

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

**APLICAÇÃO DA METODOLOGIA RBCA PARA O
MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE: DEFINIÇÃO DE
NÍVEIS ACEITÁVEIS BASEADOS NO RISCO PARA
HIDROCARBONETOS**

ERI TAKEUCHI

ORIENTADOR – Prof. Dr. Ari Roisenberg

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Artur Cezar Bastos Neto – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Henry Xavier Corseuil – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Ricardo César Aoki Hirata – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo

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

Porto Alegre – 2008

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado;

A Essencis Soluções Ambientais, ESSO Brasileira de Petróleo, Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Porto Alegre e ao Prof. Élvio Giasson - Faculdade de Agronomia da UFRGS pela disponibilização dos dados;

Ao Prof. Nelson Caicedo pela contribuição na área de hidrogeologia;

Ao Prof. Ari Roisenberg pela orientação.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE QUADROS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xii
1 INTRODUÇÃO	14
1.1 Considerações Iniciais	14
1.2 Histórico de Utilização da Avaliação de Risco RBCA	15
1.3 Justificativa	16
1.4 Objetivos.....	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 Caracterização da Área de Estudo.....	17
2.1.1 Localização e Dados Populacionais	17
2.1.2 Geologia.....	18
2.1.2.1 Embasamento Cristalino Granítico-Gnáissico Pré-Cambriano	18
2.1.2.2 Cobertura Sedimentar Cenozóica	19
2.1.3 Geomorfologia	20
2.1.4 Solos	21
2.1.5 Clima.....	22
2.1.6 Hidrografia	23
2.1.7 Hidrogeologia.....	23
2.2 Caracterização dos Contaminantes.....	25
2.2.1 Características e Componentes.....	25
2.2.2 Propriedades Físicas e Químicas dos Constituintes	26
2.2.3 Influência do Etanol nos Hidrocarbonetos de Petróleo	29
2.2.4 Distribuição dos Hidrocarbonetos em Subsuperfície	30
2.3 Avaliação de Risco.....	34
2.3.1 Risco	34
2.3.2 Descrição de Termos Específicos.....	34
2.3.3 Etapas da Avaliação de Risco	35
2.3.3.1 Coleta e Avaliação de Dados.....	36

2.3.3.2 Avaliação da Exposição	37
2.3.3.3 Avaliação da Toxicidade.....	40
2.3.3.4 Caracterização do Risco.....	42
2.3.4 Fontes de Incerteza	45
2.3.5 Cálculo das Concentrações Aceitáveis Baseadas no Risco	46
2.4 Metodologia Ação Corretiva Baseada no Risco – RBCA.....	49
2.4.1 Fundamentos	49
2.4.2 Etapas e Procedimentos no RBCA.....	51
2.4.3 Cenários de Exposição Avaliados	54
2.4.4 Modelos Matemáticos Utilizados no RBCA.....	57
2.4.4.1 Coeficientes de Difusão Efetiva (D^{eff})	58
2.4.4.2 Coeficiente de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (K_{sw})	60
2.4.4.3 Fator de Lixiviação do Solo Subsuperficial para Água Subterrânea (LF).....	61
2.4.4.4 Fatores de Volatilização (VF)	62
2.4.4.5 Fator de Emissão de Partículas (PEF).....	68
2.4.4.6 Fator de Atenuação por Diluição Lateral da Água Subterrânea (DAF)..	69
2.4.4.7 Fator de Atenuação por Dispersão Lateral do Ar (ADF).....	69
2.5 Mecanismos de Transporte de Contaminantes em Água Subterrânea	71
2.5.1 Advecção.....	71
2.5.2 Dispersão Hidrodinâmica.....	72
2.5.3 Equação de Advecção – Dispersão.....	74
2.5.4 Sorção e Retardo	75
2.5.5 Degradação.....	78
2.5.5.1 Cinética das Reações de Transformação Química.....	78
2.5.5.2 Biodegradação por Aceptores de Elétrons	79
2.5.6 Modelo Analítico de Transporte Utilizado no Aplicativo RBCA.....	81
3. METODOLOGIA	83
3.1 Pesquisa Bibliográfica	83
3.2 Cenários de Exposição para o Município de Porto Alegre.....	83
3.3 Obtenção de Dados do Meio Físico	86
3.3.1 Levantamento e Tratamento dos Dados.....	86
3.3.2 Parâmetros Adicionais do Meio Físico.....	87

3.4 Parâmetros de Exposição para Cenários de Porto Alegre	89
3.5 Cálculo dos Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (NABR)	91
3.6 Análise de Sensibilidade	95
4 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	97
4.1 Dados do Meio Físico	97
4.2 Dados de Toxicidade e Propriedades Físico-Químicas dos Compostos de Interesse	103
4.3 Parâmetros de Exposição	103
4.4 Resultados dos Cálculos dos NABR para o Município de Porto Alegre	104
4.5 Análise de Sensibilidade	119
4.6 Fatores de Incerteza	126
4.7 Análise Comparativa com as Tabelas de Referências Existentes	126
5 CONCLUSÕES	128
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
ANEXO A - Avaliação de Risco por Contato Dérmico com a Água	137
ANEXO B - Fatores de Conversão para Inalação e Absorção Dérmica	144
ANEXO C - Tabelas dos Dados Físicos Levantados e dos Dados de Entrada	146
ANEXO D - Tabelas de Comparação entre as Tabelas de Referência Existentes	154

RESUMO

A metodologia ação corretiva baseada no risco (RBCA - *Risk Based Corrective Action*) é um procedimento que incorpora as etapas tradicionais de uma avaliação de risco com tomada de decisões e resposta a contaminações baseadas na quantificação dos efeitos adversos a saúde humana. É aplicada principalmente em áreas impactadas por derivados de petróleo.

O presente estudo aplicou a metodologia RBCA para o Município de Porto Alegre por meio de determinações de NABR (Níveis Aceitáveis Baseados no Risco) para hidrocarbonetos. Como objetivo específico foi realizada a análise de sensibilidade dos parâmetros do meio físico, com o intuito de avaliar o grau de influência nas equações dos NABR, visando a relação custo-benefício diante de dificuldades na obtenção de dados de campo.

Os dados hidrogeológicos para caracterização do meio físico foram obtidos a partir de trabalhos anteriores de empresas privadas e instituições públicas. Referências bibliográficas apropriadas foram utilizadas para definição de parâmetros de exposição adequados à população do município, bem como dados de toxicidade dos compostos de interesse pesquisados em bancos toxicológicos.

Os dados levantados foram divididos de acordo com as unidades hidrogeológicas que ocorrem na região, denominadas de alteração do embasamento cristalino e depósitos sedimentares quaternários.

O procedimento RBCA foi satisfatoriamente aplicado para as condições ambientais de Porto Alegre. Os resultados de NABR estabelecidos para a alteração do embasamento cristalino, de modo geral, foram mais conservadores e as variações entre as duas unidades, pouco significativas.

Os parâmetros físicos como porosidade, fração de carbono orgânico e conteúdo volumétrico de água da zona não saturada foram os de maior influência nos resultados de NABR.

Palavras-chave: RBCA, NABR, hidrocarbonetos, avaliação de risco, Porto Alegre.

ABSTRACT

The Risk Based Corrective Action (RBCA) is a procedure that incorporates traditional steps of risk assessment with decision-making and response to contamination, quantifying adverse effects to human health. It's applied mainly to contaminated areas by hydrocarbon products.

This study applied the RBCA methodology in the Porto Alegre Municipality area, southern Brazil, through RBSL determinations (Risk Based Screening Levels) to hydrocarbons. The specific goal was to evaluate sensibility analysis for parameters of the physical environment in order to assess the influence degree in the RBSL equations, for a cost-benefit analysis due to the difficulty in obtaining field data.

A survey to obtain hydrogeological data was carried out through the data banks in private companies and public institutions. Appropriate bibliographical references were used in order to define adequate exposure parameters to the city population, as well as the toxicity data of compounds selected from toxicological data banks.

The data of the survey were divided according to the hydrogeological units, nominated as crystalline basement alteration and Quaternary sedimentary deposits.

The RBCA procedure was applied satisfactorily to the Porto Alegre environmental conditions. The RBSL results for the crystalline basement alteration, in general, were more conservative and variations between the two units were not significant.

