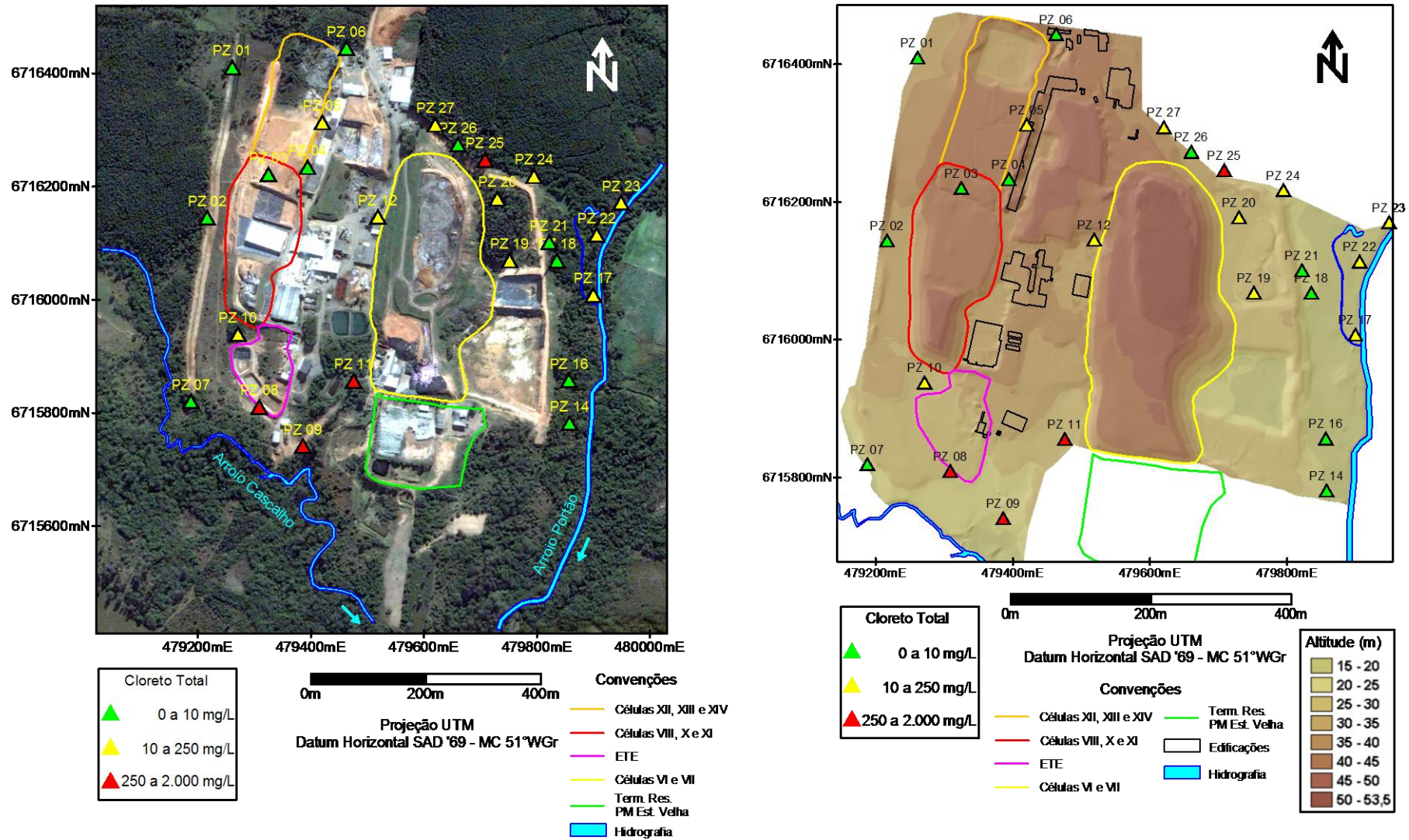


Figura 65 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Cloreto Total do CONAMA - Resolução 396, 2008 Símbolo verde: águas com teores entre o n.d. e valor mínimo registrado nos ensaios. Símbolo amarelo: águas com teores entre o valor mínimo registrado e o valor máximo permitido (CONAMA, 2008). Símbolo vermelho: águas com teores entre o valor máximo permitido (CONAMA, 2008) e o valor de risco máximo estipulado, para os quais nenhuma amostra foi registrada.

Cromo

O cromo foi detectado em 11 das 25 análises realizadas com concentração máxima de 0,13 mg/L (PZ08). Destas 11 amostras, quatro (PZ10, PZ18, PZ19 e PZ27) apresentam teor maior que o valor máximo permitido (VMP) na Resolução nº 396 do CONAMA, que é de 0,05 mg/L para uso preponderante da água para consumo humano e recreação (Figura 66 e Figura 68). Embora inadequados para o consumo humano, estes poços não tem restrição para dessedentação de animais e irrigação. Assim, os níveis de cromo observados determinam a necessidade de monitoramento periódico na área, sem intervenção.

Sódio

O sódio foi detectado em todas as análises realizadas com teores entre 1,38 e 478 mg/L, sendo que os poços PZ09 e PZ25 apresentam teores acima do valor máximo permitido (VMP) pela Resolução nº 396 do CONAMA para uso preponderante da água para consumo humano (Figura 67 e Figura 69), que é de 200 mg/L. Os conteúdos elevados de sódio apontam a ocorrência de contaminação antrópica proveniente dos resíduos da Central da UTRESA, dado que não são compatíveis com os valores naturais da área em estudo. O quadro observado no local, no que se refere ao sódio, indica a necessidade de monitoramento periódico, sem intervenção imediata, uma vez que as águas subterrâneas não são utilizadas para qualquer fim.

Manganês e Zinco

O manganês ocorre em todos os poços com teores de até 8,35 mg/L. Este metal é um constituinte comum de solos, rochas e sedimentos e as altas concentrações registradas nas análises decorrem, provavelmente, da presença de material suspenso na água. A probabilidade de que o manganês encontre-se dissolvido nas águas subterrâneas é reduzida, uma vez que nas condições de pH e Eh de aquíferos freáticos, este metal é insolúvel e possui forte tendência à precipitação sob forma de óxidos. O zinco ocorre em 24 dos 25 poços com teores de até 0,2 mg/L, muito abaixo do VMP do CONAMA que é de 5 mg/L. Assim como o manganês, o zinco é constituinte natural dos solos, rochas e sedimentos, indicando que as concentrações registradas nas análises decorrem, provavelmente, da presença de material suspenso na água.

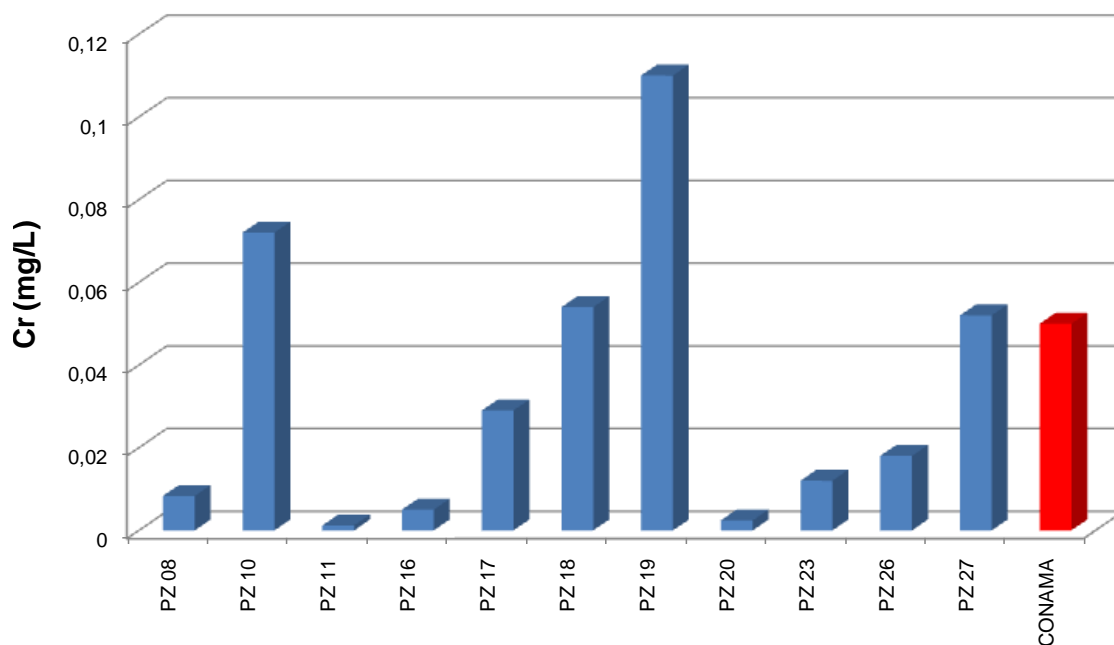


Figura 66 - Teores de Cromo nas amostras de água subterrânea coletadas na UTRESA e o Valor Máximo Permitido (VMP-0,05 mg/L) para consumo humano proposto pelo CONAMA - Resolução 396, 2008.

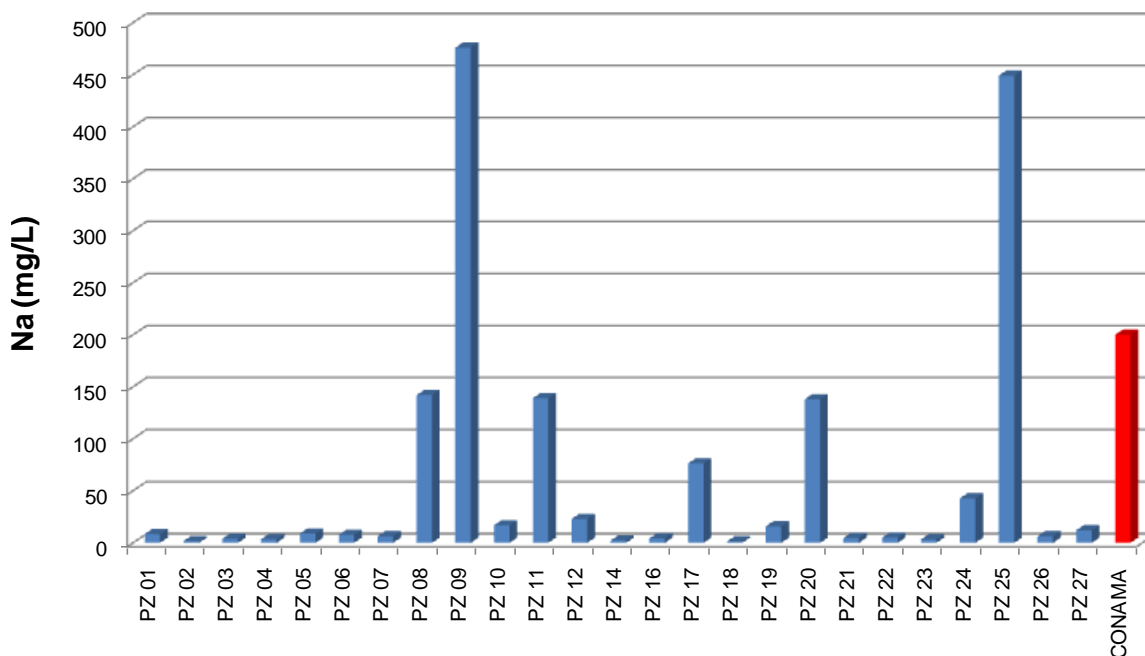


Figura 67 - Teores de Sódio nas amostras de água subterrânea coletadas na UTRESA e o Valor Máximo Permitido (VMP-200 mg/L) para consumo humano proposto pelo CONAMA - Resolução 396, 2008.

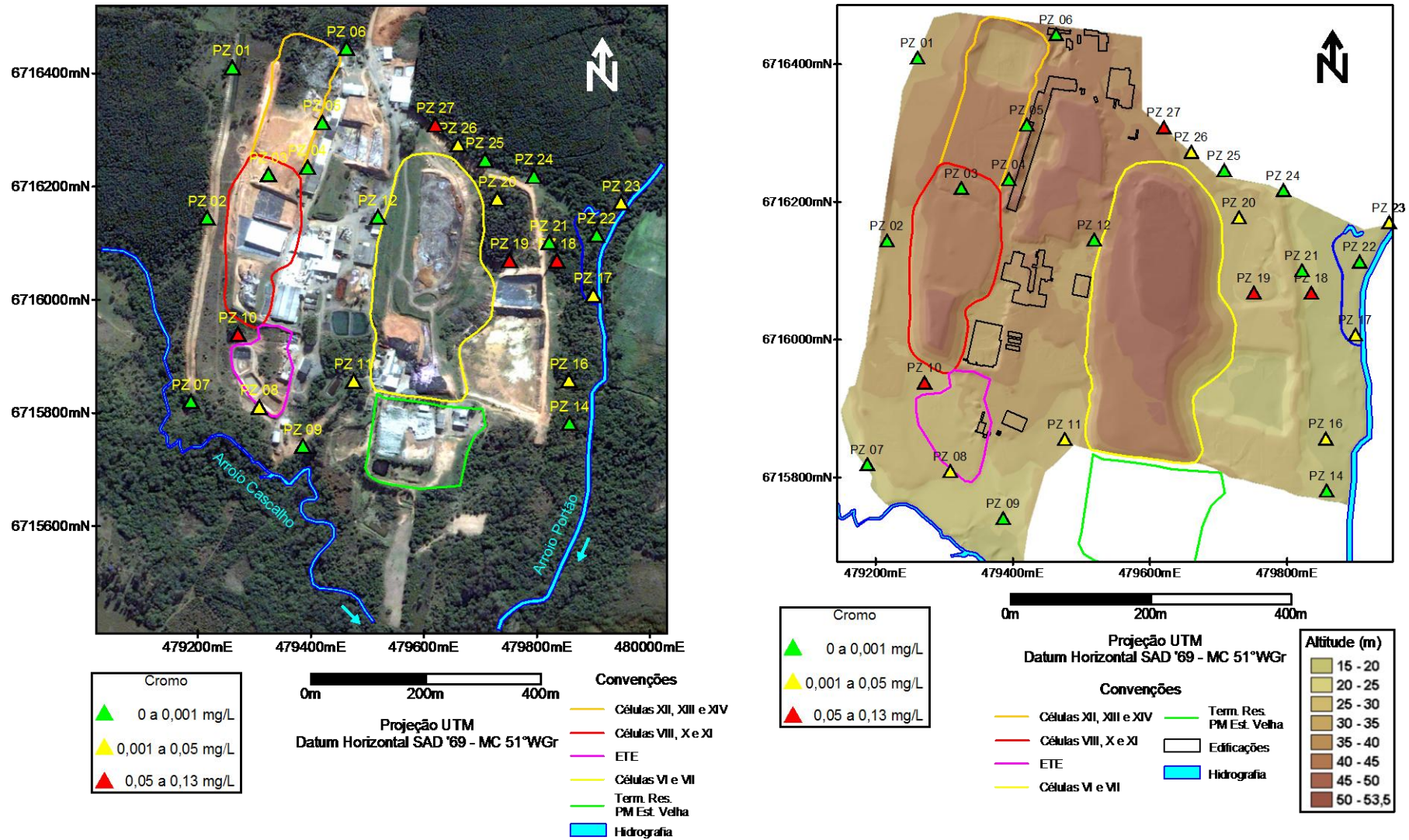


Figura 68 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Cromo do CONAMA - Resolução 396, 2008
 Símbolo verde: águas com teores entre o n.d. e valor mínimo registrado nos ensaios. Símbolo amarelo: águas com teores entre o valor mínimo registrado e o valor máximo permitido (CONAMA, 2008). Símbolo vermelho: águas com teores entre o valor máximo permitido (CONAMA, 2008) e o valor de risco máximo estipulado, para os quais nenhuma amostra foi registrada.

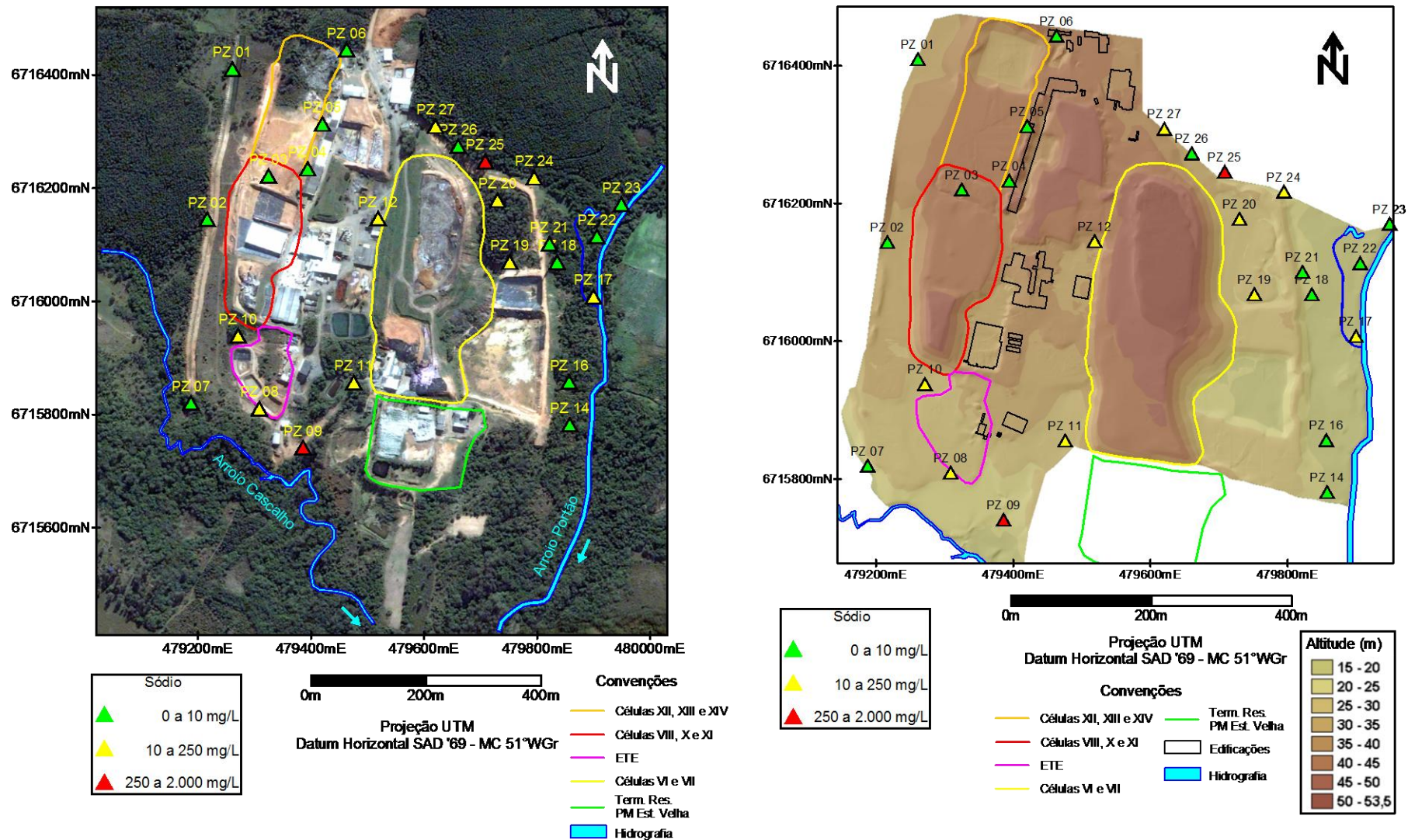


Figura 69 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Sódio do CONAMA - Resolução 396, 2008
 Símbolo verde: águas com teores entre o n.d. e valor mínimo registrado nos ensaios. Símbolo amarelo: águas com teores entre o valor mínimo registrado e o valor máximo permitido (CONAMA, 2008). Símbolo vermelho: águas com teores entre o valor máximo permitido (CONAMA, 2008) e o valor de risco máximo estipulado, para os quais nenhuma amostra foi registrada.

Hidrocarbonetos de petróleo (TPH e BTXE)

Hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH) ocorrem nas amostras de água subterrânea com concentração máxima de 41,7 µg/L, estando abaixo do valor de referência para águas limpas propostos pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda. O benzeno apresenta teores próximos ao limite do VMP pelo CONAMA, nos poços PZ01, PZ02, PZ03, PZ04 e PZ05, não sendo detectados valores nos demais poços (Figura 70). Esses pontos necessitam de um monitoramento periódico, uma vez que apresentam contaminação nas águas subterrâneas e podem representar riscos ao meio ambiente e à saúde das pessoas (ver item 6.5). Tolueno, xilenos e etilbenzeno não foram detectados nas águas subterrâneas amostradas.

Dioxinas e Furanos

As dioxinas e furanos foram analisadas em todas as amostras de água coletadas nos poços de monitoramento, sendo detectados apenas nas amostras PZ17, e PZ18 com os valores de 0,06 e 0,16 µg/L, respectivamente (Figura 71).

Assim como, para solos, este parâmetro analisado não apresenta limites de valores em normas e resolução ambientais para águas subterrâneas. Entretanto por se tratar de um produto de reação e interação com elementos tóxicos e que não ocorre naturalmente nos solos locais, sua presença no ambiente é resultante de contaminação antrópica, o que requer monitoramento para acompanhar a evolução destes contaminantes nas águas subterrâneas. A presença dioxinas, e de outros contaminantes que apresentam toxicidade, tornam proibitivo o uso destas águas subterrâneas para abastecimento humano.

