UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E DO RISCO
ASSOCIADO EM ÁREA DE INDÚSTRIA E SUAS
ADJACÊNCIAS, EM COTIA - SP**

Eurélio Toso Júnior

Orientador: Prof. Dr. Alberto Pacheco

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO
2001

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E DO RISCO ASSOCIADO EM
ÁREA DE INDÚSTRIA E SUAS ADJACÊNCIAS, EM COTIA - SP**

EURÉLIO TOSO JÚNIOR

Orientador: Dr. Alberto Pacheco

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

COMISSÃO JULGADORA

Nome

Assinatura

Presidente: Prof. Dr. Alberto Pacheco

Examinadores: Prof. Dr. Joel Barbujani Sigolo

Prof. Dr. Luís Enrique Sanchez

Three handwritten signatures in blue ink, each written over a horizontal line. The first signature is for Alberto Pacheco, the second for Joel Barbujani Sigolo, and the third for Luís Enrique Sanchez.

SÃO PAULO
2001

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E DO RISCO ASSOCIADO EM
ÁREA DE INDÚSTRIA E SUAS ADJACÊNCIAS, EM COTIA - SP**

Eurélío Toso Júnior

Orientador: Prof. Dr. Alberto Pacheco

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO
2001

DEDALUS - Acervo - IGC

30900008512

T
T714
E.a
e.2

Toso Júnior, Eurélio

*Avaliação da Contaminação e do Risco Associado em
Área de Indústria e suas Adjacências, em Cotia, SP /
Eurélio Toso Júnior.—São Paulo, 2001.*

130 p.: il.

Dissertação (Mestrado): IGc/USP
Orient.: Pacheco, Alberto

1. Avaliação. 2. Hidrogeologia. 3. Contaminação. 4.
Risco. 5. Cotia (SP). I. Título

A

Giordano e Gianluca

Tereza

Meus Pais

Bisa e Caboclo

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE SIGLAS	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 MECANISMOS DE TRANSPORTE.....	5
3.1.1 <i>Advecção - Dispersão</i>	5
3.1.2 <i>Retardamento</i>	7
3.2 COMPORTAMENTO DO CLORETO.....	8
3.3 COMPORTAMENTO DOS METAIS.....	8
3.4 DIAGRAMAS EH-PH.....	10
3.5 PADRÕES DE REFERÊNCIA PARA SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA.....	10
3.6 AVALIAÇÃO DE RISCO.....	12
3.6.1 <i>Formulação do Problema</i>	13
3.6.2 <i>Avaliação da Toxicidade</i>	13
3.6.3 <i>Avaliação da Exposição</i>	14
3.6.3.1 Rotas de Exposição – Ingresso Diário	15
3.6.3.2 Estimativa de Ingresso Diário Crônico e para a Vida Toda.....	18
3.6.4 <i>A Caracterização do Risco</i>	18
3.6.4.1 Estimativa do Risco para Efeitos Cancerígenos.....	18
3.6.4.2 Estimativa do Risco para Efeitos Não Cancerígenos.....	19
3.6.5 <i>Etapas no Processo de Avaliação Segundo a Metodologia ASTM-RBCA</i>	19
3.6.5.1 1ª Etapa (<i>tier 1</i>).....	20
3.6.5.2 2ª Etapa (<i>tier 2</i>).....	20
3.6.5.3 3ª Etapa (<i>tier3</i>).....	21
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
4.1 LEVANTAMENTO DE DADOS	22
4.1.1 <i>Revisão bibliográfica</i>	22

4.1.2 Inspeção visual.....	22
4.2 TRABALHOS DE CAMPO.....	23
4.2.1 Sondagens	23
4.2.2 Amostragem de Solo.....	23
4.2.3 Instalação de Poços de Monitoramento.....	23
4.2.4 Planialtimetria.....	24
4.2.5 Amostragem de Água Subterrânea.....	24
4.2.6 Slug tests.....	25
4.3 TRABALHOS DE LABORATÓRIO.....	26
4.3.1 Análises de Solo	26
4.3.2 Análises de Água.....	26
4.4 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS	26
4.5 AVALIAÇÃO DE RISCO.....	27
4.5.1 Desenvolvimento do cenário de risco.....	28
4.5.1.1 Contaminante de interesse	28
4.5.1.2 Rotas de exposição	28
4.5.1.3 Método de estimativa de concentração no receptor	29
4.5.2 Destino e Transporte do Contaminante.....	29
4.5.2.1 AT123D – Sistema de Coordenadas e Configuração da Fonte.....	30
4.5.2.2 AT123D – Características Básicas do Modelo e sua Aplicabilidade.....	31
4.5.2.3 AT123D – Estimativa de concentração média em poço receptor	32
4.5.3 Ingresso de Contaminante.....	32
4.5.4 Estimativa do Risco.....	33
5 RESULTADOS.....	34
5.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA.....	34
5.2 HISTÓRICO	35
5.3 CARACTERIZAÇÃO GEOLÓGICO-GEOTÉCNICA.....	37
5.4 CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOLÓGICA LOCAL	38
5.4.1 Condutividade hidráulica.....	44
5.4.2 Velocidade de fluxo da água subterrânea.....	45
5.5 CARACTERIZAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO.....	47
5.5.1 Caracterização da Contaminação do Solo.....	47
5.5.2 Caracterização da Contaminação da Água Subterrânea.....	52
5.5.2.1 pH, Eh e Condutividade Elétrica	53
5.5.2.2 Cloreto.....	58
5.5.2.3 Metais - Cobre, Chumbo e Zinco	62
5.5.3 Águas Superficiais.....	73
6 AVALIAÇÃO DE RISCO.....	75

6.1 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA	76
6.1.1 Rotas relacionadas à contaminação em água.....	78
6.1.1.1 Ingestão de água contaminada	78
6.1.1.2 Contato dermal com água contaminada durante o banho	78
6.1.2 Rotas relacionadas à contaminação em solo	79
6.1.2.1 Contato dermal com solo contaminado.....	79
6.1.2.2 Ingestão de solo contaminado.....	79
6.2 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO E TOXICIDADE.....	79
6.3 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO	82
6.3.1 Modelagem de Transporte.....	83
6.3.1.1 Calibração do modelo.....	84
6.3.1.2 Simulações de transporte.....	90
6.3.2 Estimativa do Risco em Solo	95
6.3.3 Estimativa do Risco em Água.....	96
7 CONCLUSÕES	101
8 RECOMENDAÇÕES	103
9 ANEXOS.....	104
10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	127

AGRADECIMENTOS

À “Empresa” que gentilmente autorizou a utilização dos seus dados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES – pela bolsa de estudos concedida.

Ao Curso de Pós-Graduação do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo pela possibilidade de realização deste trabalho.

À Hidroplan pela infra-estrutura colocada à disposição.

Aos colegas Dr. Everton de Oliveira e M.Sc. Celso Kolesnikovas pelo incentivo e orientação.

Ao M.Sc. Fernando “Aripino” Saraiva pelo incentivo.

Ao colega M.Sc. Flávio Augusto Ferlini Salles pelas sugestões e colaboração.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram de alguma maneira para que este trabalho pudesse ser realizado.

Ao Prof. Dr. Alberto Pacheco pela confiança depositada em meu trabalho.

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 - PARÂMETROS BÁSICOS DE REFERÊNCIA (DEFAULT) DETERMINADOS PELO API-DSS PARA SIMULAÇÕES DE RISCOS, MODIFICADO DE API-DSS.	17
TABELA 02 - MEDIDAS DE NÍVEIS D'ÁGUA OBTIDOS DURANTE OS EVENTOS DE MONITORAMENTO, ENTRE JUNHO DE 1998 E FEVEREIRO DE 2001.	43
TABELA 03 - POTENCIOMETRIA OBTIDA DURANTE OS EVENTOS DE MONITORAMENTO, ENTRE JUNHO DE 1998 E FEVEREIRO DE 2001.	44
TABELA 04 - VALORES DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA OBTIDOS A PARTIR DOS SLUG TESTS.	45
TABELA 05 - SUMÁRIO DOS PARÂMETROS HIDROGEOLÓGICOS.	46
TABELA 06 - SUMÁRIO DOS PARÂMETROS HIDROGEOLÓGICOS UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES DE TRANSPORTE.	47
TABELA 07 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE SOLO PARA CLORETO, EM JUNHO DE 1998.	48
TABELA 08 - RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS - AMOSTRAS DE SOLO REMOVIDO EM AGOSTO DE 1998.	49
TABELA 09 - COMPARAÇÃO DOS VALORES DE CONCENTRAÇÃO EM SOLO COM OS VALORES ORIENTADORES DO SISTEMA RAI PARA SOLO NO ESTADO DE SÃO PAULO.	51
TABELA 10 - PADRÕES DE POTABILIDADE ESTABELECIDOS PELOS ÓRGÃOS AMBIENTAIS.	52
TABELA 11 - RESULTADOS DE PH EM ÁGUA SUBTERRÂNEA	54
TABELA 12 - RESULTADOS DE EH EM ÁGUA SUBTERRÂNEA	55
TABELA 13 - RESULTADOS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM ÁGUA SUBTERRÂNEA	57
TABELA 14 - RESULTADOS DE CLORETO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA	58
TABELA 15 - RESULTADOS DE COBRE EM ÁGUA SUBTERRÂNEA.	63
TABELA 16 - RESULTADOS DE CHUMBO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA.	65
TABELA 17 - RESULTADOS DE ZINCO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA	69

TABELA 18 - PADRÕES DE QUALIDADE AMBIENTAL - ÁGUA	73
TABELA 19 - ANÁLISES DE ÁGUAS SUPERFICIAIS, FEVEREIRO DE 1998.	74
TABELA 20 - PARÂMETROS UTILIZADOS PARA SIMULAÇÕES DE RISCOS POR ANÁLISE DETERMINÍSTICA, MODIFICADO DE API-DSS (1994) E CETESB (2000).	81
TABELA 21 - PARÂMETROS DE REFERÊNCIA UTILIZADOS PARA CALIBRAÇÃO DO MODELO.	89
TABELA 22 - PARÂMETROS UTILIZADOS PARA CALIBRAÇÃO DO MODELO.	90
TABELA 23 - PARÂMETROS UTILIZADOS PARA MODELAGEM DE TRANSPORTE.	92
TABELA 24 - RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DE RISCO EFETUADAS.	96
TABELA 25 - RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DE RISCO EFETUADAS COM TRANSPORTE A PARTIR DA FONTE A.	98
TABELA 26 - RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES DE RISCO EFETUADAS COM TRANSPORTE A PARTIR DA FONTE B.	99
TABELA 27 - VALORES DE SSTL ESTIMADOS	100

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 - GRÁFICO ESQUEMÁTICO DE TRANSPORTE ADVECTIVO-DISPERSIVO DE UM SOLUTO EM (A) UMA OU (B) DUAS DIMENSÕES. MODIFICADO DE DOMENICO E SCHWARTZ, 1998.	7
FIGURA 02 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA (SEM ESCALA).	34
FIGURA 03 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS INVESTIGADOS.	36
FIGURA 04 - MAPA POTENCIOMÉTRICO – FEVEREIRO DE 1999.	40
FIGURA 05 - MAPA POTENCIOMÉTRICO – FEVEREIRO DE 2001.	41
FIGURA 06 - MAPA DE ISOVALORES DE pH EM ÁGUA SUBTERRÂNEA – FEVEREIRO DE 2001.	56
FIGURA 07 - MAPA DE ISOCONCENTRAÇÕES DE CLORETO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA – MAIO DE 1999.	60
FIGURA 08 - DIAGRAMAS pH-EH PARA O SISTEMA CL-O-H (MODIFICADO DE BROOKINS, 1988). OS DADOS PLOTADOS REFEREM-SE AOS POÇOS ATIVOS EM CADA EVENTO DE MONITORAMENTO REPRESENTADO.	61
FIGURA 09 - DIAGRAMAS pH-EH PARA O SISTEMA CU-O-H (BROOKINS, 1988). OS DADOS PLOTADOS REFEREM-SE AOS POÇOS ATIVOS EM CADA EVENTO DE MONITORAMENTO REPRESENTADO.	64
FIGURA 10 - MAPA DE ISOCONCENTRAÇÕES DE CHUMBO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA – FEVEREIRO DE 2001.	67
FIGURA 11 - DIAGRAMAS pH-EH PARA O SISTEMA PB-S-C-O-H (BROOKINS, 1988). OS DADOS PLOTADOS REFEREM-SE AOS POÇOS ATIVOS EM CADA EVENTO DE MONITORAMENTO REPRESENTADO.	68
FIGURA 12 - MAPA DE ISOCONCENTRAÇÕES DE ZINCO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA – FEVEREIRO DE 2001.	71
FIGURA 13 - DIAGRAMAS pH-EH PARA O SISTEMA ZN-O-H-S-C (BROOKINS, 1988). OS DADOS PLOTADOS REFEREM-SE AOS POÇOS ATIVOS EM CADA EVENTO DE MONITORAMENTO REPRESENTADO.	72
FIGURA 14 - VISUALIZAÇÃO TRIDIMENSIONAL DE FONTE SECUNDÁRIA ASSUMIDA EM TORNO DO PM-18.	85
FIGURA 15 - GRÁFICO ESQUEMÁTICO DE TRANSPORTE ADVECTIVO-DISPERSIVO ENTRE PM-18 E PM-11.	86
FIGURA 16 - VISUALIZAÇÃO TRIDIMENSIONAL DE FONTE SECUNDÁRIA ASSUMIDA EM TORNO DO PM-07.	88
FIGURA 17 - CURVAS DE DISTRIBUIÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE CHUMBO NOS RECEPTORES SIMULADOS, A PARTIR DAS FONTES A E B.	94

LISTA DE SIGLAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION

API - AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE

API-DSS - AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE EXPOSURE AND RISK DECISION SUPPORT SYSTEM

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS

AT123D - ANALYTICAL TRANSPORT ONE, TWO AND THREE DIMENSIONS

AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE

IRIS – INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE

RBCA – RISK BASED CORRECTIVE ACTION

RBSL – RISK BASED SCREENING LEVEL

SABESP – COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO

SSTL – SITE SPECIFIC TARGET LEVEL

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

RESUMO

Este trabalho apresenta os resultados obtidos na avaliação da contaminação e do risco associado, em área às margens da rodovia Raposo Tavares e suas proximidades, no município de Cotia – SP.

O início dos estudos deveu-se à ocorrência de um vazamento de ácido clorídrico (HCl) a partir de um tanque de armazenamento, utilizado nos processos de produção de uma Empresa, o que gerou uma pluma de cloretos e hidrogênio livre à jusante, atingindo o aquífero livre. O ambiente ácido gerado mobilizou metais em subsolo, provenientes de antigo tanque de efluentes da Empresa. Análises de metais foram realizadas e as altas concentrações obtidas impuseram maior detalhamento em relação a estes contaminantes.

A partir de fonte situada na área da Empresa, a avaliação do local indicou concentrações acima dos padrões nacional e estadual em água subterrânea para cloreto, chumbo e zinco e para chumbo em solo. Determinou-se uma segunda fonte a jusante da primeira, a partir de uma empresa desativada vizinha, que apresentou contaminação de água subterrânea em concentrações maiores do que as referentes à primeira fonte, para chumbo e zinco.

As simulações de transporte efetuadas consideraram como pontos receptores o rio Cotia e poços de captação em possível uso futuro da área. A partir das concentrações obtidas e simuladas, estimaram-se os riscos para os receptores determinados, considerando-se rotas de exposição para ingestão e contato dermal com solo e água subterrânea contaminados. Adotou-se o chumbo como contaminante de interesse, em função de suas características deletérias à saúde.

O trabalho conclui pela existência de risco com efeitos não cancerígenos para os possíveis receptores, sem necessidade de medidas de intervenção imediatas. Valores alvo de concentração estimados para o local, para os quais considera-se não haver risco para os receptores, são mais altos do que os padrões estabelecidos.

Entretanto, recomenda-se a continuidade do monitoramento da área para avaliações futuras quanto a ações corretivas, visto que o cenário para estimativas de risco é de uso futuro da área.

ABSTRACT

This work presents the assessment of the contamination and the associated risk results, in a site nearby the margins of the Raposo Tavares highway and its neighborhoods, in the city of Cotia - SP.

The beginning of the studies occurred due to a spill of chloridric acid (HCl) from a storage tank, used in the company production processes, that generated plumes of chlorides and free hydrogen downgradient, reaching the watertable. Metals coming from an old effluent tank were mobilized in subsurface, due the acid environment that was generated. Metal analyses had been done and high concentrations were founded, leading to detailing this issue.

From a source defined in the area of the Company, the site assessment indicated concentrations above the federal and local state standards for chloride, lead and zinc in groundwater and for lead in soil. A second source was determined downgradient from the first one, in a closed neighbour company, that presented groundwater contamination for lead and zinc in higher concentrations than the first source.

The receptors in the transport simulations were determined as being the Cotia river and eventual explotation wells, considering a future use for this area. There were estimated risks considering the intake routes for ingestion and dermal contact with contaminated soil and groundwater. The lead was defined as being the chemical of concern, due its deleterious effects to health.

The work concludes for the existence of non-carcinogenic adverse effects, without necessity of immediate intervention measures. Considering the absence of risk, the concentrations defined as being the site specific target levels are higher than the established standards.

However, it is recommended the monitoring of the site for future corrective action decisions, once the risk scenario is a eventual future use for the area.

1 INTRODUÇÃO

A degradação das condições naturais de qualidade do solo e das águas, superficiais e subterrâneas, tem seu crescimento associado às atividades antropogênicas, através de incessante desenvolvimento industrial voltado às necessidades de sociedades cada vez mais exigentes.

Se por um lado o atendimento à sociedade traz melhor qualidade de vida ao cidadão, devido ao desenvolvimento tecnológico, traz também o ônus ambiental. Esta mesma sociedade cobra atualmente esta preservação ambiental. Desta forma, hoje em dia deve-se considerar qualquer desenvolvimento industrial em conjunto com preservação ambiental, não se admitindo qualquer hipótese diferente desta.

Neste contexto, a Região Metropolitana de São Paulo assume papel de destaque, através do desenvolvimento industrial das últimas décadas em meio a um crescimento urbano tão ou mais intenso e sem planejamento da ocupação. Este tipo de uso e ocupação do solo, industrial e residencial, revelam-se incompatíveis e, em consequência, oferecem riscos à população em função dos níveis de contaminação do solo e água subterrânea que freqüentemente ocorrem.

Vazamentos acidentais de tanques de armazenamento de compostos químicos e de efluentes industriais têm gerado inúmeros casos de contaminações de solo e principalmente água, com destaque para a água subterrânea, de percepção e avaliação da contaminação mais complexas.

A captação de água subterrânea através de poços rasos, tipo cacimba, é comum em áreas periféricas de zonas residenciais e industriais, geralmente em captações não cadastradas e de difícil levantamento de dados. Este tipo de uso da água subterrânea sofre um incremento com a dificuldade de abastecimento dos sistemas públicos, somando-se o advento do custo cada vez maior da água distribuída e admissão de um aumento futuro no uso de água subterrânea.

Diante deste quadro, as agências ambientais vêm aumentando cada vez mais a fiscalização aos potenciais poluidores. Avaliações da ocorrência e/ou grau de contaminação de solo e água subterrânea têm sido cada vez mais freqüentes, no sentido de detectar estas contaminações para a tomada de medidas de controle ou

remediação.

Além disso, as indústrias desativadas e sem controle ambiental, podem apresentar um passivo ambiental de proporções bastante significativas, como observado neste trabalho.

Avaliações de contaminação, a partir de métodos diretos de investigação, envolvem a caracterização hidrogeológica da área, identificação e mecanismos de transporte do(s) contaminante(s), contemplando levantamentos de parâmetros físico-químicos do solo e da água subterrânea do local.

Ao mesmo tempo que o controle e fiscalização ocorrem, as agências e órgãos ambientais têm concentrado esforços em criar e regulamentar normas em níveis estadual e nacional. Outra alternativa é a adaptação de normas internacionais para a avaliação de contaminações e dos riscos associados para a população, através do desenvolvimento de metodologias em acordo com a problemática local.

O Ministério da Saúde, através da Portaria 1469 (2000), estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao padrão de potabilidade da água para consumo humano.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2001), após comparação e avaliação de várias normas e legislações internacionais, adotou a metodologia holandesa como base para o estabelecimento de valores orientadores, para solos e águas subterrâneas, próprios para o Estado de São Paulo.

Este trabalho propõe a formalização do denominado Sistema RAI, com a regulamentação de valores referência de qualidade (R), valores de alerta (A) e valores de intervenção (I). A adoção destes valores serve para orientar na proteção da qualidade dos solos e águas subterrâneas, bem como no controle de áreas contaminadas ou suspeitas de contaminação.

Diante de cenários de contaminação, os altos custos e o longo tempo necessários para remediação de locais contaminados, associados à ineficiência em se atingir padrões de potabilidade, têm inviabilizado projetos de remediação. A avaliação de risco aparece como importante processo para condução das ações corretivas a serem implantadas.

A partir da avaliação de risco, novos padrões podem ser estabelecidos, em

função de contaminação e exposição a receptores em um cenário específico para o local e, ainda assim, garantir-se proteção à população quanto aos efeitos deletérios desta exposição à contaminação caracterizada.

A American Society for Testing and Materials – ASTM homologou uma metodologia denominada Risk Based Corrective Action – RBCA, que consiste numa metodologia de ações corretivas baseadas no risco, que propõe uma seqüência de medidas desde a suspeita de contaminação até a meta final de remediação proposta para o local.

Este trabalho apresenta a avaliação da contaminação por alguns compostos inorgânicos em solo e água subterrânea e a avaliação do risco associado, utilizando-se a metodologia ASTM-RBCA.

2 OBJETIVOS

- *Avaliação da contaminação do solo e água subterrânea em área de Empresa situada à margem da rodovia Raposo Tavares e suas adjacências,*
- *Avaliação do risco associado à exposição para possíveis receptores.*

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo abordou-se de forma concisa alguns conceitos de interesse ao trabalho, envolvendo mecanismos de transporte dos contaminantes avaliados em água subterrânea e seus aspectos hidrogeoquímicos, normas ambientais e conceitos básicos de avaliação de risco.

3.1 Mecanismos de transporte

A seguir estão apresentados os conceitos básicos de advecção, dispersão e retardamento no transporte de contaminantes.

3.1.1 Advecção - Dispersão

A advecção é o mecanismo pelo qual o transporte de um soluto é dado pelo fluxo de água subterrânea. A velocidade linear média da água subterrânea (v_x) pode ser obtida a partir da equação de Darcy, como segue :

$$v_x = \frac{K i}{\eta_e} \quad (\text{equação 01})$$

Onde:

v_x - velocidade linear média (longitudinal) [L/T];

K - condutividade hidráulica [L/T];

i - gradiente hidráulico [-];

η_e - porosidade efetiva [-].

A dispersão é o espalhamento de um soluto no fluxo subterrâneo através do meio poroso, misturando-se com água subterrânea não contaminada. A dispersão ocorre nas três direções de eixos de coordenadas. Ao longo das linhas de fluxo é denominada dispersão longitudinal, enquanto transversais às linhas de fluxo,

denominadas dispersão lateral e vertical.

Segundo Fetter (1994), a dispersão longitudinal ocorre por três razões básicas: 1 – o fluido se move mais rápido ao longo do centro dos poros do que nas suas bordas; 2 – alguns caminhos percorridos são mais longos do que outros; 3 – o fluido se move mais rápido em poros maiores do que em menores. A dispersão lateral é causada pelo fato de que fluido (água com contaminante) pode dividir-se e ramificar-se lateralmente, em condições de fluxo laminar, que prevalece no fluxo de água subterrânea.

A principal equação diferencial de advecção-dispersão, que descreve o transporte unidimensional de solutos não reativos em meio saturado, homogêneo, isotrópico, em equilíbrio e fluxo uniforme está apresentada abaixo (Freeze & Cherry, 1979):

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{equação 02})$$

Onde:

D_x = coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [L^2/T]

x = distância longitudinal ao longo da linha de fluxo [L]

C = concentração do soluto [M/L^3]

Efeitos de reações químicas, transformações biológicas e decaimento não estão considerados nesta equação de transporte.

O coeficiente de dispersão hidrodinâmica pode ser expresso como segue:

$$D_x = \alpha \cdot v_x + D_f \quad (\text{equação 03})$$

Onde:

α = dispersividade [L]

D_f = coeficiente de difusão molecular do soluto no meio [L^2/T]

Figura 01 - Gráfico esquemático de transporte advectivo-dispersivo de um soluto em (a) uma ou (b) duas dimensões, em um sistema de fluxo constante. Modificado de Domenico e Schwartz, 1998.

3.1.2 Retardamento

O retardamento é a diferença entre o movimento de um soluto em relação ao fluxo subterrâneo de água, em função de características reativas do soluto, como adsorção à matéria orgânica e minerais argilosos, troca iônica e outras. O fator de retardamento pode ser expresso através da seguinte equação linear:

$$R = 1 + \frac{K_d \rho}{\eta_e} \quad (\text{equação 04})$$

Onde:

R = fator de retardamento [-]

k_d = coeficiente de distribuição solo-água [L^3/M]

ρ = densidade do solo [M/L^3]

η_e = porosidade efetiva [-]

O k_d é a medida do parcionamento de um composto metálico ou inorgânico, entre o solo e a água. Quanto maior o k_d , maior a tendência do contaminante ser adsorvido ao solo (CETESB, 2000)

3.2 Comportamento do Cloreto

Cloreto ocorre naturalmente em águas em concentrações relativamente baixas, geralmente menores que 100 mg/L, a menos que a água seja salobra ou salina. Trata-se de um íon não reativo. Ele não participa de reações redox, não é adsorvido em superfícies minerais ou de matéria orgânica e não forma precipitados insolúveis. Cloreto pode ser utilizado em estudos hidrogeológicos como traçador por causa de suas características conservativas (Fetter, 1993). Solutos conservativos não reagem com solos ou águas subterrâneas, nem sofrem decaimento (Palmer, 1996).

Matthess (1982) apresenta concentrações médias de cloreto em rochas ígneas de 305 mg/kg, em arenitos de 15 mg/kg e em rochas argilosas de 170 mg/kg, em horizonte próximos da superfície. Água subterrânea em meio a rochas ígneas e sedimentares geralmente mostram concentrações menores que 30 mg/L; quando maiores, indicam mistura com águas mineralizadas ou interferência antrópica.

3.3 Comportamento dos metais

A maioria dos metais em água subterrânea ocorrem em baixas concentrações, de alguns mg/L ou menores (< 1 mg/L). As concentrações são baixas por causa da restrição imposta pela solubilidade de minerais ou substâncias amorfas, adsorção em argilo-minerais ou em hidróxidos de ferro e manganês ou matéria orgânica (Freeze & Cherry, 1979).

Segundo CETESB (2000), em água as concentrações de chumbo geralmente estão abaixo de 5 μ g/L, de cobre geralmente abaixo de 20 μ g/L e de zinco normalmente abaixo de 320 μ g/L. Em solo, podem-se admitir como concentrações médias as determinadas pela CETESB (2000) como referência de qualidade para solos limpos no Estado de São Paulo, de 17 mg/kg para chumbo, de 35 mg/kg para cobre e de 60 mg/kg para zinco.

Uma característica da maioria dos metais em água é sua tendência em formar espécies hidrolisadas e complexadas pela combinação com ânions inorgânicos

como HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- e NO_3^- . A ocorrência e a mobilidade de um metal em água subterrânea requer considerações a respeito destas espécies dissolvidas. Análises químicas de um metal em água subterrânea fornece informação direta somente do conteúdo total do metal em água. O percentual da concentração total das espécies hidrolizadas existentes aumenta com o aumento do pH da água (Freeze & Cherry, 1979).

Condições que promovem mobilidade aos metais incluem um solo arenoso e ácido, com baixos conteúdos de matéria orgânica e argila. Metal em meio a uma solução ácida mantém-se solúvel e móvel (Fetter, 1999). Palmer (1996) escreve que o pH da água é uma medida de suas características reativas. Baixos valores de pH, particularmente abaixo de 4, indicam uma água corrosiva, que tenderá a dissolver metais e outras substâncias em contato.