Physical parameters as porosity, organic carbon fraction and water volumetric content of the unsaturated zone showed the highest influence in RBSL results.

Keywords: RBCA, RBSL, hydrocarbons, risk assessment, Porto Alegre city.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1-1 – Localização da área de estudo.....	17
Figura 2.1-2 – Mapa de solos do Município de Porto Alegre (modificado de UFRGS, 2004).....	24
Figura 2.1-3 – Mapa de aquíferos do Município de Porto Alegre (modificado de Kirchheim e Menegat, 1999).....	22
Figura 2.2-1 – Representação das 3 fases de hidrocarbonetos em subsuperfície (modificado de API, 1993 <i>in</i> Guiguer, 2000).....	31
Figura 2.2-2 - Espalhamento de hidrocarbonetos devido às oscilações do nível freático (modificado de Schwille, 1988 <i>in</i> Guiguer, 2000).....	32
Figura 2.3-1 – Fluxograma das etapas da avaliação de risco (modificado de USEPA, 1989).....	36
Figura 2.4-1 – Fluxograma das etapas da metodologia RBCA (modificado de ASTM, 1995).....	51
Figura 2.4-2 – Caminhos de exposição considerados no RBCA (modificado de CETESB, 2006).....	56
Figura 2.4-3 – Modelo conceitual do LF (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	61
Figura 2.4-4 – Modelo conceitual do VF_{ssamb} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	62
Figura 2.4-5 – Modelo de previsão do VF_{samb} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	64
Figura 2.4-6 – Modelo conceitual do VF_{sesp} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	65
Figura 2.4-7 – Modelo de previsão do VF_{wamb} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	66
Figura 2.4-8 – Modelo conceitual do VF_{wesp} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	67
Figura 2.4-9 – Modelo conceitual do PEF (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	68
Figura 2.4-10 – Modelo 3D Gaussiano (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).....	70

Figura 2.5-1 – Fatores responsáveis por dispersão longitudinal em escala de poros (modificado de Fetter, 1999).....	72
Figura 2.5-2. – Transporte e espalhamento de um soluto com o tempo devido aos mecanismos de advecção e dispersão. Solute injetado em $x = 0 + a$ no tempo t_0 e concentração C_0 (traduzido de Fetter, 1999).....	75
Figura 2.5-3. – Ilustração esquemática do modelo Domenico (modificado de Groundwater Services, Inc., 1998).....	81
Figura 4.1-1 Mapa geológico do Município de Porto Alegre com localização dos pontos de coleta (modificado de Menegat <i>et al.</i> , 1999b).....	98
Figura 4.5-1 – Gráfico de NABR em relação à profundidade do nível d'água.....	119
Figura 4.5-2 – Gráfico de NABR em função da variação da velocidade de Darcy.....	120
Figura 4.5-3 – Gráfico de NABR em relação à densidade.....	121
Figura 4.5-4 – Gráfico de NABR (ambiente fechado) em função da porosidade.....	121
Figura 4.5-5 – Gráfico de NABR (ambiente aberto) em função da porosidade.....	122
Figura 4.5-6 – Gráfico de NABR (ambiente fechado) em relação ao conteúdo volumétrico de água na zona não saturada.....	123
Figura 4.5-7 – Gráfico de NABR (ambiente aberto) em relação ao conteúdo volumétrico de água na zona não saturada.....	123
Figura 4.5-8 – Gráfico de NABR (ambiente fechado) em função da fração de carbono orgânico.....	124
Figura 4.5-9 – Gráfico de NABR (ambiente aberto) em função da fração de carbono orgânico.....	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.2-1 – Características físico-químicas dos compostos indicadores de contaminações por gasolina e óleo diesel.....	28
Tabela 2.5-1 – Valores de K_{oc} para os compostos BTEX (USEPA, 1996).....	77
Tabela 2.5-2 – Processos e produtos do metabolismo de microorganismos em função do potencial redox (modificado de NEWELL <i>et al.</i> , 1995).....	80
Tabela 2.5-3 – Fatores de utilização para compostos BTEX de acordo com os aceptores de elétrons (WIEDEMEIER <i>et al.</i> , 1994 <i>apud</i> NEWELL <i>et al.</i> , 1995).....	80
Tabela 3.5-1 – Equações utilizadas para os cálculos dos NABR (ASTM, 1995).....	91
Tabela 4.1-1 – Número de dados dos parâmetros levantados.....	99
Tabela 4.1-2 – Valores mínimo, máximo e valor médio adotado para compartimentos hidrogeológicos de Porto Alegre.....	100
Tabela 4.1-3 – Parâmetros do meio físico calculados.....	101
Tabela 4.1-4 – Valores dos parâmetros do meio físico adotados de fontes bibliográficas.....	102
Tabela 4.3-1 – Parâmetros de exposição adotados para os cenários de Porto Alegre...	104
Tabela 4.4-1 - Tabela de referência do composto benzeno para a unidade alteração do embasamento cristalino.....	107
Tabela 4.4-2 - Tabela de referência do composto tolueno para a unidade alteração do embasamento cristalino.....	108
Tabela 4.4-3 - Tabela de referência do composto etilbenzeno para a unidade alteração do embasamento cristalino.....	109
Tabela 4.4-4 - Tabela de referência do composto xilenos para a unidade alteração do embasamento cristalino.....	110
Tabela 4.4-5 - Tabela de referência do composto naftaleno para a unidade alteração do embasamento cristalino.....	111
Tabela 4.4-6 - Tabela de referência do composto benzo(a)pireno para a unidade alteração do embasamento cristalino.....	112
Tabela 4.4-7 - Tabela de referência do composto benzeno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	113
Tabela 4.4-8 - Tabela de referência do composto tolueno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	114

Tabela 4.4-9 - Tabela de referência do composto etilbenzeno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	115
Tabela 4.4-10 - Tabela de referência do composto xilenos para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	116
Tabela 4.4-11 - Tabela de referência do composto naftaleno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	117
Tabela 4.4-12 - Tabela de referência do composto benzo(a)pireno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	118
Tabela C-1 - Resultados do levantamento de dados do meio físico (L_{gw} , K , i).....	147
Tabela C-2 - Resultados do levantamento de dados do meio físico (ρ_s , θ_t , θ_{ws} , foc) - Unidade alteração do embasamento cristalino.....	148
Tabela C-3 - Resultados do levantamento de dados do meio físico (ρ_s , θ_t , θ_{ws} , foc) - Unidade depósitos sedimentares do quaternário.....	149
Tabela C-4 - Síntese dos dados de entrada - Meio físico.....	150
Tabela C-5 - Síntese dos dados de entrada - Propriedades físico-químicas dos compostos.....	151
Tabela C-6 - Síntese dos dados de entrada - Parâmetros de toxicidade dos compostos.....	152
Tabela C-7 - Síntese dos dados de entrada - Parâmetros de exposição.....	153
Tabela D-1 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - benzeno.....	155
Tabela D-2 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - tolueno.....	155
Tabela D-3 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - etilbenzeno.....	156
Tabela D-4 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - xilenos.....	156
Tabela D-5 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - naftaleno.....	157
Tabela D-6 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - benzo(a)pireno....	157

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.3-1 – Classificação da USEPA segundo o peso da evidência de câncer (USEPA, 1989).....	42
Quadro 2.4-1 – Síntese dos caminhos exposição considerados no RBCA.....	55
Quadro 3.2-1 – Elementos dos caminhos de exposição elaborados para a cidade de Porto Alegre.....	84
Quadro 3.2-2 – Cenários de exposição apropriados para a cidade de Porto Alegre.....	85
Quadro 3.3-1 – Parâmetros adicionais do meio físico necessários para cálculos dos NABR.....	89
Quadro 3.4-1 – Parâmetros de exposição conforme cenários propostos para Porto Alegre.....	90
Quadro 3.6-1 – Parâmetros do meio físico e cenários de exposição avaliados na sensibilidade das equações de NABR.....	96
Quadro 4.5-1 – Síntese dos resultados da análise de sensibilidade.....	125
Quadro A-1 – Sumário do processo de avaliação de risco dérmico.....	138