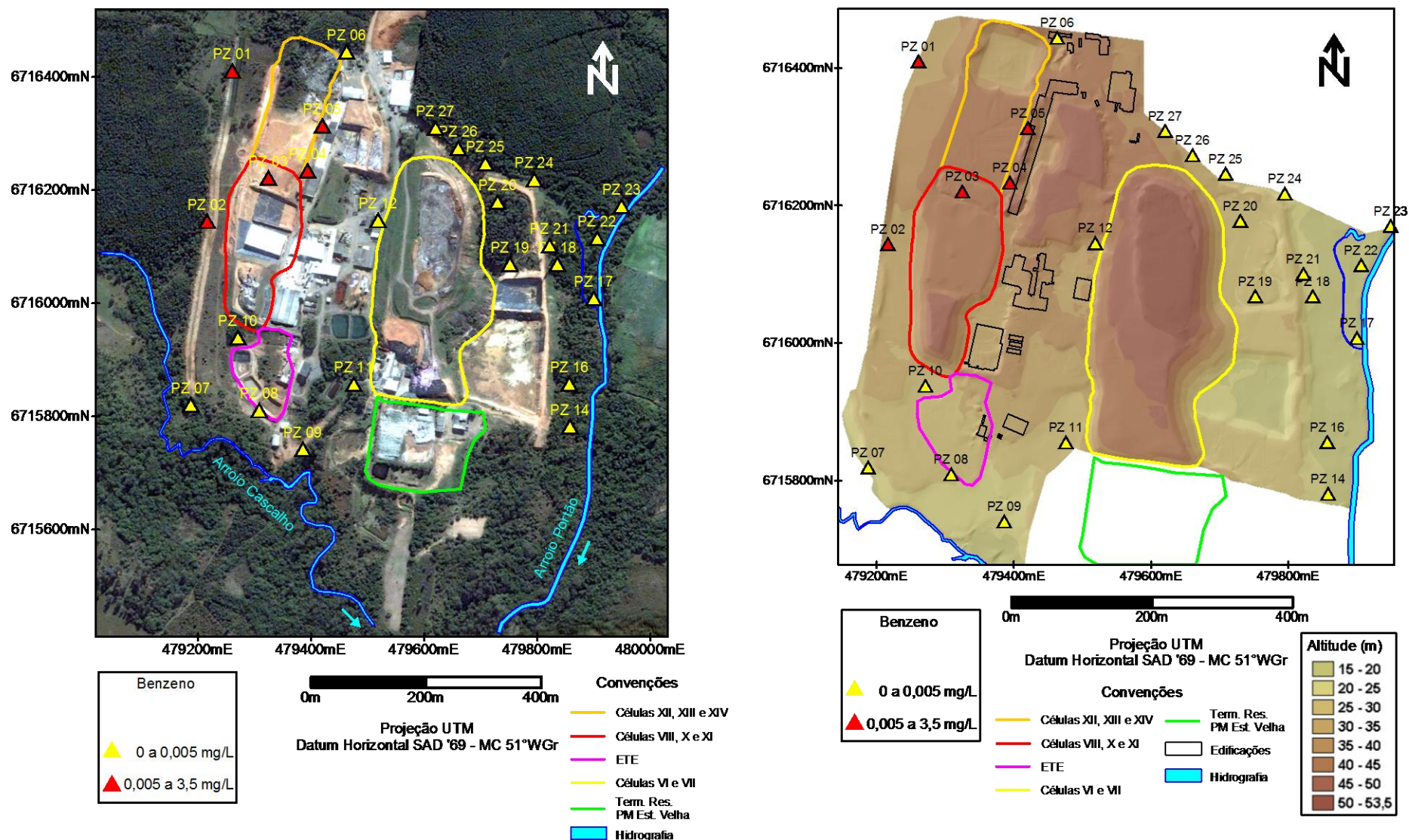


Figura 70 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea e classificação adaptada de teores de Benzeno do CONAMA - Resolução 396, 2008 (Símbolo amarelo: águas com teores entre o valor mínimo registrado e o valor máximo permitido (CONAMA, 2008). Símbolo vermelho: águas com teores entre o valor máximo permitido (CONAMA, 2008) e o teor máximo registrado nas amostras.

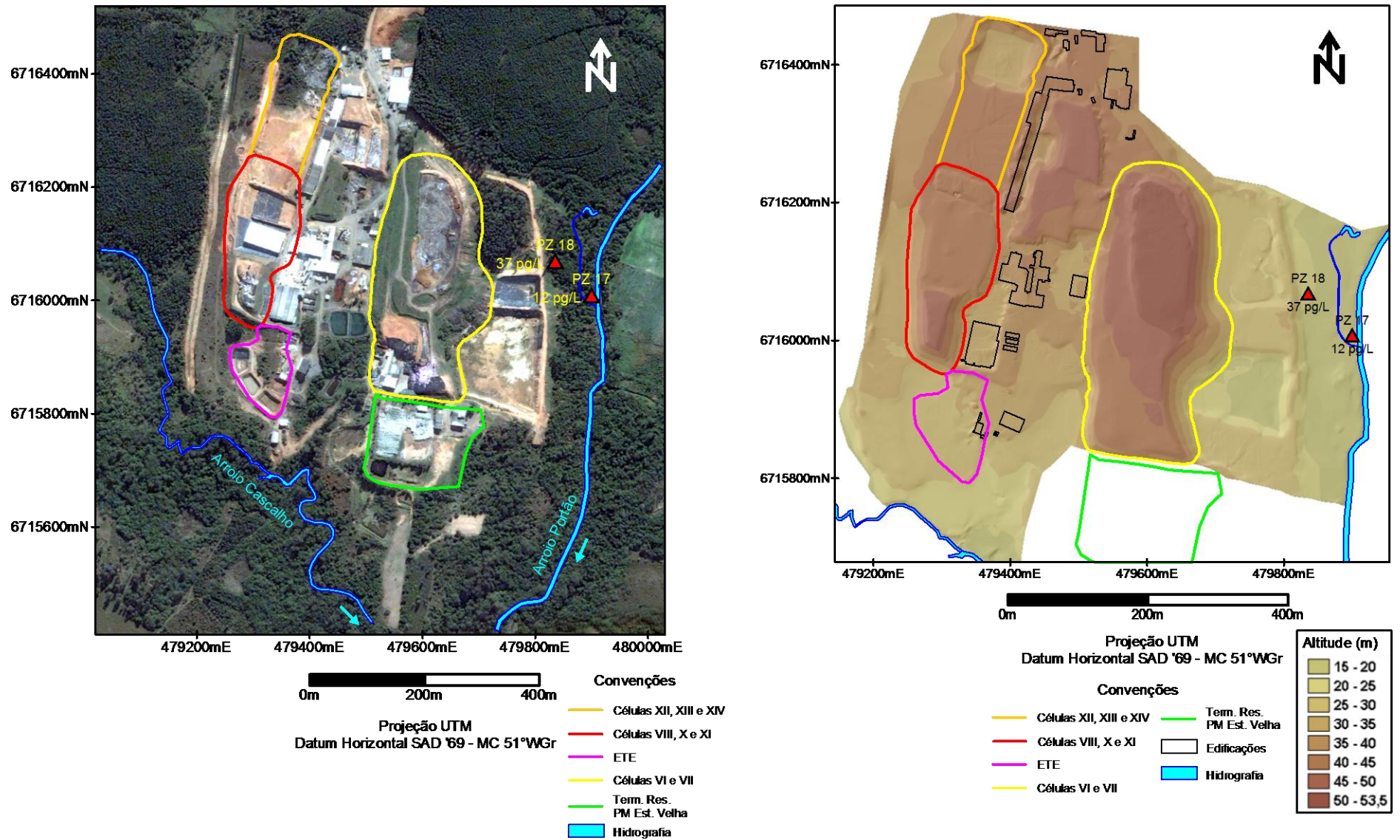


Figura 71 - Mapa de distribuição das amostras de água subterrânea com presença de Dioxinas e Furanos.

Nitrogênio Amoniacal e Total

O nitrogênio amoniacal foi registrado em 20 das 25 amostras analisadas com teores entre 0,09 e 12,6 mg/L, enquanto o nitrogênio total foi detectado nas 25 amostras, apresentando teores entre 0,72 e 18,2 mg/L. O Nitrogênio amoniacal das águas subterrâneas decorre de contaminação oriunda dos resíduos da Central da UTRESA, os quais produzem chorume com elevados teores deste composto (Tabela 4). O nitrogênio orgânico, que se soma ao nitrogênio amoniacal na composição do nitrogênio total, tem origem natural na decomposição de matéria vegetal no solo.

Os normativos legais brasileiros relativos às águas subterrâneas não fazem referências a estes parâmetros, não estabelecendo limites de concentração para qualquer uso.

Sulfato

O sulfato foi registrado em 15 das 25 amostras analisadas, com teores entre 6,49 e 61,2 mg/L, os quais estão abaixo do valor máximo estabelecido pelo CONAMA na Resolução 396/2008 para consumo humano. A presença deste composto nas águas subterrâneas decorre de contaminação pelo aterro de resíduos da UTRESA, dado que não é registrada nenhuma fonte natural no ambiente local. Os níveis de contaminação registrados exigem monitoramento e dispensam ações de intervenção imediatas.

Mercúrio, Cianeto, Fenol e Compostos Orgânicos voláteis (VOC) não foram detectados em nenhuma amostra de água subterrânea analisada.

6.5 Avaliação de Risco na Área da UTRESA

6.5.1 Considerações Gerais

A avaliação de risco realizada na UTRESA consistiu na determinação dos efeitos dos elementos e compostos químicos presentes no solo e nas águas subterrâneas e superficiais no meio ambiente e na saúde das pessoas que trabalham e/ou transitam na área. O objetivo principal desta etapa reside na quantificação dos riscos gerados pela contaminação à saúde humana e aos ecossistemas com base em princípios de

toxicologia, nas características físico-químicas específicas dos solos e aquíferos locais e no comportamento geoquímico e transporte dos contaminantes.

A avaliação de risco constitui uma etapa preliminar no estudo de áreas contaminadas e reveste-se de grande importância na medida em que as informações geradas são úteis para a tomada de decisão acerca de diversos aspectos, dentre os quais podem ser destacados os seguintes:

- determinação da necessidade de remediação em função do uso atual ou proposto da área;
- estabelecimento de níveis de remediação aceitáveis para a condição de uso e ocupação do solo no local e imediações; e
- seleção das técnicas de remediação a serem empregadas.

A avaliação de risco deve ser conduzida de acordo com um cronograma que contemple, no mínimo, as seguintes etapas:

- identificação e quantificação dos principais contaminantes nos diversos meios;
- identificação da população potencialmente atingida pela contaminação (receptor);
- identificação das principais vias de exposição e determinação das concentrações de ingresso dos contaminantes; e
- avaliação do risco através da comparação das concentrações de ingresso com dados toxicológicos existentes.

A avaliação de risco gera resultados que subsidiam o técnico na tomada de decisão quanto às ações a serem implementadas nas áreas contaminadas, de modo a promover sua recuperação para fins definidos. Em alguns casos, tais ações podem se restringir a compatibilização do uso do solo com o nível de contaminação apresentado, o que dispensa a execução de ações de remediação em etapas posteriores.

Com o objetivo de desenvolver padrões e valores guia para solos contaminados, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) apresentou em 1993 valores de referência genéricos de 30 substâncias para solos, os quais denominou *Soil Screen Levels (SSL's)*, derivados de modelos padronizados de exposição humana segundo as vias: ingestão de solo, inalação de voláteis e/ou particulados e ingestão de águas subterrâneas contaminadas. O cálculo dos valores de SSL's de um contaminante no solo baseia-se no risco máximo aceitável, estabelecido de acordo com critérios da

própria EPA. Em 1996, a EPA apresentou uma nova lista revisada de valores genéricos para solos, ampliada para 110 substâncias (EPA, 1996).

Na identificação e gerenciamento do risco de uma determinada área, a EPA considera diversos níveis de concentrações de contaminantes, com base em riscos à saúde humana ou à biota. Quando o solo apresenta concentrações inferiores aos valores de referência (SSL's), não se fazem necessárias investigações adicionais nem medidas de remediação (Figura 72). Deve-se destacar que estes valores servem apenas como referência, devendo-se efetuar avaliações específicas em cada área contaminada de acordo com os cenários de uso desejados a fim de definir quais são os níveis de concentração aceitáveis, tanto para o solo quanto para as águas subterrâneas.

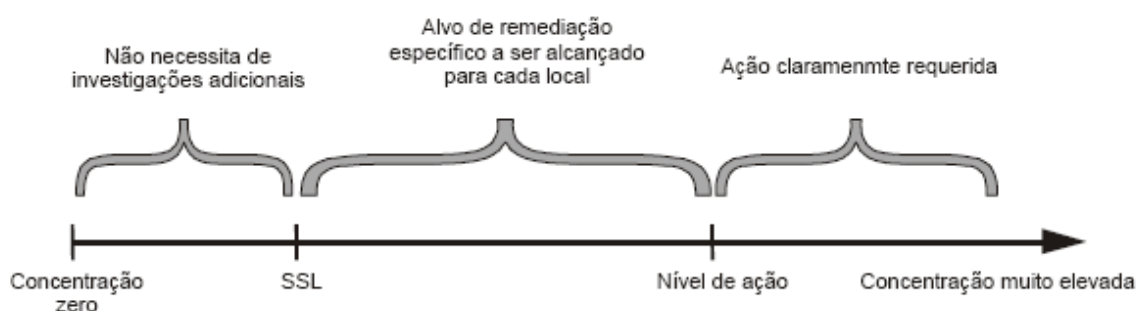


Figura 72 - Procedimento sugerido pela EPA para a tomada de decisão sobre a adoção de medidas mitigadoras em áreas contaminadas (EPA, 1996)

O Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda -VROM publicou em 1994 uma proposta de novos valores de orientação, com base em conhecimentos científicos, incluindo a modelagem de avaliação de risco e considerando a variação da porcentagem de matéria orgânica e argila no solo (VROM,1994). Estes novos valores foram denominados STI (“Streefwaarde” - referência, “Toetsingswaarde” - alerta e “Interventiewaarde”- intervenção), estabelecendo três níveis de qualidade para o solo e a água subterrânea:

- Valor de Referência - S, que indica o nível de qualidade para “solo limpo”, atendendo ao conceito de multifuncionalidade;
- Valor de Alerta - T, que representa a média entre o valor S e o valor I, o qual indica uma alteração das propriedades funcionais do solo e, quando excedido, pode requerer investigações detalhadas e monitoramento; e

- Valor de Intervenção - I, que indica o limite de qualidade, acima do qual existe risco à saúde humana e ao ambiente. Se este valor for excedido, em média, em um volume de 25 m³ de solo/sedimento ou em 100 m³ de água subterrânea, existe uma séria contaminação e a remediação é necessária.

Na determinação dos valores de referência (S) de compostos naturalmente presentes no solo (metais) foram empregadas relações empíricas, as quais levam em consideração o conteúdo de argila e matéria orgânica (Tabela 11). No caso dos compostos naturalmente ausentes no solo, os valores de referência são os limites de detecção dos métodos analíticos, considerando a melhor tecnologia disponível.

Tabela 11 - Equações para o cálculo dos teores naturais de metais no solo e valores de referência. L = porcentagem de argila; H = porcentagem de matéria orgânica. (VROM, 1994)

Metal	Equação	Valor de referência (S) (mg/kg)
Ar	$[15+0,4(L+H)]$	29
Cr	$[50+2L]$	100
Cu	$[15+0,6(L+H)]$	36
Pb	$[50+L+H]$	85
Hg	$[0,2+0,0017(2L+H)]$	0,3
Zn	$[50+1,5(2L+H)]$	140

Para o estabelecimento dos valores de intervenção (I), foi reconhecida a necessidade de uma metodologia baseada em avaliações de risco, considerando os efeitos toxicológicos e ecotoxicológicos. O princípio básico da metodologia desenvolvida pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda, no estabelecimento dos valores de intervenção, é que uma contaminação de solo não é aceitável se o risco para a saúde humana ou ambiental exceder um nível de Risco Máximo Tolerável - MTR. De acordo com essa metodologia, a exposição à contaminante apresenta as seguintes vias:

- direta: ingestão de solo, absorção dérmica, inalação de gases e inalação de partículas; e
- indireta: ingestão de vegetais contaminados e ingestão de água (tratada ou não).

Para substâncias não carcinogênicas, o nível de risco máximo tolerável, considerando-se a saúde humana, é determinado pelo Ingresso Diário Tolerável (Tolerable Daily Intake - TDI). O TDI pode ser estimado a partir de estudos

epidemiológicos sobre toxicologia humana ou animal em laboratório. Este valor descreve a exposição máxima tolerável em base diária. Os índices de referência são utilizados para avaliar o risco devido à absorção de pequenas doses diárias em período de exposição igual à duração do tempo de vida para a população em geral (média populacional). Quando o total de exposição ultrapassa o TDI, a contaminação de solo não é aceitável e a intervenção é necessária. Também são utilizados outros índices de referência, como Ingresso Diário Aceitável (ADI) para aditivos alimentares e a Dose de Referência (RfD), definidos pela EPA.

Para substâncias carcinogênicas, admite-se um risco para a saúde humana de 10^{-4} , ou seja, a possibilidade de ocorrer um caso adicional de tumor letal em cada 10.000 pessoas, para uma exposição de longo termo, considerando-se a expectativa média de vida da população de 70 anos (VROM, 1988). Destaca-se que o risco de 10^{-4} é adotado com base na somatória de todas as vias de exposição.

O Instituto Nacional de Saúde Humana e Meio Ambiente da Holanda (VROM) desenvolveu um modelo matemático de avaliação de risco, denominado *C-Soil*, que permite quantificar o risco à saúde humana através do cálculo do ingresso do contaminante no indivíduo em cada via de exposição considerada: ingestão de solo, inalação de material particulado, poeiras e vapores, contato dérmico, ingestão de água subterrânea e ingestão de vegetais. O somatório de todas as vias de exposição corresponde ao ingresso diário total de um contaminante e o valor de Intervenção é atingido quando a concentração de uma substância no solo ou na água subterrânea resulte em um ingresso diário total maior ou igual ao TDI.

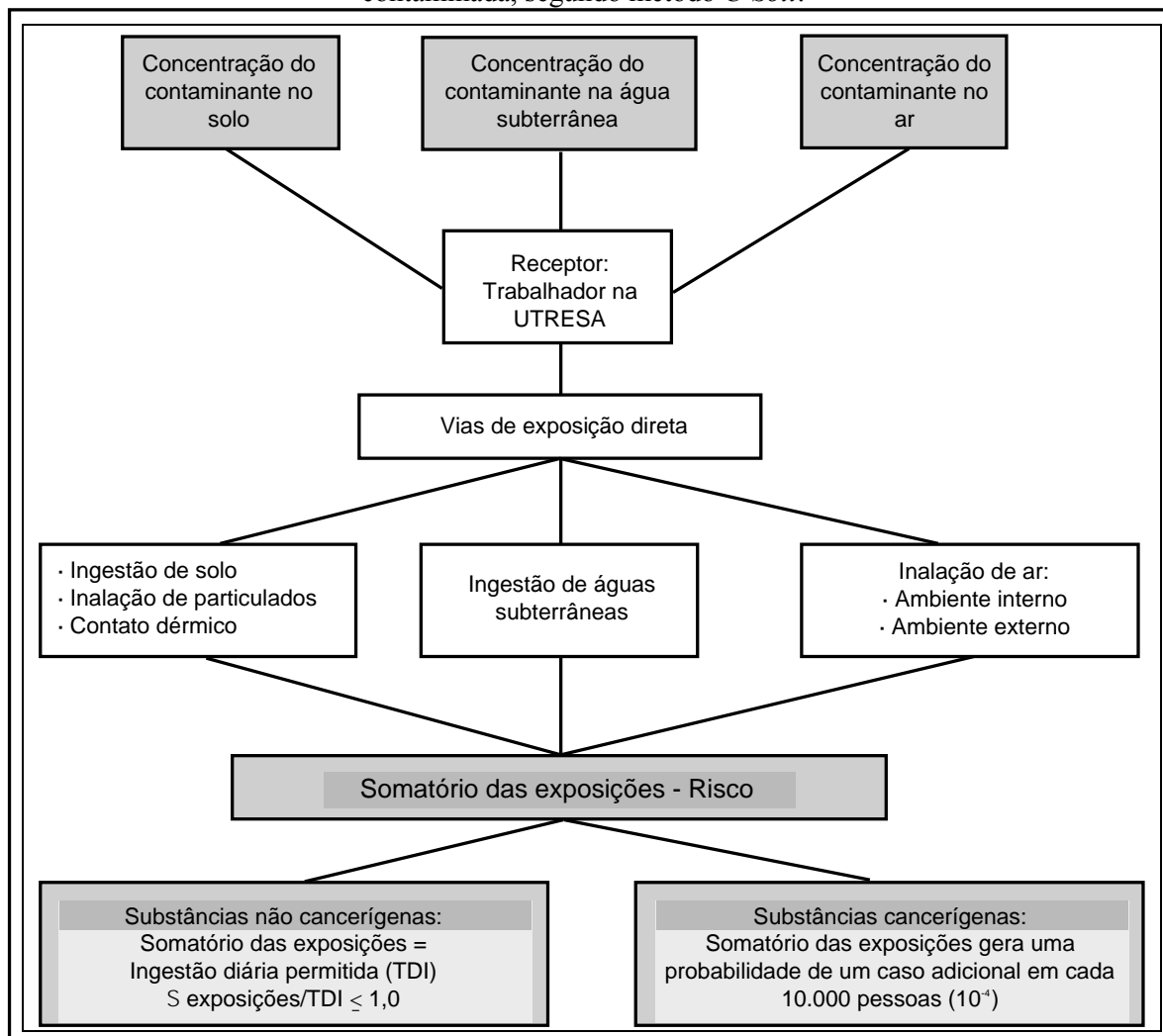
A metodologia holandesa adota o critério da multifuncionalidade do solo onde, além do risco à saúde humana, considera-se também o risco ambiental. A derivação de valores de intervenção é baseada, ainda, em critérios ecotoxicológicos, geralmente obtidos através de testes com minhocas, peixes e outros organismos. A base da derivação dos valores ecotoxicológicos é o LC-50, ou seja, concentrações nas quais, 50% das espécies do ecossistema são adversamente afetadas (atenuação do crescimento e/ou da reprodução). Finalmente, há uma integração dos valores determinados com base em testes toxicológicos e ecotoxicológicos, adotando-se geralmente, o menor valor entre os dois.