Pode-se resumir em três principais zonas de transporte de metais (Sracek, 1998) :

Zona oxidada: onde há presença de O_2 , o Fe^{3+} precipita como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e carrea metais, entretanto, o $\text{Fe}(\text{OH})_3$ é uma fase mineral instável e pode re-dissolver e liberar metais quando pH e Eh mudam;

Zona intermediária: com ausência de O_2 e Fe^{3+} , os metais são relativamente móveis e há presença de SO_4^{2-} ;

Zona reduzida: apresenta ausência de O_2 , Fe^{3+} e SO_4^{2-} , com a presença de HS^- e H_2S . Os metais são removidos pela precipitação e co-precipitação com sulfetos secundários como pirita, galena e outros.

Em relação ao chumbo, adotado como contaminante de interesse no trabalho, Fetter (1999) afirma que os dois fatores mais importantes para determinar a quantia de chumbo adsorvida ao solo são o pH e a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, que depende da quantia e tipo de argila e da quantia de matéria orgânica no solo. Há uma relação que mostra que para pH maiores que 4,61 a quantia de chumbo adsorvida pelo solo aumenta e para pH menores que 4,61, ela diminui.

Quando as concentrações numa fonte de chumbo são altas, a quantia de chumbo que entra no subsolo pode exceder a capacidade de imobilização do sistema, permitindo que o chumbo seja relativamente móvel. Pode-se resumir a

capacidade de adsorção relativa dos constituintes individuais do solo para o chumbo como decrescentes na ordem de óxidos de Mn, óxidos de Fe, matéria orgânica e minerais de argila (Deutsch, 1997).

3.4 Diagramas Eh-pH

A relação entre Eh e pH é particularmente útil quando aplicada na forma de um diagrama Eh-pH, que mostra os campos de estabilidade para várias espécies químicas, com o pH no eixo das abscissas e o Eh no eixo das ordenadas. Se uma solução tem vários íons presentes que podem reagir para formar produtos diferentes ou ocorrem em diferentes estados de valência, o produto estável ou estado de valência de uma dada concentração de reagentes será função do Eh e pH da solução (Fetter, 1993).

As variações de pressão e temperatura pouco afetam os limites dos diagramas, explicando sua grande utilidade (Fenzl, 1988).

3.5 Padrões de Referência para Solo e Água Subterrânea

Atualmente, todos os países que consideram seriamente a proteção do solo e água subterrânea, estão tentando encontrar um meio termo entre o uso de critério numéricos (valores orientadores) e a avaliação de risco caso a caso. Assim, conclui-se que para o Estado de São Paulo, a melhor alternativa é a adoção de uma estratégia combinada, utilizando-se uma lista de valores de referência de qualidade para o monitoramento da qualidade do solo e água subterrânea e valores de intervenção, para diagnóstico e apoio às ações de controle das áreas contaminadas, com a avaliação de risco realizada onde julgado necessário (CETESB, 2000).

Assim, baseado em metodologias internacionais e tomando-se como base a metodologia holandesa de desenvolvimento de valores orientadores, formalizou-se o "Sistema RAI". Este trabalho é o único no país que contém padrões de referência para solos, que apresenta três valores de referência para concentrações de compostos ou elementos químicos de interesse, considerando-se dois grupos de

substâncias: as naturalmente ausentes (antropogênicas) e as naturalmente presentes.

Os Valores de Referência de Qualidade (R) foram estabelecidos como limites abaixo dos quais consideram-se os solos como limpos e não portadores de problemas de qualidade ambiental. Os Valores de Alerta (A), indicam a alteração das propriedades funcionais e, quando excedidos, indicam a necessidade de execução de investigações detalhadas e monitoramento. Por último, o sistema estabelece os Valores de Intervenção (I), que, quando ultrapassados, indicam a necessidade de tomada de ações interventoras, pois acima deles considera-se que a contaminação alcançou níveis que representam risco à saúde humana. O sistema RAI estabelece Valores de Intervenção (I) para áreas de proteção máxima e/ou agrícolas, residenciais e industriais.

Para a água subterrânea, como R, para substâncias inorgânicas, prevalece a qualidade natural do aquífero (que pode ser variável conforme características de cada aquífero), uma vez que se tratam de substâncias naturalmente presentes em água. Para as substâncias naturalmente ausentes em água, prevalecem os limites de detecção dos métodos analíticos usuais. Assim, ficam propostos somente valores de intervenção (I). Os limites de interesse para este trabalho estão apresentados na tabela 09 para solo e na tabela 10 para água subterrânea.

A Portaria 1469, de dezembro de 2000, emitida pelo Ministério da Saúde em substituição à Portaria 36 de 1990, estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

A portaria define como água potável a água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e não ofereça riscos à saúde. Como solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano, consideram-se todas as modalidades distintas do sistema de abastecimento, incluindo fontes, poços (comunitários) e outras.

Ao responsável por solução alternativa cabe providenciar autorização junto ao órgão público de saúde, com análises de qualidade da água, operar o sistema de acordo com normas técnicas, manter e controlar a qualidade da água, manter

registros da qualidade da água e comunicar às autoridades e o consumidor (população) a detecção de qualquer anomalia identificada como risco à saúde.

A portaria estabelece os padrões das substâncias químicas que representam risco para o consumo. Os padrões de interesse para este trabalho estão apresentados na tabela 10.

3.6 Avaliação de Risco

A metodologia de avaliação de risco envolve duas fases, a avaliação de risco propriamente dita e o gerenciamento deste risco. A avaliação de risco refere-se a uma avaliação técnica da natureza e magnitude do risco, enquanto o gerenciamento do risco é o processo de avaliação e seleção das ações apropriadas para o controle do perigo e atenuação de suas conseqüências (Finotti, 1997 apud Chechile & Carlisle, 1991). Estas duas fases estão intimamente relacionadas, com a avaliação de risco sendo o instrumento técnico a partir do qual decisões políticas serão tomadas pelos órgãos ambientais, para o gerenciamento do risco caracterizado.

A American Society for Testing and Materials – ASTM homologou uma metodologia denominada Risk Based Corrective Action – RBCA, a partir da necessidade, nos Estados Unidos da América (EUA), de um guia para nortear o programa de remediação de solos contaminados por resíduos perigosos. Trata-se de um auxiliar de tomada de decisão aplicado à contaminação de solos e águas subterrâneas, que tem por base a proteção da saúde humana e recursos ambientais. As práticas tradicionais de remediação foram incorporadas à avaliação de risco, com o objetivo de instrumentalizar a priorização de locais contaminados e escolha do grau de remediação, em função do risco que representam aos receptores envolvidos.

A metodologia ASTM - RBCA pode ser descrita por uma série de passos, que cobrem desde a coleta de dados até o monitoramento após a remediação do sítio. As etapas de análise são seqüenciais e têm sua complexidade aumentada, refinamento de cálculos, modelos e dados requeridos, sendo acessadas à medida que seja apontada a necessidade de estudos mais aprofundados do local.

O conceito fundamental de avaliação de risco está baseado em três componentes essenciais: contaminantes perigosos, vetores (rotas) de exposição e receptores, que formam o trinômio de risco.

O desenvolvimento do estudo baseia-se na execução de quatro fases principais, que resultam numa avaliação dos riscos provocados pela exposição ao contaminante que seja cientificamente defensável, descritas abaixo:

3.6.1 Formulação do Problema

É a primeira fase da avaliação de risco e envolve a definição dos três principais componentes do risco à saúde humana: compostos químicos, vetores (rotas) de exposição e receptores. Consiste na coleta e análise dos dados, através do levantamento das informações disponíveis para a caracterização do local em termos de fonte, meio, compostos de interesse e características do receptor, relevantes para a avaliação do risco associado(s) aos composto(s) de interesse.

A definição é baseada em considerações específicas do local, incluindo os cenários de atividades e uso do local. O objetivo da formulação do problema é criar um modelo conceitual que servirá de base para delimitação da avaliação de risco quantitativa somente àqueles contaminantes, vetores e receptores que apresentem o maior potencial de contribuição para um risco mensurável, baseada em levantamentos adequados sobre o meio contaminado, contaminante(s) em questão, tipo(s) e localização do(s) receptor(es) e vetores de exposição.

3.6.2 Avaliação da Toxicidade

A Avaliação da Toxicidade é feita para os compostos químicos analisados. Ela envolve a identificação dos efeitos tóxicos potenciais associados à exposição a estes compostos e a estimativa da dosagem máxima para cada composto que não causa efeitos adversos mensuráveis para os receptores em questão (dose de segurança). A dose resposta é estimada para três formas de assimilação: ingestão, inalação e contato cutâneo e usada posteriormente para se obter matematicamente uma estimativa de risco. Nesta etapa devem-se considerar as incertezas

relacionadas à toxicidade do(s) composto(s).

Da avaliação da dose resposta obtêm-se os coeficientes para a quantificação dos riscos. Para compostos cancerígenos denomina-se fator de potência - FP (slope factor), que representa o risco produzido pela exposição diária ao longo de toda a vida do indivíduo a 1 mg/kg.dia do composto. Para os compostos não cancerígenos (sistêmicos) é a dose de referência - DRf, (reference dose) que é uma estimativa (com uma faixa de incerteza de até uma ordem de grandeza) de exposição diária média para uma população humana, que provavelmente está ausente de um risco apreciável de efeitos deletérios durante a vida.

Em relação aos efeitos não cancerígenos, a Organização Mundial da Saúde – OMS homologou o parâmetro denominado IDT – Ingresso Diário Tolerável (Tolerable Daily Intake), que pode substituir o parâmetro DRf. O IDT significa a dose (ingresso) diária, dada em mg da substância por kg de peso do corpo do indivíduo por dia, até a qual não se espera nenhum efeito adverso à saúde do indivíduo (CETESB,2000).

3.6.3 Avaliação da Exposição

Consiste em estimar a magnitude real ou potencial, rota(s), frequência e duração da exposição, entre o receptor e o composto. Envolve a estimativa da assimilação (ingestão, inalação ou absorção cutânea) diária, pelo receptor, de compostos químicos associados ao local contaminado. A assimilação diária total para um composto químico específico é a somatória das assimilações diárias para cada vetor identificado na formulação do problema como sendo de interesse. A assimilação diária total (ou taxa de exposição observada) através de ingestão, inalação e contato cutâneo é usado posteriormente na caracterização do risco para se obter, matematicamente, uma estimativa de risco.

A avaliação do ingresso de contaminante no organismo utiliza-se de equações que incluem variáveis como concentração; frequência, duração e tempo médio de exposição, peso do corpo e taxas de contato. Esta estimativa é usada para a quantificação do risco para cada rota de exposição.

3.6.3.1 Rotas de Exposição – Ingresso Diário

A seguir estão expostas as rotas de interesse para o trabalho. As rotas de inalação foram descartadas devido à pressão de vapor nula do chumbo.

1. Ingestão de Água

O ingresso diário de contaminante através da ingestão de água é medido pela taxa de ingestão e a concentração do contaminante na água consumida.

$$ID = \beta_i \cdot TI \cdot C_{\text{água}} / PC \quad (\text{equação 05})$$

Onde :

ID = ingresso diário da substância através da ingestão de água [mg/kg-dia]

TI = taxa de ingestão de água contaminada [L/dia]

$C_{\text{água}}$ = concentração do contaminante na água [mg/L]

PC = peso do corpo [kg]

β_i = biodisponibilidade química específica para ingestão [mg/mg]

Deve-se atentar que a taxa de ingestão refere-se somente à água contaminada. Trata-se de uma estimativa conservadora, uma vez que não considera a diluição da água contaminada.

2. Contato Dermal durante o banho

Durante o banho as pessoas absorvem contaminantes dissolvidos através da pele para a corrente sangüínea. A dose em pessoas é medida como a dose absorvida em vez de dose administrada.

$$ID_{\text{abs}} = 10^{-3} \cdot C_{\text{água}} \cdot AS \cdot CP \cdot TE / PC \quad (\text{equação 06})$$

Onde :

ID_{abs} = dose diária absorvida pelo ingresso dermal [mg/kg –dia]

$C_{\text{água}}$ = concentração do contaminante na água [mg/L]

AS = superfície exposta da pele [cm²]

CP = coeficiente específico de permeabilidade da pele [cm/h]

TE = duração do banho [h/dia]

PC = peso do corpo [kg]

10^{-3} = fator de conversão [L/cm³]

3. Ingestão de Solo

Adultos podem ingerir solo contaminado através do contato involuntário das mãos e roupas com a boca. Em crianças esta rota pode ser considerada primária (Paustenbach, 1989 apud API-DSS). O ingresso diário pode ser estimado como segue.

$$ID = 10^{-6} \cdot \beta_s \cdot C_s \cdot TI \cdot FI / PC \quad (\text{equação 07})$$

Onde :

ID = ingresso diário da substância pela ingestão de solo [mg/kg –dia]

C_s = concentração de contaminante em solo [mg/kg]

TI = taxa de ingestão de solo contaminado [mg/dia]

FI = fração do solo ingerido que está contaminada [-]

PC = peso do corpo [kg]

10^{-6} = fator de conversão [kg/mg]

β_s = biodisponibilidade química específica para ingestão [mg/mg]

Cabe ressaltar que a quantia diária de solo ingerida por adultos e crianças é bastante incerta.

4. Contato Dermal com Solo

Solos contaminados podem ser absorvidos através da pele para a corrente sanguínea. A dose absorvida pode ser estimada como segue.

$$ID_{abs} = 10^{-6} \cdot C_s \cdot AS \cdot FA \cdot ABS / PC \quad (\text{equação 08})$$

Onde:

ID_{abs} = dose diária absorvida pelo ingresso dermal [mg/kg –dia]

C_s = concentração de contaminante em solo [mg/kg]

AS = superfície da pele exposta ao solo [cm²/dia]

FA = fator de aderência do solo à pele [mg/cm²]

ABS = fração de contaminante que é absorvida [mg/mg]

PC = peso do corpo [kg]

10^{-6} = fator de conversão [kg/mg]

O fator de absorção de solo através da pele raramente é conhecido para um composto específico. Ryan et al. (1986) apud API-DSS estimam este fator para

compostos inorgânicos entre 0,1 e 1 %.

A seguir é apresentada uma tabela de ingresso de contaminante que mostra dois tipos de dados de entrada para o modelo, um primeiro que assume valores máximos de exposição e um segundo que assume valores médios mais comuns, ressaltando-se que há possibilidade de utilização de dados próprios.

Tabela 01 - Parâmetros Básicos de Referência (Default) Determinados Pelo API-DSS Para Simulações de Riscos, Modificado de API-DSS.

Parâmetro	Unidade	Valor Máximo de Exposição - Default	Valor Aconselhável - Default
Comum a todas as rotas			
Peso do Corpo	[Kg]	70 (Adulto)	70 (Adulto)
		15 (Criança)	15 (Criança)
Expectativa de Vida	[anos]	70	70
Ingestão de Água			
Duração da Exposição	[anos]	30	9
Frequência da Exposição	[dias/ano]	365	350
Razão de Ingestão	[litros/dia]	2	1,4
Biodisponibilidade	[mg/mg]	Especificação Química	Especificação Química
Contato Dermal Durante o Banho			
Duração da Exposição	[anos]	30	9
Frequência da Exposição	[dias/ano]	365	350
Tempo de Exposição	[horas/dia]	0,333	0,12
Área Total da Superfície da Pele	[cm ²]	18150	18150
Coefficiente de Permeabilidade	[cm/hora]	Especificação Química	Especificação Química
Contato Dermal com o Solo			
Duração da Exposição	[anos]	30	9
Frequência da Exposição	[dias/ano]	365	Específico do Local
Área da Superfície da Pele (braços e mãos)	[cm ²]	3120	3120
Fator de Aderência	[mg/cm ²]	1,45	0,6
Coefficiente de Absorção	[mg/mg]	Especificação Química	Especificação Química
Ingestão de Solo			
Duração da Exposição	[anos]	30	9
Frequência de Contato com o Solo	[dias/ano]	365	350
Razão de Ingestão de Solo	[mg/dia]	200 (Criança)	50 (Criança)
		100 (Adulto)	10 (Adulto)
Fração de Solo Contaminado	[mg/mg]	1	Específico do Local
Biodisponibilidade	[mg/mg]	Especificação Química	Especificação Química

3.6.3.2 Estimativa de Ingresso Diário Crônico e para a Vida Toda

O *ingresso diário crônico* é utilizado para avaliação dos efeitos não cancerígenos à exposição, sendo avaliado como segue:

$$IDC = ID \cdot FE \cdot DE / (365TM) \quad (\text{equação 09})$$

Onde :

IDC = dose diária crônica absorvida [mg/kg –dia]

ID = ingresso diário estimado (equações anteriores)[mg/kg-dia]

FE = frequência de exposição [dias/ano]

DE = duração da exposição [anos]

TM = tempo médio [anos]

Em avaliações de efeitos não cancerígenos *TM* é igual a *DE*.

O *ingresso diário médio considerando a vida inteira (IDM)* é utilizado para avaliações de efeitos cancerígenos, estimando-se a média do ingresso diário (pelo período ao qual o indivíduo ficou exposto) ao longo de toda a vida deste indivíduo.

$$IDM = ID \cdot FE \cdot DE / (365TM) \quad (\text{equação 10})$$

Nestas avaliações de efeitos cancerígenos o tempo médio é igual à vida inteira do indivíduo.

3.6.4 A Caracterização do Risco

Envolve a quantificação dos riscos aos receptores potenciais associados à exposição aos compostos químicos de interesse e a descrição destas estimativas de risco, através da integração dos resultados obtidos nas etapas anteriores. A caracterização de risco é realizada para os compostos químicos de interesse e rotas de exposição identificados na formulação do problema como apresentando os maiores potenciais para contribuir em riscos mensuráveis para receptores sensíveis.

3.6.4.1 Estimativa do Risco para Efeitos Cancerígenos

O risco pode ser quantificado como o incremento na probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer ao longo da vida. Este excesso no risco incorre das avaliações de exposição a contaminante(s) pelos padrões e rotas citadas

anteriormente. O risco pode ser quantificado como o produto do ingresso diário ao longo da vida (IDM) pelo fator de potência (FP).

$$\text{Risco} = \text{FP} \cdot \text{IDM} \quad (\text{equação 11})$$

O risco é um resultado probabilístico, assim um risco de 10^{-6} significa o incremento de um caso de câncer a cada um milhão (10^6) de indivíduos como resultado da exposição.

3.6.4.2 Estimativa do Risco para Efeitos Não Cancerígenos

Os riscos para efeitos não cancerígenos são avaliados a partir da premissa de que há um limite de exposição abaixo do qual é incomum um indivíduo sentir os efeitos adversos na saúde. Pode ser caracterizado como a razão entre a dose diária crônica absorvida (IDC – mg/kg.dia) e a dose de referência à exposição crônica específica do composto (DRf – mg/kg.dia).

$$\text{QR} = \text{IDC} / \text{DRf} \quad (\text{equação 12})$$

O quociente de risco (QR) não é um risco probabilístico. Quando o valor é maior que um significa que há risco de efeitos adversos. A exposição a mais de um composto que envolva risco significa a soma destes quocientes para cada composto.

A caracterização do risco é um processo com várias incertezas, que vão se acumulando ao longo das etapas anteriores, cujas escolhas de valores invariavelmente tendem para as mais conservadoras, podendo causar superestimativas de risco no sentido de proteção aos receptores.

3.6.5 Etapas no Processo de Avaliação Segundo a Metodologia ASTM-RBCA

A avaliação inicial do sítio consiste na coleta de dados para implementação desta etapa, através da caracterização da fonte, extensão da migração e potencial de exposição e degradação.

3.6.5.1 1ª Etapa (tier 1)

Os parâmetros comparativos desta etapa são os Risk Based Screening Levels – RBSL, valores alvo baseados no risco, que são calculados com base em parâmetros conservadores e tabelas de referência. Estas tabelas são listas de modelos e equações sugeridas pela United States Environmental Protection Agency - USEPA para seleção dos RBSL.

Em todas as situações partem-se da utilização de hipóteses conservadoras para a formação do cenário, com os pontos de exposição localizados na área da fonte e não utilização de parâmetros específicos do sítio. A localização do ponto de exposição na área da fonte implica na desconsideração de mecanismos de transporte e atenuação de contaminantes ou consideração somente de advecção.

À medida que os dados são coletados e os cenários constituídos, deve-se atribuir uma classificação ao sítio e ação resposta inicial, geralmente no sentido de monitoramento do sítio enquanto avançam as investigações e conseqüente atualização da classificação. A ação resposta só envolve remediação no caso de uma fonte primária com exposição aguda.

3.6.5.2 2ª Etapa (tier 2)

A partir desta etapa o uso de modelos matemáticos, relativamente simples, de transporte de contaminantes passa a ocorrer de modo efetivo, com a substituição das hipótese conservadoras e genéricas por dados específicos do sítio e o receptor fora da área da fonte.

Nesta etapa, adotam-se como parâmetros comparativos os Site Specific Target Levels – SSTL, que são os valores alvo específicos do local. Os mecanismos de transporte e a distância do receptor à fonte são fundamentais para a estimativa dos valores alvo. Assim, consideram-se advecção, dispersão e pode-se ou não considerar adsorção.

Os SSTL devem ser atingidos para que não ocorram riscos aos receptores. Se o risco no ponto de exposição extrapola o risco admitido, devem-se propor ações que reduzam as concentrações de forma a se atingir o risco admitido para o receptor.

3.6.5.3 3ª Etapa (tier3)

Os SSTL (Valores Alvo Específicos do Sítio) também são utilizados como parâmetros comparativos, mas através do uso de modelos mais refinados, incluindo avaliações probabilísticas e sofisticados modelos de atenuação e transporte, considerando-se também decaimento de primeira ordem com perda de massa. Ocorre um incremento grande de dados específicos do sítio e grau de conservadorismo mais baixo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos para a avaliação da contaminação e do risco na área de estudo, podem ser descritos conforme as seguintes etapas:

4.1 Levantamento de dados

4.1.1 Revisão bibliográfica

Na busca por informações referentes aos temas abordados neste trabalho, foram consultadas as bibliotecas do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, da CETESB e endereços eletrônicos de órgãos e institutos nacionais e internacionais de pesquisa e informação através da world wide web. As referências utilizadas estão apresentadas no capítulo de Referências Bibliográficas.

4.1.2 Inspeção visual

Em cada evento de monitoramento na área foram realizadas inspeções visuais do local para elaboração e aprimoramento do modelo conceitual da hidrogeologia e geologia locais. Nestas inspeções foram avaliadas as condições geomorfológicas, situação da drenagem local, verificação de possíveis interferências, identificação do tipo de litologia e dos possíveis condicionantes hidrogeológicos. Concomitantemente, entrevistaram-se funcionários da Empresa na busca por informações relevantes ao desenvolvimento do trabalho e caracterização do histórico da contaminação.

4.2 Trabalhos de campo

4.2.1 Sondagens

Foram realizadas 21 sondagens através de cavadeira manual e trado mecanizado, de diâmetro externo de 10,16 cm, com amostragem para análise táctil-visual, permitindo uma caracterização geológico-geotécnica da área. Destas, as duas primeiras foram realizadas no intuito de atingir o aquífero livre para amostragem de água e execução de análises físico-químicas, com posterior fechamento dos furos. As outras dezenove sondagens foram utilizadas para a instalação dos poços de monitoramento.

4.2.2 Amostragem de Solo

Efetuaram-se 26 amostragens de solo, com 21 amostras coletadas em junho de 1998 e 05 amostras em fevereiro de 2001. Utilizou-se trado manual de 10,16 cm de diâmetro, em profundidades em torno de 1 m na primeira campanha e 0,5 m na segunda. Em agosto de 1998 foram coletadas cinco amostras de solo contaminado e removido de área da Empresa, disposto em caçambas. Todas as amostras foram acondicionadas em frascos esterilizados e enviadas aos laboratórios para a realização das análises de solo. As amostras de solo foram enviadas para os laboratórios de análises Puriquima Ltda. e Ecolabor Ltda.. A localização dos pontos de amostragem pode ser vista na Figura 03.

4.2.3 Instalação de Poços de Monitoramento

Instalou-se um total de dezenove poços de monitoramento (PM) do aquífero livre na área de estudo, condicionados à existência de interferências de superfície e subsolo, que por vezes impuseram uma localização para os poços diferente da ideal, baseada em modelo hidrogeológico conceitual de fluxo.

Estes trabalhos foram desenvolvidos em quatro etapas, compreendidas entre junho de 1998 e fevereiro de 2001, a saber: PMs 01 a 06 na primeira etapa (junho de 1998); PMs 07 a 09 na segunda etapa (fevereiro de 1999); PMs 10 a 12 na terceira etapa (abril de 1999) e PMs 13 a 19 na quarta etapa (fevereiro de 2001).

Os poços foram revestidos com tubos geomecânicos, inertes, de diâmetro interno de 5,08 cm e filtro de mesmo material e dimensões, com ranhuras de 0,50 mm, apropriada à granulometria local, para impedir a passagem de material fino particulado. Os espaços anelares entre os tubos e a parede do furo foram preenchidos com pré-filtro de granulometria adequada e tiveram em sua parte logo acima, solo argiloso repostado compactado, selo em bentonita pelotizada e novamente solo repostado compactado, com outro selo sanitário feito por cimento, em sua parte superior. A proteção de boca de poço foi feita por tampa de alumínio rosqueável com cadeado e posterior colocação de uma câmara de ferro, situada próxima do nível do pavimento. Os perfis descritivos das sondagens e dos poços de monitoramento encontram-se no Anexo 01 e suas localizações na figura 03.

4.2.4 Planialtimetria

Todos os poços de monitoramento foram locados em planta através do levantamento das cotas de boca com a utilização de equipamento tipo Estação Total da marca Nikon modelo DTM 410. Outros pontos de referência da área também foram levantados, não se realizando levantamento planialtimétrico da área.

4.2.5 Amostragem de Água Subterrânea

Para a amostragem da água dos poços de monitoramento utilizou-se técnica similar à aconselhada pela USEPA (ASTM – D 5903/96) e aquela recomendada pelo laboratório responsável, conforme guia de coletas CETESB (1988). No total, foram realizadas nove campanhas de amostragem, cujas amostras de água foram enviadas para os laboratórios de análises Puriquima Ltda. e Ecolabor Ltda.

Como procedimento padrão, anterior às coletas realizadas em todos os eventos, realizava-se o esgotamento manual dos poços ou retirada de água em

volume igual a três vezes o volume da coluna d'água nos poços. Os níveis d'água eram medidos antes do esgotamento dos poços e antes da realização das amostragens, que eram efetuadas 24 horas após o esgotamento. As medidas de nível d'água foram realizadas com medidores elétricos.

As coletas de água foram realizadas com amostradores manuais descartáveis. Consistem em cilindros de plástico que possuem uma válvula de retenção em sua extremidade inferior, que permite a entrada de água no tubo quando da descida do mesmo e retenção quando da sua retirada do poço. São suspensos por cordas de nylon, também descartáveis.

As amostras eram acondicionadas em frascos descartáveis de vidro ou polietileno e mantidas refrigeradas desde a coleta até a análise química, com encaminhamento ao laboratório em prazo nunca superior a 24 horas.

Para a preservação das amostras para análise dos metais, utilizou-se HNO_3 , no intuito de rebaixar o pH (< 3) e evitar a precipitação de hidróxido férrico seguida pela adsorção dos metais, mantendo-se a estabilidade das amostras.

Durante as campanhas de amostragem foram obtidos alguns resultados, de parâmetros físicos da água, como temperatura, pH, condutividade elétrica e Eh. Estas medidas foram efetuadas no momento de coleta de cada amostra para cada poço, em amostra sem preservação, distinta daquela destinada para o laboratório. Entre uma medida e outra, o equipamento era limpo com água deionizada, para evitar qualquer interferência entre os resultados. Para a medição destes parâmetros foram utilizados os equipamentos da marca Digimed Ltda., modelo DM2.