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADF	Fator de atenuação por dispersão lateral do ar (<i>Air Dispersion Factor</i>)
API	<i>American Petroleum Institute</i>
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
BTEX	Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
DAF	Fator de atenuação por diluição lateral da água subterrânea (<i>Dilution Attenuation Factor</i>)
DNAPL	Fase líquida não aquosa mais densa que a água (<i>Dense Non-Aqueous Phase Liquid</i>)
ESALQ/USP	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/Universidade de São Paulo
HI	Índice de Perigo (<i>Hazard Index</i>)
HQ	Quociente de Perigo (<i>Hazard Quocient</i>)
I _n	Dose de Ingresso (<i>Intake</i>)
IRIS	Sistema Integrado de Informação de Risco (<i>Integrated Risk Information System</i>)
LF	Fator de Lixiviação (<i>Leaching Factor</i>)
LNAPL	Fase líquida não aquosa menos densa que a água (<i>Light Non-Aqueous Phase Liquid</i>)
LOAEL	Mínima concentração em que efeito adverso ao organismo é observado (<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>)
NABR	Níveis Aceitáveis Baseados no Risco
NAEA	Níveis Aceitáveis Específicos da Área
NAF	Fator de Atenuação Natural (<i>Natural Attenuation Factor</i>)
NAPL	Fase Líquida Não Aquosa (<i>Non-Aqueous Phase Liquid</i>)
NOAEL	Máxima concentração em que nenhum efeito adverso ao organismo é observado (<i>Non Observed Adverse Effect Level</i>)
PAH	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (<i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i>)
PEF	Fator de Emissão de Partícula (<i>Particulate Emission Factor</i>)

POE	Ponto de Exposição (<i>Point of Exposure</i>)
RAIS	Sistema de Informação de Avaliação de Risco (<i>Risk Assessment Information System</i>)
RBCA	Ação corretiva baseada no risco (<i>Risk Based Corrective Action</i>)
RBSL	Igual a NABR (<i>Risk Based Screening Level</i>)
RfD	Dose de Referência (<i>Reference Dose</i>)
SAFPc	Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano
SAGC	Sistema Aquífero Granular Cenozóico
SF	Fator de carcinogenicidade (<i>Slope Factor</i>)
SSTL	Igual a NAEA (<i>Site Specific Target Level</i>)
THQ	Meta de quociente de perigo (<i>Target Hazard Quocient</i>)
TPH	Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (<i>Total Petroleum Hydrocarbons</i>)
TR	Meta para risco carcinogênico (<i>Target Risk</i>)
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)
VF	Fator de Volatilização (<i>Volatilization Factor</i>)

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Áreas contaminadas por substâncias nocivas tornaram-se os grandes passivos decorrentes da industrialização. Os vários problemas oriundos da poluição do solo e da água impulsionaram o desenvolvimento de políticas e estudos científicos no sentido de melhor gerenciar as áreas impactadas.

Os vazamentos e derramamentos por derivados de petróleo representam a maioria dos registros de acidentes ambientais no país e no exterior, em virtude do grande número de postos de serviços, distribuidoras, bases e refinarias. Problemas ambientais desse tipo tornaram-se de interesse dos órgãos públicos, privados e da comunidade científica, visando soluções para a proteção humana e ambiental.

O uso de padrões como metas de remediação gera altos custos financeiros, em muitos casos, sem uma efetiva redução dos riscos a saúde humana. Outro fator é a limitação tecnológica, já que em muitas situações as normas de referência não estão sendo atingidas, mesmo com elevados gastos de recursos.

Uma alternativa para solucionar as dificuldades econômicas e tecnológicas tem sido a revisão dos padrões a serem atingidos. A determinação desses valores tem sido feita com a incorporação da análise de risco. Esta, por sua vez, envolve cenários de exposição em que a área contaminada está inserida, ou seja, os padrões deixam de ser únicos e passam a ser específicos para cada local, levando em consideração a presença de receptores próximos à contaminação e as características físicas do meio local (FINOTTI, 1997).

Países como Estados Unidos, Canadá, Holanda, Alemanha, Inglaterra elaboraram padrões de referência com base no risco e mais recentemente, o Brasil por meio da CETESB (2001a) apresentou valores orientadores para o Estado de São Paulo.

Os valores com base no risco não substituem a investigação ambiental mais detalhada e, tampouco, uma avaliação de risco específica para a área contaminada. No entanto, possibilita um melhor gerenciamento, uma vez que aloca recursos em áreas onde os riscos apresentaram-se inaceitáveis.

Na década de 80 e início da década de 90, estudos sobre avaliação de risco tornou-se mais intensa e, em 1989, a USEPA elaborou um documento para avaliações de risco. Nesse contexto, metodologias de criação de decisões baseadas no risco foram desenvolvidas para o gerenciamento ambiental de áreas impactadas. Assim,

em 1995, a ASTM publicou a metodologia *Risk Based Corrective Action* (RBCA), expressão traduzida como Ação Corretiva Baseada no Risco. Esta metodologia foi inicialmente elaborada para hidrocarbonetos e posteriormente ampliada a outras substâncias químicas.

O procedimento RBCA é flexível, tecnicamente defensável para tomada de decisões com base na quantificação do risco à saúde humana (CETESB, 2006). É dividida em 3 estágios (*Tier 1*, *Tier 2* e *Tier 3*) que tornam-se progressivamente mais complexos à medida que se passa de um estágio para outro de nível superior, já que dados específicos da área de interesse tornam-se necessários.

No primeiro estágio (*Tier 1*), são estabelecidos Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (NABR) que representam as concentrações máximas aceitáveis no ponto de exposição, calculados com parâmetros físicos regionais e conservadores. Nos *Tier 2* e *3*, são estabelecidas concentrações-alvo com dados específicos da área de estudo.

Desde a elaboração do RBCA, pesquisas vêm sendo realizadas no sentido da adequação das equações, identificando valores mais apropriados para os parâmetros de entrada e aplicabilidade do procedimento em diversas situações (MAXIMIANO, 2001).

1.2 HISTÓRICO DE UTILIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE RISCO RBCA

A utilização da metodologia RBCA já é consagrada nos Estados Unidos. Um programa de parceria entre a USEPA, ASTM e organizações público-privadas, denominado de PIRI (*Partnership in RBCA Implementation*), foi criado em 1996 para o treinamento e implementação do RBCA nos estados norte-americanos (USEPA, 2007), tendo sido posteriormente extinto.

O CONCAWE, associação europeia das companhias de petróleo, que realiza pesquisas ambientais relevantes, desenvolveu em 1997 um procedimento europeu do RBCA por meio da publicação *Oil Industry Guideline for Risk Based Assessment of Contaminated Sites*. O procedimento do CONCAWE também segue a avaliação em estágios (*Tier 1*, *2* e *3*). Os NABR e os caminhos de exposição do método europeu são estabelecidos para cada tipo de uso e ocupação do solo, diferentemente da ASTM onde são elaborados modelos de exposição conceitual (CONCAWE, 2003).

No Brasil, a metodologia foi introduzida no final da década de 90. Atualmente é utilizada por empresas de diversos setores industriais em vários estados e aceita pela maioria dos órgãos ambientais.

Em 2000, a CETESB apresentou os NABR para o Estado de São Paulo, revisados em 2006. Maximiano (2001) definiu os NABR para hidrocarbonetos na cidade de São Paulo, aplicados para as várias unidades geológicas.

Finotti (1997) estudou a aplicabilidade do procedimento RBCA em contaminações subterrâneas de gasolina e etanol, utilizando aplicativo da Groundwater Services Inc.

A Universidade Federal de Santa Catarina, em conjunto com a Petrobrás, desenvolveu recentemente o modelo SCBR (Solução Corretiva Baseada no Risco), que é uma avaliação que auxilia a tomada de decisão no gerenciamento ambiental de áreas contaminadas (UFSC, 2007).

1.3 JUSTIFICATIVA

O Município de Porto Alegre, até 1997, contava com 254 postos de abastecimento de combustível, com um total aproximado de 1.280 tanques subterrâneos de armazenagem (LIMA *et al.*, 1999). Além dos postos de serviços, a contaminação pode-se dar por resíduos oleosos do setor de prestação de serviços, além dos próprios consumidores de combustíveis, que estocam os produtos, como empresas transportadoras de mercadorias e de transportes coletivos.

A aplicação do procedimento RBCA para as condições hidrogeológicas do Município de Porto Alegre, aliada à falta de legislação específica de qualidade ambiental no município, constituem os principais motivadores da presente pesquisa.