6.5.2 O Risco da Contaminação do Solo e Águas Subterrâneas no Contexto da UTRESA

A avaliação de risco na UTRESA, considerando a contaminação do solo e das águas subterrâneas, foi conduzida de acordo com o modelo matemático *C-Soil*. Esta metodologia foi adotada porque, além de apresentar bases científicas como outros modelos (RBCA, RECAP, etc.), consiste num sistema aberto que permite alterar as variáveis básicas adequando-as às condições da área em análise. Com isso, os resultados obtidos têm boa representatividade e boa consistência para a caracterização do problema de cada local contaminado. O cálculo do risco, utilizando a metodologia *C-Soil*, foi aplicado com base no modelo conceitual apresentado no fluxograma do Quadro 6.

A contaminação com voláteis do ar foi desconsiderada nesta avaliação, haja vista que não se registrou nenhum contaminante nas análises de componentes voláteis realizadas em solo e água subterrânea. Não foram aplicadas as vias de exposição indiretas, como ingestão de vegetais e de uso de água de abastecimento público porque não há cultivo nem consumo de vegetais na área e a água de abastecimento público não é parte do problema em análise. Esse procedimento confere aos resultados um elevado fator de segurança, pois os níveis de risco da ampla maioria das situações dentro dos domínios da central de resíduos da UTRESA são menores que aqueles obtidos no modelo.

Quadro 6 - Modelo conceitual utilizado no cálculo de risco gerado pelo solo e água subterrânea contaminada, segundo método *C-Soil*.



6.5.3 O Modelo *C-Soil*

O modelo *C-Soil* permite a determinação de todas as variáveis necessárias ao cálculo, como concentração do contaminante na atmosfera, nas águas subterrâneas, na umidade do solo e nas raízes e folhas dos vegetais, a partir da sua concentração no solo. Para tanto, são necessários inúmeros parâmetros e constantes termodinâmicas de transporte do fluxo do ar e da água, de troca solo-ar, solo-água e água-ar e de interações entre o ar emanado do subsolo com o ar atmosférico. Os parâmetros, que dependem das condições do vento (velocidades e direção), das características do solo, das formas de relevo em meso e macroescala, da taxa de evapotranspiração, da umidade e temperatura do ar, das edificações e outras, são específicos de cada local e nem sempre conhecidos ou de difícil determinação. Algumas constantes termodinâmicas, apresentadas na

literatura, também são fortemente dependentes das propriedades físico-químicas do solo e águas subterrâneas. O estabelecimento do conteúdo de um contaminante qualquer no ar e nas águas subterrâneas a partir do teor no solo fica, então, sujeita a um somatório de erros que pode conduzir a resultados absolutamente inconsistentes. Por conseguinte, é mais adequado, e foi o procedimento adotado neste estudo, utilizar teores medidos no solo e na água, o que é permitido pelo modelo, reduzindo a probabilidade de erro.

A seguir são apresentadas as equações para a quantificação das exposições diretas consideradas neste estudo. As constantes utilizadas (peso corpóreo, fator de absorção relativa, fator de matriz, velocidade de absorção, fração de solo na poeira, fração de retenção pulmonar e capacidade pulmonar) são valores propostos no próprio modelo.

6.5.3.1 Solo

Ingestão de solo

$$DI = AID * Cs * fa / W$$

DI: Ingestão de contaminante via ingestão de solo

(mg de contaminante / kg_{peso corpóreo}·dia).

AID: ingestão diária de solo (kg de solo seco / dia).

W: Peso corpóreo (70 kg).

fa: fator de absorção relativa (fa = 1).

Cs: concentração do contaminante no solo.

Contato dérmico

$$DA = Aexp * fm * DAE * DAR * Cs * t * frs / W$$

DA: absorção de contaminante via contato com o solo

(mg de contaminante / kg_{peso corpóreo}·dia).

Aexp: área da superfície do corpo humano exposta (0,2 m²).

fm: fator de matriz (0,15).

DAE: grau de recobrimento ou taxa de deposição dermal (mg de solo / cm²).

DAR: velocidade de absorção (1/h).

t: tempo de exposição (horas / dia).

frs: fração de solo na poeira (ambiente interno = 0,8 e ambiente externo = 0,5)

A área exposta do corpo considerada corresponde às mãos, rosto e pescoço (EPA, 1989), que normalmente encontram-se desprotegidas.

Inalação de partículas

$$IP = ITSP * Cs * fr * fa / W$$

IP: ingestão de partículas inaláveis de solo (mg de solo / kg_{peso corpóreo}.dia).

ITSP: quantidade de partículas inaladas (kg / dia).

fr : fator de retenção de partículas no pulmão (0,75).

$$ITSP = TSP * frs * AV * t$$

TSP: quantidade de partículas suspensas no ar (mg / m³).

TSPo: ambiente externo = 70 mg / m³.

TSPi: ambiente interno = 52,5 mg / m³.

AV: Capacidade pulmonar (0,92m³ / hora).

6.5.3.2 Água Subterrânea

Ingestão de água do aquífero freático

$$DIw = Qdw * Cpw * fa / W$$

DIw: absorção de contaminantes pela ingestão de água (mg de contaminante / kg_{peso corpóreo}.dia).

Qdw: ingestão diária de água (m³ / dia).

Cpw: concentração de contaminante na água subterrânea (mg/L).

6.5.3.3 Inalação de Voláteis

$$IV = [AV * CCia * ti + AV * Coa * to] * fa / W$$

IV: absorção de contaminante via inalação de vapores (mg / kg.dia)

CCia: concentração de contaminante no ar de ambiente interno (mg / m³)

Coa: concentração de contaminante no ar de ambiente externo (mg / m³)

Ti: duração diária da exposição em ambiente interno (h)

to: duração diária da exposição em externo (h)

6.5.3.4 Somatória das Exposições

$$\text{TED} = \text{DI} + \text{DA} + \text{IP} + \text{IV} + \text{DIW}$$

TED: Somatória das exposições diárias médias (mg / kg.dia)

6.5.4 Risco à Saúde Humana

Na avaliação de risco à saúde humana da área da UTRESA foram consideradas potenciais as vias de exposição direta de inalação de partículas, ingestão de voláteis e contato dérmico, sendo nula a ingestão de solo e de águas subterrâneas. A ingestão de águas subterrâneas foi considerada nula porque não ocorre nenhum tipo de uso das mesmas no local e entorno.

O tempo de exposição no local foi arbitrado, e superestimado, em 8,0 horas diárias. As concentrações dos contaminantes, valores de referência e resultados numéricos da avaliação de risco são apresentadas na Tabela 12.

Os resultados da avaliação quantitativa do risco à saúde humana apontam quociente de risco menor que 1,0 (um) para todos os contaminantes da UTRESA e risco de câncer menor que um caso adicional em cada 10.000 pessoas (10^{-4}) para cromo e arsênio, e sem risco (S.R.) para o benzeno, que é carcinogênico. Os valores de quociente de risco e de risco de câncer, mesmo obtidos com uma grande margem de segurança, indicam que a área do entorno das células da UTRESA, no cenário atual de utilização, não oferece risco aos trabalhadores que circulam pelo local. Os resultados da análise de risco não se aplicam aos resíduos depositados na UTRESA, mas somente aos solos das áreas adjacentes que sofrem influência hidrogeológica do empreendimento.

Tabela 12 - Parâmetros utilizados e resultados da análise de risco à saúde humana referente ao solo e água subterrânea da área da UTRESA, utilizando o modelo matemático *C-Soil*. n.d. = não detectado; R = valor de referência de solo limpo; A = valor de alerta; I = valor de intervenção; N.A. = não aplicável (sem valores de referência ou não cancerígeno); S.R. = sem risco. Quociente de risco e risco de câncer foram calculados com base na dose tolerável diária utilizada pela CETESB (2001) (TDI - CETESB) e dose de referência utilizada pela EPA (1999) (RfD -EPA).

		Cr	Hg	Pb	Zn	As	Cu	Benzeno	Tolueno	Xilenos	Etilbenzeno
Teor máximo registrado (mg/kg)	Solo	375	3,43	9,15	317	5,07	8,32	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Água	0,11	0,0014	0,12	0,58	0,091	0,063	3,44	n.d.	n.d.	n.d.
R - CETESB (mg/kg)		40	0,05	17	60	3,5	35	0,25	0,25	0,25	-
A - CETESB (mg/kg)		75	0,5	100	300	15	60	-	-	-	-
I -CETESB (mg/kg)	Solos	1000	25	1200	1500	100	700	3	140	15	-
	Água subterrânea	0,05	0,001	0,01	5	0,01	2	0,05	0,17	0,3	--
Dose tolerável - TDI. (CETESB - mg/kg.dia)		0,005	0,0006	0,0036	1,0	0,0021	0,014	0,0043	0,0043	0,01	-
Dose de referência - RfD (EPA - mg/kg.dia)		1,29	0,0003	-	0,3	0,0003	0,037	0,0017	0,11	0,2	0,1
FC: Fator de carcinogenicidade	CETESB	-	-	-	-	1,5	-	0,029			
	EPA	42	-	-	-	1,5	-	0,055	-	-	
Ingestão de partículas (mg/kg.dia)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Contato dérmico (mg/kg.dia)		4,50E-7	2,63E-8	6,05E-7	3,55E-6	1,63E-7	3,05E-6	0	0	0	0
Inalação de partículas		9,66E-6	1,13E-6	2,60E-5	1,52E-4	6,99E-6	1,31E-4	0	0	0	0
Exposição diária - ED (mg/kg.dia)		1,01E-5	1,15E-6	2,66E-5	1,56E-5	7,16E-6	1,34E-4	5,99E-9	1,31E-9	5,04E-10	4,22E-9
Risco de Câncer. Máximo = 10E-4	TDI - CETESB	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	S.R.	N.A.	S.R.	N.A.	N.A.	N.A.
	RfD - EPA	4,25E-4	N.A.	N.A.	N.A.	1,07E-5	N.A.	S.R.	N.A.	N.A.	N.A.
Quociente de Risco. Máximo = 1	CETESB (ED/TDI)	2,02E-3	1,93E-3	7,39E-3	1,56E-4	3,41E-3	9,58E-3	S.R.	S.R.	S.R.	S.R.
	EPA (ED/RfD)	7,84E-6	3,86E-3	N.R.	5,21E-4	2,38E-2	3,62E-3	S.R.	S.R.	S.R.	S.R.

6.5.5. Riscos Ambientais

Os riscos ambientais foram avaliados com base nos valores de prevenção (alerta) e de intervenção propostos pela CETESB (2001), e pelo Ministério da Habitação, Planejamento e Meio Ambiente da Holanda (VROM, 1994) e no potencial de contaminação das águas subterrâneas na área da central de resíduos da UTRESA e adjacências, e das águas do Arroio Portão e Arroio Cascalho pelo fluxo de base do aquífero da UTRESA.

Os valores de alerta, para metais e demais compostos, foram estabelecidos pela CETESB (2001) como sendo as menores concentrações no solo que causam alguma fitotoxicidade, publicada na literatura nacional, considerando-se também as máximas permitidas para aplicação de lodo em solos agrícolas, publicadas na literatura internacional. São concentrações que não exigem, ainda, medidas mitigadoras, porém fazem necessário o monitoramento a fim de acompanhar a evolução da contaminação e verificar se esta tende ou não para os níveis de intervenção. Relativamente aos valores orientadores da CETESB, os resultados das análises químicas de solo em massa bruta da UTRESA acusam concentrações menores que o valor de intervenção para todos os parâmetros analisados em todas as amostras e maiores que o valor de alerta para cromo, mercúrio e zinco em alguns casos. Em relação à Norma Holandesa (VROM 1994), são registradas duas amostras com teores maiores que o valor de alerta [T] para cromo. Os demais parâmetros analisados possuem teores sempre menores que o valor de alerta [T] e em muitos casos menores que o valor de referência [S].

O fluxo de base do aquífero local não apresenta nenhum potencial de comprometimento da qualidade química das águas do Arroio Portão e Arroio Cascalho, em decorrência do baixo conteúdo de contaminantes nas águas subterrâneas e da diluição que estas sofrem ao desaguiarem nos arroios. A diluição das águas subterrâneas foi determinada a partir do cálculo da vazão de base do aquífero, considerando a velocidade média de fluxo das águas subterrâneas ($7,8 \times 10^{-4}$ m/dia) e a área da seção do aquífero perpendicular às linhas de fluxo. A vazão de base foi calculada pela equação:

$$Q = V \cdot A_{\text{arroio}}$$

A vazão de base do aquífero foi quantificada para o Arroio Portão e para o Arroio Cascalho. A área da seção do aquífero transversal à direção do fluxo subterrâneo

foi estimada para cada porção considerando uma profundidade média de 2 (dois) metros e comprimentos de 442 e 570 metros no Arroio Portão e 345 metros de comprimento no Arroio Cascalho (Figura 73). Os cálculos apontam um aporte médio de água subterrânea de 1,43 e 0,53 m³/dia, respectivamente, nos arroios Portão e Cascalho pelo fluxo de base do aquífero do UTRESA.

Tendo em vista que a vazão média do Arroio Portão é de 302.400 m³/dia e do Arroio Cascalho é de 164.160 m³/dia (dados da UTRESA), o fator de diluição dos contaminantes das águas subterrâneas é de 211.400 no Arroio Portão e de 309.735 no Arroio Cascalho. Com estes fatores de diluição nos referidos arroios, a influência do fluxo de base do aquífero da área da UTRESA é insignificante, reduzindo as concentrações dos contaminantes a níveis muito baixos (Tabela 13).

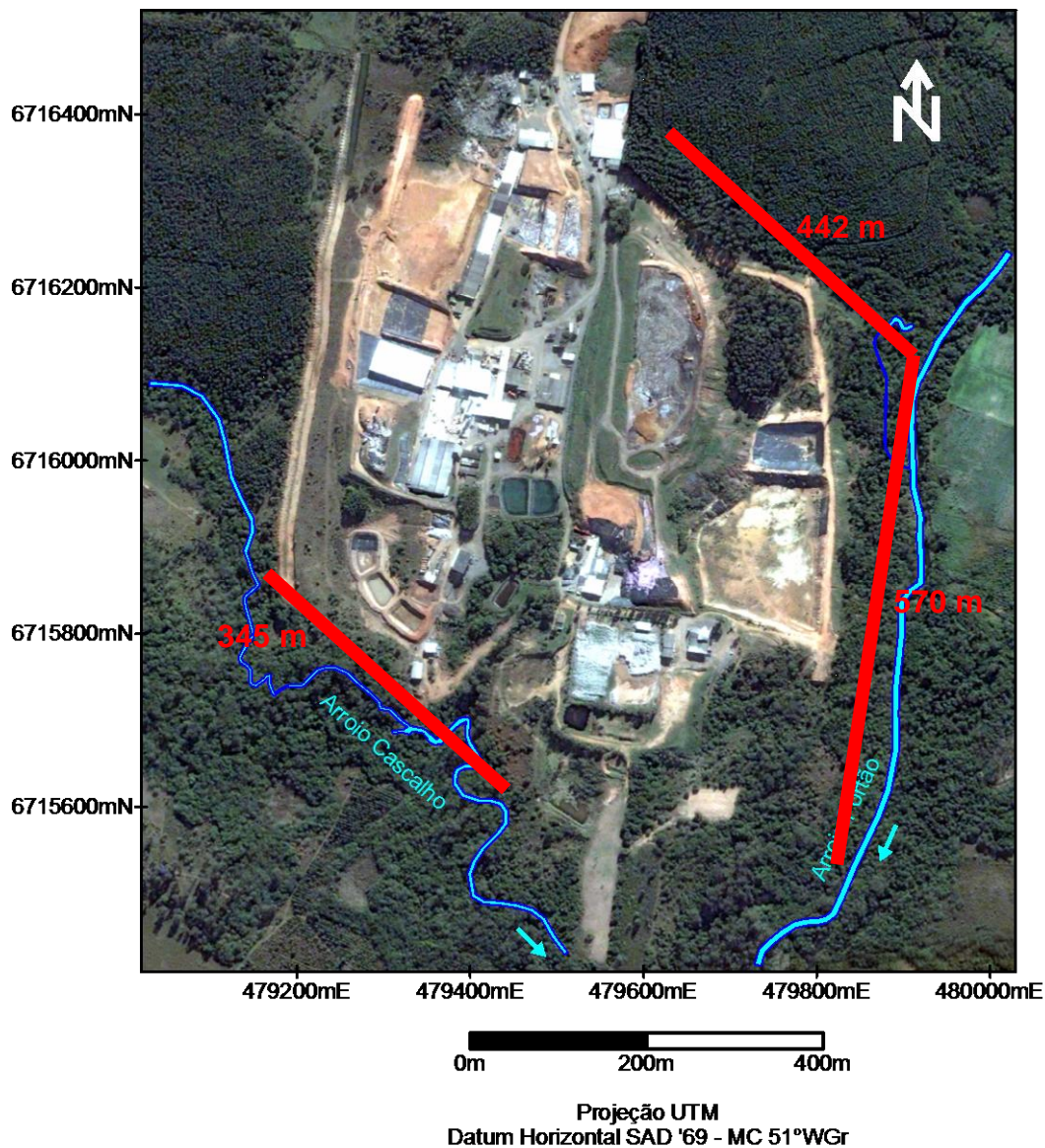


Figura 73 - Mapa da superfície do terreno mostrando as seções utilizadas para calcular a vazão de base para o Arroio Portão e para o Arroio Cascalho. Estas seções se constituíram na zona de descarga local.

Na Tabela 13 são apresentados os teores máximos registrados desses contaminantes nas águas subterrâneas os fatores de diluição médios e as concentrações esperadas nos dois arroios (Portão e Cascalho) em decorrência do fluxo de base do aquífero local dos parâmetros que apresentaram contaminação no solo e nas águas subterrâneas.

Tabela 13 - Fator de diluição médio do fluxo de base do aquífero freático no Arroio Portão e no Arroio Cascalho, teores máximos registrados nas águas subterrâneas do aquífero freático e teores médios esperados nos arroios devido à contaminação pelo fluxo de base.