4.2.6 Slug tests

Os Slug Tests (Hvorslev, 1951) são utilizados em hidrogeologia para a determinação da condutividade hidráulica de um meio poroso, no qual o(s) intervalo(s) testado(s) corresponde(m) àquele(s) localizado(s) junto ao(s) filtro(s). O ensaio consiste em introduzir ou retirar um volume sólido conhecido dentro do poço, de modo que o nível d'água (NA) dentro do poço seja elevado ou rebaixado instantaneamente, num volume deslocado conhecido equivalente à adição ou retirada instantânea de água do aquífero. Ao monitorar-se o NA obtém-se uma curva

de rebaixamento ou recuperação do mesmo em função do tempo. Desta curva são extraídos parâmetros que, junto com características geométricas do poço, fornecem a condutividade hidráulica do intervalo. Foram realizados quatro ensaios nos poços instalados, cujos resultados encontram-se no Anexo 02.

4.3 Trabalhos de laboratório

4.3.1 Análises de Solo

Analisaram-se as concentrações de cloreto nas primeiras 21 amostras de solo da área e nas cinco amostras de solo removido para caçambas. Na última coleta de solo, com cinco amostras, analisaram-se os metais pesados Cu, Pb, e Zn, segundo as normas American Water Works Association (AWWA) – American Public Health Association (APHA) – Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - 20ª edição.

4.3.2 Análises de Água

Analisaram-se as concentrações de cloreto nos cinco primeiros eventos de monitoramento e para os metais Cu, Pb, e Zn nos quatro últimos eventos, conforme as normas American Water Works Association (AWWA) – American Public Health Association (APHA) – Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - 20ª edição.

4.4 Interpretação dos Resultados

Os níveis d'água (NA) nos poços de monitoramento foram medidos e os valores obtidos cruzados com os dados de cota de boca e plotados em mapa, para a obtenção da potenciometria do local. Posteriormente traçaram-se as isolinhas dos níveis d'água, gerando o mapa potenciométrico. Os mesmos dados foram utilizados

na determinação dos gradientes hidráulicos.

Para interpretação dos resultados das análises químicas de solo, as concentrações obtidas foram comparadas com Valores de Referência estabelecidos pela CETESB através do documento "Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – Tabela Final Revisada (Relatório Final, 2001 no prelo)", que propõe o denominado "Sistema RAI".

Os resultados das análises químicas das amostras de água subterrânea foram comparados com os valores estabelecidos através da Portaria 1469 do Ministério da Saúde, de Dezembro de 2000, que substitui a Portaria 36. Comparativamente, estão apresentados os limites propostos pelo Sistema RAI da CETESB.

Estes resultados estão plotados em diagramas de Eh-pH, para cloreto e para os metais (cobre, chumbo e zinco), onde estão apresentados com as medidas de campo para os poços amostrados e referentes a cada evento de monitoramento, cujos resultados indicam seus respectivos campos de estabilidade em água subterrânea.

4.5 Avaliação de Risco

O procedimento utilizado na avaliação de risco seguiu a metodologia proposta pelo programa de suporte desenvolvido pelo American Petroleum Institute (API), denominado "American Petroleum Institute Exposure and Risk Decision Support System – API-DSS", baseado na metodologia RBCA (Risk Based Corrective Action).

A avaliação de risco do local realizou-se em segunda etapa (Tier 2), em função dos dados disponíveis e limitações do modelo adotado, considerando-se o metal chumbo como contaminante de interesse. As vias de exposição consideradas foram o contato dermal e ingestão de água subterrânea e solo contaminados. Para as simulações de transporte utilizou-se o modelo AT123D – Analytical Transport – One, Two, Three Dimensions.

O API-DSS consiste em quatro fases principais integradas, que resultam numa avaliação dos riscos provocados pela exposição ao contaminante que seja

cientificamente defensável. São elas: Desenvolvimento do cenário de risco, comportamento (destino e transporte) do contaminante, ingresso de contaminante e estimativa do risco.

4.5.1 Desenvolvimento do cenário de risco

Nesta fase, para a elaboração do modelo conceitual do cenário de risco, três tipos de dados são definidos: contaminante de interesse, rotas de exposição e estimativa de concentração no receptor.

4.5.1.1 Contaminante de interesse

O programa contém uma lista de compostos, devendo-se seleccionar o contaminante de interesse (ou contaminantes até um máximo de cinco), permitindo também a inclusão de outros contaminantes não pertencentes à lista pré-estabelecida.

O processo de seleção de contaminante de interesse pode ser brevemente delineado a partir das seguintes características observadas sobre compostos analisados:

- positivamente detectado em pelo menos uma amostra;*
- detectado em níveis significativamente elevados, acima de valores de concentrações naturalmente presentes;*
- associação histórica com o local ou transformação química de produtos comprovadamente presentes.*

4.5.1.2 Rotas de exposição

A partir da avaliação do cenário de risco, seis rotas podem ser avaliadas, a saber: ingestão de água; contato dermal durante o banho; inalação durante o banho; ingestão de solo; contato dermal com solo e inalação de gases do solo.

A(s) rota(s) deve(m) ser seleccionada(s) de acordo com o tipo e localização do receptor, considerando todas as rotas às quais o receptor possa estar exposto. As rotas de interesse para o trabalho estão detalhadas no item 3.6.3.1.

4.5.1.3 Método de estimativa de concentração no receptor

Os dados necessários para a estimativa do risco em um local dependem do modelo conceitual desenvolvido. Assim, os dados dependem do tipo e localização do receptor, do meio contaminado, do método de estimativa de concentração no receptor e as rotas de exposição selecionadas.

De acordo com a(s) rota(s) selecionada(s) deve-se adotar um modelo que contemple a avaliação para o(s) meio(s) especificamente, que pode ser um modelo de transporte ou concentração específica para o ponto considerado, que serão detalhados no próximo item.

4.5.2 Destino e Transporte do Contaminante

O APIDSS permite ao usuário especificar diretamente as concentrações de contaminante no receptor para o cálculo do risco ou a simulação de transporte para a estimativa destas concentrações. Neste trabalho foram consideradas concentrações em água subterrânea e em solo para as avaliações de risco, conforme as rotas de interesse.

Em solo foram utilizadas concentrações específicas, ou seja, resultados obtidos em análises químicas de amostras do local. Para água subterrânea, utilizou-se o modelo de transporte AT123D para simulação das concentrações nos pontos receptores, a partir de informações específicas da área como fonte de contaminação, zona saturada e distância do receptor.

O AT123D é um modelo analítico geral, transiente, utilizado para estimar o transporte uni, bi ou tridimensional de rejeitos diversos (aquosos, dissolvidos, etc) em um sistema poroso na zona saturada. Foi desenvolvido por Yeh em 1981, que tem sido amplamente usado como primeira aplicação em várias situações relacionadas à avaliação de risco de locais com compostos perigosos.

Este modelo soluciona a equação diferencial de balanço de massa (advecção – dispersão) que descreve o comportamento de um contaminante na zona saturada. O fluxo de água subterrânea é assumido como constante e unidimensional na direção decrescente do gradiente hidráulico. O processo de simulação deste modelo

pode incluir: Dispersão tridimensional (longitudinal, lateral e vertical); Advecção uniforme unidimensional; Adsorção linear; Decaimento de primeira ordem (por biodegradação ou outro processo químico de transformação).

Todos os parâmetros intrínsecos do aquífero são considerados (densidade aparente, permeabilidade intrínseca, condutividade hidráulica, porosidade, etc) e o aquífero assumido como homogêneo e isotrópico, podendo ser considerado como infinito ou finito lateral e verticalmente.

A fonte pode ser assumida para injeções de massa instantânea, constante ou pulsante, com capacidade para simular a geometria da fonte tridimensionalmente, através dos eixos de coordenadas x , y e z , definindo condições de contorno iniciais, caracterizando a forma da fonte como um ponto, linha, área (plana) ou volume.

O AT123D pode ser utilizado para estimar concentrações em função do tempo em qualquer local especificado por diferentes valores de x , y e z e coordenadas de tempo.

4.5.2.1 AT123D – Sistema de Coordenadas e Configuração da Fonte

O modelo utiliza um sistema de coordenadas cartesianas para descrever a fonte e a localização dos pontos de monitoramento. O eixo x ou longitudinal é a direção da velocidade de fluxo unidimensional no aquífero. O eixo z é a direção vertical medida positivamente para baixo e com valor zero no nível d'água. A outra direção horizontal ou transversal é representada pelo eixo y . Assim, o modelo AT123D permite oito diferentes configurações de fonte, a saber: pontual; linear paralela ao eixo x ; ; linear paralela ao eixo y ; ; linear paralela ao eixo z ; em área perpendicular ao eixo x ; em área perpendicular ao eixo y ; em área perpendicular ao eixo z e volumétrica.

No API-DSS, um dos pontos de coordenada da fonte é sempre a origem do sistema de coordenadas e o usuário é solicitado a entrar com as dimensões da fonte nos eixos x , y e z . Assim, para uma fonte pontual o valor de entrada deve ser zero para as três dimensões. Para uma fonte linear na direção x , somente a dimensão x não será zero, com as dimensões y e z sendo zero. Para uma fonte plana, perpendicular ao eixo x , o valor de entrada para o eixo x deve ser zero e as dimensões da fonte para os eixos y e z . Para uma fonte volumétrica, os três valores

de entrada devem ser diferentes de zero.

Após a configuração da fonte é necessário definir a massa de contaminante da fonte. O modelo permite três diferentes opções de liberação de massa para o aquífero: instantânea, contínua e de duração finita, onde o usuário pode especificar qualquer um destes três tipos e qualquer uma das oito formas.

Para a opção de fonte instantânea, o usuário especifica a massa e volume da fonte. A massa de contaminante é assumida para ser instantaneamente liberada iniciando-se a simulação (tempo = zero). Esta opção pode ser aplicada quando uma massa conhecida de contaminante está presente na zona saturada e não há expectativa de ocorrer mais liberação a partir da zona insaturada (por exemplo, após remediação desta zona insaturada). Para vazamentos em tanques ou outra descarga conhecida na zona saturada, o usuário pode ter uma estimativa da taxa de liberação de massa para a zona saturada. Neste caso, as segunda ou terceira opções de fonte podem ser usadas para especificar uma massa conhecida, que pode ser constante durante todo o tempo de simulação ou por período de tempo (pulso) menor do que o tempo de simulação, cuja taxa é zero fora do período do pulso.

4.5.2.2 AT123D – Características Básicas do Modelo e sua Aplicabilidade

O modelo baseia-se nas seguintes hipóteses simplificadas:

- O modelo assume que um dos pontos da fonte é sempre a origem, assim, somente as dimensões da fonte em cada direção são necessários como dados de entrada;
- O modelo estima as concentrações médias para um receptor, com localização ao longo dos eixos x e y e média de dez intervalos para o eixo z;
- Consideram-se somente tempos anuais nas saídas de dados, com limite máximo de 100 anos;
- A zona saturada é assumida como homogênea, isotrópica e de geometria uniforme, ou seja, com espessura e largura uniformes;
- A superfície potenciométrica é assumida como estável sem flutuações;
- A direção de fluxo é uniforme, unidimensional e constante (steady state);
- O decaimento do contaminante é considerado de primeira ordem e a

adsorção é considerada linear;

➤ *Concentrações nas fases líquida e sólida do aquífero são sempre assumidas em equilíbrio;*

➤ *O modelo simula somente o transporte de fase dissolvida, não sendo aplicável para simular transporte de produto livre.*

4.5.2.3 AT123D – Estimativa de concentração média em poço receptor

Os poços possuem filtros em dimensões geralmente limitadas a um trecho da zona saturada. Assim, a concentração de um contaminante amostrada ou mesmo bombeada de um poço é na realidade uma concentração média da água ao redor do filtro do poço, vertical e horizontalmente, não representando precisamente a concentração no aquífero. O modelo não soluciona esta dificuldade, entretanto emprega um método de aproximação para estimar concentrações médias, dividindo em dez intervalos iguais ao longo do filtro, para cálculo de uma média aritmética da concentração no poço. Este método assegura pesos iguais a todos os intervalos entre o topo e a base do filtro, porém, não considera água extraída de trechos abaixo ou acima do filtro.

As tabelas com dados de entrada do modelo estão apresentadas no capítulo de modelagem de transporte.

4.5.3 Ingresso de Contaminante

Esta etapa estima o ingresso de contaminante no organismo do receptor para cada rota de exposição selecionada. A concentração no receptor pode ser obtida através da simulação de transporte para sua estimativa ou especificar diretamente a concentração do contaminante no receptor.

Este ingresso é estimado a partir da entrada de dados de exposição, parâmetros químicos e de toxicidade adotados. Consideraram-se sempre dois grupos de dados para estimativa do ingresso, um mais conservador e um mais usual. A partir das equações mostradas no item 3.6.3.1, o programa calcula os ingressos de contaminante para as respectivas rotas.

4.5.4 Estimativa do Risco

O cálculo do risco é o passo final no trabalho de avaliação de risco, onde informações da toxicidade dos compostos é combinada com as estimativas de ingresso diário do contaminante para o cálculo do risco ao(s) receptor(es).

De fato, após a entrada de dados para estimativa de ingresso de contaminante, o programa executa o cálculo do risco através das equações mostradas no item 3.6.4 ao mesmo tempo em que calcula o ingresso e apresenta os resultados numa mesma saída de resultados.

5.2 Histórico

Em 02 de janeiro de 1998 a Empresa observou gotejamento de ácido clorídrico através de uma flange na saída de um tanque de armazenamento com capacidade para 50.000 L, que no momento encontrava-se cheio. A equipe de manutenção providenciou a transferência do ácido para outros tanques, restando 10.000 L de ácido no referido tanque, conseguindo também estancar o gotejamento, conforme relatado à CETESB.

Entretanto, na manhã seguinte, observou-se que estava escorrendo ácido em área de jardim interno à empresa e atingindo vias públicas, inclusive trecho lateral da Rodovia Raposo Tavares e o rio Cotia. Neste momento, providenciou-se o esgotamento de um tanque da decapagem para a estação de tratamento de efluentes enquanto eram providenciados caminhões para o armazenamento do ácido e colocação de cal sobre as áreas afetadas. O ácido foi acondicionado em caminhão tanque apropriado, totalizando 8.000 L e notou-se que a flange havia rachado em toda sua extensão.

Foram colocados cerca de 950 kg de cal na área atingida e posteriormente removido através de raspagem do solo de áreas interna e externa, com o material armazenado em caçamba estocada internamente, num total aproximado de 2.500 kg. Embora medidas emergenciais tenham sido tomadas imediatamente, parte do produto derramado infiltrou no solo, gerando uma contaminação das águas subterrâneas no local.

Além disso, como agravante, há um histórico de transbordamento por antigo sistema de tratamento de efluentes domésticos e industriais (Fonte A), como potencial fonte de contaminação de solo e água subterrânea, que veio a assumir importância maior no decorrer do estudo do que o vazamento de ácido.

A partir deste evento, a CETESB vem solicitando mais detalhes do local, como o mapeamento da pluma de contaminação e seu avanço e medidas para a recuperação da área atingida. Para o atendimento destas solicitações da CETESB foram realizados os três primeiros eventos de instalação de poços de monitoramento (PMs 01 a 12), sendo o quarto e último evento basicamente para substituir poços danificados.

Alguns resultados de análises solicitados pela CETESB indicaram presença de alguns metais, não analisados anteriormente, que deve ter ocorrido pelo fato do decréscimo do pH devido ao vazamento ter solubilizado e mobilizado metais anteriormente presentes no solo. Ao final de 1999 foram solicitadas análises químicas para os metais chumbo, cobre e zinco, que poderiam ocorrer em subsolo devido aos efluentes industriais da empresa. Assim, os monitoramentos e avaliações realizados em 2000 e 2001 passaram a contemplar os metais citados, bem como avaliação de risco em função da contaminação verificada.

Os resultados obtidos ao longo dos estudos indicaram uma segunda área fonte de contaminação (Fonte B), com concentrações mais altas do que a primeira, a partir de uma fábrica de produtos vulcanizados, vizinha a jusante e desativada há cinco anos. Assim, tornou-se fundamental para o estudo a inclusão desta área para a interpretação dos resultados e simulações de transporte.

5.3 Caracterização geológico-geotécnica

A bacia hidrográfica do Rio Cotia está alojada sobre rochas do embasamento cristalino, Complexo Pilar, de idade proterozóica, onde se diferenciam gnaisses e xistos, ocorrendo ainda pequenas manchas de rochas sedimentares terciárias da Formação São Paulo e sedimentos aluvionares quaternários (SABESP, 1997).

Os gnaisses, que ocorrem na área de estudo, têm geralmente matriz fina a média, cinza e escura, foliada de composição granodiorítica a tonalítica, com hornblenda, biotita e megacristais de feldspatos alcalinos. A foliação tem direção nordeste e apresenta dobramentos localizados (SABESP, 1997).

A alteração destas rochas geralmente resulta na formação de solos argilosos e micáceos, sendo que o teor de areia e silte varia em consequência do teor de quartzo e feldspato das rochas. Assim, predominam termos argilosos e siltosos nas porções mais micáceas, termos argilo-arenosos e areno-argilosos nas porções quartzo-feldspáticas. A espessura dos solos é variável e controlada pela topografia podendo apresentar espessuras de alguns metros nos topos e ser menor que 0,5 m nas encostas com declividades mais acentuadas (SABESP, 1997).

Para a caracterização da geologia local, foram analisados afloramentos presentes nas imediações da área de estudos, mas principalmente baseado em observações tátil-visuais de amostras retiradas durante a realização das sondagens, observando-se o total predomínio dos solos de alteração de rocha (ou solos residuais) provenientes da alteração de rochas gnáissicas do embasamento cristalino.

Os solos encontrados na área alternam-se predominantemente entre siltes argilo-arenosos, com variações granulométricas locais devido à maior ou menor presença das frações arenosas, micáceos, eventualmente com fragmentos milimétricos de rocha e argilas silto-arenosas, micáceas com intercalações decimétricas a métricas de níveis areno-argilosos. Os perfis descritivos das sondagens para instalação dos poços de monitoramento estão no Anexo 01.

O solo superficial que ocorre na área, caracterizado nas descrições como aterro, é constituído por material argilo-arenoso, com pedregulhos pequenos, poroso, marrom.

5.4 Caracterização hidrogeológica local

Para a caracterização da hidrogeologia da área, além do levantamento de dados em campo, foram instalados dezenove poços de monitoramento (PM), cuja distribuição em planta está apresentada na figura 03. Estes poços foram utilizados com a finalidade de se obter dados de potenciomетria, gradiente hidráulico, condutividade hidráulica e fluxo subterrâneo no aquífero livre, bem como distribuição da contaminação em água subterrânea, de acordo com o modelo hidrogeológico conceitual elaborado durante levantamentos de campo.

Os trabalhos de monitoramento do aquífero livre tiveram início em junho de 1998, a partir da instalação dos PMs 01 a 06, estendendo-se ao longo de oito eventos de monitoramento e quatro eventos com instalação de poços, sendo o último em fevereiro de 2001, com a instalação dos PMs 13 a 19.

A partir das medidas dos níveis d'água estabilizados e das cotas planialtimétricas dos respectivos poços, obtidas nos levantamentos topográficos da

área, foram confeccionados os mapas potenciométricos da área relativos aos eventos de monitoramento. Em função da não obtenção de dados nos poços secos e/ou danificados em alguns eventos, optou-se pela elaboração de mapas potenciométricos somente para os eventos com suficiência de dados, uma vez que há eventos com apenas três níveis d'água estabilizados, insuficientes para a geração de mapa potenciométrico representativo. Assim, elaboraram-se mapas referentes aos eventos de fevereiro de 1999 e fevereiro de 2001 (Figuras 04 e 05).

A interpretação da potencimetria na área constata um padrão para as linhas de fluxo subterrâneo predominantemente condicionado pela topografia local, orientado a partir das cotas altas (norte-noroeste) para as cotas baixas (sudeste-leste), com direção inicial noroeste-sudeste sentido sudeste, rumo a um vale local a pouca distância e paralelo à Rodovia Raposo Tavares, quando ocorre inflexão do fluxo assumindo direção aproximada WSW-ENE, rumo ao rio Cotia.

A superfície potenciométrica do aquífero freático (NA) na área de estudo está situada entre as cotas arbitrárias mínima e máxima 80,91 m (PM-08 em fevereiro de 2001) e 92,15 m (PM-02 em junho de 1998), entretanto, a máxima diferença entre níveis para um mesmo evento é de 10,63 m (junho de 1998). A zona não saturada possui espessura variando entre 1,70 m e 8,50 m, conforme último monitoramento.

A execução de terraplenagem através de obras de corte e aterro para implantação da empresa e arruamento do bairro, geraram modificações geomorfológicas locais e de uso e ocupação da área, que interferem na potencimetria de modo local e distinto, através da geração de duas estruturas importantes.

Estas estruturas são as áreas aterradas para a construção dos logradouros adjacentes à empresa, sendo o talude situado a leste da empresa e as vias pavimentadas adjacentes à Empresa (rua Torre Eiffel) a primeira estrutura. A via de acesso à rodovia a partir da Estrada Fernando Nobre e Rodovia Raposo Tavares é a segunda. Impermeabilizações de superfície normalmente originam um rebaixamento do nível freático, causando um decréscimo na taxa de recarga natural, porém em locais próximos às bordas de áreas impermeabilizadas, pode haver uma elevação local do NA.

Legenda

	Poço de Monitoramento
	Linhas equipotenciais
01	01 - Número de Poço
02	02 - Nível d'água estabilizado
03	03 - Cota topográfica
04	04 - Potenciometria

OBRA	DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.
LOCAL	RODOVIA RAPOSO TAVARES, KM 29 - COTIA - SP
TÍTULO	FIGURA 04 - MAPA POTENCIOMÉTRICO
DATA	FEVEREIRO DE 1999

EMPRESA

Escala Gráfica
0 10,0 20,0m

Legenda

- Poço de Monitoramento
 - Poço seco ou destruído
 - Linhas equipotenciais
01	02	03	04
01 - Número de Poço	02 - Nível d'água estabilizado	03 - Cota topográfica	04 - Potenciometria

OBRA: DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.
LOCAL: RODOVIA RAPOSO TAVARES, KM 29 - COTIA - SP
TÍTULO: FIGURA 05 - MAPA POTENCIOMÉTRICO
DATA: FEVEREIRO DE 2001

Considerações com relação ao regime de fluxo da água subterrânea indicaram que a presença destas estruturas condicionam o fluxo da água subterrânea ao longo do trecho inicial da rua Torre Eiffel e principalmente ao longo da via de acesso à rodovia, como pode ser observado nos mapas potenciométricos (Figuras 04 e 05).

A estimativa do gradiente hidráulico mais significativo para a área, efetuada a partir dos mapas potenciométricos elaborados, considerou o gradiente que condiciona o movimento das plumas, ou seja, o gradiente no trecho inicial da rua Torre Eiffel e ao longo da via paralela à rodovia Raposo Tavares, caminho preferencial do fluxo no local, em função das razões expostas acima. Assim, o gradiente para cálculo de velocidade de fluxo subterrâneo calculado é de 4,6 % entre o PM-18 e o PM-07 e de 4 % entre o PM-07 e o rio Cotia, considerados em todas as simulações de transporte, desconsiderando gradientes pontuais ou de menor escala.

No último evento de monitoramento e instalação de poços, em fevereiro de 2001, dos 12 (doze) poços de monitoramento pré-existent no local, quatro poços apresentavam presença de água (PMs 06, 07, 08 e 11), cinco ausência de água (PMs 01, 02, 03, 10 e 12) e três haviam sido destruídos (PMs 04, 05 e 09). Estes poços danificados e secos condicionaram a instalação de seis dos novos poços instalados nesta fase (PMs 13 a 18).

A Empresa possui um poço instalado no aquífero livre, 20 m a montante (oeste) do PM-02, a partir do qual retira água para utilização em processos produtivos na área industrial. Não há informações disponíveis de frequência de uso, regime de bombeamento, nem sequer dados construtivos do poço.

Este poço é a razão assumida para que os PMs 01, 02 e 12 estejam secos. Os dados de nível d'água estabilizado e potencimetria permitem observar a influência deste poço nos PMs 01 e 02, principalmente no PM-02. Cabe ressaltar que a medida de NA de junho de 1998 para o PM-01 parece inconsistente.

Os dados de nível d'água estabilizados e a potencimetria dos poços de monitoramento estão apresentados nas tabelas abaixo.

Tabela 02 - Medidas de níveis d'água obtidos durante os eventos de monitoramento, entre junho de 1998 e fevereiro de 2001.

Poço	Cota (m)	Nível D'água Estabilizado (m)						
		Data de Evento de Monitoramento						
		Jun / 98	Fev / 99	Mai / 99	Jan / 2000	Abril / 2000	Jun / 2000	Fev / 2001
PM - 01	94,97	9,70	4,73	-	7,12	**	**	**
PM - 02	99,10	6,95	8,61	-	9,82	**	**	**
PM - 03	95,87	7,63	6,00	-	**	**	**	**
PM - 04	90,21	3,50	1,34	-	*	*	*	*
PM - 05	87,56	3,30	1,30	-	*	*	*	*
PM - 06	85,12	3,60	2,85	-	3,73	3,66	3,72	3,72
PM - 07	85,80	***	2,06	-	3,80	3,22	3,63	3,00
PM - 08	84,52	***	2,27	-	3,13	4,15	**	3,61
PM - 09	91,96	***	3,00	-	*	*	*	*
PM - 10	97,42	***	***	8,58	**	**	**	**
PM - 11	92,96	***	***	4,27	4,84	4,98	5,42	4,92
PM - 12	100,84	***	***	11,43	**	**	**	**
PM - 13	87,12	***	***	***	***	***	***	2,15
PM - 14	89,63	***	***	***	***	***	***	2,61
PM - 15	96,71	***	***	***	***	***	***	8,48
PM - 16	92,02	***	***	***	***	***	***	4,34
PM - 17	95,82	***	***	***	***	***	***	7,30
PM - 18	93,82	***	***	***	***	***	***	5,51
PM - 19	84,89	***	***	***	***	***	***	1,70

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

Tabela 03 - Potenciometria obtida durante os eventos de monitoramento, entre junho de 1998 e fevereiro de 2001.

Poço	Cota (m)	Potenciometria						
		Data de Evento de Monitoramento						
		Jun / 98	Fev / 99	Mai / 99	Jan / 2000	Abril / 2000	Jun / 2000	Fev / 2001
PM - 01	94,97	85,27	90,24	-	87,85	**	**	**
PM - 02	99,10	92,15	90,49	-	89,28	**	**	**
PM - 03	95,87	88,24	89,87	-	**	**	**	**
PM - 04	90,21	86,71	88,87	-	*	*	*	*
PM - 05	87,56	84,26	86,26	-	*	*	*	*
PM - 06	85,12	81,52	82,27	-	81,39	81,46	81,40	81,40
PM - 07	85,80	***	83,74	-	82,00	82,58	82,17	82,80
PM - 08	84,52	***	82,25	-	81,39	80,37	**	80,91
PM - 09	91,96	***	88,96	-	*	*	*	*
PM - 10	97,42	***	***	88,84	**	**	**	**
PM - 11	92,96	***	***	88,69	88,12	87,98	87,54	88,04
PM - 12	100,84	***	***	89,41	**	**	**	**
PM - 13	87,12	***	***	***	***	***	***	84,97
PM - 14	89,63	***	***	***	***	***	***	87,02
PM - 15	96,71	***	***	***	***	***	***	88,23
PM - 16	92,02	***	***	***	***	***	***	87,62
PM - 17	95,82	***	***	***	***	***	***	88,52
PM - 18	93,82	***	***	***	***	***	***	88,31
PM - 19	84,89	***	***	***	***	***	***	83,19

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

5.4.1 Condutividade hidráulica

Para a determinação da condutividade hidráulica (K) em campo, adotou-se o ensaio denominado Slug Test (Hvorslev, 1951), conforme procedimento descrito no item 4.2.6. Os ensaios foram realizados em fevereiro de 1999 no PM-06 e em fevereiro de 2001 nos PMs 13, 14 e 18, na tentativa de se obter as condutividades hidráulicas ao longo do todo o trecho estudado. A partir da aplicação da equação 10 a seguir, obtêm-se os valores de condutividade hidráulica (K):

$$K = \frac{r^2 \ln(L/R)}{2LT_0} \quad (\text{equação 13})$$

Onde :

K é a Condutividade Hidráulica [cm/s]

r é o raio do revestimento [cm]

R é o raio do filtro [cm]

L é o comprimento do filtro [cm]

T₀ é o tempo que a água leva para atingir 37% da variação inicial [s]

A tabela 04 mostra o evento, o poço e a condutividade hidráulica obtida através dos ensaios, cujos resultados completos estão apresentados no Anexo 02.