1.4 OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho é a elaboração de tabelas de referência dos Níveis Aceitáveis Baseados no Risco para hidrocarbonetos, calculados a partir das características geológicas e hidrogeológicas do Município de Porto Alegre.

Dentre os objetivos específicos, deve-se destacar a análise dos parâmetros físicos necessários para os cálculos dos NABR, usualmente coletados em campo, para se verificar o grau de influência nas equações da metodologia RBCA e, assim, avaliar uma melhor relação custo-benefício na obtenção dos parâmetros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1.1 Localização e Dados Populacionais

A cidade de Porto Alegre situa-se na região leste do Estado do Rio Grande do Sul, limitada pelos paralelos $29^{\circ}55'56''$ e $30^{\circ}16'05''$ de latitude sul e pelos meridianos $51^{\circ}01'08''$ e $51^{\circ}17'53''$ de longitude oeste (Figura 2.1-1). O município possui uma área total de $476,3 \text{ km}^2$, da qual $44,5 \text{ km}^2$ constituem 16 ilhas do chamado Delta do Jacuí (MENEGAT *et al.*, 1999a).

Porto Alegre possui uma população pouco superior a 1.420.000 habitantes (IBGE, 2007), tendo maior densidade populacional nos bairros centrais e adjacências. A zona sul do município é predominantemente rural, responsável pelas atividades agrícolas enquanto a zona norte possui a maior parte do parque industrial do município.

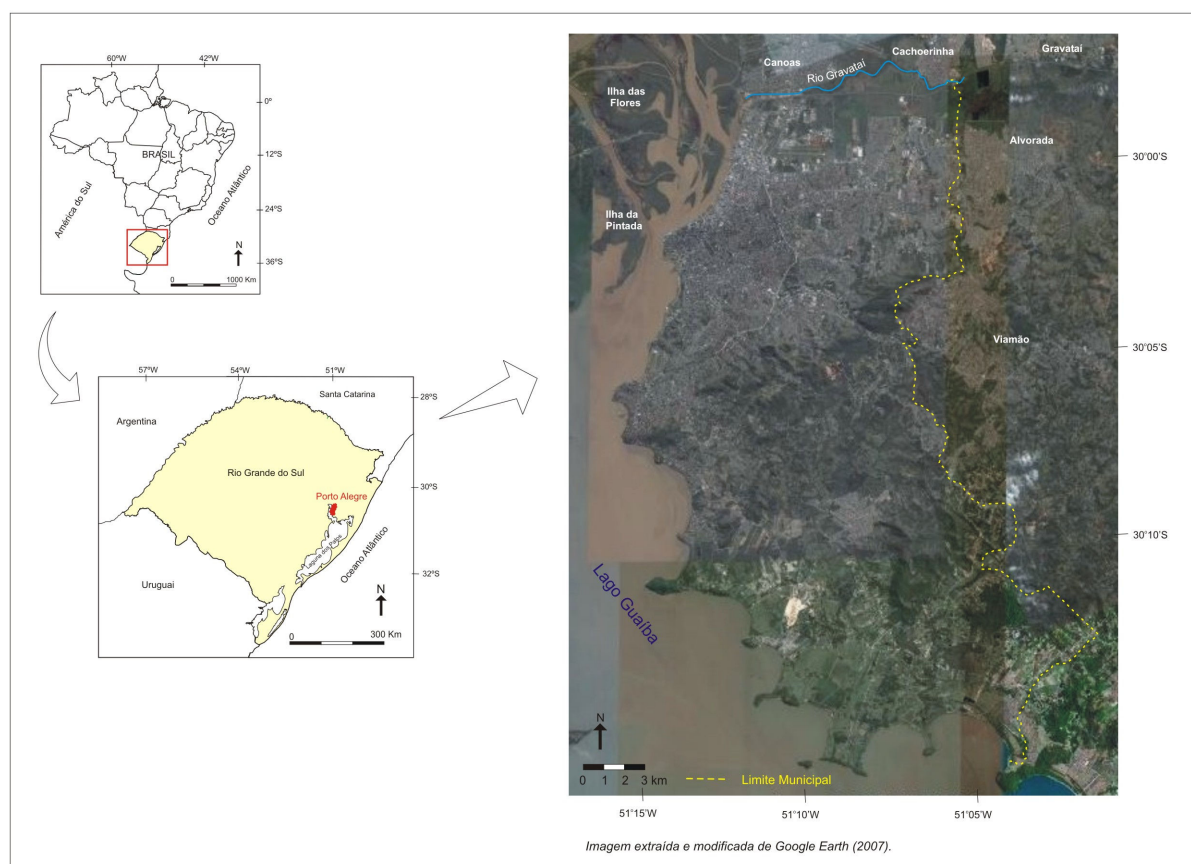


Figura 2.1-1 – Localização da área de estudo.

2.1.2 Geologia

A geologia do Município de Porto Alegre pode ser compartimentada em duas unidades principais: Embasamento Cristalino Granítico-Gnáissico Pré-Cambriano e Cobertura Sedimentar Cenozóica. O mapa geológico do município, mostrando a distribuição das unidades geológicas, é apresentado no Capítulo 4 (Figura 4.1-1).

2.1.2.1 Embasamento Cristalino Granítico-Gnáissico Pré-Cambriano

Segundo Philipp *et al.* (1998), o embasamento cristalino da região de Porto Alegre pertence às suítes graníticas tardi a pós-colisionais Viamão e Dom Feliciano, relacionadas ao Ciclo Brasileiro. Podem ser individualizadas seis distintas unidades litológicas: Gnaiss Porto Alegre, Granito Viamão, Granito Independência, Granito Canta Galo, Granito Ponta Grossa e Granito Santana. Em associação a essas unidades ocorrem diques de riolitos, dacitos e diabásios.

Os **Gnaisses Porto Alegre** foram inicialmente definidos como migmatitos homogêneos por Schneider *et al.* (1974). São ortognaisses com forte deformação dúctil, composição granodiorítica a monzogranítica com dioritos subordinados. Essa unidade é um megaxenólito no Granito Independência, ocorrendo também como xenólitos menores no Granito Viamão (PHILIPP *et al.*, 1998).

A **Suíte Intrusiva Viamão** é composta pelas unidades Granito Viamão e Granito Independência. Conforme Philipp *et al.* (1998), o **Granito Viamão** é a mais extensa unidade plutônica aflorante na região de Porto Alegre. Em geral, as rochas desta unidade estão alteradas, caracterizando-se por tonalidades amareladas a brancas. A textura porfírica é marcada por megafenocristais de feldspato potássico, que perfazem de 15 a 40% da rocha, aos quais somam-se enclaves máficos de composição diorítica, o conjunto imerso em uma matriz grossa a média de composição granodiorítica. Ocorrem zonas de cisalhamento dúcteis, principalmente próximo ao contato com o Granito Santana. A unidade **Granito Independência** é constituída por sienogranitos a monzogranitos de textura equigranular média a grossa e estrutura maciça, sendo comum a presença de xenólitos do Gnaiss Porto Alegre.

Ainda segundo o mesmo autor, a **Suíte Granítica Dom Feliciano** é composta por corpos graníticos de forma alongada com direção NE-SW. É dividida em três unidades litodêmicas: Granito Canta Galo, Granito Ponta Grossa e Granito Santana. O **Granito Canta Galo** apresenta predomínio de estrutura maciça, textura

inequigranular a equigranular grossa. As rochas dessa unidade possuem alteração intempérica intensa e coloração rosada pela pigmentação ferruginosa. A unidade **Granito Ponta Grossa** é constituída por pequenos corpos intrusivos do tipo *stocks* (1 a 8 km de diâmetro) com composição sienogranítica, textura equigranular grossa a média, estrutura maciça e distinta homogeneidade estrutural. O **Granito Santana** é a unidade litodêmica mais nova da região, sendo controlada por zona de cisalhamento dúctil subvertical de direção nordeste. Exibe uma forma alongada na direção NE-SW, responsável pelo relevo de morros da região de Porto Alegre. Essa unidade é constituída por ortoclásio-microclínio granito a sienogranito de textura equigranular grossa a média e foliação primária marcada pela orientação dos feldspatos, biotita e quartzo alongado.