Teor máximo registrado nas águas subterrâneas da UTRESA (mg/L)	
Arsênio	0,091
Cromo	0,11
Mercúrio	0,0014
Zinco	0,58
Bário	2,8
Chumbo	0,12
Cloreto	1608
Sódio	476
Benzeno	3,44
Dioxinas e Furanos	0,16 (pg/l)

Fator de Diluição	Arroio Portão	Arroio Cascalho
	211.400	309.735

Teor médio esperado nos arroios em decorrência do fluxo de base do aquífero (mg/L)		
	Arroio Portão	Arroio Cascalho
Arsênio	4,30464E-07	2,938E-07
Cromo	5,20341E-07	3,55142E-07
Mercúrio	6,62252E-09	4,51999E-09
Zinco	2,74361E-06	1,87257E-06
Bário	1,3245E-05	9,03999E-06
Chumbo	5,67644E-07	3,87428E-07
Cloreto	0,007606433	0,005191535
Sódio	0,002251656	0,001536798
Benzeno	1,62725E-05	1,11063E-05
Dioxinas e Furanos	7,56859E-07	5,16571E-07

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados dos estudos de caracterização do meio físico, das análises químicas, modelagens e análise quantitativa de risco da contaminação do solo e água subterrânea e avaliação das águas superficiais conduzem às conclusões apresentadas a seguir:

- A área da central de resíduos ocupa uma superfície da ordem de 40,86 ha, constituindo uma unidade de tratamento de resíduos industriais composta por células e lagoas de tratamento, lagoas de captação, edificações (escritórios, garagens, etc.) e outras instalações;
- Os materiais que constituem o substrato da área são heterogêneos e compreendem aterros argilosos e arenosos mal selecionados com grau de compactação variável e espessuras não uniformes, solos areno-argilosos com grande quantidade de argilo-minerais (alteração da Fm. Sanga do Cabral) e solos arenosos, compostos essencialmente por quartzo, além de quantidade variável de sedimentos Cenozóicos areno-argiloso;
- Os solos e sedimentos do entorno da Central de resíduos da UTRESA apresentam condutividade hidráulica entre $2,00 \times 10^{-5}$ cm/s e $3,32 \times 10^{-4}$ cm/s.
- O modelo numérico da superfície potenciométrica demonstra uma tendência geral de fluxo das águas subterrâneas de norte para sul, na porção oeste, e de oeste para leste, na porção leste, da área estudada, com descarga no leito dos arroios Portão e Cascalho e gradiente hidráulico médio entre 0,3 e 0,4%. A velocidade de fluxo das águas subterrâneas é da ordem de $7,08 \times 10^{-4}$ metros por dia;
- Os solos do entorno da Central de resíduos da UTRESA e as águas subterrâneas do local apresentam contaminação ampla e em níveis que dispensam intervenção imediata, exigindo monitoramento. Os resultados do monitoramento indicarão a necessidade ou não de ações de intervenção futuras;
- A área da UTRESA é limitada pelo Arroio Portão, a leste, e pelo Arroio Cascalho, a sudoeste, sendo estas as direções preferenciais do fluxo das águas subterrâneas e estes arroios os limites hidráulicos do fluxo subterrâneo;

- As características geológicas e hidrogeológicas existentes no local, relacionadas com a baixa mobilidade geoquímica da grande maioria dos contaminantes registrados nas amostras de solo e águas subterrâneas, determinam o confinamento destes contaminantes na área da UTRESA;
- A influência do fluxo de base do aquífero da área da UTRESA nos arroios Portão e Cascalho é insignificante, uma vez que os fatores de diluição são altos, ocasionando na redução das concentrações dos contaminantes a níveis muito baixos;
- O monitoramento dos solos deverá ter periodicidade semestral e das águas subterrâneas, trimestral, durante um período mínimo de dois anos. Decorrido este prazo, a periodicidade poderá ser alterada;
- A contaminação registrada nas águas subterrâneas e nos solos estende-se até os limites da área de influência da Central de resíduos da UTRESA, os quais correspondem aos arroios Portão e Cascalho. A pluma de contaminação não se expandirá além destes limites;
- Os solos e águas subterrâneas na área de influência do aterro de resíduos industriais da UTRESA apresentam contaminação ampla e com intensidade variada nos diferentes contaminantes;
- Cloreto, nitrogênio amoniacal e cromo apresentam os níveis mais elevados de contaminação nos solos, o que reflete o maior conteúdo registrado nas amostras de chorume analisadas. O cloreto e o nitrogênio são também os principais contaminantes das águas subterrâneas, onde o cromo tem ocorrência restrita e com baixos teores;
- Hidrocarbonetos de petróleo, cianetos e mercúrio exibem contaminações de baixa intensidade com ampla distribuição nos solos da área, aparecendo em mais de 65% das amostras. Nas águas subterrâneas, os cianetos e o mercúrio não são detectados e o TPH aparece em seis poços localizados na porção Noroeste.
- Chumbo, cobre e bário, por outro lado, registram contaminação fraca e restrita poucos locais, tanto no solo quanto na água subterrânea;
- O zinco e o manganês não registram contaminação na área estudada, porém estão presente na maioria das amostras de água subterrânea e solos;

- O arsênio registra baixos níveis de contaminação nos solos e águas, porém sua distribuição é bastante ampla, sendo detectado em 90% das amostras de solo e 40% das amostras de água subterrânea;
- O sódio mostra contaminação em onze amostras da água subterrânea em níveis que não compromete a potabilidade;
- Dioxinas também são contaminantes presentes nas águas subterrâneas e solos, aparecendo com baixas concentrações em 2 amostras de solo e 2 de água subterrânea;
- A característica da contaminação observada no solo responde ao comportamento geoquímico dos contaminantes e respectivas abundâncias nos resíduos. Parâmetros abundantes no chorume e forte mobilidade geoquímica, como cloreto, amônio, cianeto, hidrocarbonetos de petróleo, são amplamente distribuídos na área com altos níveis de contaminação. O cromo, abundante no chorume e com baixa mobilidade geoquímica, aparece com elevadas concentrações restrito a poucos locais que decorrem do acúmulo gerado pelo aporte continuado do mesmo no solo;
- A contaminação do solo ocorre predominantemente na zona subsaturada do aquífero freático, onde se registra mais de 70 das amostras solo contaminadas, o que reflete a disseminação preferencial dos contaminantes pelo fluxo superficial seguido de infiltração no solo;
- A contaminação do solo mais forte nos locais de convergência das águas pluviais, situadas a nordeste e sul das células de deposição de resíduos, corrobora a preponderância do fluxo superficial no avanço da pluma de contaminação;
- O quadro de degradação ambiental registrado no local decorre das condições inadequadas de disposição e confinamento dos resíduos em células construídas a margem técnicas das normas técnicas, não atendendo as especificações de impermeabilização de base e topo e no dimensionamento dos taludes;
- Os solos têm baixo potencial de contaminação das águas subterrâneas com metais por dessorção, conforme resultados dos ensaios de lixiviação que registram baixos teores dos metais analisados;
- As águas superficiais não apresentavam contaminação significativa decorrente do aterro da UTRESA na data de coleta de amostras;

- A análise de risco à saúde humana mostrou risco insignificante às pessoas que trabalham e transitam pela área da UTRESA;
- Devem ser implementadas, em curto prazo, ações mitigadoras no local, tais como:
 - ✓ Impermeabilização de topo e estabilização dos taludes das células de disposição dos resíduos.
 - ✓ Execução de obras de contenção dos muros das Células VI e VII, com a instalação de barreira hidráulica com profundidade a ser definida;
 - ✓ Avaliação da estanqueidade das lagoas da Estação de Tratamento de Efluentes e adequação e manutenção das mesmas de modo a evitar vazamentos e consequentes contaminações.
 - ✓ Remoção das lagoas de cloreto de alumínio;
 - ✓ Monitoramento das águas subterrâneas e solo.

REFERÊNCIAS

AKÇAY, H. 1998. *Aqueous speciation and pH effect on the sorption behavior of uranium by montmorillonite*. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 237, n. 1 e 2, p. 133-137.

AQUIFER TEST V.3.5. **Advanced pumping test & slug test analysis software**. Waterloo Hydrogeologic Inc. Programa de computador para sistema Windows

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. **NBR 8418**: apresentação de projetos de aterros de resíduos industriais perigosos - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1987. **NBR 10157**: aterro de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1997. **NBR 13896**: aterro de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004a. **NBR 10004**: resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004b. **NBR 10005**: procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004c. **NBR 10006**: procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004d. **NBR 10007**. Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2007. **NBR 15495-1**: poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados Parte 1: Projeto e construção. Rio de Janeiro: ABNT.

AUGUSTIN JR., P.V.; VIERO, A.P. 2011. *prelo. Environmental impact and geochemical characterization of contaminants in groundwater in the area of industrial waste landfill UTRESA in the Vale dos Sinos, Estancia Velha, RS*. *Environmental Earth Sciences*.

BAGCHI, A. 1990. *Design, Construction and Monitoring of sanitary landfill*. United States of America: Wiley-Interscience.

BAKER, D. E. 1990. *Copper*. In: *Heavy Metals in Soils*. B. J. Alloway. Glasgow and London: Blackie and Son Ltd.

BRIGGS, G. G. 1974. *A simple relationship between soil adsorption of organic chemicals and their octanol/water partition coefficients*. Proc 7th BR Insectic Fungic Conf 1973, Brighton, pp 83-86. Nottingham: The Boots.

BRADL, H. 2004. *Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents*. Journal of Colloid and Interface Science v. 277, p.1-18.

CHIOU C. T.; PETERS L. J.; FREED V. H. 1979. *A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds*. Science 206:1833-1847.

CÓDIGO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL. - **Lei estadual nº 11.520 de 03 de agosto de 2000**. Porto Alegre: Assembléia Legislativa

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. 1997. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. Porto Alegre. Folha SH.22-Y-B. Estado do Rio Grande do Sul. - Escala 1:250.000**. Brasília: CPRM

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2001. **Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 2001. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. Série Relatórios Ambientais. São Paulo: CETESB

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério de Meio Ambiente

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2008. **Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008**. Brasília: Ministério de Meio Ambiente

DECRETO Nº 38.356, DE 01 DE ABRIL DE 1998. Aprova o Regulamento da Lei nº 9.921, de 27 de julho de 1993. Porto Alegre: Assembleia Legislativa

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1996. *Soil screening guidance: user's guide*. Washington: EPA.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1999. *Screening Levels for Chemical Contaminants*. Disponível em: <www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/>. Acesso em 12 de julho de 2009.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T.W. 1981. *Metal Pollution in the aquatic environment*. Berlin: Springer-Verlag. fl.486.

FOSTER, S.S.D.; HIRATA, R.C.A., 1988. *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. Lima: CEP/PAHO/WHO.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. 2003. **Relatório sobre a Geração de Resíduos Sólidos Industriais no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM.

GAMERMANN, N. 1979. *Contribution a l'etude de la diagenese des gres: couleur rouge, argiles authigenes et induration. Formations d'Estrada Nova, de Rosário do Sul et de Botucatu (Brésil) ET Bundsandstein des Vosges (France)*. Doctorate thesis. Université Louis Pasteur de Strasbourg. fl. 203.

GEOCLOCK CONSULTORIA E ENGENHARIA AMBIENTAL. 2009. **Diagnóstico Ambiental Preliminar, Estudo Geofísico do Entorno da Área da Central de Resíduos, Estância Velha, RS - UTRESA**. São Paulo: GEOCLOCK

GERSTL, Z. 1989. *Predicting the mobility and availability of toxic organic chemical*. In: Gerstl. Z.; Chen Y.; Mingelgrin U. Yaron B (eds) *Toxic organic chemicals in porous media*. Berlin Heidelberg New York: Springer.

HOLZ, M.; DE ROS, L.F. 2000. **Geologia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS.

IRWIN, 1997. *Environmental contaminants encyclopedia. Total petroleum hydrocarbons (TPH) entry*. Colorado: Water Resource Divisions.

KARICKHOFF, S. W. 1981. *Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils*. Chemosphere 10:833-846.

KORETSKY, C. 2000. *The significance of surface complexation reactions in hydrologic systems: a geochemist's perspective*. *Journal of Hydrology*, vol. 230, issue 3-4.

KRIEGER, E.I.F. 2000. **Avaliação da contaminação das águas subterrâneas na área de influência da Usina de Tratamento de Resíduos S/A – UTRESA, em Estância Velha, RS**. Dissertação de mestrado. UFRGS. fl.174.

NAPEIA PROJETOS AMBIENTAIS. 1996. **Estudo de Impacto Ambiental da Área do Antigo —Lião” na Vila Kroeff, Novo Hamburgo, RS**. In: Fundação Estadual de Proteção Ambiental, Processo 3232/96.9, Porto Alegre: FEPAM.

OLIVEIRA, M. T. G. DE ; ROLIM, S. B. A. ; MENEGUZZI, A. 2007. **Compartimentação Ambiental por Sensoriamento Remoto e Geoquímica, de Áreas Contaminadas do Vale do Rio dos Sinos, RS, Brasil**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis. Anais, v.1. São José dos Campos:INPE.

PAULA CASTRO, C. 1995. **Caracterização Ambiental da Bacia de Drenagem do rio dos Sinos**. Universidade do Rio dos Sinos, Dissertação de Mestrado. Curso de Mestrado em Geologia. São Leopoldo:UNISINOS.

PHILIPP, R. P.; NARDI, L. V. S.; BITENCOURT, M. F. 2000. **O Batólito Pelotas no Rio Grande do Sul**. In: Michel Holz; Luis Fernando de Ros. Geologia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS.

PRASADHA PAMUNAH LIMBAH INDUSTRI. 2010. *Hazardous Waste Landfill*. Disponível em: <<http://www.ppli-indo.com/>>. Acesso em 25 de outubro de 2010.

PROTEGER. 1994. **Programa técnico para o gerenciamento da região metropolitana de Porto Alegre - Projeto cartas temáticas do município de Estância Velha**. Porto Alegre: METROPLAN.

ROCCA, A.C.C.; IACOVONE, A.M.M.B.; BARROTTI, A.J.; CASARINI, D.C.P. 1993. **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo: CETESB.

ROISENBERG, A.; VIERO, A.P. 2000. **O Vulcanismo Mesozóico da Bacia do Paraná no Rio Grande do Sul**. In: M Holz; L De Ros. Geologia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS.

SOLIANI JR., E. ; KOESTER, E. ; FERNANDES, L. A. D. 2000. **A Geologia Isotópica do Escudo Sul-rio-grandense. Parte II: Os dados isotópicos e interpretações petrogenéticas**. In: M Holz; L De Ros. Geologia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS.

SURFER, *version 8.0. Contouring, Gridding, and Surface Mapping Package for Scientists and Engineers*. Golden Software Inc, 2002. Programa de computador para sistema Windows

TOMAZELLI, L. J.; VILLWOCK, J. A. 2000. **O Cenozóico no Rio Grande do Sul: geologia da planície costeira**. In: Michael Holz; Luiz Fernando De Ros. Geologia do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS.

VERDUM, R.; FRANTZ, D. S. V. R.; NUNES, J. C. 1990. **Avaliação da localização de áreas degradadas no município de Novo Hamburgo/RS, aterro sanitário da Vila Kroeff- Bairro Santo Afonso**. In: VI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais 1990.

VROM. *MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND ENVIRONMENT*.1994. **Intervention values and target values: soil quality standards**. The Hague: VROM. fl. 19.