Tabela 04 - Valores de Condutividade Hidráulica obtidos a partir dos Slug Tests.

Poço de Monitoramento	Condutividade Hidráulica (cm/s)	Data
PM-06	1,30E-06	Fevereiro / 1999
PM-13	3,12E-05	Fevereiro / 2001
PM-14	1,01E-05	Fevereiro / 2001
PM-18	5,30E-05	Fevereiro / 2001

5.4.2 Velocidade de fluxo da água subterrânea

A partir destes resultados para condutividade hidráulica obtidos na área, da adoção de premissas (meio homogêneo, isotrópico e fluido incompressível) e da utilização da Lei de Darcy para fluxo unidimensional, com porosidade efetiva para fluxo assumida como 18 % (valor médio estimado a partir de Fetter, 1988 para litologias iguais à encontrada no local), a velocidade linear média para a água subterrânea no local foi calculada como variando entre 0,1 e 4,3 m/ano.

A velocidade média da água subterrânea (v) foi obtida a partir da equação 01:

$$v_x = \frac{K i}{\eta_e} \quad (\text{equação 01})$$

Onde:

v_x - velocidade linear média [cm/s];

K – condutividade hidráulica [cm/s], obtido através de slug test;

i – gradiente hidráulico [-], obtido através dos mapas potenciométricos;

η_e – porosidade efetiva [-], obtida através de Fetter, 1988.

A Tabela 05 apresenta um sumário dos valores obtidos para os parâmetros hidrogeológicos do local.

Tabela 05 - Sumário dos parâmetros hidrogeológicos.

Parâmetros Hidrogeológicos	PM - 06	PM - 13	PM - 14	PM - 18
Gradiente Hidráulico (%)	0,04	0,04	0,046	0,046
Condutividade Hidráulica (cm/s)	1,30E-06	3,12E-05	1,01E-05	5,32E-05
Porosidade Efetiva para Fluxo (%)	18	18	18	18
Velocidade Linear Média (m/ano)	0,1	2,2	0,8	4,3

É importante ressaltar que a determinação dos parâmetros do aquífero fornece uma estimativa aproximada da migração dos potenciais contaminantes, uma vez que os cálculos baseados na Lei de Darcy consideram somente a advecção, não considerando a dispersão e o retardamento dos contaminantes mas, permitem uma projeção futura da extensão da pluma de contaminação através da utilização dos valores da velocidade de transporte de contaminantes pela água subterrânea. Estes valores permitirão um ótimo posicionamento de novos poços de monitoramento, bem como o tempo necessário para a realização de tarefas de remediação do local que se fizerem necessárias.

Entretanto, a velocidade linear média adotada nas estimativas de migração de contaminantes consideraram sempre a situação mais conservadora, ou seja, a velocidade mais alta em cada trecho de interesse para o transporte do contaminante e o gradiente mais significativo para cada trecho, conforme tabela abaixo.

Tabela 06 - Sumário dos parâmetros hidrogeológicos utilizados nas simulações de transporte.

Parâmetros Hidrogeológicos	Trecho de Transporte Simulado		
	Fonte A até PM-07	Fonte A até rio Cotia	Fonte B até rio Cotia
Gradiente Hidráulico (%)	0,046	0,043	0,040
Condutividade Hidráulica (cm/s)	5,30E-05	4,31E-05	3,12E-05
Porosidade Efetiva para Fluxo (%)	18	18	18
Velocidade Linear Média (m/ano)	4,3	3,2	2,2

Cabe ressaltar que para o trecho entre a Fonte A e o rio Cotia, adotaram-se médias ponderadas para as condutividades hidráulicas e gradientes, utilizados nos outros dois trechos menores que formam este maior, com distância de 135 m entre a Fonte A e o PM-07 e de 111 m entre a Fonte B e o rio Cotia.

5.5 Caracterização da Contaminação

Para análise da situação de contaminação, foram avaliados os dados obtidos a partir das sondagens realizadas no local; de três eventos de amostragens de solo, das quatro etapas de instalação de poços de monitoramento e de nove eventos de monitoramento de água subterrânea, bem como a situação do rio Cotia, situado à jusante da empresa.

De acordo com os padrões ambientais utilizados pelos órgãos ambientais nacional e estadual, utilizaram-se parâmetros específicos para cada meio avaliado, águas superficiais, subterrâneas e solo. A apresentação dos resultados obtidos nestas avaliações estão a seguir.

5.5.1 Caracterização da Contaminação do Solo

Foram realizados três eventos de coletas e análises de solo, com amostras de solo (AS) de áreas externas à empresa para detecção de cloreto e metais e amostras de solo removido e depositado em caçambas, para determinação de

parâmetros físico-químicos e cloreto, após processo de neutralização deste solo com calcário.

No primeiro evento, foram coletadas 21 amostras de solo, em profundidades de 1,0 m, para determinação da existência de cloreto na zona não saturada. As amostras foram encaminhadas ao laboratório para realização de análises e determinação de parâmetros físico-químicos, sendo os resultados apresentados na tabela 07.

O solo local apresentava indícios de contaminação superficial nas proximidades da sondagem 01 (AS-01), caracterizados por coloração esbranquiçada identificada até profundidades médias de 0,05 m.

Tabela 07 - Resultados das Análises de Solo para Cloreto, em junho de 1998.

Amostra	pH	Condutividade μS	Cloreto (ppm)	Cloreto (mg/kg)
AS-01	3,12	388	50	1000
AS-02	3,36	234	50	1000
AS-03	3,94	49,9	7	140
AS-04	4,07	41,3	5	100
AS-05	3,73	102	25	500
AS-06	3,88	64	10	200
AS-07	4,05	56,1	8	160
AS-08	3,83	85,9	18	360
AS-09	3,48	152	30	600
AS-10	4,51	38,3	7	140
AS-11	4,12	54,6	7	140
AS-12	3,63	135	30	600
AS-13	3,71	138	45	900
AS-14	2,99	442	5	100
AS-15	3,90	68,7	12	240
AS-16	4,75	53,7	18	360
AS-17	5,54	46,5	15	300
AS-18	4,35	66	20	400
AS-19	4,18	39,8	10	200
AS-20	4,49	78,9	20	400
AS-21	5,77	10	≤ 1	≤ 20

Obs: Os resultados em ppm foram obtidos numa solução aquosa a 5% da amostra. Cloreto – método turbidimétrico.

Os resultados de concentrações de cloreto em solo são fortemente influenciados pela superfície topográfica local e irregularidades ou interferências do

terreno, como sarjetas, pavimentações, buracos e outras, uma vez que a migração do contaminante deu-se superficialmente com escoamento condicionado por estas características e conseqüente infiltração no solo.

Nota-se associação direta entre os resultados de pH e condutividade, com os pontos de pH menor apresentando condutividades elétricas maiores, denotando a presença de íons no solo. A AS-21, à montante das demais, corrobora a distribuição das isolinhas ao apresentar pH mais elevado que os demais e concentrações de cloreto abaixo de 1,0 ppm.

Não existem parâmetros reguladores de qualidade ambiental para cloreto em nível estadual ou nacional em solo. Matthess (1982) cita alguns tipos de rochas e suas concentrações em cloreto, variando entre 15 e 305 mg/kg, evidenciando as altas concentrações no solo analisado. Entretanto, análises deste solo atualmente, apresentariam concentrações bastante menores, em função de lixiviação sofrida pelo cloreto no solo.

A localização das amostras de solo para análise de cloreto pode ser visualizada no mapa de localização (Figura 03).

As amostras do solo removido (ASR) da área afetada pelo vazamento de ácido clorídrico, foram coletadas em locais distintos e representativos dentro das caçambas nas quais encontrava-se armazenado este solo, após a neutralização feita através da aplicação de calcário e realizadas análises químicas, para verificação dos efeitos decorrentes deste processo de neutralização.

Como resultados das análises químicas do solo contaminado removido, foram obtidos os valores apresentados na Tabela 08 abaixo.

Tabela 08 - Resultados das Análises Químicas - Amostras de Solo Removido em Agosto de 1998.

Amostra	pH	Condutividade (μS)	Cloreto (ppm)	Cloreto (mg/kg)
ASR-01	9,15	2,19	800	16000
ASR-02	11,99	3,49	870	17400
ASR-03	9,79	2,08	800	16000
ASR-04	9,56	2,20	870	17400
ASR-05	11,61	3,22	510	10200

Obs: Os resultados em ppm foram obtidos numa solução aquosa a 5% da amostra. Cloreto – método turbidimétrico.

Percebe-se pelos resultados das análises apresentados na Tabela 08 concentrações bastantes altas de cloreto presente no solo, evidenciando a presença do material oriundo do vazamento. Contudo, os principais efeitos negativos deste contaminante, diminuição do pH (pela presença de íons H^+) e aumento da condutividade, foram eliminados pelos trabalhos de neutralização efetuados no local.

Os valores de pH encontrados mostram alcalinidade do solo analisado, evidenciando o resultado da neutralização pela adição de calcário. Os valores de condutividade não indicam anomalias ocasionadas pela presença de cloretos no local. Entretanto, este solo foi conduzido para uma área de descarte, providenciada pela Empresa.

Comparando-se aos resultados obtidos a partir das análises do solo coletado na área contaminada, em junho de 1998, o solo armazenado na caçamba possui maiores concentrações de cloretos com relação às amostras coletadas na área contaminada, uma vez que este solo removido foi o solo superficial mais atingido pelo vazamento.

As amostras coletadas na área contaminada apresentam valores de condutividade compreendidas no intervalo de 39,8 e 442 μS , enquanto as amostras coletadas da caçamba apresentaram valores dentro do intervalo de 2,08 e 3,49 μS , indicando uma menor quantidade de íons dissolvidos resultantes da neutralização por calcário.

A amostra 21 foi desconsiderada por estar em local de controle, mas mesmo assim possui valor de condutividade superior e de pH inferior às encontradas na caçamba.

Assim, verificou-se que o processo de adição de calcário ao solo contaminado produziu efeitos positivos caracterizados pelo aumento dos valores de pH do solo e diminuição dos valores de condutividade, neutralizando os problemas originados pela presença de hidrogênio livre.

No terceiro evento, em fevereiro de 2001, foram coletadas cinco amostras de solo, sendo duas em área interna e três em área externa, para análise das concentrações dos metais cobre, chumbo e zinco. A tabela a seguir apresenta as profundidades de coleta e as concentrações obtidas, em comparação com os Valores Orientadores do Sistema RAI (CETESB, 2001).

Tabela 09 - Comparação dos valores de concentração em solo com os Valores Orientadores do Sistema RAI para Solo no Estado de São Paulo.

Amostra	Profundidade (m)	Parâmetro (mg/kg)	Concentração (mg/kg)	R (mg/kg)	A (mg/kg)	I (mg/kg)
AS-22	0,80	Cobre	17	35	60	500
		Chumbo	103	17	100	350
		Zinco	176	60	300	1000
AS-23	0,50	Cobre	129	35	60	500
		Chumbo	409	17	100	350
		Zinco	705	60	300	1000
AS-24	0,50	Cobre	7,6	35	60	500
		Chumbo	48	17	100	350
		Zinco	29,8	60	300	1000
AS-25	0,50	Cobre	20	35	60	500
		Chumbo	92	17	100	350
		Zinco	83,5	60	300	1000
AS-26	0,50	Cobre	12	35	60	500
		Chumbo	51	17	100	350
		Zinco	44,9	60	300	1000

Para o cobre observa-se que somente a amostra de solo AS-23 apresentou concentração acima do valor de alerta (A) estabelecido, porém muito abaixo do valor de intervenção (I).

Em relação ao chumbo, pode-se observar que os resultados obtidos nas amostras ASs 24, 25 e 26 estão acima do valor de referência de qualidade (R) e abaixo do valor de alerta (A). A amostra AS-22 apresentou concentração pouco acima do valor de alerta (A), implicando na necessidade de monitoramento do elemento em solo no local. Entretanto, a concentração obtida na amostra AS-23 está acima do VI estabelecido, indicando a necessidade de avaliação de risco para o metal em solo.

O chumbo é classificado pela USEPA como pertencente ao Grupo B2 (provavelmente carcinogênico, com suficientes evidências em estudos em animais e evidências inadequadas ou ausência de dados de estudos epidemiológicos).

Para o elemento zinco, observa-se que somente a amostra AS - 23 apresentou concentração acima do valor de alerta (A), e inferior ao valor de intervenção (I) regulamentado, indicando que somente medidas de monitoramento devem ser tomadas em relação ao elemento em solo.

Não foi realizada avaliação de risco em solo dentro da área da empresa devido aos resultados baixos obtidos, corroborado pelo fato da remoção de solo do local.

5.5.2 Caracterização da Contaminação da Água Subterrânea

Realizaram-se nove eventos de monitoramento da qualidade da água subterrânea, a partir dos quais amostras foram coletadas para análises físico-químicas, variando entre um total de 3 a 11 poços de monitoramento ativos, conforme data do evento e, no primeiro evento, através de duas sondagens que atingiram a água para coleta e análise.

De acordo a Portaria 1469 - Ministério da Saúde de 29/12/2000 e Sistema RAI de Valores Orientadores no Estado de São Paulo – CETESB, 2001, são estipulados valores máximos permitidos (VMP) e valores de intervenção (I) aos parâmetros avaliados, respectivamente, de acordo com a tabela 10 a seguir.

Tabela 10 - Padrões de Potabilidade estabelecidos pelos órgãos ambientais.

Parâmetro	Unidade	Padrões de Potabilidade	
		Portaria 1469 – Ministério da Saúde	CETESB – Valores de Intervenção
Temperatura	(°C)	-	-
pH	-	6,0 – 9,5	-
Eh	(mV)	-	-
Condutividade	(μScm^{-1}) a 25 (°C)	-	-
Cloreto	mg/L	250	-
Cobre	mg/L	2,0	1,0
Chumbo	mg/L	0,01	0,05
Zinco	mg/L	5,0	5,0

O critério estabelecido pelo Sistema RAI para adoção de valores de intervenção foi o de adotar os padrões de potabilidade da Portaria 36, de 1990. Entretanto, após a homologação da Portaria 1469, que veio a substituir a 36, alguns valores tornaram-se discrepantes, visto que em alguns casos a nova Portaria abaixou os limites e em outros, os aumentou. Para este trabalho, foram considerados os limites propostos pela Portaria 1469.

Em relação ao chumbo, embora o limite proposto pela CETESB seja superior ao da Portaria 1469, o próprio documento de valores orientadores da CETESB (2000) cita estudos que sugerem uma redução do limite para 0,02 mg/L.

Pode-se observar que, dos parâmetros físicos avaliados, apenas o pH pode influir no padrão de potabilidade da água.

5.5.2.1 pH, Eh e Condutividade Elétrica

Os resultados de pH em solo observados no capítulo anterior, predominantemente entre 3 e 4, caracterizando um meio ácido, influenciaram diretamente na mobilidade dos metais da zona não saturada para a zona saturada, visto que, a mobilidade de cátions metálicos é maior sob condições ácidas.

O solo constitui importante barreira de proteção das águas subterrâneas contra a contaminação proveniente de metais, exercendo controle sobre a mobilidade dos metais em solução através de mecanismos como adsorção, troca catiônica, precipitação e co-precipitação, complexação orgânica, entre outros. A participação destes mecanismos no processo de retenção, bem como o comportamento geral dos íons em solução no solo, devem-se às condições físico-químicas do solo e das concentrações de cada íon disponível em solução no solo.

As altas concentrações de chumbo e zinco detectadas em água subterrânea na área, indicam a grande mobilidade destes íons para a água, dificultando a avaliação destes mecanismos de retenção em solo. Isto deve ter ocorrido em função do decréscimo do pH devido ao vazamento de ácido clorídrico ter solubilizado e mobilizado os metais anteriormente presentes no solo.

Os resultados de pH em água subterrânea apresentaram valores baixos (entre 3 e 4) para a maioria dos poços, indicando ambiente de mobilidade para metais em água subterrânea.

Assim, em função da complexidade do estudo do comportamento dos íons metálicos devido à heterogeneidade do solo e variabilidade de propriedades físicas, químicas e mineralógicas deste, optou-se pela desconsideração de qualquer parâmetro de retardamento no transporte de metais.

Resultados de pH e Eh obtidos em eventos que também contemplaram as análises de metais, foram utilizados para plotagem em diagramas pH-Eh para

caracterização dos campos de estabilidade destes metais na água subterrânea do local. Estes diagramas encontram-se no item de resultados dos respectivos metais.

Tabela 11 - Resultados de pH em Água Subterrânea

Poço	Parâmetro - pH								
	Data de Evento de Monitoramento								
	Fev 1998	Jun 1998	Dez 1998	Fev 1999	Mai 1999	Jan 2000	Abril 2000	Jun 2000	Fev 2001
SD - 01	3,36	-	-	-	-	-	-	-	-
SD - 02	3,26	-	-	-	-	-	-	-	-
PM - 01	***	3,28	0,55	3,14	3,43	3,81	**	**	**
PM - 02	***	5,58	2,39	2,94	3,19	2,97	**	**	**
PM - 03	***	3,96	2,98	2,90	3,26	**	**	**	**
PM - 04	***	4,15	3,03	3,42	3,24	*	*	*	*
PM - 05	***	3,65	3,07	3,53	3,48	*	*	*	*
PM - 06	***	5,93	7,33	5,93	5,96	5,84	6,02	6,18	5,81
PM - 07	***	***	***	3,54	3,49	3,50	3,21	3,19	3,77
PM - 08	***	***	***	6,37	6,85	6,47	6,47	**	6,28
PM - 09	***	***	***	4,40	*	*	*	*	*
PM - 10	***	***	***	***	6,28	**	**	**	**
PM - 11	***	***	***	***	3,60	3,27	3,11	3,08	3,20
PM - 12	***	***	***	***	3,77	**	**	**	**
PM - 13	***	***	***	***	***	***	***	***	3,20
PM - 14	***	***	***	***	***	***	***	***	3,31
PM - 15	***	***	***	***	***	***	***	***	3,32
PM - 16	***	***	***	***	***	***	***	***	3,87
PM - 17	***	***	***	***	***	***	***	***	3,22
PM - 18	***	***	***	***	***	***	***	***	3,41
PM - 19	***	***	***	***	***	***	***	***	6,38

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

Ao considerar-se o intervalo de pH estabelecido pela Portaria 1469, observa-se que o PM-08 em todas as medidas, os PMs 10 e 19 em suas únicas medidas e o PM-06 em algumas, apresentaram resultados dentro da faixa estabelecida, enquanto todos os outros poços apresentaram valores abaixo do limite estipulado pela Portaria. Estes resultados estão diretamente associados ao vazamento de ácido clorídrico na área, visto que locais não atingidos mostram pH mais elevado. Ressalta-se que estes poços citados apresentaram as menores concentrações de cloreto e metais.

Na comparação entre os resultados obtidos ao longo das avaliações, para cada poço com mais de uma medida e mesmo poços próximos ou em substituição a

poços inativos, notam-se valores muito próximos, com pequenas oscilações. Entretanto, cabe destacar as medidas de pH para os PMs 01 e 02 em dezembro de 1998, que apresentaram valores muito baixos, principalmente o primeiro (pH = 0,55). O cruzamento destes dados com os resultados de condutividade elétrica e concentração de cloreto para estes poços, permite perceber uma correlação direta, com as maiores condutividades e concentrações de cloreto associadas aos menores pHs.

Uma pluma de isovalores de pH em água subterrânea, considerando-se os resultados do último evento de monitoramento, está apresentada na figura 06.

Tabela 12 - Resultados de Eh em Água Subterrânea

Poço de Monitoramento	Parâmetro – Eh (mV)			
	Data de Evento de Monitoramento			
	Janeiro 2000	Abril 2000	Junho 2000	Fevereiro 2001
PM - 01	384	**	**	**
PM - 02	428	**	**	**
PM - 03	**	**	**	**
PM - 04	*	*	*	*
PM - 05	*	*	*	*
PM - 06	-17	180	167	286
PM - 07	490	555	576	502
PM - 08	-85	85	**	165
PM - 09	*	*	*	*
PM - 10	**	**	**	**
PM - 11	420	548	541	571
PM - 12	**	**	**	**
PM - 13	***	***	***	579
PM - 14	***	***	***	579
PM - 15	***	***	***	365
PM - 16	***	***	***	487
PM - 17	***	***	***	594
PM - 18	***	***	***	548
PM - 19	***	***	***	336

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

Apesar de não haver limites estabelecidos para as concentrações de Eh (potencial de oxi-redução), notam-se os valores mais baixos para os PMs 06, 08, 15 e 19, em relação direta com os resultados de pH nos mesmos poços, visto que o PM-15 é um poço de montante muito próximo do PM-10. Estes valores são caracterizados pelas baixas concentrações de oxigênio dissolvido nas águas subterrâneas.

Tabela 13 - Resultados de Condutividade Elétrica em Água Subterrânea

Poço	Parâmetro – Condutividade (mScm ⁻¹)								
	Data de Evento de Monitoramento								
	Fev 1998	Jul 1998	Dez 1998	Fev 1999	Mai 1999	Jan 2000	Abril 2000	Junho 2000	Fev 2001
SD - 01	7,59	-	-	-	-	-	-	-	-
SD - 02	6,62	-	-	-	-	-	-	-	-
PM - 01	***	5,11	42,75	2,82	2,73	2,35	**	**	**
PM - 02	***	1,62	14,25	1,31	1,26	8,01	**	**	**
PM - 03	***	0,92	3,31	0,72	0,47	**	**	**	**
PM - 04	***	4,33	5,65	2,61	3,96	*	*	*	*
PM - 05	***	5,41	6,92	0,86	4,42	*	*	*	*
PM - 06	***	0,58	0,83	0,52	0,43	0,57	0,56	0,56	0,39
PM - 07	***	***	***	4,27	3,39	4,80	4,93	4,69	4,98
PM - 08	***	***	***	0,33	0,37	0,30	0,37	**	0,32
PM - 09	***	***	***	1,41	*	*	*	*	*
PM - 10	***	***	***	***	0,45	**	**	**	**
PM - 11	***	***	***	***	2,21	4,58	3,61	4,20	3,53
PM - 12	***	***	***	***	3,61	**	**	**	**
PM - 13	***	***	***	***	***	***	***	***	4,47
PM - 14	***	***	***	***	***	***	***	***	1,47
PM - 15	***	***	***	***	***	***	***	***	1,18
PM - 16	***	***	***	***	***	***	***	***	2,42
PM - 17	***	***	***	***	***	***	***	***	3,96
PM - 18	***	***	***	***	***	***	***	***	7,24
PM - 19	***	***	***	***	***	***	***	***	0,41

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

As menores condutividades elétricas foram medidas nos PMs 06, 08, 10, 15 e 19, confirmando a correlação de condutividades menores para pH maiores. As maiores condutividades elétricas determinadas para as amostras de água coletadas no local foram obtidas nas SDs 01 e 02 e nos PMs 01, 02, 04, 05, 07 e 18, em momentos cujas análises químicas detectaram a grande presença de íons dissociados na água subterrânea (cloreto e metais, conforme evento), corroborando as associações com os resultados citados acima.

5.5.2.2 Cloreto

Para a detecção de cloreto em água subterrânea foram realizados cinco eventos de monitoramento, sendo o primeiro a partir das SDs 01 e 02 e os restantes com coleta nos poços instalados e ativos na data. O último evento de monitoramento para cloreto data de maio de 1999. Os resultados obtidos nas análises químicas estão apresentados na tabela a seguir.

Tabela 14 - Resultados de Cloreto em Água Subterrânea

Poço de Monitoramento	Parâmetro - Cloreto (Mg/L)				
	Data de Evento de Monitoramento				
	Fevereiro 98	Julho 98	Dezembro 98	Fevereiro 99	Maio 99
SD - 01	2570	-	-	-	-
SD - 02	2170	-	-	-	-
PM - 01	***	2325	7010	1300	985
PM - 02	***	435	5330	480	425
PM - 03	***	290	965	218	90
PM - 04	***	1745	1900	930	1455
PM - 05	***	2250	2345	50	2235
PM - 06	***	100	140	180	88
PM - 07	***	***	***	1300	1240
PM - 08	***	***	***	5	14
PM - 09	***	***	***	455	*
PM - 10	***	***	***	***	106
PM - 11	***	***	***	***	835
PM - 12	***	***	***	***	815

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

As máximas concentrações de cloreto em água subterrânea foram detectadas em dezembro de 1998 nos PMs-01 e 02, 28 e 21,3 vezes acima do padrão de potabilidade regulamentado, respectivamente. Entretanto, nos dois eventos posteriores (e últimos) as concentrações decresceram acentuadamente, indicando migração da pluma e diluição no aquífero.

Na pluma de contaminação configurada a partir do último evento (maio de 99), a maior concentração foi detectada no PM-05. Os poços 03, 06, 08 e 10 apresentaram concentrações abaixo do limite estabelecido, o que limita a pluma de

contaminação mais próxima à Rodovia Raposo Tavares e proximidades da Empresa, até a data.

Com relação aos parâmetros físicos avaliados, percebe-se a direta correlação com os dados obtidos, havendo aumento proporcional nos valores de condutividade e na concentração de cloretos com simultâneo decaimento do pH.

A configuração da pluma de cloreto, baseada no último evento conforme figura 07, não é uma pluma indicativa da migração do contaminante somente em função do fluxo subterrâneo, visto que ao ocorrer o vazamento houve principalmente um extenso escoamento superficial do produto, que chegou a atingir áreas externas da empresa e conseqüente infiltração nas zonas não saturada e saturada.

Entretanto, análises das amostras de água coletadas dos PMs instalados nas proximidades da Empresa, indicaram deslocamento da pluma de contaminação com aumento das concentrações de cloretos e conseqüente aumento de condutividade e diminuição de pH, principalmente nos poços situados mais próximos da Empresa e conseqüentemente da área fonte de contaminação (PMs 01 e 02).

A observação dos resultados de pH e Eh, medidos nos eventos de monitoramento, mostra resultados com pouca oscilação ao longo do tempo nos respectivos poços. Assim, apesar de não haver resultados de análises de cloreto no período entre janeiro de 2000 e fevereiro de 2001, quando foram realizadas medidas de Eh, a plotagem dos dados de pH e Eh no diagrama Cl-O-H mostra ambiente compatível ao campo de estabilidade do íon Cl^- em água.

A figura 08 apresenta os diagramas pH-Eh para o sistema Cl-O-H (modificado de Brookins, 1988), referentes aos quatro eventos de monitoramento que dispõem destes dados. O número de pontos plotados em cada diagrama refere-se ao número de poços ativos em cada evento.

O diagrama mostra um amplo campo de Cl^- , ocupando quase toda a área do diagrama. O Cl^- oxida para ClO_3^- em condições de altos valores de Eh. Pode-se observar nos diagramas com os dados plotados que todos os pontos encontram-se no campo do Cl^- . Estes resultados mostram que as condições de pH e Eh na água subterrânea do local indicam estabilidade para o íon cloreto em água subterrânea.

Figura 08 - Diagramas pH-Eh para o sistema Cl-O-H (Modificado de Brookins, 1988). Os dados plotados referem-se aos poços ativos em cada evento de monitoramento representado.

5.5.2.3 Metais - Cobre, Chumbo e Zinco

Quanto às análises de metais, devem-se interpretar os resultados para cada metal separadamente, em função da distinção dos valores obtidos para cada metal e do grau de toxicidade de cada um.

O monitoramento para metais foi realizado pela primeira vez em janeiro de 2000, estendendo-se por mais três eventos até fevereiro de 2001. Em função de problemas de poços inativos (danificados ou secos), os resultados de metais são insuficientes para configuração de pluma(s) nos três primeiros eventos, configurando-se plumas somente para o último evento.