O mais recente trabalho de descrição geológica da área é apresentado no Atlas Ambiental de Porto Alegre (Menegat *et al.*, 1999b), que subdivide as unidades acima descritas em vários corpos com base em detalhes macro e microscópicos. No mesmo trabalho os autores subdividiram o Gnaisse Porto Alegre em Granodioritos Três Figueiras e Chácara das Pedras; o Granito Viamão em Granitos Pitinga, Lami, Restinga, São Pedro, Saint-Hilaire, São Caetano, Feijó e Granodiorito Lomba do Sabão; e o Granito Ponta Grossa é substituído pelo Granito Santo Antônio e, em parte, pelo Granito Santana.

2.1.2.2 Cobertura Sedimentar Cenozóica

A Cobertura Sedimentar Cenozóica circunda os morros e terras altas do Embasamento Cristalino Pré-cambriano no Município de Porto Alegre. Schneider *et al.* (1974) descreveram esses depósitos como Formação Graxaim e Guaíba.

A Formação Graxaim é constituída por sedimentos arcoseanos de depósitos fluviais, sob a forma de leques e planícies aluviais, e por depósitos lacustrinos compostos por lentes de argila esverdeada intercaladas em sedimentos fluviais. Ocorre nas regiões sul e norte do município. A Formação Guaíba compreende depósitos fluviais de areias grossas a médias e conglomerados intercalados com lâminas areno-argilosas, restritas às calhas aluvionares.

Essas formações são relacionadas às transgressões e regressões marinhas e resultaram da formação da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. A flutuação do nível do mar iniciada há 400 mil anos geraram 4 sistemas deposicionais do tipo Laguna/Barreira I, II, III e IV (VILLWOCK; TOMAZELLI, 1995).

Os depósitos sedimentares quaternários de Porto Alegre permitem reconhecer as quatro transgressões marinhas. As três mais antigas (400, 325 e 120 mil anos) originaram depósitos lacustres que se sucederam na região sul do município, dispostos paralelamente à margem do Lago Guaíba. Na região norte, predominam depósitos deltaicos, terraços e planícies fluviais originados durante as duas últimas transgressões marinhas ocorridas em 120 e 5 mil anos (MENEGAT *et al.*, 1999b).

2.1.3 Geomorfologia

Quatro domínios morfoestruturais são registrados no Estado do Rio Grande do Sul: Província Costeira, Planalto Meridional, Depressão Periférica e Escudo Sul-Rio-Grandense. Todos os domínios do estado ocorrem na região de Porto Alegre. Conforme Menegat e Hasenack (1999), o modelado da paisagem do município é resultante de elevações residuais de rochas graníticas pertencentes ao Escudo Sul-Rio-Grandense. Os morros e cristas foram bordejados por depósitos arenosos quaternários da Província Costeira durante as transgressões e regressões marinhas.

A principal elevação do município é a Crista de Porto Alegre, que compartimenta o relevo em três distintos modelados: Terras Baixas, Terras Altas e Terras Baixas com Morros Isolados (MENEGAT; HASENACK, 1999).

As Terras Baixas ocorrem na região norte do município e formam modelados de acumulação, constituídos por planícies e terraços fluviais do Rio Gravataí e ilhas do Delta do Jacuí, que pertencem ao domínio morfoestrutural da Depressão Periférica.

As Terras Altas são formadas por cristas e colinas na região central do município e correspondem a relevos residuais do Escudo Sul-Rio-Grandense. As principais feições desta unidade são a Crista de Porto Alegre com 22 Km de comprimento, alinhada na direção nordeste, formando morros com até 311 m de altitude (Morro Santana); e a Crista da Matriz com 13 Km de comprimento, de direção leste-oeste e morros com até 134 m de altitude (Morro Alto Petrópolis).

A unidade Morros Isolados em Terras Baixas ocorre na região sul do município, sendo constituída por terraços e cordões lacustres do Lago Guaíba, fazendo parte do domínio Província Costeira, da qual emergem morros isolados com formas mamelonares alongadas nas direções N-S e E-W.

2.1.4 Solos

De acordo com o estudo Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre (UFRGS, 2004), os solos da região podem ser classificados, seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), nos tipos relacionados abaixo (Figura 2.1-2):

Argilossolos vermelho-amarelos (PV1) ocorrem em topo e encosta de elevações com relevo ondulado (Terras Altas). São solos profundos que alcançam espessuras de 1,50 m até a rocha alterada (saprólito de granito), apresentando um perfil com seqüência de horizontes A-B-C, sendo classificados como distróficos, ou seja, ácidos e com baixa fertilidade química.

Associação de argilossolos vermelho-amarelos com cambissolos háplicos (PV2) ocorrem em topo e encosta de morros, nos terços inferiores de encostas de morros com relevo ondulado a fortemente ondulado. Os cambissolos háplicos são solos rasos até profundos e apresentam um perfil de horizontes A-B-C bem definidos.

Associação de cambissolos háplicos com neossolos litólicos ou regolíticos (CX) ocorrem em topo e encosta de morro com relevo fortemente ondulado a montanhoso, mostrando-se distróficos e bem drenados. Os neossolos litólicos são rasos com até 50 cm de profundidade e perfil de seqüência A-C-R ou A-R. Os neossolos regolíticos alcançam profundidades superiores a 50 cm e apresentam perfil A-C-R.

Associação de planossolos hidromórficos e gleissolos (SG) ocorrem em planícies aluviais, lagunares e áreas marginais ao longo de arroios. Os planossolos hidromórficos são mal ou imperfeitamente drenados, com horizonte A de coloração escura seguido de horizonte arenoso claro.

Gleissolos (G) ocorrem nas porções mais baixas das várzeas, associados aos planossolos e neossolos. São solos profundos mal drenados, de coloração acinzentada a preta, devido ao acúmulo de matéria orgânica.

Neossolos quartzarênicos e/ou flúvicos (RU) são solos profundos de areia quartzosa, ocorrendo em feixes de restinga oem áreas de relevo plano a suavemente ondulado no sul de Porto Alegre. Os neossolos flúvicos são sedimentos fluviais com granulometria variável ao longo do perfil com distribuição irregular de matéria orgânica, ocorrendo principalmente nas ilhas do Delta do Jacuí.

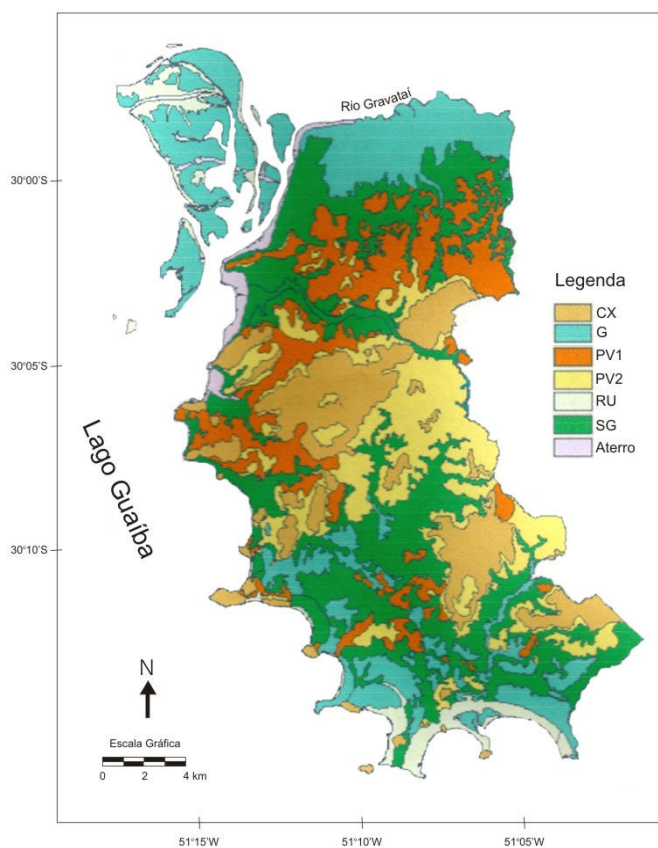


Figura 2.1-2 – Mapa de solos do Município de Porto Alegre (modificado de UFRGS, 2004).

2.1.5 Clima

Porto Alegre situa-se na latitude 30° sul, a 100 km do Oceano Atlântico. O clima da cidade, segundo classificação de Koppen, é subtropical úmido, por registrar valores de temperatura média do mês mais quente superiores a 22°C e chuvas bem distribuídas ao longo do ano (LIVI, 1999).