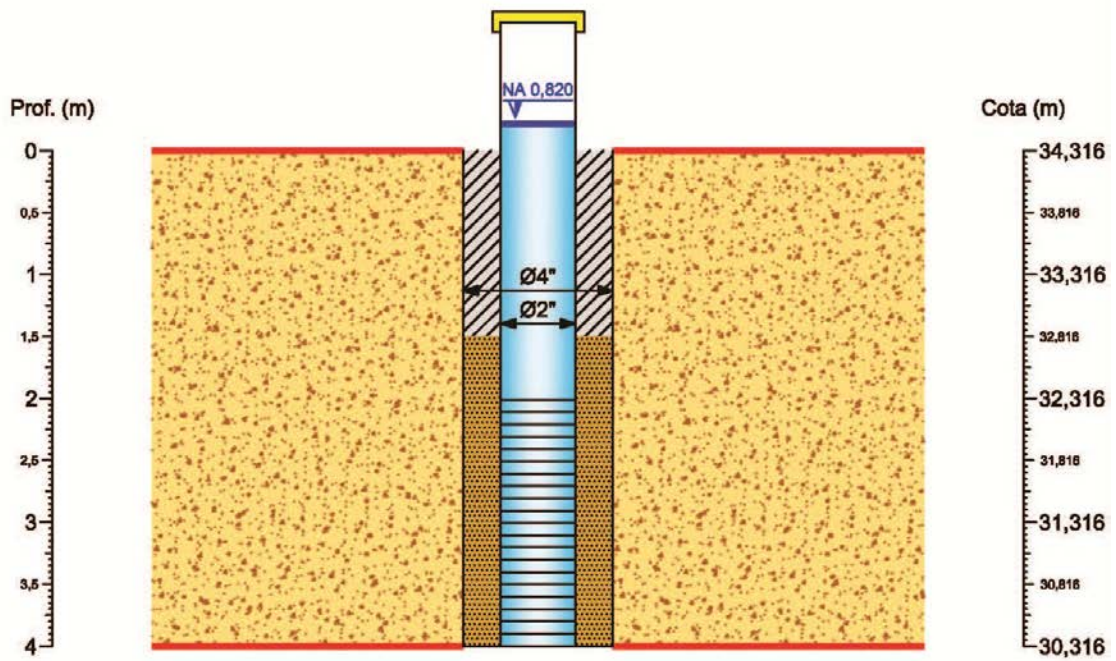
ANEXOS

Anexo - I Perfis Construtivos dos Poços de Monitoramento

Anexo - II Dados e Diagramas dos Testes de Slug

Anexo - I Perfis Construtivos dos Poços de Monitoramento

PZ 01




Legenda

 Areia argilosa cor variada

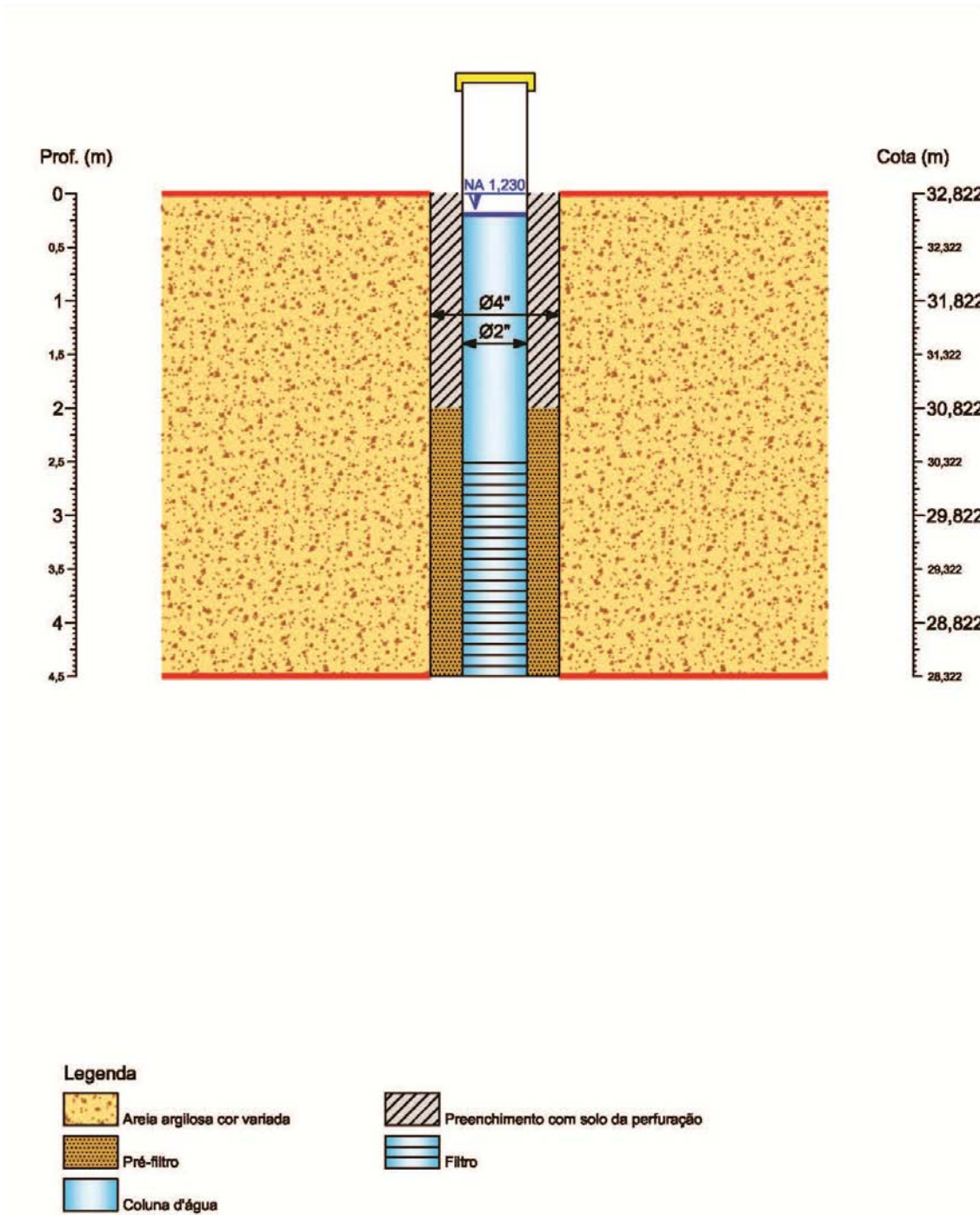
 Pré-filtro

 Coluna d'água

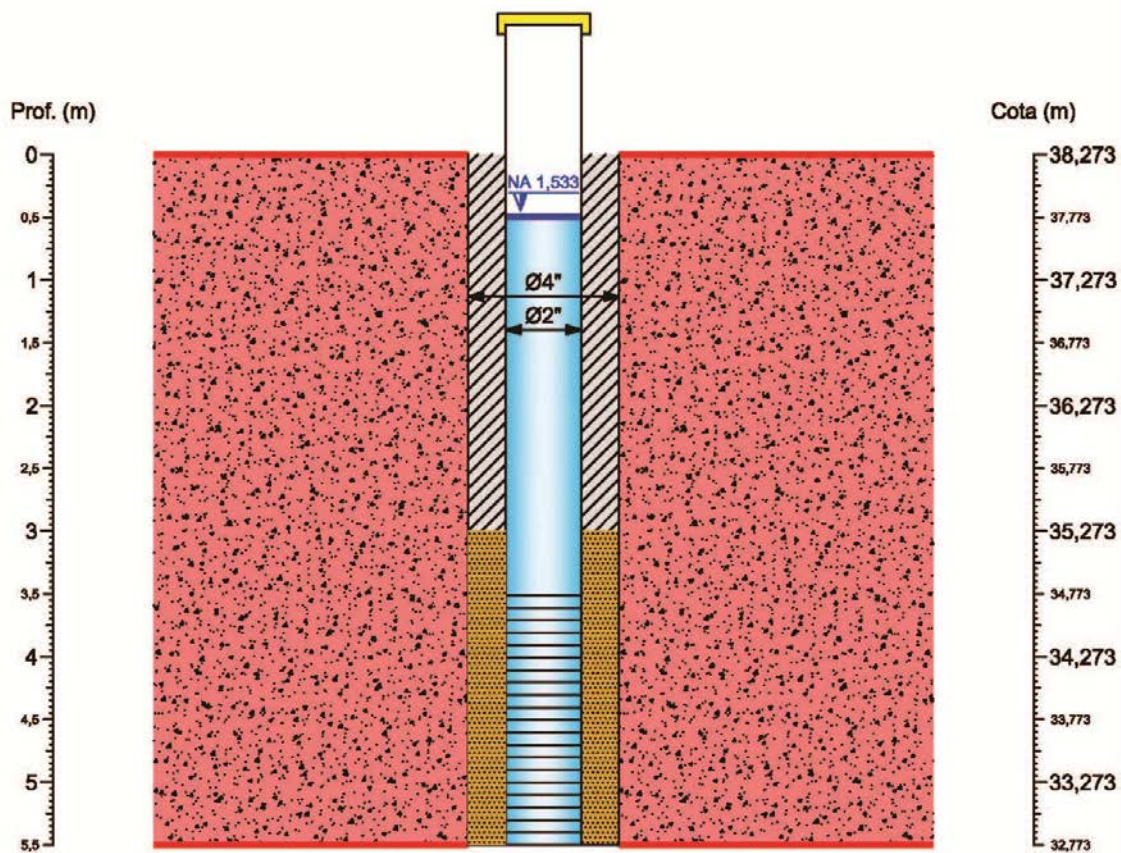
 Preenchimento com solo da perfuração

 Filtro






PZ 02



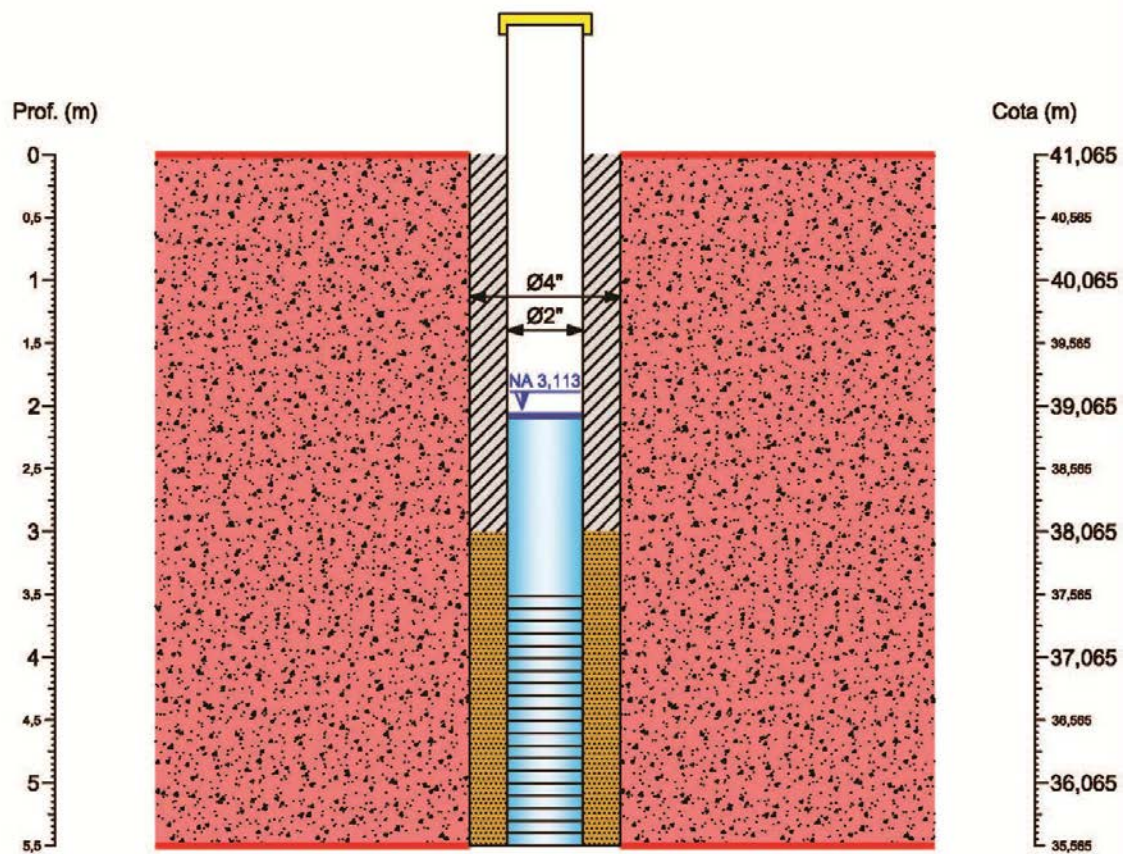
PZ 03








Legenda

- | | |
|---|--|
|  Argila arenosa cor vermelha |  Preenchimento com solo da perfuração |
|  Pré-filtro |  Filtro |
|  Coluna d'água | |

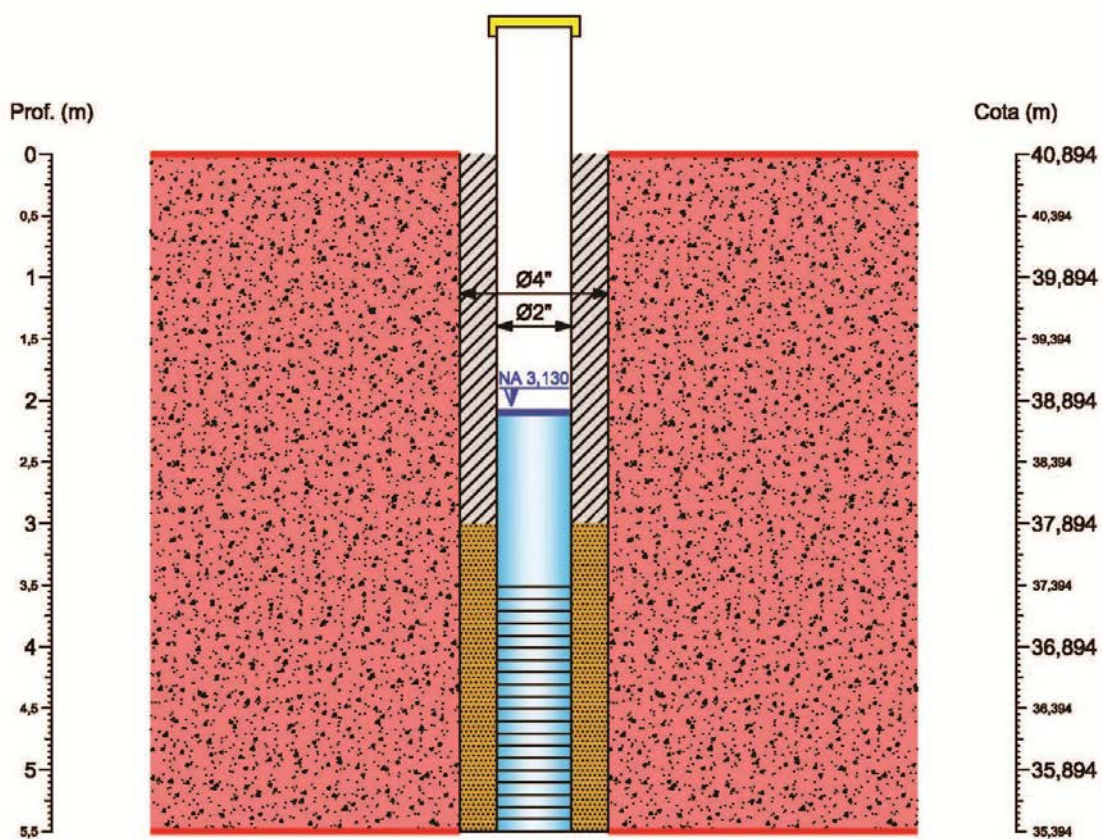
PZ 04








Legenda

- | | | | |
|---|-----------------------------------|---|--------------------------------------|
|  | Argila silto-arenosa cor vermelha |  | Preenchimento com solo da perfuração |
|  | Pré-filtro |  | Filtro |
|  | Coluna d'água | | |

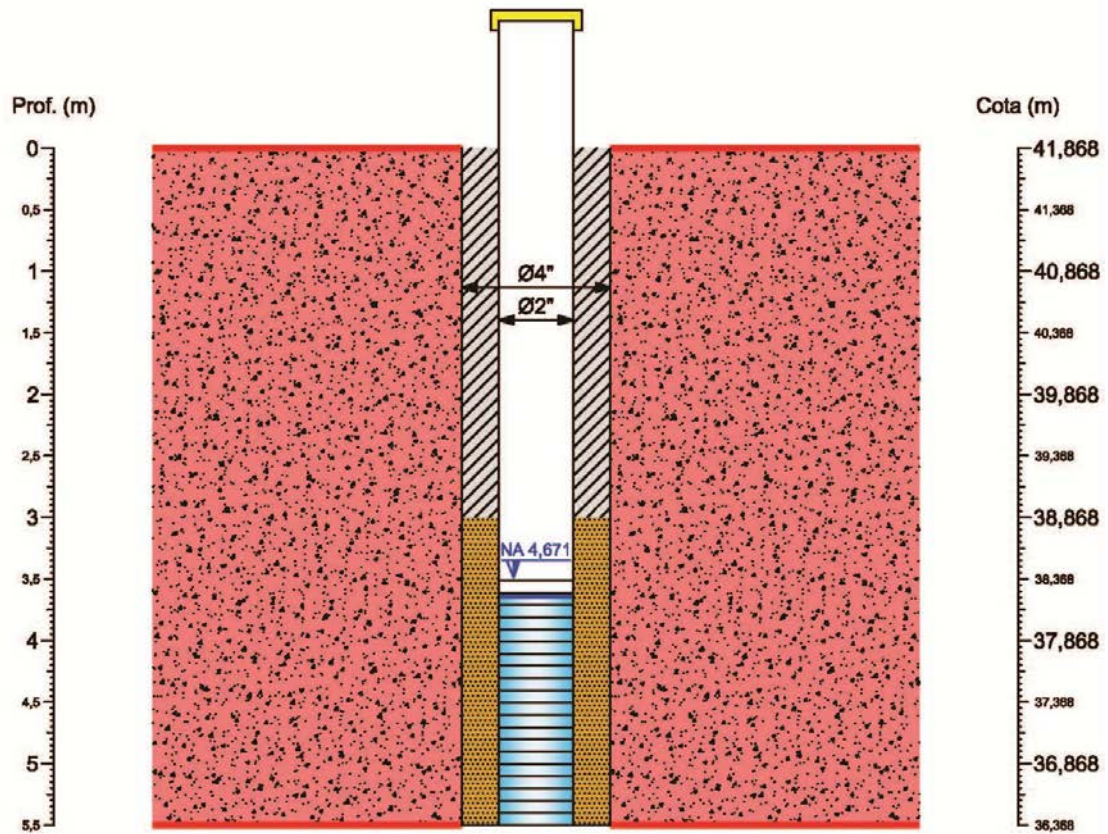
PZ 05








Legenda

- | | |
|---|--|
|  Argila silto-arenosa cor vermelha |  Preenchimento com solo da perfuração |
|  Pré-filtro |  Filtro |
|  Coluna d'água | |

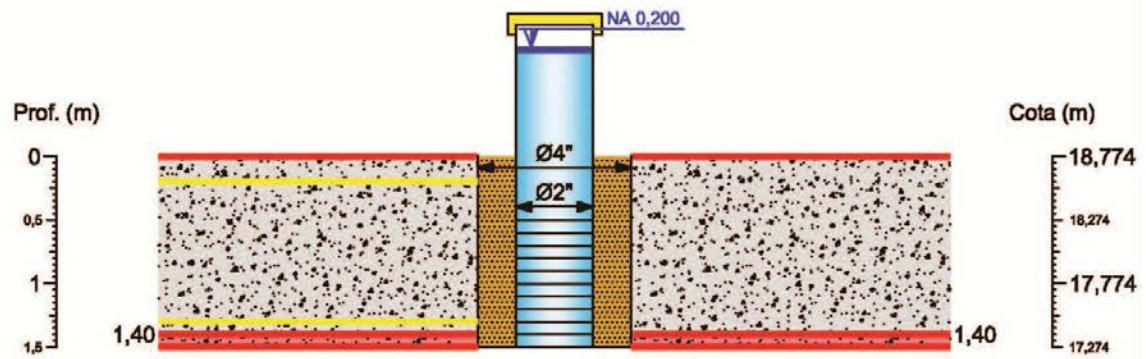
PZ 06



Legenda

- | | | | |
|---|-----------------------------|---|--------------------------------------|
|  | Argila arenosa cor vermelha |  | Preenchimento com solo da perfuração |
|  | Pré-filtro |  | Filtro |
|  | Coluna d'água | | |

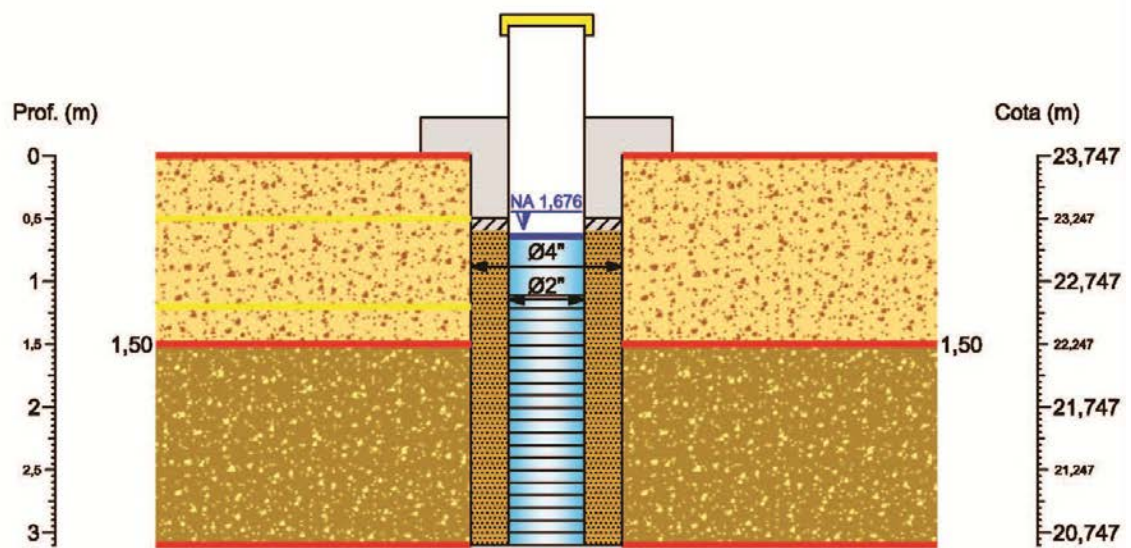
PZ 07











Legenda

	Areia f/m pouca argila cor cinza		Coluna d'água		Profundidade da amostra
	Areia pouco argilosa cor rosa variada		Mudança de camada		
	Pré-filtro		Filtro		

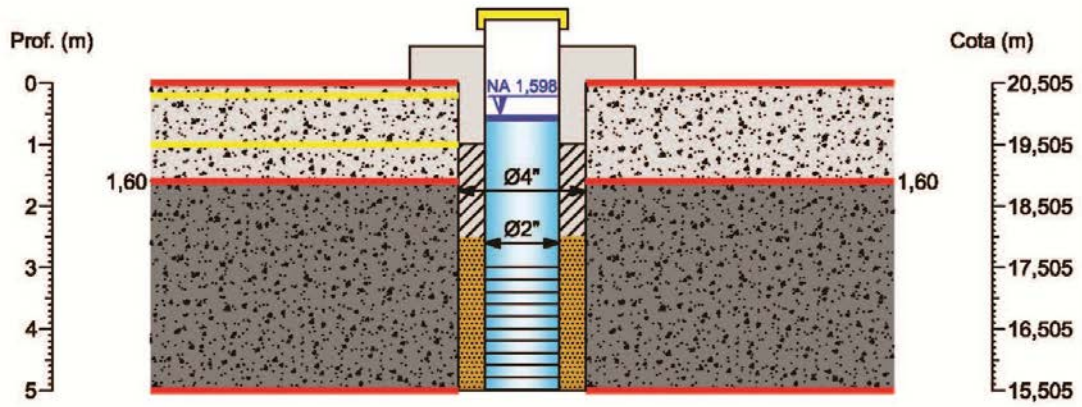
PZ 08












Legenda

	Areia média e fina de cor marrom		Coluna d'água		Proteção de concreto
	Areia pouco argilosa de cor amarela		Mudança de camada		Filtro
	Pré-filtro		Preenchimento com solo da perfuração		Profundidade da amostra

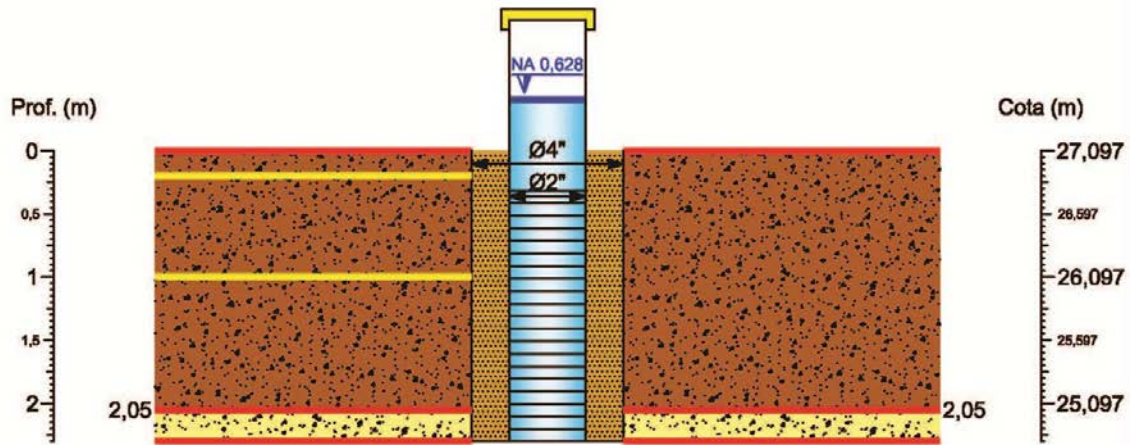
PZ 09






Legenda

	Areia fina - pouca argila cinza		Mudança de camada		Proteção de concreto
	Areia fina - argila cinza escuro		Filtro		Preenchimento com solo da perfuração
	Coluna d'água		Pré-filtro		Profundidade da amostra

PZ 10



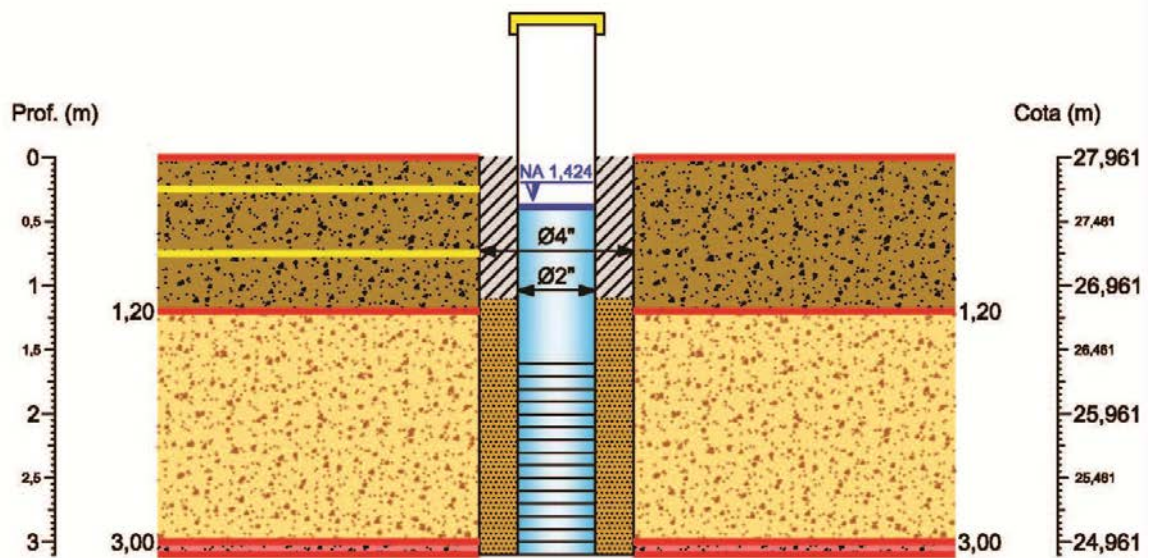
Legenda

-  Areia fina e média cor cinza
-  Areia pouco argilosa cor cinza
-  Pré-filtro

-  Coluna d'água
-  Mudança de camada
-  Filtro

-  Profundidade da amostra

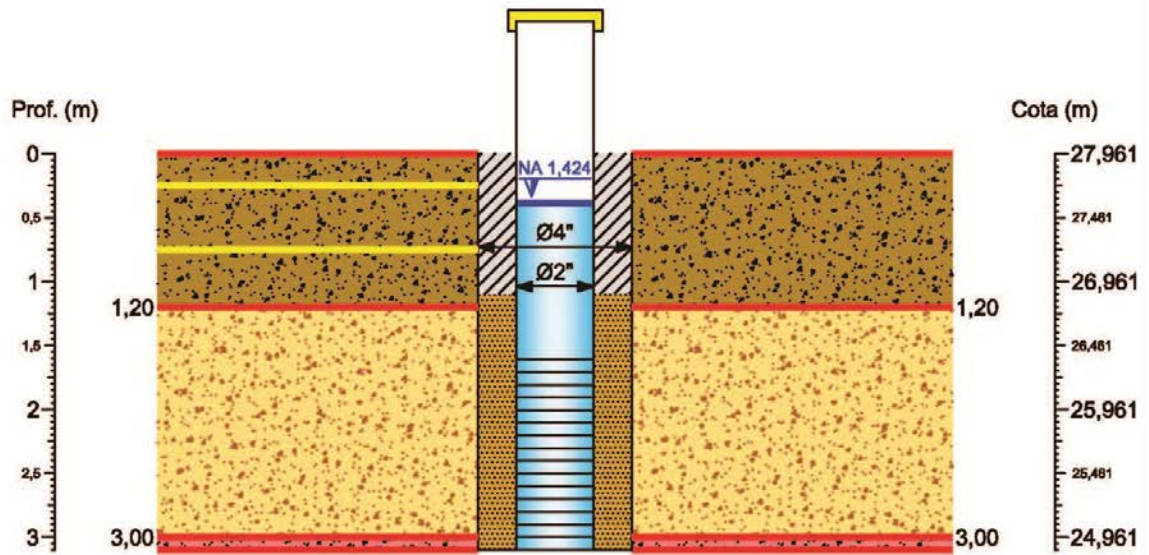
PZ 11



Legenda

	Areia m/f com pouca argila marrom		Pré-filtro		Filtro
	Argila com areia média e fina marrom		Coluna d'água		Preenchimento com solo da perfuração
	Areia pouco argilosa rosa variada		Mudança de camada		Profundidade da amostra