Os limites de detecção para os metais chumbo, cobre e zinco, nos equipamentos e métodos utilizados nas análises são, respectivamente, 0,05, 0,01 e 0,001 mg/L. Assim, cabe ressaltar que o limite de detecção para o chumbo, está acima do novo padrão regulamentado pela Portaria 1469 em dezembro de 2000, visto que o limite anterior de 0,05 mg/L era atendido pelo método.

Os resultados obtidos para cada metal estão apresentados nas tabelas 15, 16 e 17, junto com as discussões referentes aos resultados apresentados nestas tabelas.

1. Cobre

Para o Cobre, todos os resultados obtidos estão abaixo dos limites estabelecidos, não havendo qualquer recomendação de medida futura em relação ao elemento. De qualquer modo, destaca-se que a maior concentração obtida foi no PM-18, podendo-se associar o resultado à empresa, porém sem comprometimento da qualidade da água subterrânea em relação a este elemento.

O comportamento do cobre na água subterrânea pode ser avaliado pelas condições de Eh e pH atuantes. A figura 09 apresenta os diagramas pH-Eh para o sistema Cu-O-H (Brookins, 1988), referentes aos quatro eventos de monitoramento que dispõem destes dados. O número de pontos plotados em cada diagrama refere-se ao número de poços ativos em cada evento.

Tabela 15 - Resultados de Cobre em Água Subterrânea.

Poço de Monitoramento	Parâmetro – Cobre (Mg/L)			
	Data de Evento de Monitoramento			
	Janeiro 2000	Abril 2000	Junho 2000	Fevereiro 2001
PM - 01	0,20	**	**	**
PM - 02	0,30	**	**	**
PM - 03	**	**	**	**
PM - 04	*	*	*	*
PM - 05	*	*	*	*
PM - 06	<0,05	<0,05	<0,05	0,060
PM - 07	0,11	0,10	0,12	0,205
PM - 08	<0,05	<0,05	**	0,016
PM - 09	*	*	*	*
PM - 10	**	**	**	**
PM - 11	0,34	0,29	0,34	0,289
PM - 12	**	**	**	**
PM - 13	***	***	***	0,532
PM - 14	***	***	***	0,205
PM - 15	***	***	***	0,042
PM - 16	***	***	***	0,276
PM - 17	***	***	***	0,430
PM - 18	***	***	***	0,744
PM - 19	***	***	***	0,095

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

O diagrama mostra um amplo campo de Cu nativo em condições redutoras. O Cu nativo oxida para Cu^{2+} em ambiente ácido e para Cu_2O em condições básicas. Cu_2O oxida para CuO sob condições de maior Eh. Em ambientes de pH muito altos, o CuO dissolve para CuO_2^{2-} . Pode-se observar nos diagramas com os dados plotados que a maioria dos pontos encontram-se no campo do Cu^{2+} e apenas um ponto no campo do Cu_2O . Estes resultados mostram que as condições de pH e Eh na água subterrânea do local, o cobre se mantém estável na forma Cu^{2+} .

Figura 09 - Diagramas pH-Eh para o sistema Cu-O-H (Brookins, 1988).
Os dados plotados referem-se aos poços ativos em cada evento de monitoramento representado.

2. Chumbo

Tabela 16 - Resultados de Chumbo em Água Subterrânea.

Poço de Monitoramento	Parâmetro – Chumbo (Mg/L)			
	Data de Evento de Monitoramento			
	Janeiro 2000	Abril 2000	Junho 2000	Fevereiro 2001
PM - 01	1,80	**	**	**
PM - 02	2,60	**	**	**
PM - 03	**	**	**	**
PM - 04	*	*	*	*
PM - 05	*	*	*	*
PM - 06	<0,05	<0,05	<0,05	0,12
PM - 07	12,50	16,0	13,00	15,40
PM - 08	<0,05	<0,05	**	0,14
PM - 09	*	*	*	*
PM - 10	**	**	**	**
PM - 11	1,80	1,40	1,70	1,58
PM - 12	**	**	**	**
PM - 13	***	***	***	0,48
PM - 14	***	***	***	nd
PM - 15	***	***	***	nd
PM - 16	***	***	***	0,30
PM - 17	***	***	***	0,56
PM - 18	***	***	***	6,59
PM - 19	***	***	***	0,33

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

nd - Não detectado, com limite de detecção de 0,05 mg/L.

Entre os poços com concentrações de chumbo significativas e presentes em todos os monitoramentos, encontram-se somente os PMs 07 e 11. Porém, em função do período relativamente curto, não foi possível se caracterizar uma tendência para os resultados obtidos em cada poço. Os PMs 01 e 02 apresentaram concentrações importantes no primeiro monitoramento, mas não há medidas posteriores para controle da contaminação no local, sendo o PM-18 o poço mais próximo.

No último monitoramento, o elemento chumbo não foi detectado nos PMs 14 e 15, porém, nos outros nove poços os resultados estão acima do limite, variando entre 12 e 1540 vezes o limite estabelecido pela Portaria 1469, nos PMs 06 e 07 respectivamente. Podem-se distinguir duas plumas para o elemento, em torno dos PMs 07 e 18, limitando-as às proximidades da Rodovia Raposo Tavares e da

Empresa, respectivamente.

Esta configuração permitiu a interpretação da existência de duas fontes distintas de contaminação por chumbo em água subterrânea, uma primeira fonte (Fonte A) a partir da Empresa em estudo e uma segunda (Fonte B), aparentemente mais importante devido às maiores concentrações, a partir da desativada fábrica de produtos vulcanizados.

As plumas com as faixas de isoconcentrações delimitadas para o chumbo podem ser visualizadas na figura 10.

O comportamento do chumbo na água subterrânea pode ser avaliado pelas condições de Eh e pH atuantes. A figura 11 apresenta os diagramas pH-Eh para o sistema Pb-S-C-O-H (Brookins, 1988), referentes aos quatro eventos de monitoramento que dispõem destes dados. O número de pontos plotados em cada diagrama refere-se ao número de poços ativos em cada evento.

O diagrama mostra que sob condições redutoras há um extenso campo para a forma PbS. Na ausência de enxofre ou em muito baixa atividade deste elemento, o chumbo nativo Pb é estável, isto é, há um limite entre Pb e PbO, que intersecta o eixo com $Eh = 0,26$ V. Na presença de sulfeto e sulfato, ocorre uma estreita faixa para o íon Pb^{2+} em condições de pH muito baixos ($< 0,4$). Em ambiente oxidante e ainda ácido (até $pH = 5$) ocorre o campo do $PbSO_4$ e sob condições de pH mais elevado o campo do $PbCO_3$. Para a faixa de pH mais elevado ocorre a forma PbO que oxida para Pb_3O_4 , que por sua vez oxida para PbO_2 . Sob condições de pouco C e S dissolvidos, o campo do Pb^{2+} passa a ser muito maior.

Nas condições de Ph e Eh da água subterrânea do local, o chumbo deveria permanecer estável nas formas de $PbSO_4$ e $PbCO_3$, na presença de C e S. Isto pode ser observado nos diagramas com os valores de pH e Eh plotados. Entretanto, com pouco S e C, o campo do Pb^{2+} é muito maior, como citado acima, possibilitando a presença de Pb dissolvido na água subterrânea, o que de fato ocorre na área, de acordo com os resultados obtidos nas análises químicas. Análises para S e C poderiam confirmar esta afirmação.

Legenda	
	Poço de Monitoramento
	Poço seco ou destruído
01	Número de Poço
02	Concentração
Isoconcentração de Chumbo em água - mg/L	
15,4	
7,0	
2,0	
0,8	
0,4	
0,05	
OBRA:	DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.
LOCAL:	RODOVIA RAPOSO TAVARES, KM 29 - COTIA - SP
TÍTULO:	FIGURA 10 - MAPA DE ISOCONCENTRAÇÃO DE CHUMBO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA - mg/L
DATA:	FEVEREIRO DE 2001

Figura 11 - Diagramas pH-Eh para o sistema Pb-S-C-O-H (Brookins, 1988). Os dados plotados referem-se aos poços ativos em cada evento de monitoramento representado.

3. Zinco

Tabela 17 - Resultados de Zinco em Água Subterrânea

Poço de Monitoramento	Parâmetro – Zinco (Mg/L)			
	Data de Evento de Monitoramento			
	Janeiro 2000	Abril 2000	Junho 2000	Fevereiro 2001
PM - 01	14,10	**	**	**
PM - 02	20,80	**	**	**
PM - 03	**	**	**	**
PM - 04	*	*	*	*
PM - 05	*	*	*	*
PM - 06	<0,05	<0,05	<0,05	0,202
PM - 07	42,00	54,0	57,00	58,2
PM - 08	<0,05	<0,05	**	0,261
PM - 09	*	*	*	*
PM - 10	**	**	**	**
PM - 11	22,00	18,9	23,10	15,0
PM - 12	**	**	**	**
PM - 13	***	***	***	23,3
PM - 14	***	***	***	16,9
PM - 15	***	***	***	6,24
PM - 16	***	***	***	20,7
PM - 17	***	***	***	19,2
PM - 18	***	***	***	36,6
PM - 19	***	***	***	1,51

* Poço danificado; ** Poço seco; *** Poço ainda não instalado

Em relação ao zinco, o mesmo padrão de resultados obtidos para o chumbo foi constatado, com resultados significativos nos PMs 07 e 11 em todos os eventos e, somente no primeiro, para os PMs 01 e 02. Os PMs 07 e 18, respectivamente, também apresentaram as maiores concentrações, podendo-se notar proporcionalidade nos resultados obtidos para os dois elementos nos poços analisados.

Os PMs 06, 08 e 19 apresentaram concentrações abaixo do limite estabelecido. Entretanto, nos outros oito poços os resultados estão acima do limite, variando entre 1,2 a 11,6 vezes o limite estabelecido, nos PMs 15 e 07 respectivamente. Do mesmo modo que o chumbo, podem-se observar duas plumas distintas, em torno dos PMs 07 e 18. A presença de zinco acima do limite no PM-14 pode ser um indicativo de maior expressão da fonte na área da antiga empresa de produtos vulcanizados ou a presença de mais de uma fonte.

Entretanto, apesar dos resultados acima, optou-se pela realização da avaliação de risco somente para o chumbo, em função de seu maior potencial de risco.

O mapa com as faixas de isoconcentrações delimitadas para o zinco pode ser visualizado na figura 12.

O comportamento do zinco na água subterrânea pode ser avaliado pelas condições de Eh e pH atuantes. A figura 13 apresenta os diagramas pH-Eh para o sistema Zn-O-H-S-C (Brookins, 1988), referentes aos quatro eventos de monitoramento que dispõem destes dados. O número de pontos plotados em cada diagrama refere-se ao número de poços ativos em cada evento.

O diagrama mostra um amplo campo de ZnS em condições redutoras e acima do pH 2,1. Abaixo deste pH dissolve para Zn^{2+} , cujo campo se estende para condições de Eh mais elevados, ocupando grande área de Eh e pH, estendendo-se até o pH 7,5, a partir do qual surge estreita faixa de $ZnCO_3$ e uma área um pouco maior de ZnO sob ambiente um pouco mais básico. Este ZnO dissolve para ZnO_2^{2-} nos pHs mais elevados. Pode-se observar nos diagramas com os dados plotados que a maioria dos pontos encontram-se no campo do íon Zn^{2+} e apenas um ponto no campo da forma sólida ZnS. Estes resultados mostram que as condições de pH e Eh na água subterrânea do local, o zinco se mantém estável em sua forma iônica Zn^{2+} .

As configurações determinadas para as plumas de chumbo e zinco, confirmam o modelo hidrogeológico proposto. O modelo confere às plumas de contaminação uma distribuição característica, com maiores concentrações acompanhando inicialmente o lineamento da Rua Torre Eiffel e principalmente ao longo da via de acesso à rodovia, condicionando o fluxo paralelamente à rodovia e rumo ao rio Cotia.

Os resultados de metais obtidos nos PMs 08 e 19 podem indicar outras fontes menores de contaminação, visto que são concentrações mais altas do que as comumente encontradas em águas subterrâneas não contaminadas.

Legenda

	Poço de Monitoramento	Isoconcentração de Zinco em água - mg/L
	Poço seco ou destruído	
01	01 - Número de Poço	
02	02 - Concentração	

OBRA	DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.
LOCAL	RODOVIA RAPOSO TAVARES, KM 29 - COTIA - SP
TÍTULO	FIGURA 12 MAPA DE ISOCONCENTRAÇÃO DE ZINCO EM ÁGUA SUBTERRÂNEA - mg/L
DATA	FEVEREIRO DE 2001

Figura 13 - Diagramas pH-Eh para o sistema Zn-O-H-S-C (Brookins, 1988). Os dados plotados referem-se aos poços ativos em cada evento de monitoramento representado.

5.5.3 Águas Superficiais

Para avaliação da contribuição do vazamento à drenagem superficial, foi coletada uma amostra do Rio Cotia, a jusante da área contaminada e enviada para análise físico-química.

O trecho estudado do rio é pertencente à Classe 3, conforme Decreto 10755 de 22/11/1977, que dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto 8468/76. Tratam-se de águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; preservação de peixes e dessedentação de animais.

A área em avaliação pertence a uma região da Bacia do Rio Cotia denominada Cotia Baixo, que, ao longo do ano de 1999, forneceu para a Estação de Tratamento de Água (ETA) da SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, em Barueri, uma média de 1,03 m³/s (CETESB, 1999).

Os padrões de qualidade ambiental das águas superficiais são regulamentadas em território nacional pela Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) nº 20/86 e em caráter estadual pelo Decreto nº 8468/76. Análises da água do rio Cotia efetuadas pela CETESB ao longo de 1999, em ponto próximo da ponte na Raposo Tavares (km 28,6), para cloreto, cobre, chumbo e zinco, indicam concentrações dentro dos limites propostos pela resolução CONAMA nº 20/86 e Decreto Estadual nº 8468/76.

Para os parâmetros avaliados, são apresentados na Tabela 18 os padrões referentes à Classe 3.

Tabela 18 - Padrões de Qualidade Ambiental - Água

Parâmetro (Classe 3)	pH	Cond.*	STD* (mg/L)	Cloreto mg/L	Cobre (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Zinco (mg/L)
Resolução CONAMA nº 20/86	6,0 - 9,0	-	500	250	0,5	0,05	5
Decreto Estadual nº 8468/76	-	-	-	-	1	0,1	5

* - Cond. = Condutividade Elétrica; STD = Sólidos Totais Dissolvidos

Das análises realizadas a partir da amostra coletada do Rio Cotia, foram obtidos os valores apresentados na Tabela 19 a seguir :

Tabela 19 - Análises de Águas Superficiais, fevereiro de 1998.

Amostra	pH	Condutividade (TS)	Sól. Totais Dissolvidos (mg/L)	Cloreto (mg/L)
Rio Cotia	6,99	89,1	136	10

Análises comparativas dos resultados apresentados na Tabela 18 com os resultados da Tabela 19 não detectaram influência do vazamento nas águas do Rio Cotia, uma vez que em relação às águas subterrâneas, as águas superficiais apresentam-se menos ácidas, com menores concentrações de sólidos dissolvidos e cloretos, consequentemente apresentando menor condutividade.

Em relação aos metais, não foram realizadas análises da água, visto que na época desta análise não se sabia da contaminação por metais na água subterrânea. No item de modelagem de transporte são estimadas concentrações de chegada de chumbo em água subterrânea ao rio Cotia.

6 AVALIAÇÃO DE RISCO

Os parâmetros fundamentais à determinação dos riscos associados ao cenário de contaminação estudado foram definidos a partir do guia padrão definido pela ASTM - American Society for Testing and Materials para a metodologia RBCA - Risk based Corrective Action e diretrizes expressas no documento CETESB (2000) "Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade e de Intervenção para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo.

Na condução desta avaliação de risco, a estratégia foi de se elaborar primeiramente uma filtragem do risco de forma a aproximar-se dos limites de exposição e riscos através de análises conservadoras, utilizando-se de suposições de exposição ao risco para situações mais prováveis e mais conservadoras (i.e., maximização da possibilidade de risco através de suposições de exposição para o "pior caso" segundo as normas citadas acima, ou o mais desfavorável).

Para que o risco à saúde exista, três componentes essenciais devem estar presentes concomitante e interativamente, formando o trinômio que compõe a avaliação de risco:

- contaminante(s) presente(s) em concentrações suficientemente altas de forma a serem capazes de suscitar efeitos deletérios à saúde;
- um receptor humano presente apresentando o potencial de experimentar exposição ao risco proveniente do(s) contaminante(s) em questão;
- uma rota de exposição que culmine com a assimilação do contaminante pelo corpo do receptor para que o efeito possa ocorrer.

Concentrações abaixo dos valores de intervenção (I) do Sistema RAI (CETESB, 2001) para solo e valores máximos permitidos (VMP) da Portaria 1469 (Ministério da Saúde, 2000) para água subterrânea foram desconsideradas, enquanto foram consideradas rotas e receptores atuais e futuros, visto que a metodologia permite a utilização de um cenário de preservação, no qual considera-se a possibilidade de um uso futuro diferente do atual.

O desenvolvimento do estudo baseou-se na execução de quatro fases

principais, que resultaram numa avaliação dos riscos provocados pela exposição ao contaminante que seja cientificamente defensável, descritas na revisão bibliográfica.

No presente caso, configura-se o nível 2 de avaliação de risco (Tier 2) de acordo com a norma ASTM PS104-98. Esta etapa envolve o uso de modelos matemáticos relativamente simples, conforme ilustrado na descrição do modelo, quando da caracterização do risco.

6.1 Formulação do Problema

A formulação do problema para avaliação de risco na área envolve a caracterização de rotas de contaminação em água subterrânea e solo, em todas as suas possíveis rotas de exposição ao contaminante.

Para a exposição de um indivíduo receptor ao solo contaminado, consideraram-se as rotas de ingestão e contato dermal com este solo, admitindo-se a exposição de pessoas que circulam na área de sua ocorrência, não impermeabilizada, permitindo o contato direto com o solo.

Atualmente, não existem rotas que possam expor receptores ao contato com a água subterrânea contaminada, uma vez que não existem poços cadastrados ou conhecidos no local. Contudo, o critério adotado pela CETESB para a adoção de padrões de intervenção, baseou-se na preservação deste recurso para a sua utilização pela população atual ou futura, independentemente do uso e ocupação atuais.

Desta forma, uma mudança no cenário em função da crescente ocupação na região, ou seja, com a captação de água subterrânea para consumo humano, implica na necessidade de avaliação de risco para o novo cenário, uma vez que a chegada do contaminante em possíveis receptores é uma função do tempo, como pode ser observado na simulação de transporte.

Em relação ao rio Cotia, não houve a identificação de captação da água do rio para consumo ou qualquer outro tipo de uso em pontos próximos da área avaliada, mas sabe-se da existência de moradores ribeirinhos a jusante do local (alguns quilômetros) que fazem uso da água. Foram efetuadas simulações de

transporte para estimativa de concentrações de chegada de contaminante ao rio.

Entretanto, estas concentrações são relativas ao cocontaminante em água subterrânea, sendo que, com o aporte desta água ao rio, há uma diluição da concentração, fator desconsiderado nesta pesquisa, não sendo realizada estimativa de risco com o rio como receptor.

Assim, a avaliação de risco em relação à água contaminada baseia-se num cenário hipotético de uso futuro da água subterrânea, visto que os modelos permitem tal abordagem, caracterizando-se as rotas relacionadas à ingestão e contato dermal com água subterrânea contaminada.

As rotas de inalação de compostos voláteis a partir do solo e água subterrânea foram desconsideradas, em função da pressão de vapor nula do chumbo. Considerações mais detalhadas a respeito das rotas de exposição podem ser vistas na próxima página.

Os resultados indicam contaminação de água com concentrações acima dos valores de intervenção e limite máximo permitido estabelecidos pela CETESB e Portaria 1469, respectivamente, para os metais chumbo e zinco em vários poços instalados (Tabelas 16 e 17), e, em solo, para o chumbo na amostra AS-23 (Tabela 09).

O chumbo foi considerado como contaminante de interesse, de acordo com o histórico da indústria, sistemas de disposição de efluentes e concentrações apresentadas. Chumbo é classificado pela USEPA como pertencente à classe B2 ⇒ Provavelmente Carcinogênico, com evidências suficientes de estudos em animais e evidências epidemiológicas limitadas ou nulas, enquanto o zinco é classificado pela USEPA como classe D ⇒ não classificado como cancerígeno ao homem. Características toxicológicas do chumbo e do zinco estão apresentadas no item 6.2.

O cenário a ser considerado é hipotético, de uso futuro em relação à água subterrânea e atual em relação ao solo, frente aos valores de exposição default definidos pela CETESB ou norma ASTM-RBCA, porém serão feitas considerações sobre uma frequência real de exposição no local. A exposição será considerada contínua, visando uma análise conservadora dos impactos causados.

6.1.1 Rotas relacionadas à contaminação em água

6.1.1.1 Ingestão de água contaminada

O único ponto receptor identificado atualmente, que permite a existência desta rota é o rio Cotia, localizado a jusante da área da empresa, porém não foram identificados quaisquer pontos de captação de água do rio para consumo, apesar de se saber da presença de populações ribeirinhas ao rio a jusante da área. Embora não tenham sido cadastradas fontes de captação de água subterrânea, a presença de concentrações dos metais Pb e Zn em vários PMs, acima do valor de intervenção da CETESB e/ou do valor máximo permitido estabelecido pela Portaria 1469, indica a avaliação de risco como atitude preventiva e que as únicas ações interventoras imediatas a serem recomendadas são o não consumo da água subterrânea na área e o monitoramento periódico dos poços instalados.

Para um cenário de uso e ocupação futuro da área, apresenta-se uma estimativa de riscos para possíveis pontos de captação, a partir das simulações realizadas, em pontos de exposição (receptor) e tempos variados.

É apresentada uma modelagem de transporte, desde as fontes A (Empresa) e B (Fábrica de Produtos Vulcanizados), estimadas a partir dos PMs 18 e 07, que apresentaram focos principais com concentrações de chumbo, até o Rio Cotia e hipotéticos pontos futuros de exposição.

6.1.1.2 Contato dermal com água contaminada durante o banho

Para a avaliação do risco associado ao contato dermal com a água subterrânea contaminada ocorre a mesma situação existente em relação à ingestão, na qual realizou-se a avaliação de risco considerando um cenário futuro de consumo.

6.1.2 Rotas relacionadas à contaminação em solo

6.1.2.1 Contato dermal com solo contaminado

A área sofreu intensa modificação antrópica superficial, uma vez que possui vias de acesso peneplanas e íngremes, com freqüentes obras de terraplenagem, deposição de brita e execução do asfalto. De qualquer modo, a amostra de solo AS-23 foi coletada em local adjacente à impermeabilização, em uma profundidade próxima à superfície, de forma a garantir-se que não tenha sido solo transportado.

A avaliação de risco foi feita para um cenário conservador, que seria a exposição de um receptor nesta área, que hoje é um local onde deveria ser o passeio público e se encontra recoberta por vegetação rasteira e arbustiva, que dificultam o trânsito de pessoas.

Por serem áreas não impermeabilizadas, com circulação de transeuntes, a exposição do contaminante a eventuais receptores pode ocorrer pelo contato com o solo contaminado, devendo ser considerada esta rota para efeito de avaliação de risco.

6.1.2.2 Ingestão de solo contaminado

As mesmas considerações aplicadas à rota de contato dermal com o solo contaminado podem ser aplicadas para a ingestão de solo, devendo ser considerada para efeito de avaliação dos riscos associados.

6.2 Avaliação da Exposição e Toxicidade

Em relação ao ingresso de contaminante no organismo de um indivíduo receptor através das rotas de contato dermal e ingestão de solo, considerou-se o cenário atual, utilizando-se a maior concentração de chumbo na área (AS-23), baseado nas últimas análises químicas de solo.

Para esta concentração encontrada em solo sub-superficial determinada na profundidade amostrada (0,50 m), a avaliação levou em consideração que é a concentração de exposição no ponto de contato direto de um eventual receptor com

o solo, não sendo considerada a antropização (terraplenagem, movimento de terra, etc.) sofrida pela área e geradora de diferenças superficiais, que é parcialmente pavimentada e permite o contato direto com o solo onde foram identificadas concentrações de chumbo.

Estes fatores dão um caráter conservador à avaliação. A circulação de pessoas e, fundamentalmente de crianças, potencializa o contato dermal com o solo e a ingestão acidental deste.

As últimas análises de solo dentro da área da empresa não indicaram resultados de contaminação em chumbo, que impusessem a necessidade de avaliação de risco, lembrando-se que grande parte de solo no local foi removido quando do vazamento de ácido clorídrico.

Para o ingresso de contaminante através da água, foram consideradas as rotas de contato dermal e ingestão de água, em um cenário futuro de uso e ocupação possível com utilização de água subterrânea como fontes de captação, mesmo que para o cenário atual pareça improvável a construção de poço(s) de captação na área para uso nobre.

Os valores de exposição adotados são os indicados como mais prováveis, em níveis de exposição usual e conservadora, por CETESB (2000) e USEPA. As concentrações utilizadas foram as definidas pelas simulações de transporte realizadas, das fontes até os receptores.

Foi considerado como ponto de exposição um único receptor humano que estivesse sujeito à exposição constante na área. Todos os parâmetros considerados foram assumidos como usuais (mais comuns) e conservadores (pior caso). A Tabela 20 ilustra os parâmetros caracterizados para uma análise determinística de risco.

Tabela 20 - Parâmetros utilizados para Simulações de Riscos por Análise Determinística, Modificado de API-DSS (1994) e CETESB (2000).

Parâmetro	Unidade	Valor Adotado*	
		Usual**	Conservador
Comum à todas as rotas			
Peso do Corpo	[Kg]	60 (Adulto) 15 (Criança)	
Expectativa de Vida	[anos]	64	
Ingestão de Água			
Duração da Exposição	[anos]	9 (Adulto) 6 (Criança)	30 (Adulto) 6 (Criança)
Frequência da Exposição	[dias/ano]	350	365
Razão de Ingestão	[litros/dia]	1,4 (Adulto) 1 (Criança)	2 (Adulto) 1,5 (Criança)
Biodisponibilidade	[mg/mg]	1	
Contato Dermal Durante o Banho			
Duração da Exposição	[anos]	9 (Adulto) 6 (Criança)	30 (Adulto) 6 (Criança)
Frequência da Exposição	[dias/ano]	350	365
Tempo de Exposição	[horas/dia]	0,12	0,333
Área Total da Superfície da Pele	[cm²]	16600 (Adulto) 9500 (Criança)	
Coefficiente de Permeabilidade	[cm/hora]	4 × 10 ⁻⁶	
Contato Dermal com o Solo			
Duração da Exposição	[anos]	9 (Adulto) 6 (Criança)	9 (Adulto) 6 (Criança)
Frequência da Exposição	[dias/ano]	10	350
Área da Superfície da Pele (braços e mãos)	[cm²]	3120 (Adulto) 1800 (Criança)	
Fator de Aderência	[mg/cm²]	0,6	
Coefficiente de Absorção	[mg/mg]	0,01	
Ingestão de Solo			
Duração da Exposição	[anos]	9 (Adulto) 6 (Criança)	9 (Adulto) 6 (Criança)
Frequência de Contato com o Solo	[dias/ano]	10	350
Razão de Ingestão de Solo	[mg/dia]	200 (Criança) 100 (Adulto)	
Fração de Solo Contaminado	[mg/mg]	1	
Biodisponibilidade	[mg/mg]	1	
Dados Toxicológicos do Chumbo			
Fator de Potência	kg - dia/mg	Não definido	
Ingresso Diário Tolerável	mg/kg - dia	3,6 × 10 ⁻³	
Concentração no solo	mg/kg	409	
Concentração na água	mg/L	simulação	

* - Valores de Referência sugeridos por CETESB e/ou USEPA.

** - Como usual deve-se entender freqüente / provável de acontecer.

Chumbo é um elemento de ocorrência natural, causador de diversos e severos danos à saúde. O comportamento no corpo humano é semelhante ao cálcio, acumulando-se nos ossos, sendo que na ocorrência de uma deficiência de cálcio, o chumbo pode-se alastrar pela corrente sangüínea. Quando absorvido pelo homem, pode causar anemia, danos ao sistema nervoso, produção de células sangüíneas, reprodução, acelera a destruição de glóbulos vermelhos (Harte et al, 1991).