Ainda segundo o mesmo autor, a temperatura média do ar é de 19,4 °C com temperatura máxima em janeiro, enquanto os meses de junho e julho registram as menores médias. A precipitação pluviométrica anual média é de 1324 mm com precipitações mais intensas no período mais frio do ano, entre junho e setembro. A umidade relativa média do ar é de 76%, mantendo-se elevada ao longo de todo o ano, concentrando valores mais elevados na estação mais fria.

2.1.6 Hidrografia

A rede de drenagem de Porto Alegre é composta por 18 arroios principais, com diversos afluentes. A maior e principal drenagem é o Arroio Dilúvio, que escoar na direção leste-oeste possuindo extensão de 17,6 km. A cidade está inserida na região hidrográfica da Bacia do Guaíba, que é formada por 8 bacias hidrográficas, incluindo as bacias do Rio dos Sinos, Gravataí e Guaíba.

Menegat e Kirchheim (1999) delimitaram 27 sub-bacias hidrográficas no município com base em critérios topográficos e de planejamento operacional. A direção do fluxo das águas escoadas pelas sub-bacias é radial centrífuga, sendo as nascentes localizadas nos morros do limite de Porto Alegre com Viamão. Os arroios da região norte deságuam no Rio Gravataí, os da região central escoam para oeste em direção ao Lago Guaíba e na região sul, os canais deságuam no sentido norte-sul de encontro ao Guaíba.

2.1.7 Hidrogeologia

Os aquíferos de Porto Alegre podem ser divididos em Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano (SAFPc) e Sistema Aquífero Granular Cenozóico (SAGC), com base no tipo de rocha, estruturas, tipo de aquífero e permeabilidade (FREITAS, 1998; ROISENBERG, 2001; RAMAGE, 2005).

O SAFPc é constituído por rochas graníticas e metamórficas, sendo coberto, em grande parte, por manto de alteração intempérica (elúvios) e por depósitos aluvionares (colúvios), gerando porosidade secundária devido às fraturas e falhas. O SAFPc é caracterizado por vazões que variam de 0,1 a 9 m³/h e nos poços que interceptam falhas a vazão atinge até 30 m³/h. A composição da água é predominantemente bicarbonatada cálcico-sódica e bicarbonatada sódica (ROISENBERG, 2001).

O SAGC compreende depósitos não consolidados de sedimentos argilo-arenosos a arenosos que ocorrem na zona norte e ao longo da margem do Lago Guaíba, estendendo-se até o sul do município. Os depósitos de terraços fluviais, como os do Arroio Dilúvio e os lacustres da região sul, apresentam vazões de 4 a 9 m³/h, enquanto os depósitos arenosos do Delta do Jacuí possuem rendimento de até 30 m³/h (KIRCHHEIM; MENEGAT, 1999). A recarga do SAGC se dá por infiltração das águas pluviais e por águas do SAFPc, quando em contato com o embasamento. A composição

das águas subterrâneas é cloretada-cálcico-sódica com elevados teores de sulfato. A salinização dessas águas está relacionada à dissolução de sais de ambiente marinho ou mixohalino, associada com condições hidrodinâmicas de fluxo de baixa velocidade e elevado tempo de residência (RAMAGE, 2005).

Kirchheim e Menegat (1999) elaboraram um mapa de aquíferos (Figura 2.1-3), onde o SAFFpc é dividido em rochas do embasamento com e sem elúvios e colúvios e o SAGC aparece separado em depósitos fluviais, lacustres e deltaicos. Esses sistemas foram diferenciados apenas com base nas unidades geológicas.

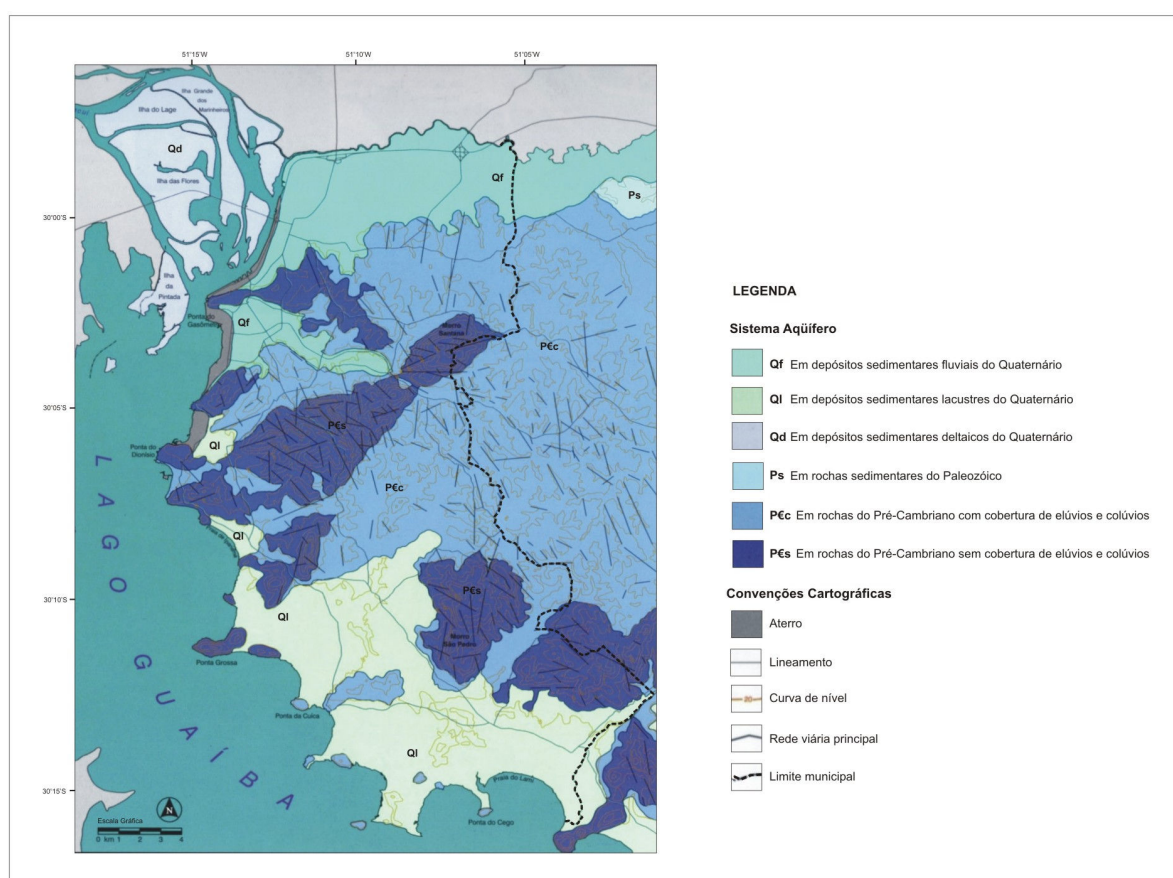


Figura 2.1-3 – Mapa de aquíferos do Município de Porto Alegre (modificado de Kirchheim e Menegat, 1999).

2.2 CARACTERIZAÇÃO DOS CONTAMINANTES

Os derivados de petróleo, quando atingem a subsuperfície, são denominados de Fases Líquidas Não Aquosas Menos Densas que a Água (LNAPL – *Light Non-Aqueous Phase Liquid*). A gasolina é um líquido orgânico deste tipo, possuindo a propriedade de ser menos densa que a água. Outra categoria de contaminantes é designada como Fases Líquidas Não Aquosas Mais Densas que a Água (DNAPL – *Dense Non-Aqueous Phase Liquid*), que é representada por solventes organoclorados.

Os principais derivados do petróleo gerados por diferentes estágios do refino são gasolina, óleo diesel, óleos lubrificantes e querosene de aviação. A presente pesquisa detém-se nos compostos orgânicos vinculados aos derramamentos e/ou vazamentos de gasolina e óleo diesel.

2.2.1 Características e Componentes

O petróleo é uma mistura complexa de muitos compostos químicos, com predomínio de hidrocarbonetos, compostos orgânicos constituídos somente de carbono e hidrogênio, e, em menor quantidade, compostos orgânicos contendo oxigênio, enxofre, nitrogênio e metais. Da mesma forma, os produtos derivados do petróleo, como gasolina e diesel, apresentam misturas variadas dos mesmos compostos, além de aditivos inseridos em combustíveis (ASTM, 1995).