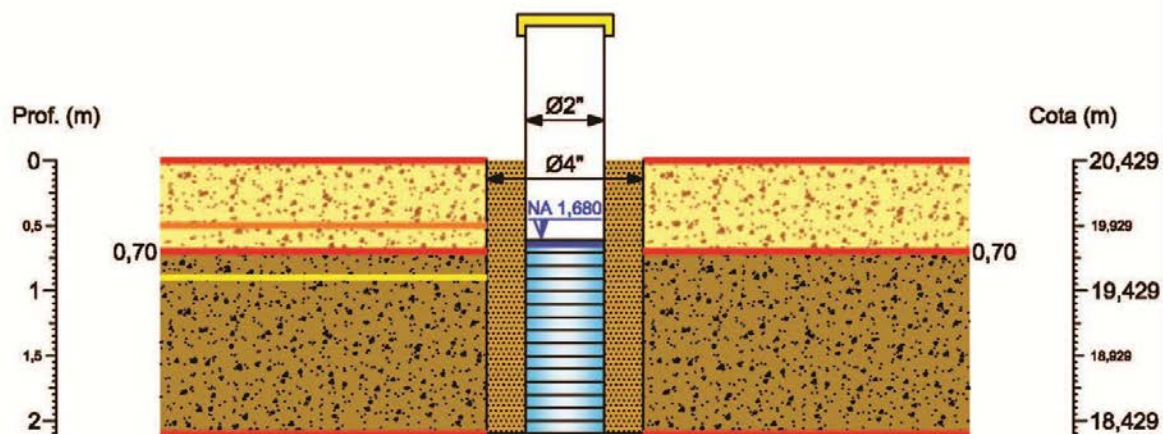
PZ 12



Legenda

	Areia m/f com pouca argila marrom		Pré-filtro		Filtro
	Argila com areia média e fina marrom		Coluna d'água		Preenchimento com solo da perfuração
	Areia pouco argilosa rosa variada		Mudança de camada		Profundidade da amostra

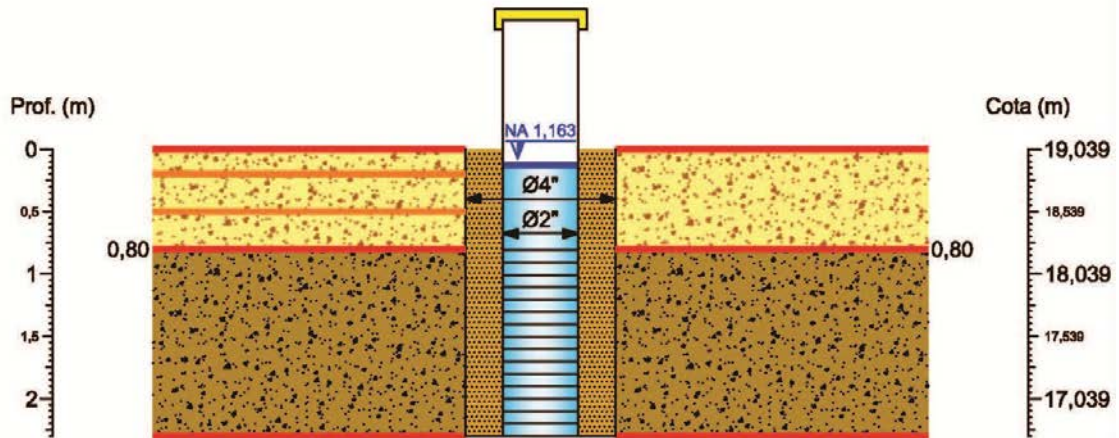
PZ 14



Legenda



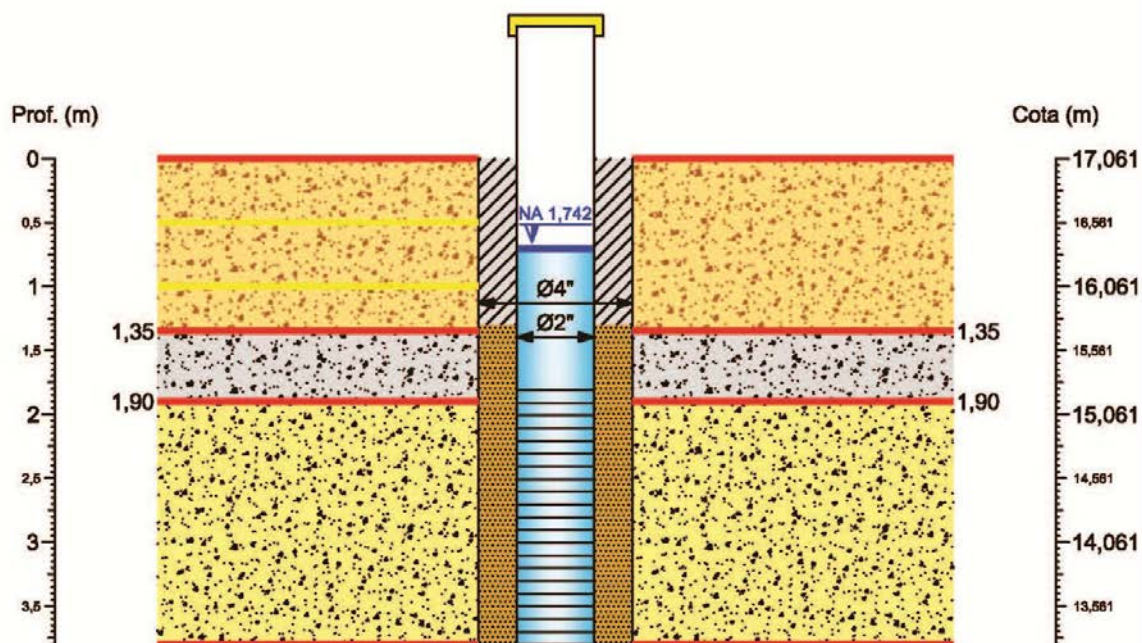
PZ 16



Legenda

	Areia fina e média amarela		Coluna d'água		Profundidade da amostra
	Areia pouca argila cor marrom		Mudança de camada		
	Pré-filtro		Filtro		

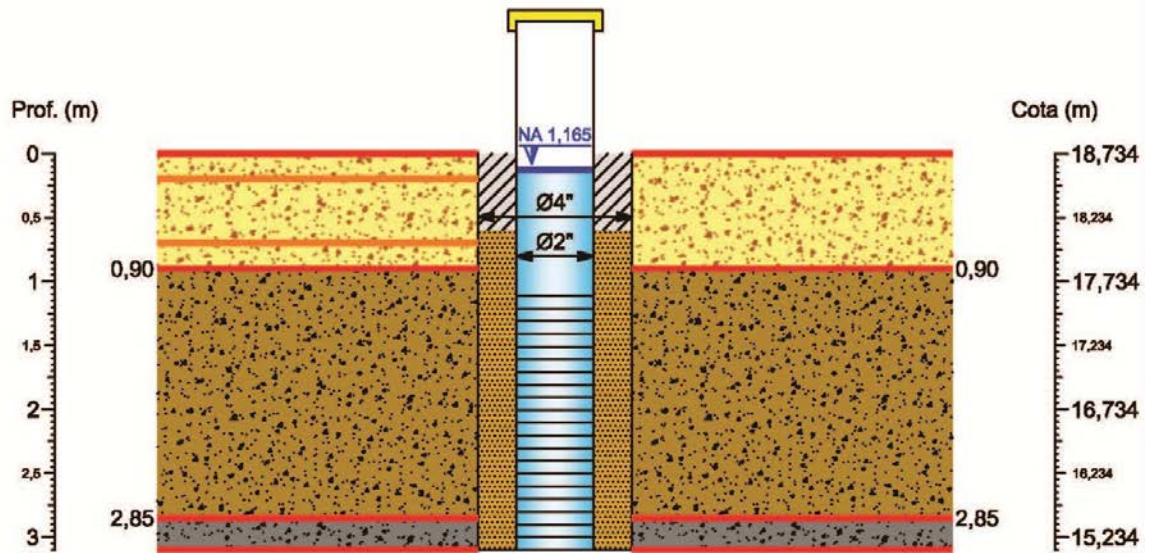
PZ 17



Legenda

 Areia média e fina de cor marrom	 Pré-filtro	 Filtro
 Areia pouco argilosa de cor cinza	 Coluna d'água	 Preenchimento com solo da perfuração
 Areia regular cor amarela	 Mudança de camada	 Profundidade da amostra

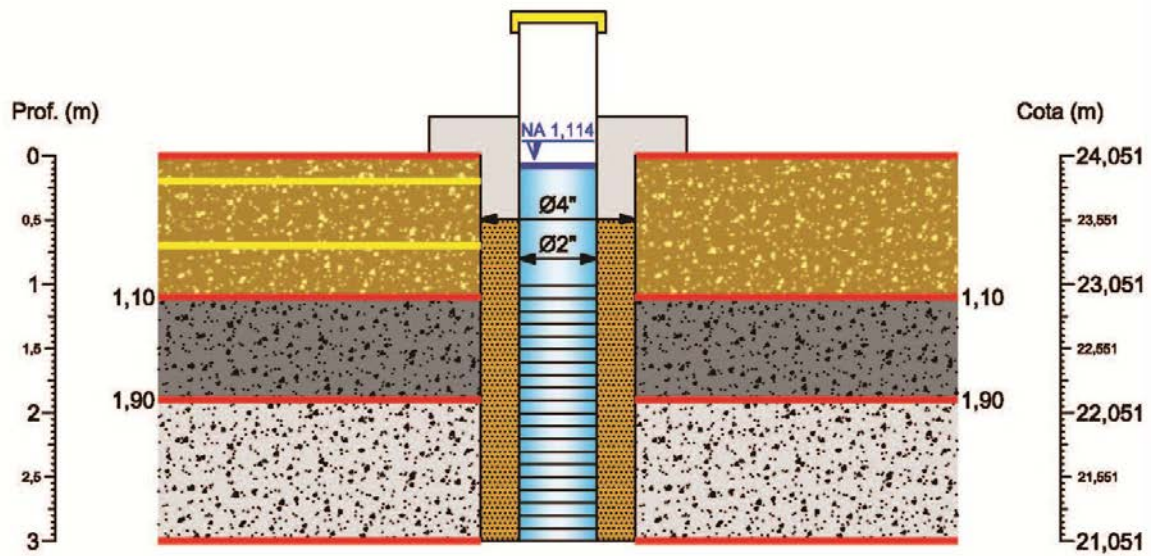
PZ 18






Legenda

	Areia fina e média amarela		Pré-filtro		Filtro
	Areia pouca argila cor marrom		Coluna d'água		Preenchimento com solo da perfuração
	Argila orgânica cor preta		Mudança de camada		Profundidade da amostra

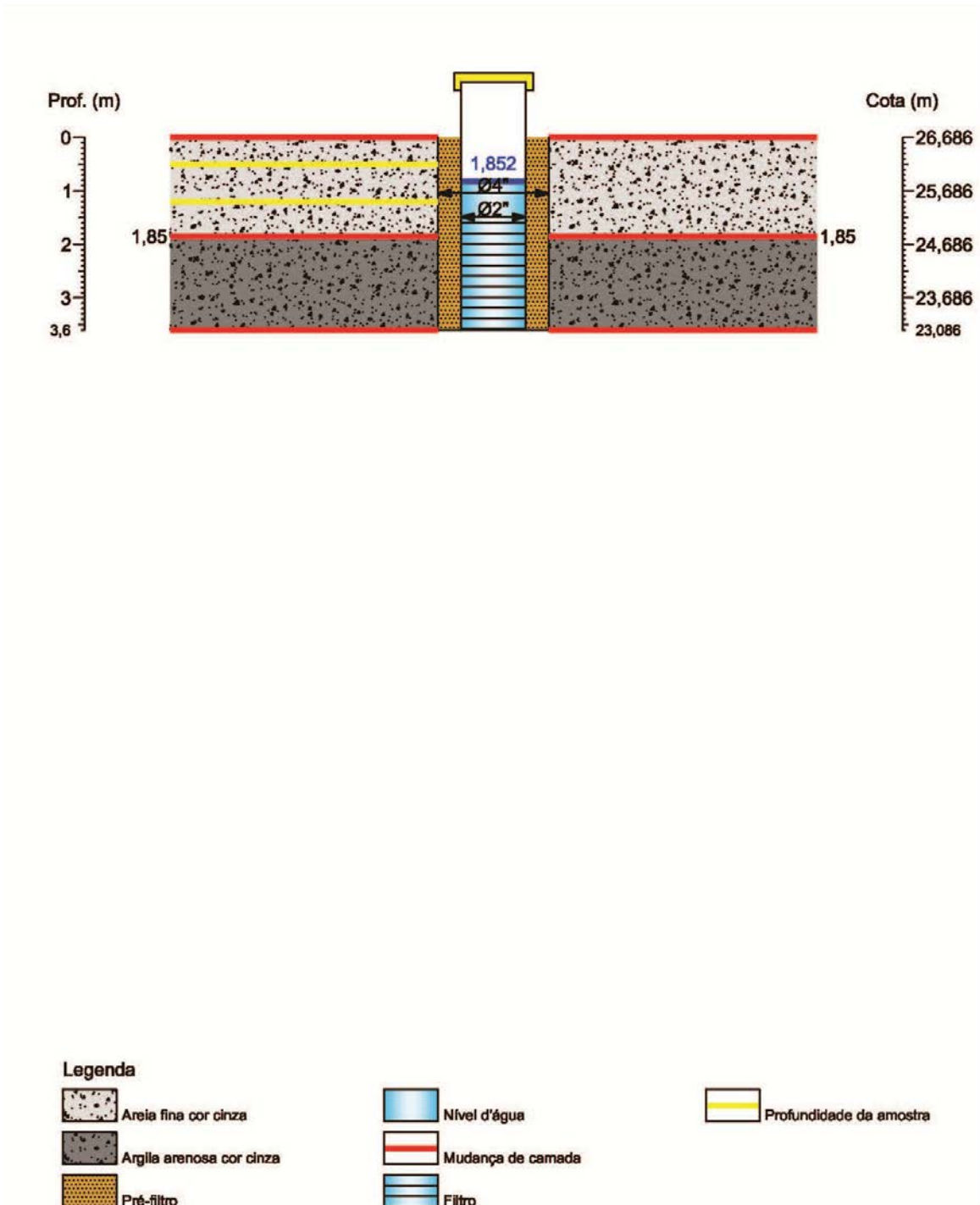
PZ 19



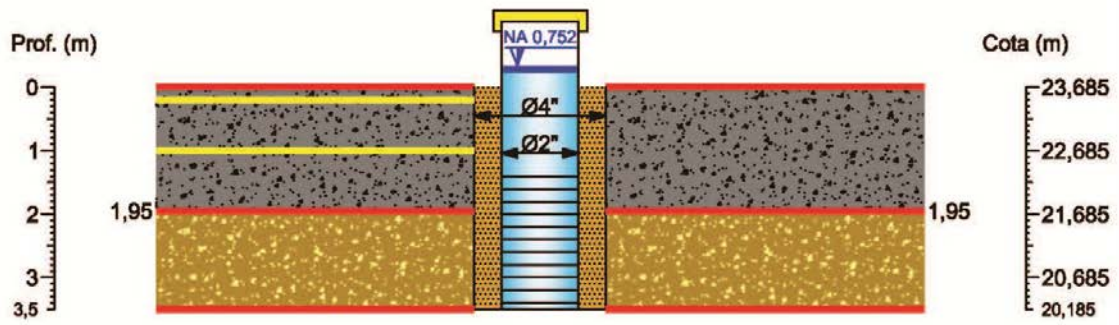
Legenda

	Argila arenosa de cor marrom esc.		Pré-filtro		Filtro
	Areia fina pouca argila cor cinza esc.		Coluna d'água		Proteção de concreto
	Areia fina pouca argila cor cinza claro		Mudança de camada		Profundidade da amostra

PZ 20



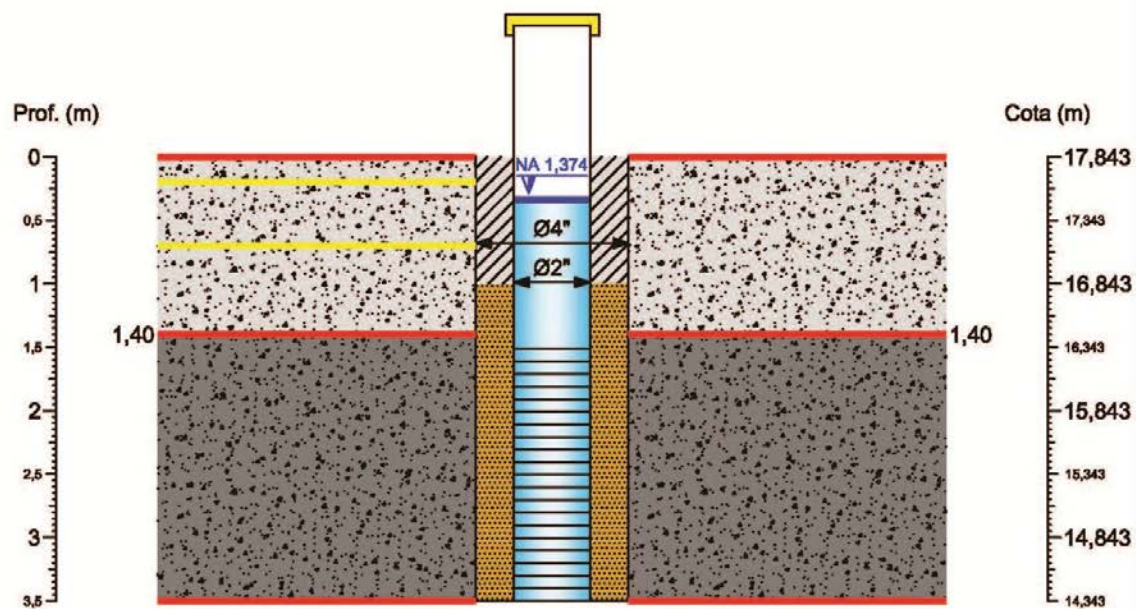
PZ 21



Legenda

	Areia fina cor cinza		Coluna d'água		Profundidade da amostra
	Silte arenoso cor variada		Mudança de camada		
	Pré-filtro		Filtro		

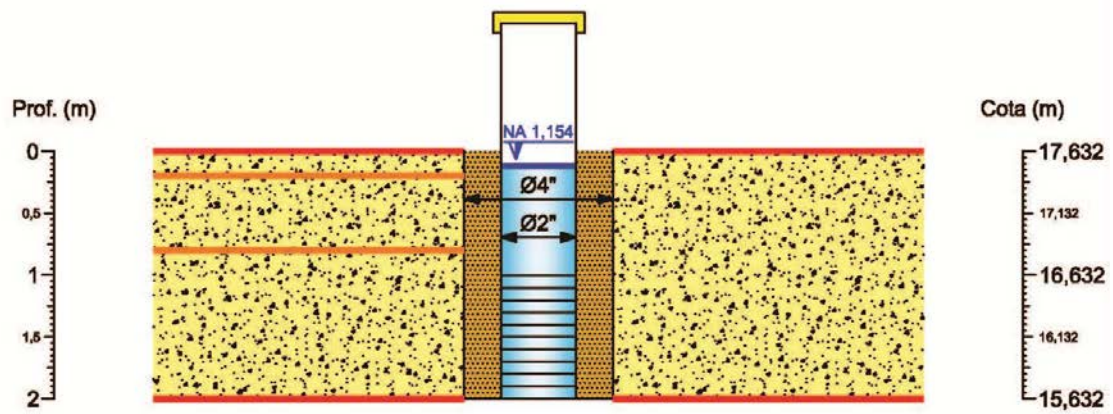
PZ 22



Legenda

	Areia fina e média cor cinza		Coluna d'água		Preenchimento com solo da perfuração
	Areia pouco argilosa cor cinza		Mudança de camada		Profundidade da amostra
	Pré-filtro		Filtro		