De uma maneira geral, para a população adulta não fumante, a principal rota de exposição é através da ingestão de águas e alimentos. Para crianças, ingestão de solo aparece como rota também (CETESB, 2000).

Os primeiros sintomas referentes a efeitos agudos são fadiga, anemia e desordens neurológicas. Conforme nível e duração da exposição, o chumbo pode resultar em efeitos desde subcelulares a mal funcionamento geral do organismo, de inibição de enzimas a mudanças morfológicas e até a morte. Os efeitos crônicos produzem sintomas de perda de apetite, constipação, anemia, fraqueza, cólicas, dores musculares e nas juntas, hipertensão, disfunção renal, más formações congênitas, diminuição da quantidade de espermatozoides e danos aos sistemas nervosos periférico e central (CETESB, 2000).

O zinco não é considerado um elemento cancerígeno. A principal via de exposição humana é a ingestão, que, quando superior a 72 g produz sintomas de febre, diarreia, vômitos e outras irritações gastrointestinais. Em exposição ocupacional os trabalhadores podem mostrar distúrbios gastrointestinais e disfunções do fígado (CETESB, 2000).

6.3 Caracterização do risco

A USEPA não possui dados referentes aos parâmetros FP e DRf em relação ao chumbo. Segundo a USEPA existem estudos que indicam o potencial cancerígeno do chumbo no organismo humano, porém com dados insuficientes para a adoção de valores específicos para cada parâmetro.

A quantificação do risco de efeitos cancerígenos envolvem muitas incertezas, algumas das quais podem ser únicas para chumbo. Idade, saúde, estado nutricional,

corpo e duração da exposição influenciam a absorção, liberação e excreção do chumbo. Além disso, o conhecimento atual farmacocinético do chumbo indica que uma estimativa derivada dos procedimentos padrões não descreveriam o real potencial de risco. Assim, o “Grupo de Avaliação Cancerígena” recomenda que uma avaliação numérica não seja utilizada (USEPA-IRIS, 2001).

Assim, o próprio modelo assume valores iguais a 1 para os parâmetros sem dados existentes e executa o programa, apresentando a estimativa do risco (Anexo 04). Esta situação fragilizaria a qualidade dos resultados de riscos cancerígenos calculados pelo método, optando-se pela não realização destes cálculos de risco, ou seja, desconsiderar os resultados de risco baseados no FP assumido pelo modelo.

Em relação aos efeitos não cancerígenos, o parâmetro DRf foi substituído pelo IDT – Ingresso Diário Tolerável, que possui valor regulamentado para o chumbo. Este é o parâmetro no qual baseia-se o sistema RAI (CETESB, 2000).

O quociente de risco QR, calculado para os efeitos não cancerígenos de um composto, quando maior que 1 indica a ocorrência de risco à exposição ao composto pela rota avaliada e quando menor que 1 indica a ausência de risco.

Para a realização das estimativas de risco em solo, utilizou-se a concentração específica como dado de entrada no modelo. Para as estimativas de risco em água, antes dos cálculos de risco propriamente ditos, realizaram-se modelagens de transporte de água subterrânea, através de calibração de um modelo de transporte e simulações de transporte até os receptores.

6.3.1 Modelagem de Transporte

Através da utilização das informações levantadas na caracterização hidrogeológica da área e da elaboração do modelo hidrogeológico conceitual, para entendimento dos processos de transporte atuantes nos cenários de contaminação identificados na área em avaliação, foram efetuadas simulações com o auxílio do modelo AT 123D.

Como citado anteriormente, adotou-se o chumbo como contaminante de interesse para as simulações, não tendo sido considerado decaimento do elemento, difusão molecular ou qualquer atenuante bioquímico que propicie a redução de

massa ao longo do tempo. Assim, os dados iniciais de alimentação do modelo foram selecionados de forma conservadora, ou seja, definindo uma situação crítica para o transporte do contaminante.

O cálculo do fator de retardamento (R) conforme equação 04, considerando-se coeficiente de distribuição $K_d = 2400 \text{ L/kg}$ segundo CETESB (2000), proporciona $R = 24001$, ou seja, com o chumbo totalmente adsorvido e imóvel. Entretanto, os resultados indicam outro comportamento, demonstrado pelas altas concentrações de chumbo que atingiram a zona saturada e migraram através do fluxo subterrâneo.

Assim, como não há informações para estimativa desta adsorção, optou-se por um modelo sem retardamento. Porém, esta desconsideração de retardamento na velocidade de transporte do soluto em relação à velocidade advectiva da água subterrânea, pode ser significativa para o chumbo, visto ser um elemento de forte adsorção ao solo.

Em adição, como pode ser observado no mapa de isovalores de pH em água subterrânea (Figura 06), no PM-06 e certamente na faixa entre este poço e o rio (pode-se adotar PM-19 como ponto de comparação), as condições são de um ambiente próximo de neutro, com pHs próximos de 6,0, o que cria um ambiente de menor mobilidade para metais, possibilitando uma diminuição no avanço das plumas ou mesmo interrupção deste avanço, se mantida esta faixa de pH. Tal possibilidade não foi considerada nas simulações de transporte realizadas.

6.3.1.1 Calibração do modelo

Para calibrar o modelo AT123D utilizado para a simulação de transporte do contaminante chumbo em água subterrânea, adotaram-se os poços de monitoramento PM-18 e PM-11 como referência inicial, baseando-se no maior e melhor número de informações disponíveis nas proximidades destes poços, como número de poços instalados, quantidade de análises químicas, número de informações hidrogeológicas, que geraram dados mais seguros para a calibração do modelo.

Como não há informações precisas ou mesmo confiáveis a respeito da fonte original, denominada fonte A, a partir de antigo tanque de efluentes da indústria, considerou-se inicialmente o PM-18 como fonte atual secundária e o PM-11 como

receptor. Para a estimativa da dimensão desta fonte, admitiu-se a área de influência delimitada pela concentração máxima obtida no PM-18 como fonte de contaminação, a partir do qual uma pluma de contaminação foi delimitada. Assim, admitindo-se para a área uma forma de elipse, calculou-se uma área de 69 m^2 . Como espessura desta fonte admitiu-se a lâmina d'água no filtro do poço, ou seja $1,6 \text{ m}$, proporcionando um volume de 110 m^3 . Esta estimativa é necessária para a entrada de dados de geometria da fonte no modelo.

Figura 14 - Visualização tridimensional de fonte secundária assumida em torno do PM-18.

Para a estimativa de massa do contaminante, multiplicou-se o volume estimado pela concentração no poço ($6,59 \text{ mg/L}$) e pela porosidade efetiva ($\eta_e=0,18$), para cálculo da massa de contaminante transportada, gerando uma massa de $0,131 \text{ kg}$ de chumbo, conforme equação abaixo:

$$m = 10^{-3} \cdot C_{PM-18} \cdot V \cdot \eta_e \quad (\text{equação 14})$$

Onde :

10^{-3} = fator de conversão

m = massa de contaminante liberada [kg]

C_{PM-18} = concentração de chumbo no poço [mg/L]

V = volume estimado da fonte [m^3]

η_e = porosidade efetiva [-]

Esta massa estimada para a fonte de chumbo, refere-se à quantia de chumbo na zona saturada, desconsiderando-se qualquer possível massa do contaminante retida na zona não saturada.

A velocidade de transporte advectivo para o local foi calculada em 4,3 m/ano e a distância entre os poços em 11 m. Ao realizar-se a simulação de transporte de contaminante utilizando-se esta massa, a concentração obtida para o tempo de 2,55 anos (tempo necessário para o transporte advectivo entre os poços), observou-se que a concentração no PM-11 obtida na simulação era em torno de 8 % diferente da detectada em análise química, mostrando um modelo bem ajustado para esta simulação.

Para a estimativa da massa na fonte original, considerada instantânea sem acréscimo de massa de contaminante, inclusive a partir do solo, utilizou-se o mesmo raciocínio. A partir da distância de 15 m entre a fonte A e o PM-18, calculou-se em 3,5 anos o tempo de transporte advectivo e então simularam-se transportes, por tentativa e erro, para determinar que massa de contaminante proporciona a concentração de chumbo em água obtida no PM-18. A massa determinada para a fonte original foi de 0,76 kg de chumbo.

Figura 15 - Gráfico esquemático de transporte advectivo-dispersivo entre PM-18 e PM-11.

As curvas do gráfico acima mostram esquematicamente que a concentração detectada no PM-18 no evento de monitoramento de fevereiro de 2001 está bastante próxima da concentração máxima esperada para o poço conforme a simulação (7,06 mg/L), indicando também que o momento de maior concentração para os PMs 11 e 18 ainda não teriam sido atingidos. Simulação efetuada para

transporte da fonte original para o PM-11 indica uma concentração máxima esperada para o poço de 2,42 mg/L. Eventos trimestrais de monitoramento são recomendáveis para confirmação das premissas assumidas ou ajustes que se façam necessários ao modelo de calibração.

Somente o PM-11 possui quatro eventos de monitoramento com análises químicas realizadas e os resultados obtidos não permitem a configuração de uma curva ou mesmo tendência, mesmo porque estes eventos estendem-se por apenas um ano de monitoramento, tempo insuficiente para uma comparação com o modelo, além de não se considerar qualquer desvio quanto à precisão e qualidade dos resultados das análises.

Para a calibração em relação ao PM-07, partiu-se da hipótese da caracterização de uma fonte instantânea, sem acréscimo de massa há cinco anos, tempo mínimo conhecido como de desativação da indústria estabelecida no local, não se conhecendo qualquer informação da localização da fonte, em função de não ter sido possível o acesso às dependências da indústria. Assim, a partir deste tempo e considerando-se uma velocidade de transporte advectivo para o local (2,2 m/ano) estimou-se em 11 m a distância da fonte original, denominada fonte B.

Esta solução reflete parcialmente o quadro real ocorrido na área, visto que a concentração de chumbo detectada no PM-13 deve-se referir provavelmente à mesma fonte, que pode ser maior e mais distante, ou até mesmo mais de uma fonte. Entretanto, a solução simula o aporte de massa de contaminante a montante do poço (PM-07), mas distribuída ao longo de um trecho mais curto.

Para a estimativa da massa nesta fonte, a partir dos dados acima simularam-se transportes, por tentativa e erro, para determinar que massa de contaminante proporciona a concentração de chumbo em água, detectada no PM-07, obtendo-se massa de 1,25 kg de chumbo. Do mesmo modo que na fonte anterior, foi desconsiderada a massa de chumbo retida no solo (zona não saturada), estimando-se somente a massa da fonte secundária na zona saturada.

Para a estimativa da dimensão da fonte secundária em torno do PM-07, admitiu-se a área de influência delimitada pela concentração máxima obtida no poço, a partir do qual uma pluma de contaminação foi delimitada. Assim, admitindo-se para a área uma forma de elipse, calculou-se uma área de 113 m^2 . Como espessura desta fonte admitiu-se a lâmina d'água no filtro do poço, ou seja $1,2 \text{ m}$, proporcionando um volume de aproximadamente 135 m^3 . Esta estimativa é necessária para a entrada de dados de geometria da fonte original (fonte B) no modelo.

Figura 16 - Visualização tridimensional de fonte secundária assumida em torno do PM-07.

Assim como no PM-11, no PM-07 também foram realizados quatro eventos de monitoramento com análises químicas e os resultados obtidos também não permitem a configuração de uma curva ou mesmo tendência, em função do curto período de um ano de monitoramento, tempo insuficiente para uma comparação com as curvas geradas pelo modelo.

Ressalta-se que esta área não fazia parte do escopo inicial dos trabalhos, entretanto, em função da alta concentração obtida no PM-07, fez-se necessária a inclusão desta área nas simulações de transporte e principalmente avaliação de risco.

Para a entrada de dados específicos do meio foram utilizados os resultados obtidos no item 5.4, referente à caracterização hidrogeológica, conforme tabela 22.

Alguns parâmetros básicos de referência (default) recomendados na metodologia ASTM-RBCA, estão apresentados na tabela 21 abaixo.

Tabela 21 - Parâmetros de referência utilizados para calibração do modelo.

Parâmetros	Unidade	Valor adotado
Dados específicos do meio		
Distância longitudinal - x	m	-
Dispersividade longitudinal - α_x	m	$\alpha_x = 0,1 x$
Dispersividade transversal - α_y	m	$\alpha_y = 0,33\alpha_x$
Dispersividade vertical - α_z	m	$\alpha_z = 0,05\alpha_x$
Densidade (solo seco)	g/cm^3	1,8
Fração de Carbono Orgânico	-	0,01

Os dados de entrada no modelo, referentes às dimensões das fontes originais, são baseados nas dimensões estimadas para as fontes assumidas secundárias, em torno dos PMs 18 e 07. A partir das dispersividades adotadas (α_x , α_y e α_z) para cada trecho advectivo simulado (eixo x), estimou-se a dimensão de fonte original que proporcionaria aquela dimensão de fonte secundária.

Em relação à geometria dos receptores, foram consideradas as coordenadas x e y de cada poço receptor em relação à fonte e como dimensão no eixo z a lâmina d'água em cada poço.

O modelo simula a liberação de massa de contaminante de modo instantâneo, entretanto, a provável liberação de contaminante para o aquífero antes da data simulada pode impor diferenças entre concentrações detectadas em análises e resultados esperados a partir da simulação, que devem ser calibrados de acordo com os eventos de monitoramentos futuros.

Tabela 22 - Parâmetros utilizados para calibração do modelo.

Dados para Calibração do Modelo					
Parâmetros	Unidade	Fonte A - PM-18	Fonte A - PM-11	PM-18- PM-11	Fonte B - PM-07
Controle					
Aqüífero infinito (eixo y)	m	Sim			
Infinito (eixo z)	m	Não			
Tipo de Fonte	-	Instantânea			
Tempo de Simulação	anos	50 anos			
Dados específicos do meio					
Porosidade efetiva	-	0,18			
Condutividade hidráulica	m/ano	16,7			9,8
Gradiente hidráulico	-	0,046			0,040
Dispersividade longitudinal	m	1,5	2,6	1,1	1,1
Dispersividade transversal	m	0,50	0,86	0,36	0,36
Dispersividade vertical	m	0,075	0,130	0,055	0,055
Densidade (solo seco)	g/cm³	1,8			
Fração de Carbono Orgânico	-	0,01			
Espessura do Aqüífero	m	10			
Geometria do Receptor					
Eixo x	m	14,5	25,5	16	13,5
Eixo y	m	0	0	0	0
Eixo z – topo	m	0	0	0	0
Eixo z - base	m	1,6	1	1	1,2
Geometria da fonte					
Comprimento (eixo x)	m	8,5	8,5	10	11,9
Largura (eixo y)	m	6,5	6,5	7	8,1
Espessura (eixo z)	m	1,6	1,6	1,6	1,2
Massa de Contaminante					
Chumbo	kg	0,760	0,760	0,131	1,250

Os resultados completos de algumas simulações encontram-se no Anexo 03.

6.3.1.2 Simulações de transporte

As concentrações determinadas em campo indicam duas plumas de contaminação por chumbo, em torno dos PMs 07 e 18, com concentrações detectadas no último monitoramento (fevereiro de 2001) de 15,4 e 6,59 mg/L, respectivamente. Como visto anteriormente, a partir destes poços foram realizadas calibrações para estimativa de massa de contaminante nas fontes originais, que embora estimadas não estão apresentadas nos mapas de isoconcentração de

chumbo em água subterrânea, no qual configuram duas plumas com foco principal de contaminação a partir destes poços.

As simulações foram efetuadas para as distâncias de 235 m da Fonte A para o rio Cotia, 135 m da Fonte A para o PM-07, 70 m da Fonte A para um hipotético poço receptor em uso futuro, 90 m da Fonte B para outro hipotético poço receptor em uso futuro e de 111 m da Fonte B para o rio, sendo estas distâncias mínimas aproximadas até cada ponto receptor definido.

O rio Cotia foi definido como receptor atual, caracterizando a necessidade de simulações de transporte de contaminante para o rio a partir das fontes A e B. A simulação da Fonte A para o PM-07 pretendeu verificar a possibilidade de haver aporte de contaminante neste poço a partir desta fonte. Este aporte pode ser significativo se somado ao contaminante proveniente da Fonte B. Cabe ressaltar que o modelo AT123D não permite a sobreposição de plumas, no caso da haver aporte significativo de contaminante para o PM-07 a partir da fonte A.

As simulações em relação a hipotéticos poços de captação em uso futuro da área, devem-se ao critério adotado pela CETESB de preservação da água subterrânea, independentemente do uso atual, justificando uma avaliação de risco para um cenário futuro, auxiliando numa previsão para esta possibilidade de uso.

As fontes de contaminação foram consideradas instantâneas, uma vez que há alguns anos não há disposição dos efluentes industriais que deram origem à contaminação por chumbo no local, de acordo com o histórico apresentado e não se considerou recarga de contaminante a partir da zona não saturada.

A partir dos levantamentos de campo foi possível definir uma condutividade hidráulica de 16,7 m/ano e gradiente hidráulico de 4,6 % no trecho entre a Fonte A e o PM-07, condutividade hidráulica de 13,6 m/ano e gradiente hidráulico de 4,3 % da Fonte A para o rio e condutividade hidráulica de 9,8 m/ano e gradiente hidráulico de 4 % no trecho entre a Fonte B e o rio Cotia. Apesar da ocorrência de gradientes hidráulicos na área de até 10 % localmente, foram considerados nas simulações de transporte os gradientes acima, que correspondem àqueles mais significativos para os trechos envolvidos nas simulações.

De acordo com pesquisa bibliográfica, adotou-se uma porosidade efetiva de fluxo de 18% (Fetter, 1988 e 1994), valor médio característico para solo siltico

argilo-arenoso.

Um aspecto importante a ser ressaltado diz respeito à geometria do receptor. O modelo admite como receptor, um poço com o eixo x sendo a distância longitudinal da fonte para o poço, no eixo y foram considerados valores nulos e topo e base do eixo z, o NA e base do filtro, caso do PM-07 que possui lâmina d'água de 1,2 m na simulação. Para o rio Cotia e poços de uso futuro, admitiu-se como 2 m o intervalo de captação de água subterrânea.

Tabela 23 - Parâmetros utilizados para Modelagem de Transporte.

Dados para Modelagem de Transporte						
Parâmetros	Unidade	Fonte A - PM-07	Fonte A - Rec. 70 m	Fonte A - rio Cotia	Fonte B - rio Cotia	Fonte E - Rec. 90 m
Controle						
Aqüífero infinito (eixo y)	m	Sim				
Infinito (eixo z)	m	Não				
Tipo de Fonte	-	Instantânea				
Tempo de Simulação	anos	100 anos				
Dados específicos do meio						
Porosidade efetiva	-	0,18				
Condutividade hidráulica	m/ano	16,7	16,7	13,6	9,8	9,8
Gradiente hidráulico	-	0,046	0,046	0,043	0,04	0,04
Dispersividade longitudinal	m	13,5	7,0	23,5	11,1	9,0
Dispersividade transversal	m	4,50	2,33	7,80	3,70	3,00
Dispersividade vertical	m	0,67	0,35	1,20	0,55	0,45
Densidade (solo seco)	g/cm ³	1,8				
Fração de Carbono Orgânico	-	0,01				
Espessura do Aqüífero	m	10				
Geometria do Receptor						
Eixo x	m	139	74	239	117	96
Eixo y	m	0	0	0	0	0
Eixo z – topo	m	0	0	0	0	0
Eixo z - base	m	1,2	2,0	2,0	2,0	2,0
Geometria da fonte						
Comprimento (eixo x)	m	8,5			11,9	
Largura (eixo y)	m	6,5			8,1	
Espessura (eixo z)	m	1,6			1,2	
Massa de Contaminante						
Chumbo	kg	0,76			1,25	

A partir da aplicação do modelo, foram obtidos os resultados apresentados nos gráficos abaixo. Os resultados completos de algumas das simulações efetuadas, onde estão apresentadas as concentrações médias anuais, encontram-se no Anexo 03. Incluíram-se somente algumas simulações, a título de exemplo do tipo de saída dos dados do modelo, visto que a apresentação de todas as simulações geraria um número de páginas inviável para o anexo.

De acordo com os resultados apresentados nos gráficos da figura 17, verifica-se que em todas as situações o contaminante atinge o receptor, entretanto, os padrões de referência são distintos, dependentes do tipo de receptor. Para o rio como receptor, deve-se considerar o padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/86 para rios classe 3, de 0,05 mg/L, enquanto que para os poços como receptores, deve-se considerar a Portaria 1469, de 0,01 mg/L.

Para o transporte da Fonte A para um poço receptor a 70 m, observa-se que o aporte de chumbo em água subterrânea inicia-se a partir do terceiro ano em níveis muito baixos, mas em rápido crescimento até o ano 13, quando atinge o pico de concentração em 0,162 mg/L, para então decrescer acentuadamente até os anos 35/40 e manter-se em níveis muito baixos até o final da simulação em 100 anos. Ao se considerar o valor máximo permitido pela Portaria 1469 (0,01 mg/L), observa-se que a partir do ano 6 este limite é superado, mantendo-se acima dele até o ano 37.

Para o transporte a partir da Fonte A para o PM-07, observa-se que o aporte de chumbo inicia-se a partir do quinto ano em níveis muito baixos, mas em constante crescimento até os anos 26, 27 e 28, quando atinge o pico de concentração em 0,035 mg/L, para então decrescer constantemente até o final da simulação em 100 anos. Esta concentração máxima citada representa o maior aporte de chumbo para o PM-07, valor da ordem de 0,2 % da concentração de 15,4 mg/L detectada no poço receptor.

Figura 17 – Curvas de distribuição das concentrações de chumbo nos receptores simulados, a partir das Fontes A e B.

Na simulação considerando o rio Cotia como receptor em relação à mesma Fonte A, o contaminante só atinge o rio a partir do décimo ano em níveis extremamente baixos, iniciando curva ascendente de concentração significativa a partir do vigésimo ano até o ano 57, quando estabiliza-se até o ano 63 em concentração de 0,012 mg/L, iniciando trecho de curva descendente de concentração no rio até o final da simulação. Ao se considerar o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 20/86 (0,05 mg/L), observa-se que este limite não é atingido em nenhum momento.

Para o transporte da Fonte B para um poço receptor a 90 m, observa-se que o aporte de chumbo em água subterrânea inicia-se a partir do sexto ano em níveis muito baixos, mas em forte curva ascendente até os anos 33 e 34, quando atinge o pico de concentração em 0,136 mg/L, para então decrescer até o final da simulação em 100 anos. Ao se considerar o valor máximo permitido pela Portaria 1469 (0,01 mg/L), observa-se que a partir do ano 14 este limite é superado, mantendo-se acima dele até o ano 92.

Para a simulação a partir da Fonte B com o rio Cotia como receptor, observa-se que o chumbo atinge o rio a partir do sétimo ano, em concentrações extremamente baixas, iniciando um aumento no aporte até os anos 41 a 44 quando atinge a máxima concentração de chegada com 0,085 mg/L, decrescendo continuamente até o final da simulação. Pode-se observar que o limite imposto pela Resolução CONAMA nº 20/86 (0,05 mg/L) é superado no período entre os anos 27 e 67.

6.3.2 Estimativa do Risco em Solo

De acordo com a avaliação efetuada no item 6.2 e dados de entrada para simulação através do modelo, efetuaram-se as estimativas de risco, para as rotas de ingestão de solo e contato dermal com solo, conforme tabela a seguir.

Tabela 24 - Resultados das Simulações de Risco efetuadas.

Rotas de Exposição		ID (mg/kg-dia)	IDC (mg/kg-dia)	IDM (mg/kg-dia)	QR
Contato Dermal com Solo (Conservador)	Adulto	.128E-03	.122E-03	.172E-04	.340E-01
	Criança	.294E-03	.282E-03	.265E-04	.784E-01
Ingestão de Solo (Conservador)	Adulto	.682E-03	.654E-03	.919E-04	.182E+00
	Criança	.545E-02	.523E-02	.490E-03	.145E+01
Contato Dermal com Solo (Usual)	Adulto	.128E-03	.350E-05	.492E-06	.971E-03
	Criança	.294E-03	.807E-05	.756E-06	.224E-02
Ingestão de Solo (Usual)	Adulto	.682E-03	.187E-04	.263E-05	.519E-02
	Criança	.545E-02	.149E-03	.140E-04	.415E-01

Legenda: ID = Ingresso Diário; IDC = Ingresso Diário Crônico; IDM = Ingresso Diário Médio; QR = Quociente de Risco

Segundo os resultados acima, há riscos de efeitos não cancerígenos na rota de ingestão de solo para crianças em cenário conservador. Estes resultados referem-se aos valores adotados como de referência (default) para as rotas, valores extremamente conservadores para a situação do local. Entretanto, ao se considerar os valores mais compatíveis com a realidade do local (usual), os resultados não apresentam riscos acima dos admitidos pela CETESB.

Os valores conservadores consideram situações de exposição freqüentes e duradouras, ou seja, quase diariamente e por algumas horas durante o dia. O local do solo contaminado é uma via de passagem de moradores e trabalhadores da região, as quais raramente permanecem no local o suficiente para a exposição simulada. A adoção de um valor para o local com menor tempo de exposição ao solo, ainda conservador em relação ao quadro real, resultou em índices permissíveis para exposição.

Pelo exposto acima, conclui-se preliminarmente pela inexistência de risco para o cenário mais provável de exposição ao solo contaminado.

6.3.3 Estimativa do Risco em Água

Para os cálculos de risco considerando-se a água como rota de exposição, elaboraram-se simulações de risco para períodos e épocas diferentes, de acordo com os resultados obtidos nas concentrações de chegada do contaminante em cada

receptor considerado. Assim, elaboraram-se cálculos para os períodos integrais da simulação, ou seja, 100 anos e para intervalos de tempo menores, cujas concentrações médias eram significativas para cada período especificamente.

Estas estimativas de risco foram realizadas para dois poços de captação de água subterrânea em hipotético uso futuro, para consumo nobre em ambiente residencial, locados estes poços em pontos não contaminados por chumbo atualmente, desconsiderando retardamento do contaminante no transporte e quaisquer efeitos que os bombeamentos de água a partir destes dois poços possam causar no regime de fluxo subterrâneo caracterizado para as simulações.

Da observação dos gráficos de simulação de transporte para estes dois poços, adotam-se critérios distintos para a definição dos períodos para estimativa de risco. Para o poço receptor a 70 m da fonte A, a simulação mostra que a partir do ano 38 até o final do período simulado, ocorreriam concentrações abaixo do padrão de potabilidade da Portaria 1469. Assim, adotaram-se dois intervalos para estimativa de riscos, um primeiro período com os quarenta anos iniciais, que incluem todo o intervalo com concentrações acima do limite. Para este cálculo deve-se executar o modelo com os dados de transporte para 40 anos e entrar com os dados de exposição e toxicidade para o cálculo de risco. Para um segundo período, entre os anos 38 e 100, calculou-se a concentração média ao longo do período no receptor e alimentou o modelo como dado de concentração específica para executar o programa.

Em relação ao poço receptor a 90 m da fonte B, adotou-se um critério de estimativa de risco para o período integral da simulação, visto que em quase oitenta anos deste período, as concentrações estimadas estão acima do limite regulamentado.

As simulações de transporte realizadas não consideraram adsorção do chumbo ao solo na zona saturada. O modelo considera que o soluto passa por um poço e depois de um período para cada poço, conforme distância da fonte, não há mais concentração de chumbo no ponto. Por exemplo, para o PM-18 este período seria de 33 anos, momento a partir do qual pela simulação todo o chumbo em água teria passado pelo poço. Entretanto, deve haver adsorção de chumbo ao solo e somente o monitoramento fornecerá dados para sua estimativa. Por isso, as

estimativas de risco para pontos de exposição que não apresentam concentração de chumbo atualmente.

Tabela 25 - Resultados das Simulações de Risco efetuadas com transporte a partir da Fonte A.