Os hidrocarbonetos são divididos nos grupos alifáticos e aromáticos. Os alifáticos são constituídos pelas classes dos alcanos, alquenos e alquinos. Já os hidrocarbonetos aromáticos possuem anel benzênico, podendo ser monoaromáticos ou policíclicos aromáticos.

A gasolina é composta por centenas de constituintes, sendo na maior parte hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos. Os hidrocarbonetos aromáticos são os compostos orgânicos de maior interesse nas investigações ambientais e avaliações de risco de áreas impactadas, devido às características físico-químicas e toxicológicas dos constituintes.

Para detecção da contaminação por gasolina utiliza-se a faixa de compostos com cadeias de 4 a 12 carbonos, ou seja, os hidrocarbonetos monoaromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX) e alguns Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (PAH - *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*).

Os hidrocarbonetos alifáticos C₄ e C₅ evaporam-se rapidamente da gasolina derramada. Tipicamente, os hidrocarbonetos aromáticos compreendem de 10 a 40% da gasolina (ASTM, 1995).

O óleo diesel pertence à faixa de cadeia com 10 a 20 carbonos. Os compostos indicadores de contaminações por diesel são os PAH. Estes possuem propriedades físico-químicas pouco solúveis, sendo pouco voláteis e menos móveis que os BTEX.

O conjunto dos hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos resulta na análise química do parâmetro Hidrocarbonetos Totais do Petróleo (TPH - *Total Petroleum Hydrocarbons*), que pode ser analisado por faixas de carbono, a exemplo do TPH GRO (*Organic Range Gasoline*), utilizado como indicador de contaminação por gasolina. No entanto, segundo a ASTM (1995) e USEPA (2007), o uso do parâmetro TPH não é recomendado nas avaliações de risco, uma vez que o mesmo representa uma análise quantitativa, fornecendo dados insuficientes da mistura de hidrocarbonetos, tais como mobilidade e toxicidade dos constituintes.

Os compostos BTEX são os constituintes da gasolina de maior interesse em avaliações ambientais, devido à sua maior solubilidade em água, em relação aos demais hidrocarbonetos, sendo, portanto, os primeiros a atingir o aquífero. Além disso, os compostos BTEX são extremamente voláteis e particionam-se rapidamente para a fase gasosa, em função da alta pressão de vapor (CORSEUIL; FERNANDES, 1999).

Quando os hidrocarbonetos e o solo entram em contato, os hidrocarbonetos podem-se particionar entre água, vapor e sólidos, ou ainda permanecerem na fase líquida (NAPL). A proporção em que os constituintes da mistura de hidrocarbonetos se particionam entre a água, ar e sólidos do solo, bem como a interferência na mobilidade, depende das propriedades físico-químicas individuais de cada constituinte (GUIGUER, 2000).

2.2.2 Propriedades Físicas e Químicas dos Constituintes

As características físico-químicas que influenciam na mobilidade dos hidrocarbonetos no solo, na água e no ar são o peso molecular, densidade, solubilidade, pressão de vapor e coeficientes de partição/distribuição.

Solubilidade é a quantidade de uma substância por unidade de volume em fase aquosa quando a solução está em equilíbrio com o composto puro em seu real

estado de agregação (gás, líquido, sólido) em temperatura e pressão determinadas (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993).

Densidade de um fluido é definida como massa por unidade de volume. A densidade relativa é a relação entre a densidade do composto e a densidade da água, que influencia na flotação dos compostos químicos.

Com o aumento do **peso molecular** ou o número de carbonos, observa-se maior densidade, menor solubilidade em água, menor pressão de vapor e maior adesão ao solo, com conseqüentemente menor mobilidade em subsuperfície (ASTM, 1995).

A **polaridade** está associada à presença de cargas positivas e negativas na molécula, influenciando no fenômeno de adsorção de espécies químicas e, conseqüentemente, na solubilidade dos constituintes na água subterrânea. Os compostos BTEX e PAH são apolares, ou seja, hidrofóbicos.

A **pressão de vapor** representa a pressão de vapor de um composto em equilíbrio com sua fase condensada pura, seja no estado sólido ou líquido (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993). A proporção de volatilização da gasolina líquida depende das pressões de vapor de seus constituintes. Assim, quanto maior é a pressão de vapor, maior o potencial para a volatilização. A pressão total de vapor da gasolina é dada pela soma das pressões parciais dos constituintes individuais, aplicando-se a Lei de Raoult.

Constante da Lei de Henry (K_H) é uma propriedade que indica a partição ar-água em equilíbrio de um composto químico em solução. A abundância de um composto na fase gás é dada pela pressão parcial (P_i) e sua quantidade em solução aquosa é expressa como concentração molar (C_w). Assim, a constante de Henry é dada pela equação 2.2-1. O termo γ_w representa o coeficiente de atividade da água e o P^0 é a pressão de vapor do composto líquido puro (l, L) (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993).

$$K_H = \frac{P_i}{C_w} = \gamma_w V_w P^0 \quad (2.2-1)$$



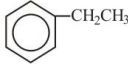
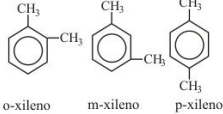


Coefficiente de partição de octanol-água (K_{ow}) é a proporção da concentração de um composto orgânico dissolvido no octanol e a concentração dissolvida na água em uma mistura de duas fases (octanol-água), ou seja, $C_{octanol}/C_{água}$. (FETTER, 1999). É uma medida da hidrofobicidade de um composto. Os valores de

K_{ow} podem ser obtidos em experimentos laboratoriais ou disponíveis em tabelas na literatura.

Coefficiente de difusão molecular ou difusividade de compostos orgânicos em ar (D_{ar}) ou em solução aquosa ($D_{água}$) é uma medida do gradiente de concentração, isto é, a diferença entre concentrações mássicas dividida por uma distância. A difusão é um processo de movimento das partículas regidas pelas Leis de Fick, discutidas no Capítulo 2.5.

A Tabela 2.2-1 apresenta os principais parâmetros físico-químicos que interferem na mobilidade dos compostos orgânicos de interesse na zona não saturada e saturada.

Tabela 2.2-1 – Características físico-químicas dos compostos indicadores de contaminações por gasolina e óleo diesel.

Propriedades	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos Totais	Naftaleno	Benzo(a)pireno
Estrutura química						
Fórmula	C_6H_6	$C_6H_5CH_3$	$C_6H_5C_2H_5$	$C_6H_4(CH_3)_2$	$C_{10}H_8$	$C_{20}H_{12}$
Peso molecular (g/mol) ^(a)	78,1	92,4	106,2	106,2	130	250
Densidade relativa (g/cm ³) ^(a)	0,88	0,87	0,87	0,86	1,14	1,25
Solubilidade em água 20-25°C (mg/L) ^(a)	1750	530	170	110	31	1,62E-03
Pressão de vapor (Torr) ^(a)	95	28	9,6	8,0	0,085	5,5E-09
Constante da Lei de Henry (atm.m ³ /mol) ^(a)	5,6E-03	6,6E-03	7,9E-03	6,6E-03	4,8E-04	1,13E-06
Coefficiente de partição octanol-água 25°C (log K_{ow}) ^(b)	2,13	2,75	3,14	3,12*	3,36	6,11
Coefficiente de difusão na água 25°C (cm ² /s) ^(b)	9,8E-06	8,6E-06	7,8E-06	9,34E-06*	7,50E-06	9,0E-06
Coefficiente de difusão no ar 25°C (cm ² /s) ^(b)	8,8E-02	8,7E-02	7,5E-02	7,14E-02*	5,90E-02	4,30E-02

Fonte: (a) USEPA, 2004a; (b) USEPA, 1996; (*) RAIS, 2007.

Lei de Raoult

A Lei de Raoult afirma que a pressão parcial de cada componente em uma solução ideal é dependente da pressão de vapor dos constituintes individuais e da fração molar dos mesmos, válida também para a estimativa da solubilidade do composto na mistura (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993). É dada pelas equações:

$$P_i = P_i^0 X_i \quad (2.2-2)$$

$$S_i = S_i^0 X_i \quad (2.2-3)$$

Onde: P_i = pressão de vapor do composto na mistura; P_i^0 = pressão de vapor do composto puro; X_i = fração molar do composto na mistura; S_i = solubilidade do composto na mistura; S_i^0 = solubilidade do composto puro.