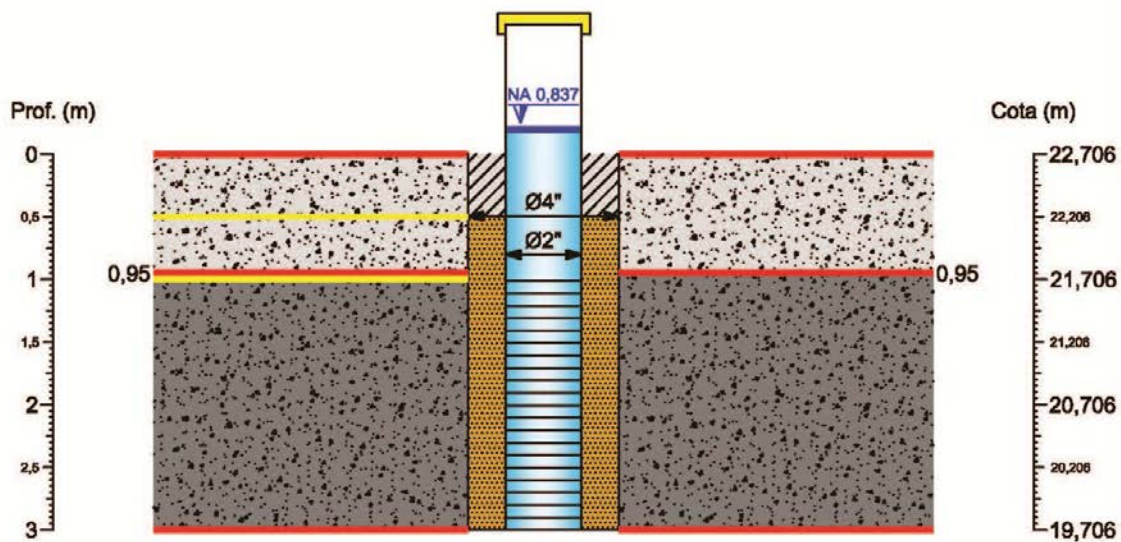
PZ 23



Legenda



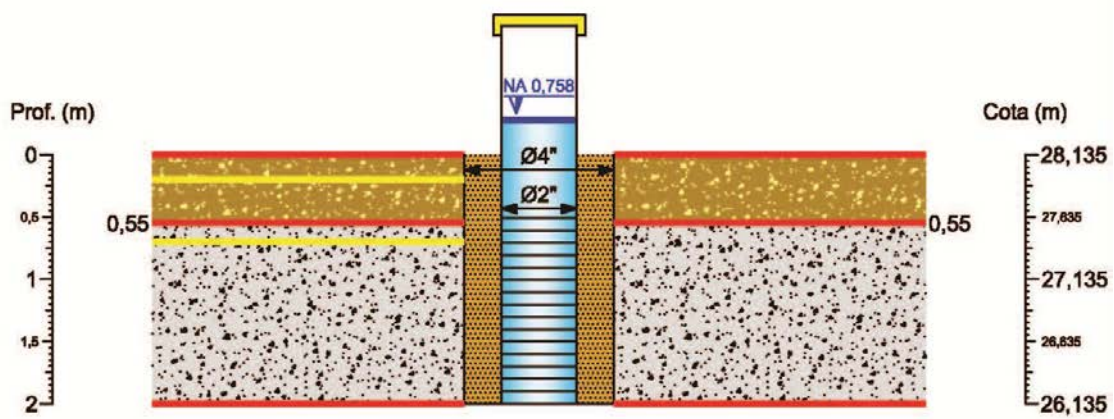
PZ 24



Legenda

- | | | | | | |
|--|--------------------------------|--|-------------------|--|--------------------------------------|
| | Areia fina e média cor cinza | | Coluna d'água | | Preenchimento com solo da perfuração |
| | Areia pouco argilosa cor cinza | | Mudança de camada | | Profundidade da amostra |
| | Pré-filtro | | Filtro | | |

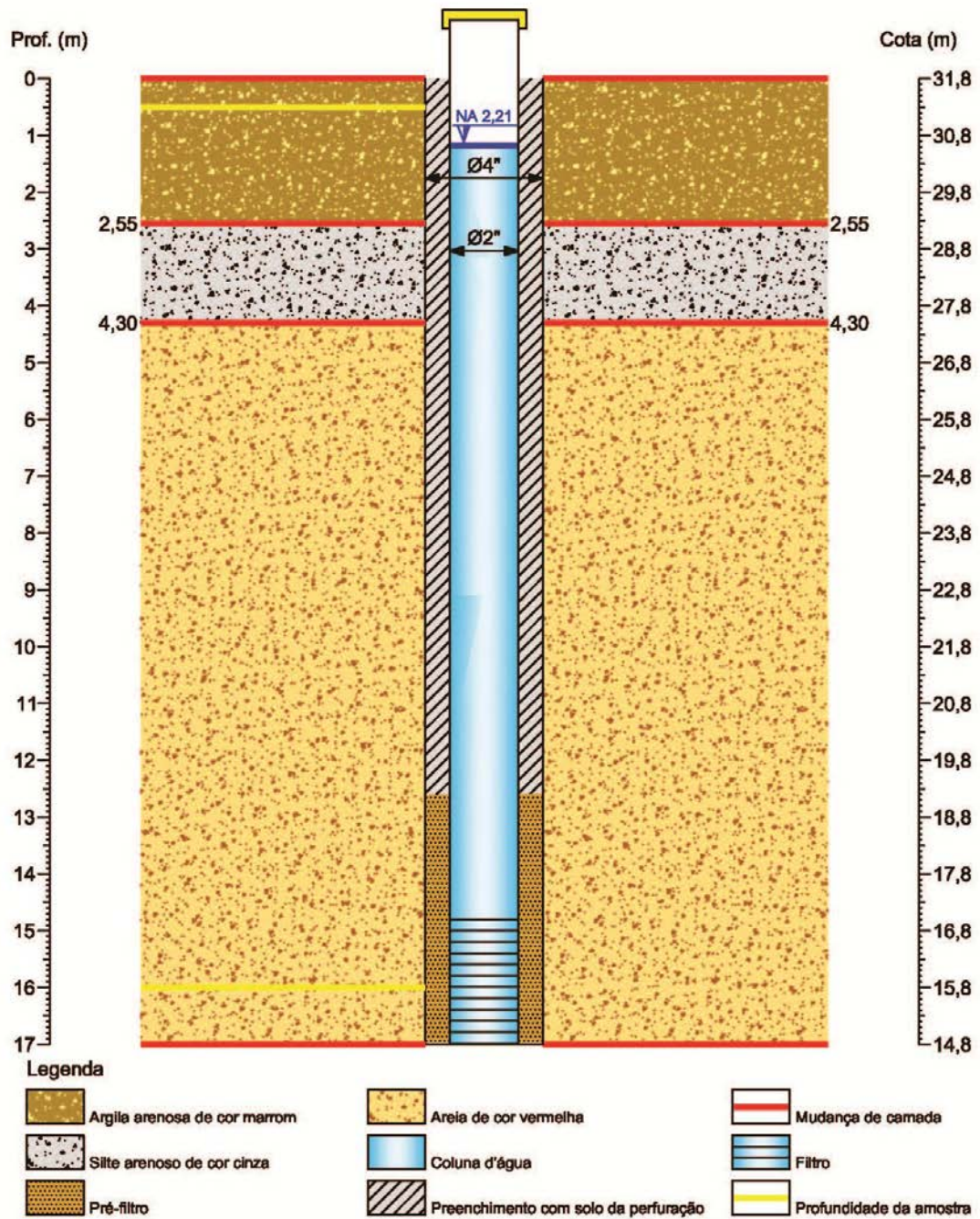
PZ 25



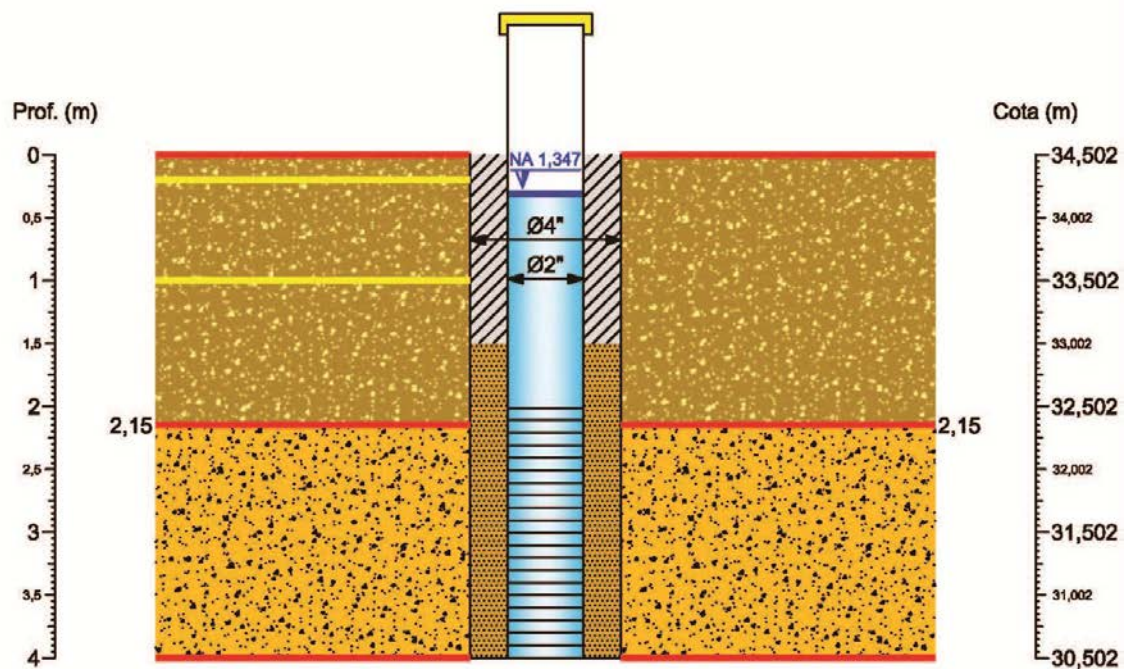
Legenda

- | | | |
|---|---|---|
|  Areia f/m pouco argilosa marrom |  Coluna d'água |  Profundidade da amostra |
|  Areia fina e média cinza |  Mudança de camada | |
|  Pré-filtro |  Filtro | |

PZ 26



PZ 27



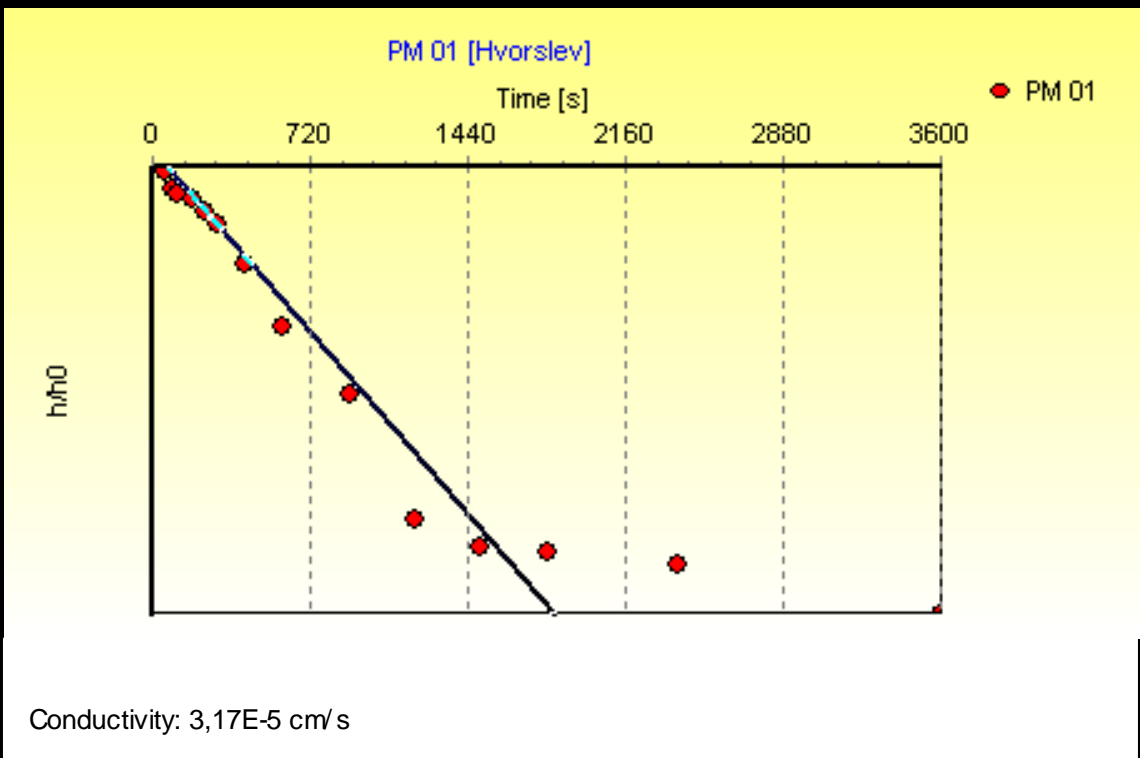
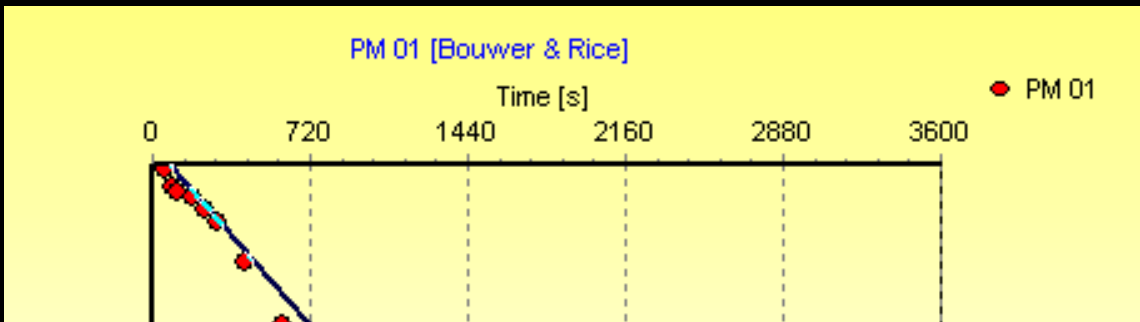
Legenda

 Argila arenosa de cor marrom	 Coluna d'água	 Preenchimento com solo da perfuração
 Silte arenoso de cor variada	 Mudança de camada	 Profundidade da amostra
 Pré-filtro	 Filtro	

Anexo - II Dados e Diagramas dos Testes de Slug

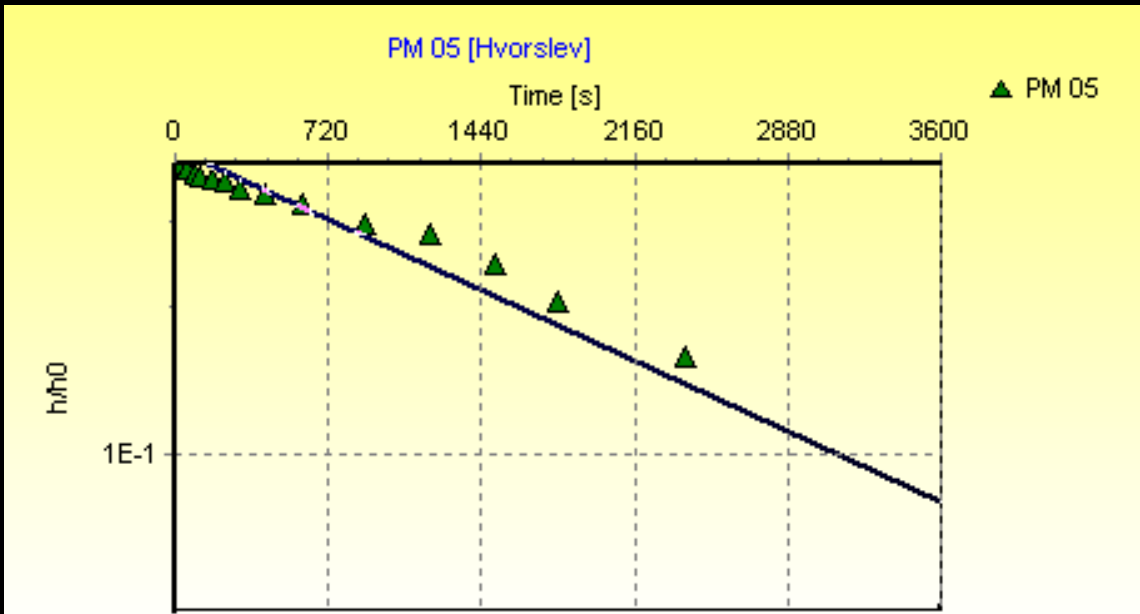
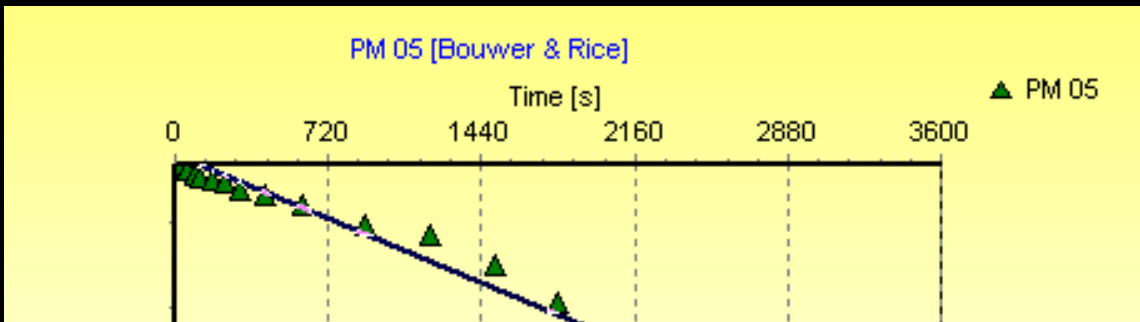
Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ01	Bower & Rice	$2,72 \times 10^{-5}$
	Hvorslev	$3,17 \times 10^{-5}$

Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	19	63
30	24,2	57,8
60	24,9	57,1
90	26,8	55,2
120	27,6	54,4
180	28,1	53,9
240	29,6	52,4
300	30,9	51,1
420	35,1	46,9
600	41,1	40,9
900	46,6	35,4
1200	55	27
1500	56,6	25,4
1800	56,8	25,2
2400	57,5	24,5
3600	60	22



Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ05	Bower & Rice	$2,00 \times 10^{-5}$
	Hvorslev	$2,69 \times 10^{-5}$

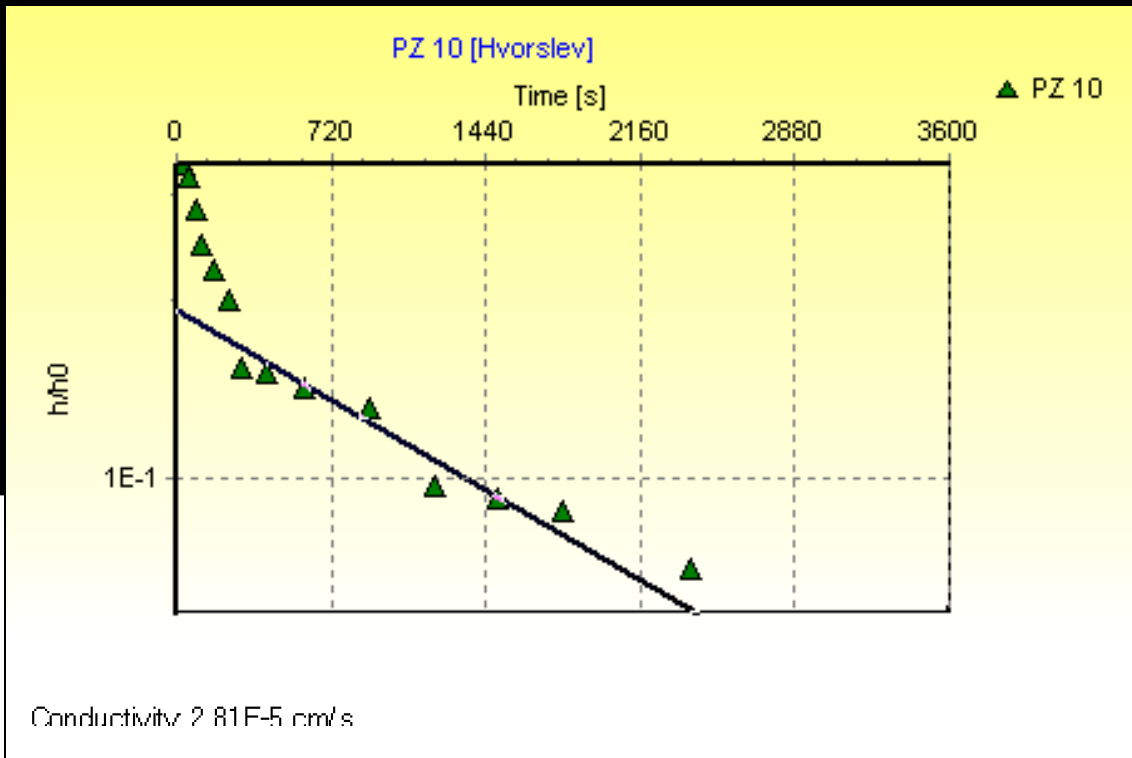
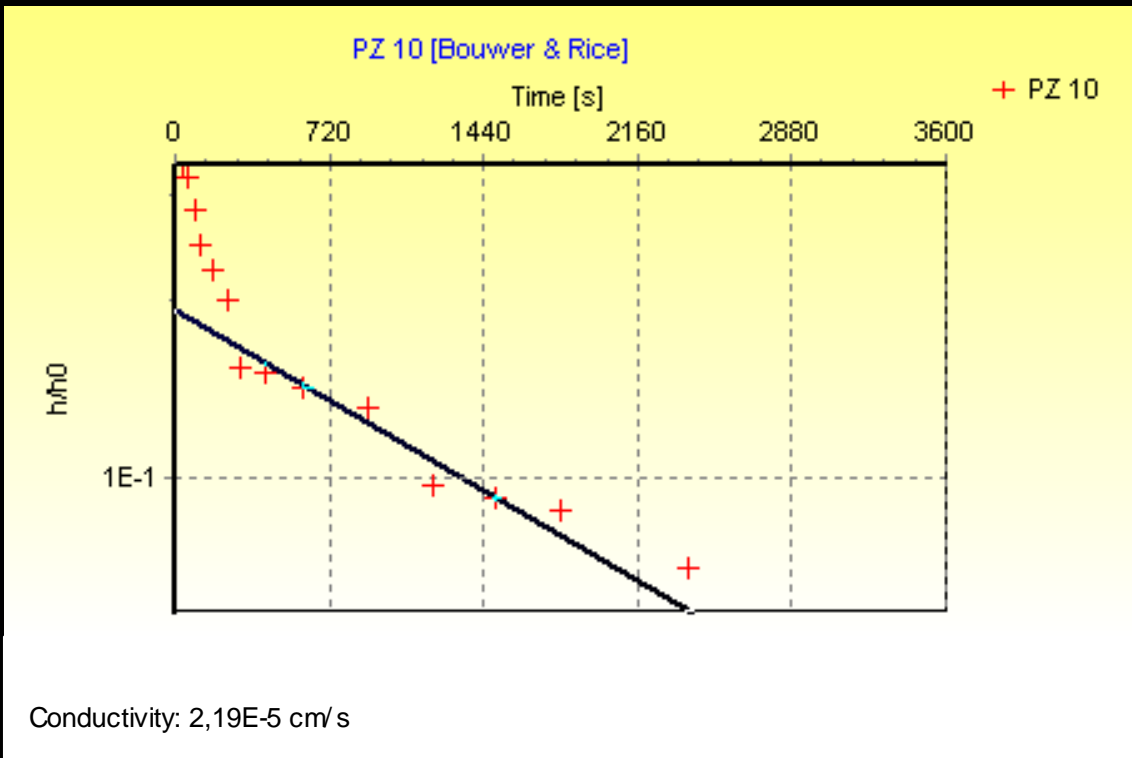
Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	250	63
30	288,2	24,8
60	288,7	24,3
90	289,3	23,7
120	289,5	23,5
180	290	23
240	290,3	22,7
300	290,9	22,1
420	291,5	21,5
600	292,5	20,5
900	294,3	18,7
1200	295,2	17,8
1500	297,5	15,5
1800	300	13
2400	303	10
3600	310	3