Rotas de Exposição a Água Fonte A – Receptor 70 m			ID (mg/kg-dia)	IDC (mg/kg-dia)	IDM (mg/kg-dia)	QR
Ingestão	Ano 38 a ano 100 (usual)	Adulto	.238E-04	228E-04	.321E-05	.634E-02
		Criança	.680E-04	.652E-04	.611E-05	.181E-01
Contato Dermal	Ano 38 a ano 100 (usual)	Adulto	.135E-09	.130E-09	.183E-10	.361E-07
		Criança	.310E-09	.297E-09	.279E-10	.826E-07
Ingestão	Ano 38 a ano 100 (conserv)	Adulto	.340E-04	.340E-04	.159E-04	.944E-02
		Criança	.102E-03	.102E-03	.956E-05	.283E-01
Contato Dermal	Ano 38 a ano 100 (conserv)	Adulto	.376E-09	.376E-09	.176E-09	.104E-06
		Criança	.860E-09	.860E-09	.807E-10	.239E-06
Ingestão	Ano 1 ao ano 40 (usual)	Adulto	.270E-02	.270E-02	.127E-02	.750E+00
		Criança	.105E-01	.100E-01	.940E-03	.279E+01
Contato Dermal	Ano 1 ao ano 40 (usual)	Adulto	.208E-07	.200E-07	.281E-08	.555E-05
		Criança	.477E-07	.457E-07	.429E-08	.127E-04
Ingestão	Ano 1 ao ano 40 (conserv)	Adulto	.366E-02	.351E-02	.494E-03	.975E+00
		Criança	.157E-01	.157E-01	.147E-02	.436E+01
Contato Dermal	Ano 1 ao ano 40 (conserv)	Adulto	.298E-07	.298E-07	.140E-07	.829E-05
		Criança	.132E-06	.132E-06	.124E-07	.368E-04

Legenda: ID = Ingresso Diário; IDC = Ingresso Diário Crônico; IDM = Ingresso Diário Médio; QR = Quociente de Risco

Para as estimativas de risco considerando-se o período entre os anos 38 e 100, não há riscos caracterizados acima do índice admitido para QR, sendo o maior risco para efeito não cancerígeno de 0,0283 para crianças em cenário conservador e rota de ingestão de água.

Em relação ao período que envolve os primeiros quarenta anos, os riscos foram caracterizados somente para a rota de ingestão de água contaminada. Para os efeitos não cancerígenos (QR) há riscos para as crianças, tanto em cenário conservador quanto em usual, com destaque para o cenário de parâmetros de exposição mais acentuada que apresentou o maior quociente de risco, de 4,36.

Dos resultados, um aspecto que deve ser salientado diz respeito à existência de risco para o cenário usual de exposição, a partir de dados próximos de um

cenário real provável de uso futuro no local.

Pelo exposto, conclui-se preliminarmente pela existência de risco para o cenário mais provável de exposição para o período até 40 anos. A ausência de riscos após este período, deve ser monitorada, para avaliação de adsorção de chumbo ao solo na zona saturada e de outros condicionantes de potabilidade para água subterrânea. Porém, o conservadorismo das premissas torna esta hipótese plausível.

Abaixo, apresentam-se os resultados de risco a partir da Fonte B.

Tabela 26 - Resultados das Simulações de Risco efetuadas com transporte a partir da Fonte B.

Rotas de Exposição a Água Fonte B – Receptor 90 m			ID (mg/kg-dia)	IDC (mg/kg-dia)	IDM (mg/kg-dia)	QR
Ingestão	100 anos (usual)	Adulto	.316E-02	.303E-02	.426E-03	.842E+00
		Criança	.903E-02	.866E-02	.812E-03	.241E+01
Contato Dermal	100 anos (usual)	Adulto	.180E-07	.173E-07	.243E-08	.479E-05
		Criança	.412E-07	.395E-07	.370E-08	.110E-04
Ingestão	100 anos (conservador)	Adulto	.390E-02	.390E-02	.183E-02	.108E+01
		Criança	.136E-01	.136E-01	.127E-02	.376E+01
Contato Dermal	100 anos (conservador)	Adulto	.432E-07	.432E-07	.202E-07	.120E-04
		Criança	.114E-06	.114E-06	.107E-07	.318E-04

Legenda: ID = Ingresso Diário; IDC = Ingresso Diário Crônico; IDM = Ingresso Diário Médio; QR = Quociente de Risco

Os resultados da tabela acima mostram a existência de riscos somente para ingestão de água contaminada, tanto para os parâmetros conservadores como para os usuais, caracterizando-se riscos de efeitos não cancerígenos para adultos e crianças, sendo mais intensos para as crianças.

Neste quadro, exceção é feita para os efeitos não cancerígenos em adultos com parâmetros usuais, os quais apresentaram resultado menor que um, não indicando risco. Por outro lado, os riscos mais acentuados são para as crianças, a partir de parâmetros conservadores. Novamente deve-se salientar a existência de risco para o cenário usual de exposição.

Pelo exposto acima, conclui-se preliminarmente pela existência de risco para o cenário mais provável de exposição para o período simulado, o que era esperado,

uma vez que o limite de potabilidade para o contaminante é de 0,01 mg/L, ou seja, mais de 1500 vezes abaixo da concentração maior considerada na simulação, ressaltando-se que limite de potabilidade não significa limite de risco.

Os resultados obtidos nos cálculos de risco são baseados em fatores que podem gerar incertezas na avaliação de risco, como massa e retardamento de contaminante e ausência de dados toxicológicos, que devem ser atualizados de acordo com a disponibilidade de dados específicos.

De acordo com os riscos estimados para os receptores, referentes a cada fonte e rota de exposição (Tabelas 25 e 26), podem-se estimar os SSTL para cada receptor em sua rota de exposição que ofereça risco, conforme tabela abaixo.

Tabela 27 - Valores de SSTL estimados

Rotas de Exposição a Água Fonte A – Receptor 70 m			QR	SSTL [mg/L]
Ingestão	Ano 1 ao ano 40 (usual)	Criança	1	0,058
	Ano 1 ao ano 40 (conservador)			0,037
Rotas de Exposição a Água Fonte B – Receptor 90 m			QR	SSTL [mg/L]
Ingestão	100 anos (usual)	Criança	1	0,056
	100 anos (conservador)			0,036
	100 anos (conservador)	Adulto		0,125

Legenda: QR = Quociente de Risco; SSTL = Valor Alvo Específico para o Local

Pode-se observar que todos os valores de SSTL são superiores ao VMP da Portaria 1469, para os cenários propostos nas estimativas de risco. Estes valores representam as máximas concentrações nos pontos de exposição sem que haja riscos de efeitos não cancerígenos para cada receptor. O SSTL em cada ponto de exposição deve ser o valor mais restritivo.

Os gráficos referentes a estas simulações (Figuras 17 e 20), permitem observar que estes valores são superados entre os anos 07 e 28 (0,037 mg/L) considerando-se a Fonte A com receptor a 70 m e entre os anos 17 e 69 (0,036 mg/L) a partir da Fonte B com receptor a 90 m.

7 CONCLUSÕES

- O vazamento de ácido clorídrico gerou uma pluma de contaminação de cloreto em água subterrânea, em configuração condicionada pelo fluxo subterrâneo e infiltração a partir do escoamento superficial ocorrido. Os resultados também indicaram altas concentrações de cloreto em solo, porém, não há limites regulamentados para cloreto em solo;
- A diminuição do pH pelo vazamento de ácido clorídrico proporcionou a migração dos metais da zona não saturada para a zona saturada e também gerou ambiente de mobilidade para os metais na zona saturada;
- Em solo, entre os metais, foi detectada contaminação somente por chumbo, com concentração acima do valor de intervenção para áreas residenciais proposto pela CETESB;
- Foi caracterizada a contaminação da água subterrânea local devido à presença de altas concentrações de chumbo e zinco, principalmente nos PMs 07 e 18. A pluma referente ao PM-18 deve-se à contaminação provocada pela Empresa, enquanto a pluma referente ao PM-07 deve-se à desativada fábrica de vulcanização de borracha;
- A concentração de zinco acima do limite no PM-14, pode ser um indicativo de uma fonte B mais extensa ou mesmo a presença de mais de uma fonte. Tal fato impõe a necessidade de avaliação específica da área da empresa desativada de vulcanização e com monitoramentos posteriores. Isto pode impedir ou limitar o tipo de uso para poço de captação futura no local;
- A avaliação de risco para a rota de ingestão e contato dermal com solo contaminado e contato dermal com água contaminada concluiu pela inexistência de riscos. Entretanto, para a rota de ingestão de água contaminada concluiu pela existência de riscos para efeitos não cancerígenos, para adultos e crianças, com efeitos mais severos em crianças;

- *Embora tenham-se adotado premissas conservadoras para simulação de transporte e avaliação de risco, a metodologia adotada permite variações nestas premissas, que podem ser feitas à medida que se disponha de mais dados para adoção de modelos menos conservadores;*
- *Os Valores Alvo Específicos para o Local - SSTL para os pontos de exposição em água subterrânea estimados são mais permissivos do que o Valor Máximo Permitido (VMP) regulamentado pela Portaria 1469.*

8 RECOMENDAÇÕES

- *A partir dos critérios adotados e do cenário exposto, recomenda-se como ação-resposta inicial o monitoramento trimestral dos poços de monitoramento existentes no local, para continuidade da avaliação da contaminação e verificação de efeitos de atenuação natural na migração das plumas;*
- *Instalação de pelo menos mais um poço de monitoramento, à leste do PM-06, próximo à entrada da estrada Fernando Nobre, para melhor caracterização e controle da migração de pluma(s) para o rio Cotia;*
- *Em função do risco para consumo de água subterrânea, deve-se manter atualizado um cadastro de exploração de água subterrânea, através do levantamento de dados permanente na área, a fim de se garantir que não ocorra consumo por esta rota, para quaisquer tipos de uso;*
- *A empresa deve ter controle total no uso do poço de captação próximo da rua Torre Eiffel, a partir de análises físico-químicas periódicas, sem qualquer tipo de uso que não seja industrial;*
- *Buscar formas legais de acesso à área interna da fábrica de vulcanização de borracha, para mapeamento do local, levantando dados hidrogeológicos, busca por possível(is) fonte(s) de contaminação, poços de captação de água subterrânea, amostragem e análise de solo, instalação de poço(s) para amostragem e análises de água;*
- *Realização de nova avaliação de risco para a área, assim que hajam novas e significativas informações sobre a área;*

ANEXO 01

Perfis Descritivos dos Poços de Monitoramento

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.

RODOVIA RAPOSO TAVARES Km 29

EQUIPAMENTO: TRADO MECÂNICO

PERFURAÇÃO: 4"

REVESTIMENTO: 2"

PM-06

PM-07

PM-08

Início: 23/06/98

Fim: 23/06/98

Início: 11/02/99

Fim: 11/02/99

Início: 11/02/99

Fim: 11/02/99

Profun: 4,30 m

N.A. Estab: 3,72 m

Profun: 4,24 m

N.A. Estab.: 3,00 m

Profun: 4,37 m

N.A. Estab.: 3,61 m

Obs.: A sequência de sondagens não representa uma seção geológica

Legenda (Construtivo)

- Solo reposto
- Pré-filtro de areia
- Selo em bentonita
- Selo sanitário em concreto

Legenda (Litologia)

- Areia variada argilosa, vermelha escura, com pedregulhos pequenos. Aterro.
- Areia argilosa, vermelha escura. Aterro.
- Argila arenosa, vermelha, com pedregulhos. Aterro.
- Argila silto-arenosa (areia fina e média), amarela e vermelha. S.A.R. (Solo de Alteração de Rocha)
- Argila silto-arenosa (areia fina e média), cinza clara. S.A.R.
- Argila silto-arenosa (areia variada), cinza escura, micácea. S.A.R.
- Argila silto-arenosa (areia variada), cinza, com grãos de feldspato. S.A.R.
- Argila silto-arenosa (areia fina e média), cinza, com fragmentos milimétricos de rocha, micácea. S.A.R.
- Argila siltosa pouco arenosa (areia fina e média), amarela e cinza, micácea. S.A.R.

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.

RODOVIA RAPOSO TAVARES Km 29

EQUIPAMENTO: TRADO MECÂNICO

PERFURAÇÃO: 4"

REVESTIMENTO: 2"

PM-011

PM-13

PM-14

Início: 20/04/99

Fim: 26/04/99

Início: 29/01/01

Fim: 29/01/01

Início: 29/01/01

Fim: 29/01/01

Profun: 6,00 m

N.A. Estab: 4,92 m

Profun: 4,75 m

N.A. Estab: 2,15 m

Profun: 4,56 m

N.A. Estab: 2,61 m

Legenda (Construtivo)

- Solo reposto
- Pré-filtro de areia
- Selo em bentonita
- Selo sanitário em concreto

Legenda (Litologia)

- Solo argilo-arenoso com pedregulhos, vermelho pouco poroso - Aterro
- Solo argilo-arenoso com pedregulhos pequenos, poroso com matéria orgânica - Aterro
- Argila arenosa, vermelha, com pedregulhos pequenos. Aterro
- Areia variada argilosa, amarela, micácea - S.A.R. (Solo de Alteração de Rocha)
- Areia (fina e média) argiloso-siltosa com pedregulhos pequenos, vermelha e amarela, micácea - S.A.R.
- Argila arenosa (areia fina e média) com pedregulhos, cinza clara. Solo de alteração de rocha. S.A.R.
- Argila silto arenosa (areia fina e média), vermelha, micácea, com fragmentos milimétricos de rocha. S.A.R.
- Silte argilo-arenoso (areia fina), verde com intercalação decimétricas em amarelo, muito micácea - S.A.R.
- Silte argilo-arenoso (areia fina), verde, muito micácea - S.A.R.
- Silte argilo-arenoso (areia fina e média) verde e amarelo, micácea, com fragmentos milimétricos de rocha. S.A.R.

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.

RODOVIA RAPOSO TAVARES Km 29

EQUIPAMENTO: TRADO MECÂNICO

PERFURAÇÃO: 4"

REVESTIMENTO: 2"

PM-15

PM-16

PM-17

Início: 30/01/01

Fim: 01/02/01

Início: 31/01/01

Fim: 31/01/01

Início: 02/02/01

Fim: 05/02/01

Profun: 10,81 m

N.A. Estab: 8,48 m

Profun: 7,17 m

N.A. Estab.: 4,34 m

Profun: 9,57 m

N.A. Estab.: 7,30 m

Obs.: A sequência de sondagens não representa uma seção geológica

Legenda (Construtivo)

- Solo reposto
- Pré-filtro de areia
- Selo em bentonita
- Selo sanitário em concreto

Legenda (Litologia)

- Areia variada argilosa, com pedregulhos pequenos, vermelha, porosa - Aterro
- Argila arenosa (areia variada), com pedregulhos de até 10 cm, marrom, porosa - Aterro
- Argila areno-siltosa (areia fina e média), c/ pedregulhos pequenos, vermelha, pouco micácea - S.A.R. (Solo de Alteração de Rocha)
- Argila silto-arenosa (areia variada c/ pedregulhos pequenos, vermelha e branca, pouco micácea - S.A.R.

- Argila silto-arenosa (areia fina e média) vermelha, micácea - S.A.R.
- Argila silto-arenosa (areia variada), vermelha, micácea - S.A.R.
- Silte argilo-arenoso (areia fina e média), cinza esverdeado, micáceo - S.A.R.
- Silte areno-argiloso (areia fina), c/ pedregulhos pequenos, bege, micáceo. A partir 2,40m, verde - S.A.R.
- Silte argilo-arenoso (areia fina e média), verde, micáceo - S.A.R.

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO - EURÉLIO TOSO JR.

RODOVIA RAPOSO TAVARES Km 29

EQUIPAMENTO: TRADO MECÂNICO

PERFURAÇÃO: 4"

REVESTIMENTO: 2"

PM-18

PM-19

Início: 02/02/01

Fim: 05/05/01

Início: 01/02/01

Fim: 05/02/01

Profun: 7,10 m

N.A. Estab: 5,51 m

Profun: 3,06 m

N.A. Estab.: 1,70 m

Obs.: A sequência de sondagens não representa uma seção geológica

Legenda (Construtivo)

- Solo reposto
- Pré-filtro de areia
- Selo em bentonita
- Selo sanitário em concreto

Legenda (Litologia)

- Pedregulhos centimétricos até decimétricos em solo argilo-arenoso - Aterro
- Argila arenosa (areia variada), com pedregulhos de até 10 cm, marrom, porosa - Aterro
- Argila silto-arenosa (areia fina e média), com pedregulhos pequenos vermelha, micácea - S.A.R.
- Areia variada silto-argilosa, com pedregulhos de até 10 cm, verde e branca, micácea - S.A.R.
- Silte argilo-srenoso (areia fina e média), verde, micáceo - S.A.R.
- Silte areno-argiloso (areia fina), verde, micáceo - S.A.R. (Solo de Alteração de Rocha)

ANEXO 02

Slug Tests

SLUG TEST

Poço: PM-06

Data: Fev/99

NA Estabilizado (m) : 2.85

N.A. após retirada do slug (m): 3.5

Diâmetro do revestimento (m): 0.051

Diâmetro do filtro (m): 0.1016

Comprimento do filtro (m): 1.45

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

onde :
 K é a Condutividade Hidráulica
 r é o raio do revestimento
 R é o raio do filtro
 L é o comprimento do filtro
 T₀ é o tempo que a água leva para
 atingir 37% da variação inicial

Do Gráfico

T₀ = 961.8480706 min

K = 1.30E-06 cm/s

Tempo (min)	h (m)	H-h/H-Ho
0	3.50	1
1	3.50	1
2	3.50	1
3	3.50	1
4	3.50	1
5	3.49	0.984615385
6	3.49	0.984615385
7	3.49	0.984615385
8	3.49	0.984615385
9	3.49	0.984615385
10	3.48	0.969230769
12	3.48	0.969230769
15	3.48	0.969230769
20	3.47	0.953846154
25	3.47	0.953846154
30	3.47	0.953846154
40	3.46	0.938461538
50	3.46	0.938461538
60	3.45	0.923076923
70	3.45	0.923076923
80	3.45	0.923076923
90	3.44	0.907692308
120	3.44	0.907692308
150	3.43	0.892307692
180	3.43	0.892307692
210	3.42	0.876923077
240	3.42	0.876923077

SLUG TEST

Poço: PM-13

Data: Fev/01

NA Estabilizado (m) : 2.15
 N.A. após retirada do slug (m): 2.79
 Diâmetro do revestimento (m): 0.051
 Diâmetro do filtro (m): 0.1016
 Comprimento do filtro (m): 1.96

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

onde :
 K é a Condutividade Hidráulica
 r é o raio do revestimento
 R é o raio do filtro
 L é o comprimento do filtro
 T0 é o tempo que a água leva para
 atingir 37% da variação inicial

Do Gráfico

T0 = 32.3733778 min

K = 3.12E-05 cm/s

Tempo (min)	h (m)	H-h/H-Ho
0	2.79	1
1	2.74	0.921875
2	2.70	0.859375
3	2.66	0.796875
4	2.62	0.734375
5	2.59	0.6875
6	2.56	0.640625
7	2.53	0.59375
8	2.50	0.546875
9	2.47	0.5
10	2.45	0.46875
12	2.42	0.421875
15	2.39	0.375
20	2.37	0.34375
25	2.34	0.296875
30	2.31	0.25
40	2.29	0.21875
50	2.26	0.171875
60	2.23	0.125
70	2.22	0.109375
80	2.19	0.0625
90	2.16	0.015625

SLUG TEST

Poço: PM-14

Data: Fev/01

NA Estabilizado (m) : 2.61
 N.A. após retirada do slug (m): 3.25
 Diâmetro do revestimento (m): 0.051
 Diâmetro do filtro (m): 0.1016
 Comprimento do filtro (m): 1.95

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

onde :
 K é a Condutividade Hidráulica
 r é o raio do revestimento
 R é o raio do filtro
 L é o comprimento do filtro
 T₀ é o tempo que a água leva para
 atingir 37% da variação inicial

Do Gráfico

T₀ = 100.014566 min

K = 1.01E-05 cm/s

Tempo (min)	h (m)	H-h/H-Ho
0	3.25	1
1	3.24	0.984375
2	3.23	0.96875
3	3.22	0.953125
4	3.21	0.9375
5	3.20	0.921875
6	3.19	0.90625
7	3.18	0.890625
8	3.17	0.875
9	3.16	0.859375
10	3.15	0.84375
12	3.14	0.828125
15	3.12	0.796875
20	3.10	0.765625
25	3.08	0.734375
30	3.06	0.703125
40	3.04	0.671875
50	3.02	0.640625
60	3.00	0.609375
70	2.98	0.578125
80	2.96	0.546875
90	2.94	0.515625
120	2.91	0.46875
150	2.87	0.40625
180	2.84	0.359375
210	2.8	0.296875
240	2.77	0.25

SLUG TEST

Poço: PM-18

Data: Fev/01

NA Estabilizado (m) : 5.51

N.A. após retirada do slug (m): 6.15

Diâmetro do revestimento (m): 0.051

Diâmetro do filtro (m): 0.1016

Comprimento do filtro (m): 1.59

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

onde :

K é a Condutividade Hidráulica

r é o raio do revestimento

R é o raio do filtro

L é o comprimento do filtro

T₀ é o tempo que a água leva para atingir 37% da variação inicial

Do Gráfico

T₀ = 22.1365395 min

K = 5.30E-05 cm/s

Tempo (min)	h (m)	H-h/H-Ho
0	6.15	1
1	6.11	0.9375
2	6.08	0.890625
3	6.05	0.84375
4	6.02	0.796875
5	5.99	0.75
6	5.96	0.703125
7	5.93	0.65625
8	5.90	0.609375
9	5.88	0.578125
10	5.85	0.53125
12	5.82	0.484375
15	5.79	0.4375
20	5.75	0.375
25	5.72	0.328125
30	5.69	0.28125
40	5.66	0.234375
50	5.63	0.1875
60	5.60	0.140625
70	5.57	0.09375
80	5.55	0.0625
90	5.53	0.03125
120	5.52	0.015625
140	5.51	0

ANEXO 03

Simulações de Transporte

Calibração do Modelo / Fonte A – PM-11

==Reading Input File

NUMBER OF YEARS SIMULATED: 50

==Initializing Data

Deterministic Run

SIMULATION FOR CHEMICAL Lead

Run number 1

Running AT123D

Year 1.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 26.0 avg. conc. [mg/l] = .870E-03
Year 2.0 avg. conc. [mg/l] = .243E-02	Year 27.0 avg. conc. [mg/l] = .560E-03
Year 3.0 avg. conc. [mg/l] = .373	Year 28.0 avg. conc. [mg/l] = .360E-03
Year 4.0 avg. conc. [mg/l] = 1.49	Year 29.0 avg. conc. [mg/l] = .232E-03
Year 5.0 avg. conc. [mg/l] = 2.30	Year 30.0 avg. conc. [mg/l] = .149E-03
Year 6.0 avg. conc. [mg/l] = 2.42	Year 31.0 avg. conc. [mg/l] = .960E-04
Year 7.0 avg. conc. [mg/l] = 2.10	Year 32.0 avg. conc. [mg/l] = .619E-04
Year 8.0 avg. conc. [mg/l] = 1.63	Year 33.0 avg. conc. [mg/l] = .399E-04
Year 9.0 avg. conc. [mg/l] = 1.20	Year 34.0 avg. conc. [mg/l] = .258E-04
Year 10.0 avg. conc. [mg/l] = .840	Year 35.0 avg. conc. [mg/l] = .166E-04
Year 11.0 avg. conc. [mg/l] = .574	Year 36.0 avg. conc. [mg/l] = .107E-04
Year 12.0 avg. conc. [mg/l] = .386	Year 37.0 avg. conc. [mg/l] = .693E-05
Year 13.0 avg. conc. [mg/l] = .256	Year 38.0 avg. conc. [mg/l] = .448E-05
Year 14.0 avg. conc. [mg/l] = .168	Year 39.0 avg. conc. [mg/l] = .290E-05
Year 15.0 avg. conc. [mg/l] = .110	Year 40.0 avg. conc. [mg/l] = .188E-05
Year 16.0 avg. conc. [mg/l] = .711E-01	Year 41.0 avg. conc. [mg/l] = .122E-05
Year 17.0 avg. conc. [mg/l] = .460E-01	Year 42.0 avg. conc. [mg/l] = .787E-06
Year 18.0 avg. conc. [mg/l] = .297E-01	Year 43.0 avg. conc. [mg/l] = .510E-06
Year 19.0 avg. conc. [mg/l] = .192E-01	Year 44.0 avg. conc. [mg/l] = .331E-06
Year 20.0 avg. conc. [mg/l] = .123E-01	Year 45.0 avg. conc. [mg/l] = .215E-06
Year 21.0 avg. conc. [mg/l] = .793E-02	Year 46.0 avg. conc. [mg/l] = .139E-06
Year 22.0 avg. conc. [mg/l] = .510E-02	Year 47.0 avg. conc. [mg/l] = .906E-07
Year 23.0 avg. conc. [mg/l] = .328E-02	Year 48.0 avg. conc. [mg/l] = .589E-07
Year 24.0 avg. conc. [mg/l] = .211E-02	Year 49.0 avg. conc. [mg/l] = .383E-07
Year 25.0 avg. conc. [mg/l] = .135E-02	Year 50.0 avg. conc. [mg/l] = .249E-07

AT123D RUN COMPLETED

Simulation Finished

Calibração do Modelo / Fonte A - PM-11

AT123D Output File
Analysis for ...

Chemicals in the analysis: Lead

Number of years simulated: 50

GENERAL INPUT DATA

NO. OF POINTS IN X-DIRECTION	1
NO. OF POINTS IN Y-DIRECTION	1
NO. OF POINTS IN Z-DIRECTION	10
NO. OF ROOTS: NO. OF SERIES TERMS	1000
NO. OF BEGINNING TIME STEPS	1
NO. OF ENDING TIME STEP	50
NO. OF TIME INTERVALS FOR PRINTED OUT SOLUTION	1
INSTANTANEOUS SOURCE CONTROL = 0 FOR INSTANT SOURCE	0
SOURCE CONDITION CONTROL = 0 FOR STEADY SOURCE	0
INTERMITTENT OUTPUT CONTROL = 0 NO SUCH OUTPUT	1
CASE CONTROL =1 THERMAL, = 2 FOR CHEMICAL, = 3 RAD	2
X-COORDINATE OF RECEPTOR WELL (METERS)	.3000E+02
Y-COORDINATE OF RECEPTOR WELL (METERS)	.0000E+00
AQUIFER DEPTH, = 0.0 FOR INFINITE DEEP (METERS) ...	.1000E+02
AQUIFER WIDTH, = 0.0 FOR INFINITE WIDE (METERS) ...	.0000E+00
BEGIN POINT OF X-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF X-SOURCE LOCATION (METERS)	.8500E+01
BEGIN POINT OF Y-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF Y-SOURCE LOCATION (METERS)	.6500E+01
BEGIN POINT OF Z-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF Z-SOURCE LOCATION (METERS)	.1600E+01
POROSITY	.1800E+00
HYDRAULIC CONDUCTIVITY (METER/YEAR)	.1670E+02
HYDRAULIC GRADIENT	.4600E-01
LONGITUDINAL DISPERSIVITY (METER)	.2600E+01
LATERAL DISPERSIVITY (METER)	.8600E+00
VERTICAL DISPERSIVITY (METER)	.1300E+00
BULK DENSITY OF THE SOIL (KG/M**3)	.1800E+04
TIME INTERVAL SIZE FOR THE DESIRED SOLUTION (YR) ..	.1000E+01
DISCHARGE TIME (YR)	.0000E+00

INPUT DATA/RESULTS FOR CHEMICAL: Lead

INST. WASTE RELEASE (KG) VALID FOR INST CASE ONLY..	.7600E+00
DISTRIBUTION COEFFICIENT, KD (M**3/KG)	.0000E+00
MOLECULAR DIFFUSION COEFFICIENT (M**2/YR)	.0000E+00
DECAY CONSTANT (1/YR).....	.0000E+00
RETARDATION FACTOR	.1000E+01
RETARDED SEEPAGE VELOCITY (M/YR)	.4268E+01
RETARDED LONGITUDINAL DISPERSION COEF. (M**2/YR) ..	.1110E+02
RETARDED LATERAL DISPERSION COEFFICIENT (M**2/YR) .	.3670E+01
RETARDED VERTICAL DISPERSION COEFFICIENT (M**2/YR).	.5548E+00

Calibração do Modelo / PM-18 – PM-11

==Reading Input File

NUMBER OF YEARS SIMULATED: 100

==Initializing Data

Deterministic Run

SIMULATION FOR CHEMICAL Lead

Run number 1

Running AT123D

Year 1.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 26.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 2.0 avg. conc. [mg/l] = .859	Year 27.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 3.0 avg. conc. [mg/l] = 1.84	Year 28.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 4.0 avg. conc. [mg/l] = 1.54	Year 29.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 5.0 avg. conc. [mg/l] = .876	Year 30.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 6.0 avg. conc. [mg/l] = .413	Year 31.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 7.0 avg. conc. [mg/l] = .176	Year 32.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 8.0 avg. conc. [mg/l] = .707E-01	Year 33.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 9.0 avg. conc. [mg/l] = .274E-01	Year 34.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 10.0 avg. conc. [mg/l] = .104E-01	Year 35.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 11.0 avg. conc. [mg/l] = .388E-02	Year 36.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 12.0 avg. conc. [mg/l] = .143E-02	Year 37.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 13.0 avg. conc. [mg/l] = .527E-03	Year 38.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 14.0 avg. conc. [mg/l] = .193E-03	Year 39.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 15.0 avg. conc. [mg/l] = .705E-04	Year 40.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 16.0 avg. conc. [mg/l] = .257E-04	Year 41.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 17.0 avg. conc. [mg/l] = .934E-05	Year 42.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 18.0 avg. conc. [mg/l] = .340E-05	Year 43.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 19.0 avg. conc. [mg/l] = .124E-05	Year 44.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 20.0 avg. conc. [mg/l] = .450E-06	Year 45.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 21.0 avg. conc. [mg/l] = .164E-06	Year 46.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 22.0 avg. conc. [mg/l] = .596E-07	Year 47.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 23.0 avg. conc. [mg/l] = .217E-07	Year 48.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 24.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 49.0 avg. conc. [mg/l] = .000
Year 25.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 50.0 avg. conc. [mg/l] = .000

AT123D RUN COMPLETED

SimulationFinished

Calibração do Modelo / PM-18 - PM-11

AT123D Output File
Analysis for ...