Conductivity: 2,69E-5 cm/s

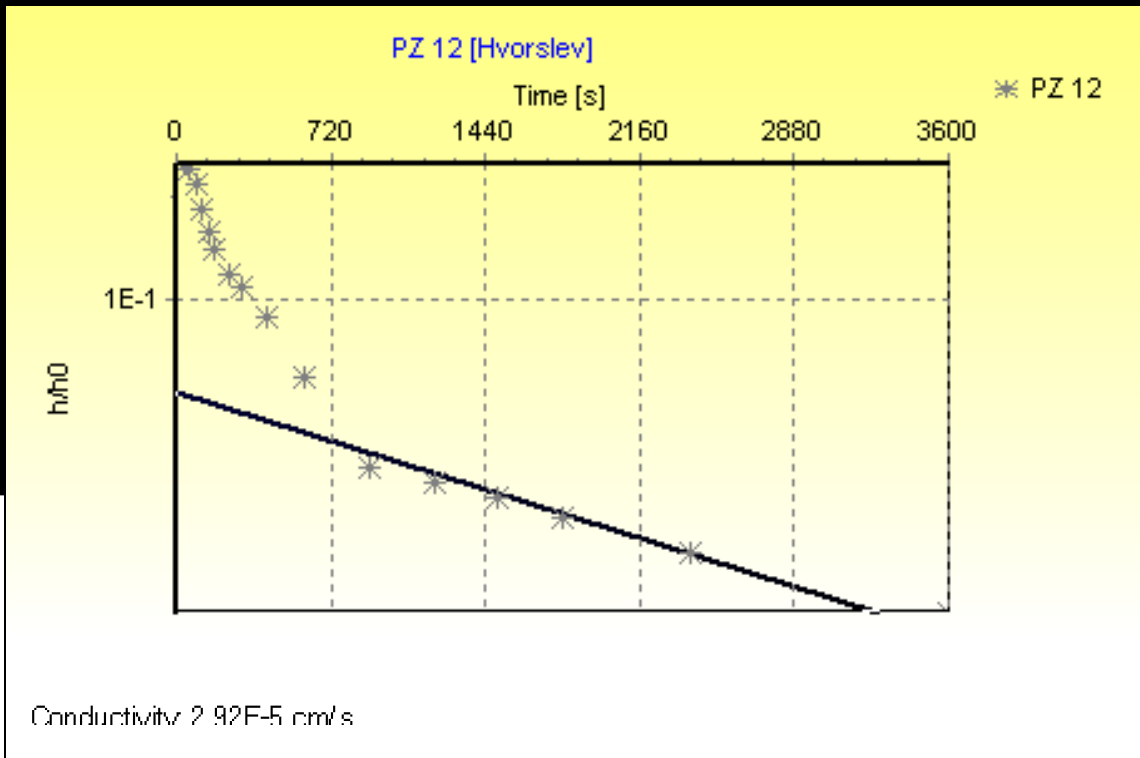
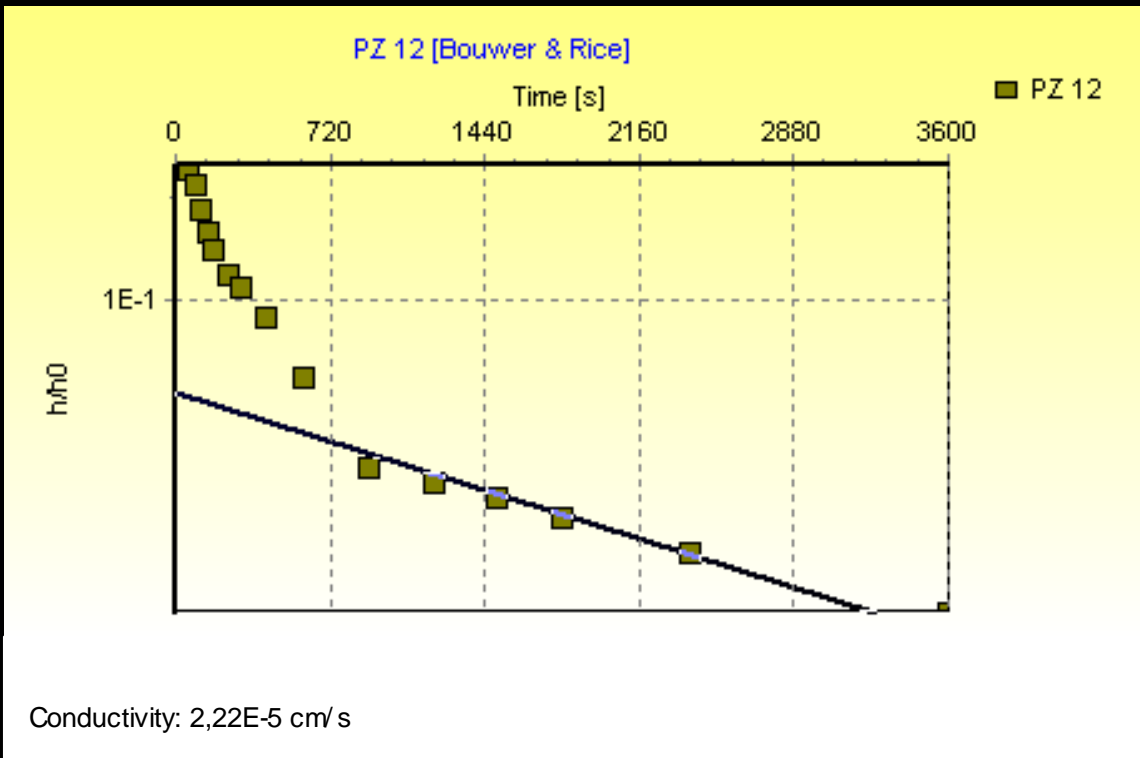
Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ10	Bower & Rice	$2,19 \times 10^{-5}$
	Hvorslev	$2,81 \times 10^{-5}$

Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	13,8	49
30	41,7	21,1
60	42,7	20,1
90	45,1	17,7
120	47,4	15,4
180	48,8	14
240	50,3	12,5
300	53,2	9,6
420	53,4	9,4
600	53,9	8,9
900	54,6	8,2
1200	56,7	6,1
1500	57	5,8
1800	57,3	5,5
2400	58,4	4,4
3600	59,1	3,7



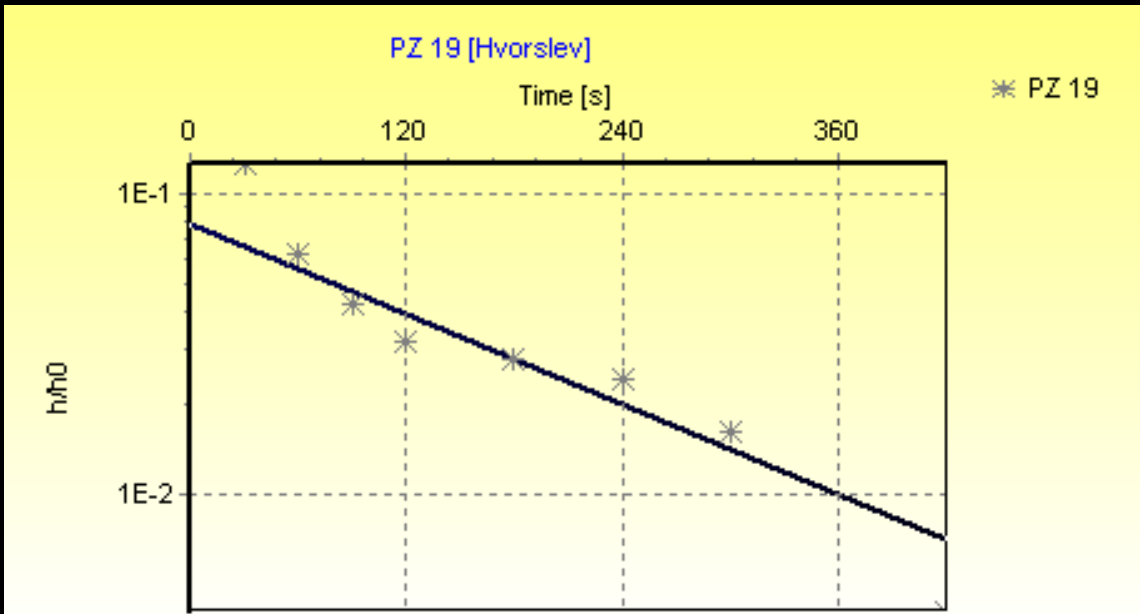
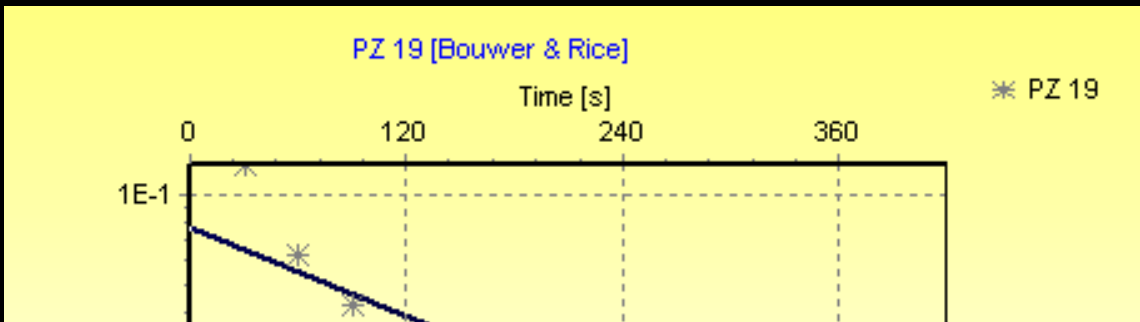
Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ12	Bower & Rice	$2,19 \times 10^{-5}$
	Hvorslev	$2,92 \times 10^{-5}$

Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	133	63
30	180,5	15,5
60	181	15
90	182,4	13,6
120	184,4	11,6
150	186,1	9,9
180	187,2	8,8
240	188,5	7,5
300	189,1	6,9
420	190,4	5,6
600	192,2	3,8
900	193,9	2,1
1200	194,1	1,9
1500	194,3	1,7
1800	194,5	1,5
2400	194,8	1,2
3600	195,2	0,8



Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ19	Bower & Rice	$2,62 \times 10^{-4}$
	Hvorslev	$3,32 \times 10^{-4}$

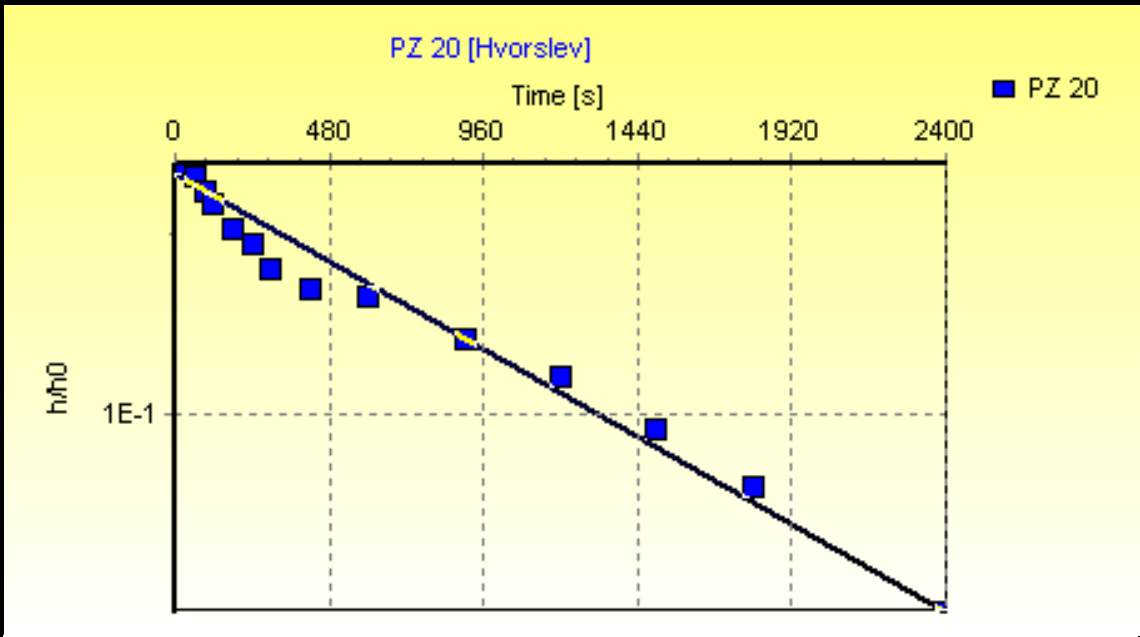
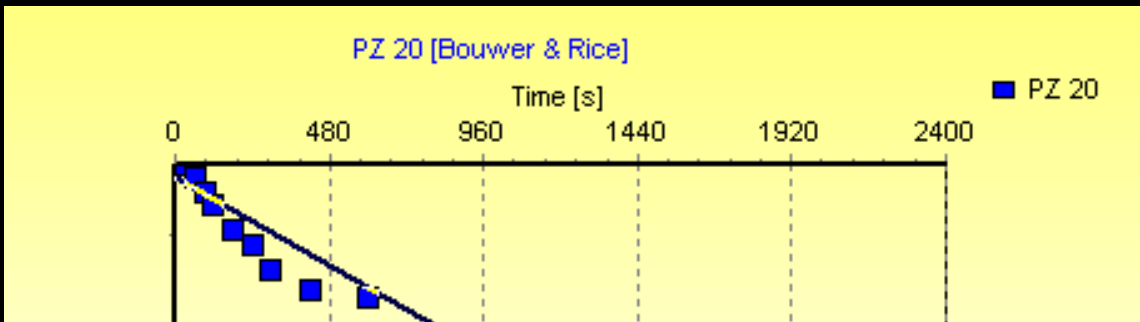
Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	62,4	49,5
30	105,7	6,2
60	108,8	3,1
90	109,8	2,1
120	110,3	1,6
180	110,5	1,4
240	110,7	1,2
300	111,1	0,8
420	111,7	0,2
600	111,9	0



Conductivity: $3,32E-4$ cm/s

Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ20	Bower & Rice	$3,25 \times 10^{-5}$
	Hvorslev	$4,09 \times 10^{-5}$

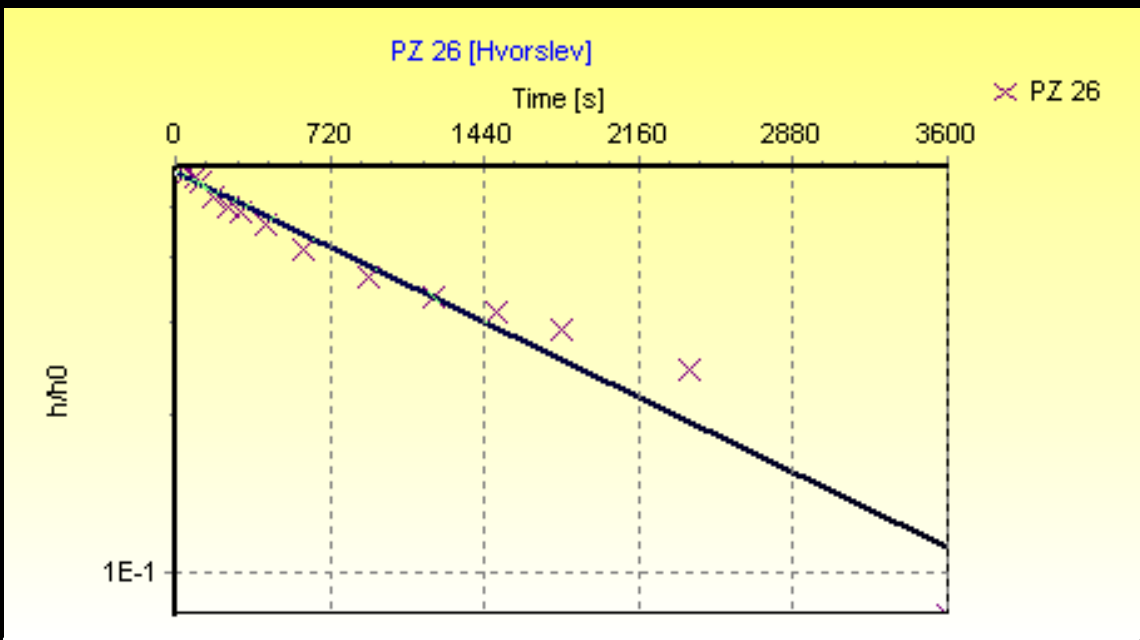
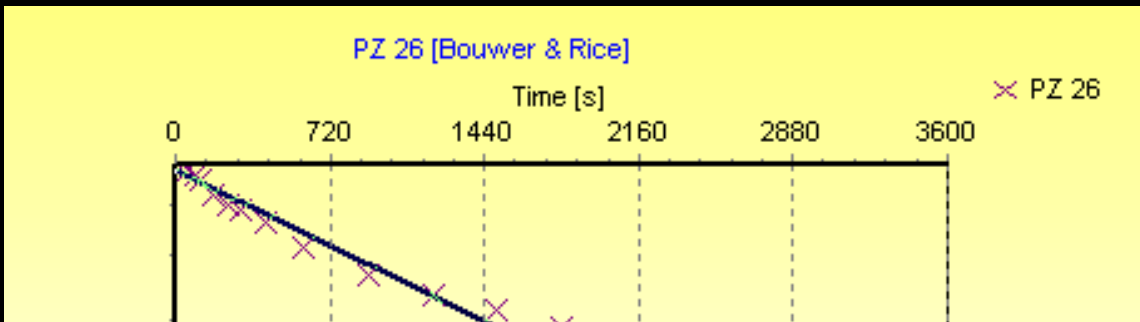
Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	111,6	62,4
30	157,6	16,4
60	158,3	15,7
90	159,2	14,8
120	160	14
180	161,3	12,7
240	162	12
300	163,1	10,9
420	163,9	10,1
600	164,2	9,8
900	165,7	8,3
1200	166,8	7,2
1500	168,1	5,9
1800	169,3	4,7
2400	171,1	2,9
3600	174	0



Conductivity: 4,09E-5 cm/s

Ponto	Método	Condutividade Hidráulica (K cm/s)
PZ26	Bower & Rice	$2,91 \times 10^{-5}$
	Hvorslev	$2,65 \times 10^{-5}$

Tempo (segundos)	N.A. (cm)	Δh (cm)
0	38	84
30	50,3	71,7
60	52,1	69,9
90	53,3	68,7
120	54,8	67,2
180	59,4	62,6
240	61,7	60,3
300	63,5	58,5
420	66,2	55,8
600	72	50
900	77,6	44,4
1200	81,6	40,4
1500	84,3	37,7
1800	86,8	35,2
2400	92,7	29,3
3600	112	10



Conductivity: 2,65E-5 cm/s