Chemicals in the analysis
Lead

Number of years simulated: 100

GENERAL INPUT DATA

NO. OF POINTS IN X-DIRECTION	1
NO. OF POINTS IN Y-DIRECTION	1
NO. OF POINTS IN Z-DIRECTION	10
NO. OF ROOTS: NO. OF SERIES TERMS	1000
NO. OF BEGINNING TIME STEPS	1
NO. OF ENDING TIME STEP	100
NO. OF TIME INTERVALS FOR PRINTED OUT SOLUTION	1
INSTANTANEOUS SOURCE CONTROL = 0 FOR INSTANT SOURCE	0
SOURCE CONDITION CONTROL = 0 FOR STEADY SOURCE	0
INTERMITTENT OUTPUT CONTROL = 0 NO SUCH OUTPUT	1
CASE CONTROL =1 THERMAL, = 2 FOR CHEMICAL, = 3 RAD	2
X-COORDINATE OF RECEPTOR WELL (METERS)	.1600E+02
Y-COORDINATE OF RECEPTOR WELL (METERS)	.0000E+00
AQUIFER DEPTH, = 0.0 FOR INFINITE DEEP (METERS) ...	.1000E+02
AQUIFER WIDTH, = 0.0 FOR INFINITE WIDE (METERS) ...	.0000E+00
BEGIN POINT OF X-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF X-SOURCE LOCATION (METERS)	.1000E+02
BEGIN POINT OF Y-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF Y-SOURCE LOCATION (METERS)	.7000E+01
BEGIN POINT OF Z-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF Z-SOURCE LOCATION (METERS)	.1600E+01
POROSITY	.1800E+00
HYDRAULIC CONDUCTIVITY (METER/YEAR)	.1670E+02
HYDRAULIC GRADIENT	.4600E-01
LONGITUDINAL DISPERSIVITY (METER)	.1100E+01
LATERAL DISPERSIVITY (METER)	.3600E+00
VERTICAL DISPERSIVITY (METER)	.5500E-01
BULK DENSITY OF THE SOIL (KG/M**3)	.1800E+04
TIME INTERVAL SIZE FOR THE DESIRED SOLUTION (YR) ..	.1000E+01
DISCHARGE TIME (YR)	.0000E+00

INPUT DATA/RESULTS FOR CHEMICAL: Lead

INST. WASTE RELEASE (KG) VALID FOR INST CASE ONLY..	.1310E+00
DISTRIBUTION COEFFICIENT, KD (M**3/KG)	.0000E+00
MOLECULAR DIFFUSION COEFFICIENT (M**2/YR)	.0000E+00
DECAY CONSTANT (1/YR)	.0000E+00
RETARDATION FACTOR	.1000E+01
RETARDED SEEPAGE VELOCITY (M/YR)	.4268E+01
RETARDED LONGITUDINAL DISPERSION COEF. (M**2/YR) ..	.4695E+01
RETARDED LATERAL DISPERSION COEFFICIENT (M**2/YR) .	.1536E+01
RETARDED VERTICAL DISPERSION COEFFICIENT (M**2/YR).	.2347E+00

Fonte B – Receptor 90 m

==Reading Input File

NUMBER OF YEARS SIMULATED: 100

==Initializing Data

Deterministic Run

SIMULATION FOR CHEMICAL Lead

Run number 1

Running AT123D

Year 1.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 31.0 avg. conc. [mg/l] = .134
Year 2.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 32.0 avg. conc. [mg/l] = .135
Year 3.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 33.0 avg. conc. [mg/l] = .136
Year 4.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 34.0 avg. conc. [mg/l] = .136
Year 5.0 avg. conc. [mg/l] = .000	Year 35.0 avg. conc. [mg/l] = .135
Year 6.0 avg. conc. [mg/l] = .484E-06	Year 36.0 avg. conc. [mg/l] = .134
Year 7.0 avg. conc. [mg/l] = .885E-05	Year 37.0 avg. conc. [mg/l] = .133
Year 8.0 avg. conc. [mg/l] = .684E-04	Year 38.0 avg. conc. [mg/l] = .131
Year 9.0 avg. conc. [mg/l] = .308E-03	Year 39.0 avg. conc. [mg/l] = .129
Year 10.0 avg. conc. [mg/l] = .969E-03	Year 40.0 avg. conc. [mg/l] = .126
Year 11.0 avg. conc. [mg/l] = .237E-02	Year 41.0 avg. conc. [mg/l] = .123
Year 12.0 avg. conc. [mg/l] = .483E-02	Year 42.0 avg. conc. [mg/l] = .120
Year 13.0 avg. conc. [mg/l] = .859E-02	Year 43.0 avg. conc. [mg/l] = .117
Year 14.0 avg. conc. [mg/l] = .138E-01	Year 44.0 avg. conc. [mg/l] = .114
Year 15.0 avg. conc. [mg/l] = .203E-01	Year 45.0 avg. conc. [mg/l] = .110
Year 16.0 avg. conc. [mg/l] = .281E-01	Year 46.0 avg. conc. [mg/l] = .107
Year 17.0 avg. conc. [mg/l] = .368E-01	Year 47.0 avg. conc. [mg/l] = .103
Year 18.0 avg. conc. [mg/l] = .462E-01	Year 48.0 avg. conc. [mg/l] = .996E-01
Year 19.0 avg. conc. [mg/l] = .560E-01	Year 49.0 avg. conc. [mg/l] = .960E-01
Year 20.0 avg. conc. [mg/l] = .659E-01	Year 50.0 avg. conc. [mg/l] = .924E-01
Year 21.0 avg. conc. [mg/l] = .756E-01	Year 51.0 avg. conc. [mg/l] = .888E-01
Year 22.0 avg. conc. [mg/l] = .849E-01	Year 52.0 avg. conc. [mg/l] = .853E-01
Year 23.0 avg. conc. [mg/l] = .936E-01	Year 53.0 avg. conc. [mg/l] = .818E-01
Year 24.0 avg. conc. [mg/l] = .102	Year 54.0 avg. conc. [mg/l] = .784E-01
Year 25.0 avg. conc. [mg/l] = .109	Year 55.0 avg. conc. [mg/l] = .750E-01
Year 26.0 avg. conc. [mg/l] = .115	Year 56.0 avg. conc. [mg/l] = .718E-01
Year 27.0 avg. conc. [mg/l] = .121	Year 57.0 avg. conc. [mg/l] = .686E-01
Year 28.0 avg. conc. [mg/l] = .125	Year 58.0 avg. conc. [mg/l] = .655E-01
Year 29.0 avg. conc. [mg/l] = .129	Year 59.0 avg. conc. [mg/l] = .625E-01
Year 30.0 avg. conc. [mg/l] = .132	Year 60.0 avg. conc. [mg/l] = .596E-01

Year 61.0 avg. conc. [mg/l] = .568E-01
 Year 62.0 avg. conc. [mg/l] = .541E-01
 Year 63.0 avg. conc. [mg/l] = .515E-01
 Year 64.0 avg. conc. [mg/l] = .490E-01
 Year 65.0 avg. conc. [mg/l] = .465E-01
 Year 66.0 avg. conc. [mg/l] = .442E-01
 Year 67.0 avg. conc. [mg/l] = .420E-01
 Year 68.0 avg. conc. [mg/l] = .399E-01
 Year 69.0 avg. conc. [mg/l] = .378E-01
 Year 70.0 avg. conc. [mg/l] = .359E-01
 Year 71.0 avg. conc. [mg/l] = .340E-01
 Year 72.0 avg. conc. [mg/l] = .322E-01
 Year 73.0 avg. conc. [mg/l] = .305E-01
 Year 74.0 avg. conc. [mg/l] = .289E-01
 Year 75.0 avg. conc. [mg/l] = .274E-01
 Year 76.0 avg. conc. [mg/l] = .259E-01
 Year 77.0 avg. conc. [mg/l] = .245E-01
 Year 78.0 avg. conc. [mg/l] = .232E-01
 Year 79.0 avg. conc. [mg/l] = .219E-01
 Year 80.0 avg. conc. [mg/l] = .207E-01

Year 81.0 avg. conc. [mg/l] = .196E-01
 Year 82.0 avg. conc. [mg/l] = .185E-01
 Year 83.0 avg. conc. [mg/l] = .175E-01
 Year 84.0 avg. conc. [mg/l] = .165E-01
 Year 85.0 avg. conc. [mg/l] = .156E-01
 Year 86.0 avg. conc. [mg/l] = .147E-01
 Year 87.0 avg. conc. [mg/l] = .139E-01
 Year 88.0 avg. conc. [mg/l] = .131E-01
 Year 89.0 avg. conc. [mg/l] = .124E-01
 Year 90.0 avg. conc. [mg/l] = .117E-01
 Year 91.0 avg. conc. [mg/l] = .110E-01
 Year 92.0 avg. conc. [mg/l] = .104E-01
 Year 93.0 avg. conc. [mg/l] = .978E-02
 Year 94.0 avg. conc. [mg/l] = .922E-02
 Year 95.0 avg. conc. [mg/l] = .869E-02
 Year 96.0 avg. conc. [mg/l] = .819E-02
 Year 97.0 avg. conc. [mg/l] = .771E-02
 Year 98.0 avg. conc. [mg/l] = .727E-02
 Year 99.0 avg. conc. [mg/l] = .685E-02
 Year 100.0 avg. conc. [mg/l] = .645E-02

AT123D RUN COMPLETED
 SimulationFinished

Fonte B - Receptor 90 m

AT123D Output File
Analysis for ...

Chemicals in the analysis
Lead

Number of years simulated: 100

GENERAL INPUT DATA

NO. OF POINTS IN X-DIRECTION	1
NO. OF POINTS IN Y-DIRECTION	1
NO. OF POINTS IN Z-DIRECTION	10
NO. OF ROOTS: NO. OF SERIES TERMS	1000
NO. OF BEGINNING TIME STEPS	1
NO. OF ENDING TIME STEP	100
NO. OF TIME INTERVALS FOR PRINTED OUT SOLUTION	1
INSTANTANEOUS SOURCE CONTROL = 0 FOR INSTANT SOURCE	0
SOURCE CONDITION CONTROL = 0 FOR STEADY SOURCE	0
INTERMITTENT OUTPUT CONTROL = 0 NO SUCH OUTPUT	1
CASE CONTROL =1 THERMAL, = 2 FOR CHEMICAL, = 3 RAD	2
X-COORDINATE OF RECEPTOR WELL (METERS)	.9600E+02
Y-COORDINATE OF RECEPTOR WELL (METERS)	.0000E+00
AQUIFER DEPTH, = 0.0 FOR INFINITE DEEP (METERS) ...	.1000E+02
AQUIFER WIDTH, = 0.0 FOR INFINITE WIDE (METERS) ...	.0000E+00
BEGIN POINT OF X-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF X-SOURCE LOCATION (METERS)	.1190E+02
BEGIN POINT OF Y-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF Y-SOURCE LOCATION (METERS)	.8100E+01
BEGIN POINT OF Z-SOURCE LOCATION (METERS)	.0000E+00
END POINT OF Z-SOURCE LOCATION (METERS)	.1200E+01
POROSITY	.1800E+00
HYDRAULIC CONDUCTIVITY (METER/YEAR)	.9800E+01
HYDRAULIC GRADIENT	.4000E-01
LONGITUDINAL DISPERSIVITY (METER)	.9000E+01
LATERAL DISPERSIVITY (METER)	.3000E+01
VERTICAL DISPERSIVITY (METER)	.4500E+00
BULK DENSITY OF THE SOIL (KG/M**3)	.1800E+04
TIME INTERVAL SIZE FOR THE DESIRED SOLUTION (YR) ..	.1000E+01
DISCHARGE TIME (YR)	.0000E+00

INPUT DATA/RESULTS FOR CHEMICAL: Lead

INST. WASTE RELEASE (KG) VALID FOR INST CASE ONLY..	.1250E+01
DISTRIBUTION COEFFICIENT, KD (M**3/KG)	.0000E+00
MOLECULAR DIFFUSION COEFFICIENT (M**2/YR)	.0000E+00
DECAY CONSTANT (1/YR).....	.0000E+00
RETARDATION FACTOR	.1000E+01
RETARDED SEEPAGE VELOCITY (M/YR)	.2178E+01
RETARDED LONGITUDINAL DISPERSION COEF. (M**2/YR) ..	.1960E+02
RETARDED LATERAL DISPERSION COEFFICIENT (M**2/YR) .	.6533E+01
RETARDED VERTICAL DISPERSION COEFFICIENT (M**2/YR).	.9800E+00

Exemplo de Saída de Dados com Concentrações Médias no Eixo Z - Receptor
 Fonte B - Receptor 90 m (Período entre 10 e 20 anos)

time [yr] = 10.0

z [m] =	.00E+00	conc [mg/l] =	.101E-02
z [m] =	.22E+00	conc [mg/l] =	.101E-02
z [m] =	.44E+00	conc [mg/l] =	.100E-02
z [m] =	.67E+00	conc [mg/l] =	.995E-03
z [m] =	.89E+00	conc [mg/l] =	.985E-03
z [m] =	.11E+01	conc [mg/l] =	.973E-03
z [m] =	.13E+01	conc [mg/l] =	.959E-03
z [m] =	.16E+01	conc [mg/l] =	.942E-03
z [m] =	.18E+01	conc [mg/l] =	.923E-03
z [m] =	.20E+01	conc [mg/l] =	.902E-03

avg. conc. [mg/l] = .969E-03

time [yr] = 15.0

z [m] =	.00E+00	conc [mg/l] =	.208E-01
z [m] =	.22E+00	conc [mg/l] =	.208E-01
z [m] =	.44E+00	conc [mg/l] =	.207E-01
z [m] =	.67E+00	conc [mg/l] =	.206E-01
z [m] =	.89E+00	conc [mg/l] =	.205E-01
z [m] =	.11E+01	conc [mg/l] =	.204E-01
z [m] =	.13E+01	conc [mg/l] =	.202E-01
z [m] =	.16E+01	conc [mg/l] =	.199E-01
z [m] =	.18E+01	conc [mg/l] =	.197E-01
z [m] =	.20E+01	conc [mg/l] =	.194E-01

avg. conc. [mg/l] = .203E-01

time [yr] = 20.0

z [m] =	.00E+00	conc [mg/l] =	.670E-01
z [m] =	.22E+00	conc [mg/l] =	.669E-01
z [m] =	.44E+00	conc [mg/l] =	.668E-01
z [m] =	.67E+00	conc [mg/l] =	.666E-01
z [m] =	.89E+00	conc [mg/l] =	.663E-01
z [m] =	.11E+01	conc [mg/l] =	.660E-01
z [m] =	.13E+01	conc [mg/l] =	.656E-01
z [m] =	.16E+01	conc [mg/l] =	.651E-01
z [m] =	.18E+01	conc [mg/l] =	.645E-01
z [m] =	.20E+01	conc [mg/l] =	.639E-01

avg. conc. [mg/l] = .659E-01

OBS: O modelo mostra esta configuração com a primeira estimativa com um ano e a partir do quinto ano a cada cinco anos.

ANEXO 04

Estimativas de Riscos

Estimativa de Risco / Fonte A - Receptor 70 m
 Rota de Exposição: Água Subterrânea Receptor: Criança
 Dados de Exposição: Usual

Chemicals in the analysis: Lead

Chemical Intake Analysis

Deterministic Run

PARAMETER NAME	UNITS	VALUE
Body Weight	kg	.150E+02
Life Time	yr	.640E+02
Exposure Duration Groundwater	yr	.600E+01
Exposure Frequency Ingestion	dy/yr	.350E+03
Water Ingestion Rate	l/day	.100E+01
Exposure Frequency Shower	dy/yr	.350E+03
Shower Duration	hr	.120E+00
Total Skin Surface Area	cm^2	.950E+04

Lead

PARAMETER NAME	UNITS	VALUE
Exposure Duration Shower	yr	.100E+01
Permeability Coefficient	cm/hr	.400E-05
Oral Slope Factor	kg-dy/mg	-.100E+01
Oral Reference Dose	mg/kg-dy	.360E-02
Dermal Slope Factor	kg-dy/mg	-.100E+01
Dermal Reference Dose	mg/kg-dy	.360E-02

SUMMARY OF THE OUTPUTS

NOTE: A negative RfD, SF, risk, HQ, indicates that RfD or SF was not input -- a dummy negative value was used.

DRINKING WATER

	Daily Intake (mg/kg-dy)	Chronic Daily Intake (mg/kg-dy)	Life Av Daily Dose (mg/kg-dy)	Risk (-)	Hazard Quotient (-)
Lead	.105E-01	.100E-01	.940E-03	-.940E-03	.279E+01

DERMAL INTAKE DURING SHOWER

	Daily Intake (mg/kg-dy)	Chronic Daily Intake (mg/kg-dy)	Life Av Daily Dose (mg/kg-dy)	Risk (-)	Hazard Quotient (-)
Lead	.477E-07	.457E-07	.429E-08	-.429E-08	.127E-04

Estimativa de Risco / Fonte B - Receptor 90 m
 Rota de Exposição: Água Subterrânea Receptor: Adulto
 Dados de Exposição: Conservador

Chemicals in the analysis: Lead

Chemical Intake Analysis

Deterministic Run

PARAMETER NAME	UNITS	VALUE
Body Weight	kg	.600E+02
Life Time	yr	.640E+02
Exposure Duration Groundwater	yr	.300E+02
Exposure Frequency Ingestion	dy/yr	.365E+03
Water Ingestion Rate	l/day	.200E+01
Exposure Frequency Shower	dy/yr	.365E+03
Shower Duration	hr	.333E+00
Total Skin Surface Area	cm^2	.166E+05

Lead

PARAMETER NAME	UNITS	VALUE
Exposure Duration Shower	yr	.100E+01
Permeability Coefficient	cm/hr	.400E-05
Oral Slope Factor	kg-dy/mg	-.100E+01
Oral Reference Dose	mg/kg-dy	.360E-02
Dermal Slope Factor	kg-dy/mg	-.100E+01
Dermal Reference Dose	mg/kg-dy	.360E-02

SUMMARY OF THE OUTPUTS

NOTE: A negative RfD, SF, risk, HQ, indicates that RfD or SF was not input -- a dummy negative value was used.

DRINKING WATER

	Daily Intake (mg/kg-dy)	Chronic Daily Intake (mg/kg-dy)	Life Av Daily Dose (mg/kg-dy)	Risk (-)	Hazard Quotient (-)
Lead	.390E-02	.390E-02	.183E-02	-.183E-02	.108E+01

DERMAL INTAKE DURING SHOWER

	Daily Intake (mg/kg-dy)	Chronic Daily Intake (mg/kg-dy)	Life Av Daily Dose (mg/kg-dy)	Risk (-)	Hazard Quotient (-)
Lead	.432E-07	.432E-07	.202E-07	-.202E-07	.120E-04

Estimativa de Risco / Fonte B - Receptor 90 m
 Rota de Exposição: Água Subterrânea Receptor: Criança
 Dados de Exposição: Usual

Chemicals in the analysis: Lead

Chemical Intake Analysis

Deterministic Run

PARAMETER NAME	UNITS	VALUE
Body Weight	kg	.150E+02
Life Time	yr	.640E+02
Exposure Duration Groundwater	yr	.600E+01
Exposure Frequency Ingestion	dy/yr	.350E+03
Water Ingestion Rate	l/day	.100E+01
Exposure Frequency Shower	dy/yr	.350E+03
Shower Duration	hr	.120E+00
Total Skin Surface Area	cm^2	.950E+04

Lead

PARAMETER NAME	UNITS	VALUE
Exposure Duration Shower	yr	.100E+01
Permeability Coefficient	cm/hr	.400E-05
Oral Slope Factor	kg-dy/mg	-.100E+01
Oral Reference Dose	mg/kg-dy	.360E-02
Dermal Slope Factor	kg-dy/mg	-.100E+01
Dermal Reference Dose	mg/kg-dy	.360E-02

SUMMARY OF THE OUTPUTS

NOTE: A negative RfD, SF, risk, HQ, indicates that RfD or SF was not input -- a dummy negative value was used.

DRINKING WATER

	Daily Intake (mg/kg-dy)	Chronic Daily Intake (mg/kg-dy)	Life Av Daily Dose (mg/kg-dy)	Risk (-)	Hazard Quotient (-)
Lead	.903E-02	.866E-02	.812E-03	-.812E-03	.241E+01

DERMAL INTAKE DURING SHOWER

	Daily Intake (mg/kg-dy)	Chronic Daily Intake (mg/kg-dy)	Life Av Daily Dose (mg/kg-dy)	Risk (-)	Hazard Quotient (-)
Lead	.412E-07	.395E-07	.370E-08	-.370E-08	.110E-04

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997) – *Construção de Poços de Monitoramento e Amostragem - NBR 13895*. Rio de Janeiro, 21 p.
- APPELO, C. A. J. & POSTMA, D. (1994) – *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema Rotterdam / Brookfield, 536p.
- API – AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE (1994) - *Decision Support System for Exposure and Risk Assessment – Version 1.0*.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (1996) – *Standard Guide for Planning and Preparing for a Groundwater Sampling Event*. EUA. ASTM Designation D 5903-96, 4 p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (1998) – *Standard Provisional Guide for Risk-Based Corrective Action*. EUA. ASTM Designation PS 104-98, 100 p.
- ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1993) - *Toxicological Profile for Lead*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service (www.atsdr.cdc.gov/mrls.html).
- BERNARDES JÚNIOR, C. (1995) – *Avaliação de Risco de Longo Prazo, em Casos de Contaminação de Águas Subterrâneas como Instrumento de Gerenciamento da Remediação*. Tese de Doutorado – Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo – SP, 192 p.
- BRITISH COLUMBIA ENVIRONMENT (1993) – *Quantitative Human Health Risk Assessment: Phase 01 – Review of Methods and Framework Recommendation*.
- BROOKINS, D. G. (1988) – *Eh – pH Diagrams for Geochemistry*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 176 p.

- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (1988) – *Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água*. São Paulo, 150 p.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (1990) – *Compilação de Padrões Ambientais*. São Paulo, 6 p.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (1995) – *Legislação Federal – Controle de Poluição Ambiental*. Série Documentos, São Paulo, 213 p.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (1999) – *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo*. Série Relatórios Ambientais, São Paulo, 391 p.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (1999) – *Legislação Estadual – Controle de Poluição Ambiental*. Série Documentos. São Paulo, 498 p.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (2000) – *Estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade e Intervenção para Solos e Água Subterrânea no Estado de São Paulo*. São Paulo, 92 p.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (2001) – *Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Água Subterrânea no Estado de São Paulo*. Tabela Final Revisada (Relatório Final, no prelo). São Paulo, 1 p.
- CORSEUIL, H. X. (1999) – *Atenuação Natural de Metais em Água Subterrânea*. Apostila de Curso, 12 p.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (1997) – *Hidrogeologia : Conceitos e Aplicações*. Fortaleza : CPRM, LABHID-UFPE, 412 p.

- CUNHA, R. C. A. (1997) – *Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas por Fontes Industriais Desativadas – Estudo de Caso. Tese de Doutorado – Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo – SP, 152 p.*
- DEUTSCH, W. J (1997) – *Groundwater Geochemistry – Fundamentals and Applications to Contamination. Lewis Publishers – Boca Taton / New York, 221 p.*
- DOMENICO, P. A. & SCHWARTZ, F. W. (1998) – *Physical and Chemical Hydrology. John Wiley & Sons, New York, 506p.*
- FETTER, C. W. (1988) – *Applied Hydrogeology. Merrill Publishing Company, Columbus, Ohio. 592 p.*
- FETTER, C. W. (1993) – *Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Company, New York, New York. 458 p.*
- FETTER, C. W. (1994) – *Applied Hydrogeology. Merrill Publishing Company, Upper Saddle River, New Jersey. 691 p.*
- FETTER, C. W. (1999) – *Contaminant Hydrogeology. Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey. 500 p.*
- FREEZE, R. A. e CHERRY, J. A (1979) – *Groundwater. Prentice Hall, Inc. New Jersey. 604 p.*
- FINOTTI, A. R. (1997) – *Estudo da Aplicabilidade do Modelo da Ação Corretiva Baseada no Risco (RBCA) em Contaminações Subterrâneas com Gasolina e Etanol. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, 113 p.*
- HARTE, J. et al (1991) – *Toxics A to Z Guide to Everyday Pollution Hazards. University of Califórnia Press, 479 p.*
- MINISTÉRIO DA SAÚDE (2000) – *Portaria 1469. Brasil, 17 p.*
- PALMER, C. M. (1996) – *Principles of Contaminant Hydrogeology. Lewis Publishers, New York, 235 p.*

PENALOZA, A. (2001) – *Avaliação do Impacto causado na Zona Saturada pelos Metais Pesados provenientes da Disposição de Lodo Residual na ETE de Barueri – SP. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo – SP, 90 p.*

SABESP – COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (1997) – *Programa Conservação do Sistema Cotia. Relatório Interno (Tomo I) Avaliação Ambiental. SABESP / Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, São Paulo.*

SMA - SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE; IG - INSTITUTO GEOLÓGICO; CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL; DAEE - DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (1997) – *Mapeamento da Vulnerabilidade e Risco de Poluição das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. Série Documentos. Volumes I e II. 129 p.*

SRACEK, A. (1998) – *Aspectos Fenomenologicos e Hidrogeoquímicos en Contaminacion Ambiental. Universidad Catolica del Norte, Chile – Apostila de Curso.*

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY / IRIS – INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM (2001) – *Compounds (last revised): Copper (1991); Lead (1993) and Zinc (1992)(<http://www.epa.gov/iris>)*

YEH, G. T. 1981 –AT123D : *Analytical Transient One, Two and Three Dimensional Simulation of Waste Transport in the Aquifer System. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.*