A Lei de Raoult pode ser utilizada em avaliações de risco e está incluída no *software* RBCA, pois a pressão de vapor e a solubilidade individual do composto puro é maior que a pressão de vapor e solubilidade do mesmo composto em uma mistura, já que adicionando-se mais componentes à solução, a fração molar dos componentes diminui.

O uso da Lei de Raoult corrige os efeitos de competição dos múltiplos constituintes, prevenindo a superestimação dos valores de solubilidade e vapor de pressão dos compostos individuais (GROUNDWATER SERVICES, INC., 1998).

2.2.3 Influência do Etanol nos Hidrocarbonetos de Petróleo

Os compostos oxigenados, a exemplo do etanol e metanol, são adicionados à gasolina para elevar a octanagem e reduzir emissões de monóxido de carbono nas descargas.

O etanol é produzido em duas formas, álcool hidratado (álcool combustível puro) e álcool anidro (misturado à gasolina). No Brasil, o etanol anidro é misturado à gasolina em proporções que variam de 20 a 25% ($\pm 1\%$) em volume (SCHNEIDER, 2005).

Os álcoois leves, etanol e metanol, são miscíveis na água em todas as proporções e apresentam solubilidade bem maior que os hidrocarbonetos de mesmo peso molecular (ASTM, 1995).

Conforme Shaw (1975), a cadeia de carbonos da molécula de álcool é responsável pela sua solubilidade numa mistura de hidrocarbonetos, ao passo que o grupo funcional (-OH) é polar e apresenta afinidade pela água, arrastando uma cadeia carbônica e formando uma solução aquosa.

A presença de etanol na gasolina provoca o efeito da co-solvência, aumentando a solubilidade dos compostos aromáticos na água e, em consequência, maior mobilidade dos BTEX em fase dissolvida. O etanol é o substrato preferencial no processo de biodegradação, consumindo os aceptores de elétrons e nutrientes do aquífero. Reduz as taxas de biodegradação dos hidrocarbonetos e causa o aumento da persistência desses compostos na água subterrânea (CORSEUIL; MARINS, 1998; CORSEUIL *et al.*, 2004; SCHNEIDER, 2005).

2.2.4 Distribuição dos Hidrocarbonetos em Subsuperfície

A fase em que se encontram os hidrocarbonetos no solo governa os mecanismos e processos de migração em subsuperfície. Os compostos orgânicos são encontrados na fase livre ou líquida, fase dissolvida e fase vapor.

A fase livre pode existir no solo como resíduos líquidos, adsorvidos em partículas de solo e como líquidos entre os vazios das partículas de solo. A fase dissolvida ocorre na água do solo e na superfície dos sólidos do solo, formando uma película. A fase vapor ocorre como componente do vapor do solo, podendo se condensar, ser adsorvida por sólidos da zona não saturada ou se dissolver na água do solo (GUIGUER, 2000).

A Figura 2.2-1 ilustra uma representação esquemática da distribuição das 3 fases de hidrocarbonetos em subsuperfície.

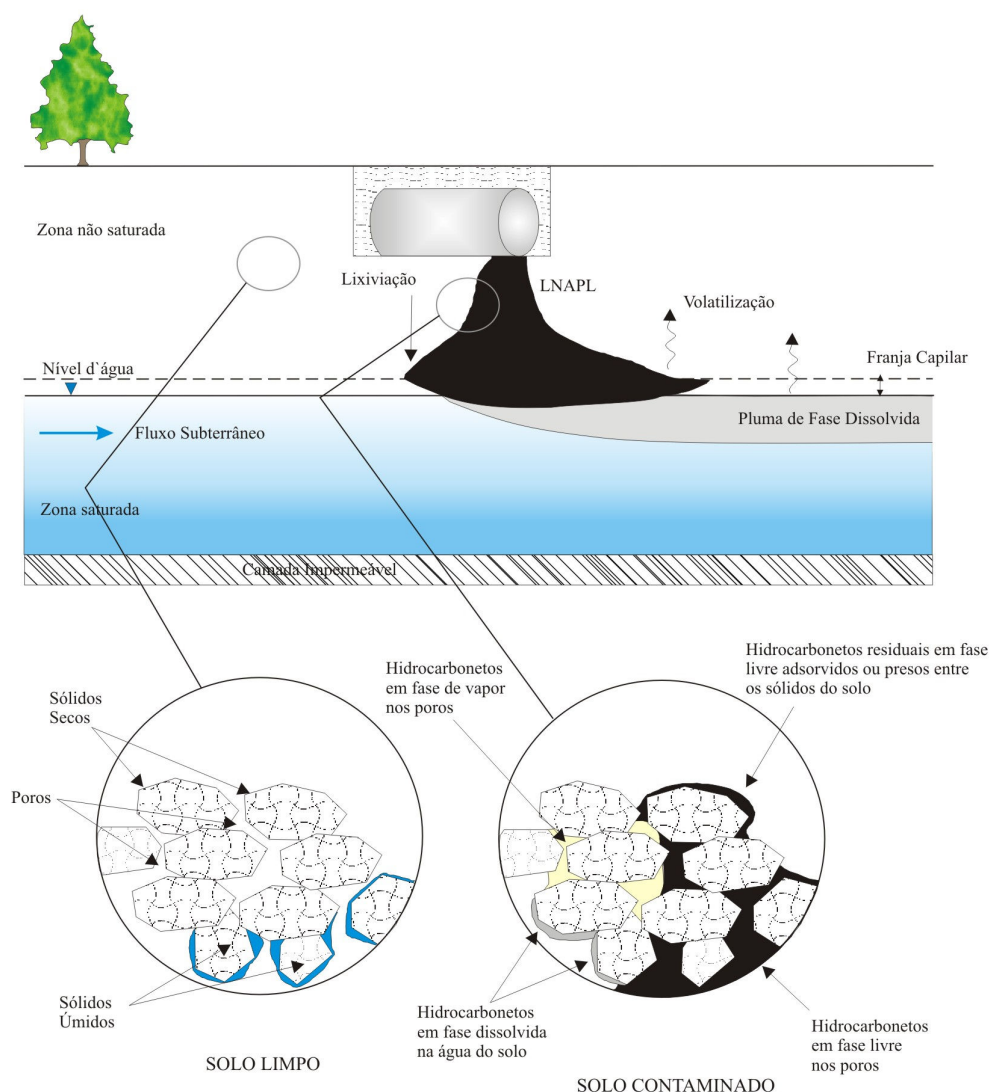


Figura 2.2-1 – Representação das 3 fases de hidrocarbonetos em subsuperfície (modificado de API, 1993 in Guiguer, 2000).

Fase Livre

Numa condição de vazamento de combustíveis no solo, estes migrarão descendentemente, devido à gravidade e às forças capilares. A presença de camadas de materiais de granulometria fina, que possuem condutividade hidráulica baixa, promove espalhamento horizontal dos hidrocarbonetos em fase livre nas camadas de solo sobreposto com condutividade hidráulica maior (GUIGUER, 2000).

Após a passagem dos hidrocarbonetos em fase livre, parte ficará retida no solo devido às forças capilares, sendo chamada de **fase residual**. A fase livre

residual é uma fonte de contaminação para a água subterrânea por processos de lixiviação e fonte para volatilização da fase residual para fase vapor no solo.

A fase livre de hidrocarbonetos, ao alcançar a franja capilar, deslocará a água dos poros, formando uma pluma de contaminação e migrando para jusante, em resposta à gravidade e ao fluxo da água subterrânea. Segundo Guiguer (2000), o espalhamento da fase livre de hidrocarbonetos próximo ao topo da franja capilar poderá ser inicialmente mais rápido que o movimento da água subterrânea abaixo do lençol freático. Isto decorre da velocidade inicial do movimento, controlada pela carga hidráulica da fase livre e não pela água subterrânea.

Na presença de fase livre de hidrocarbonetos, as oscilações do nível de água ocasionam um espalhamento vertical dos contaminantes, formando zonas de fase residual, conforme ilustrado na Figura 2.2-2.

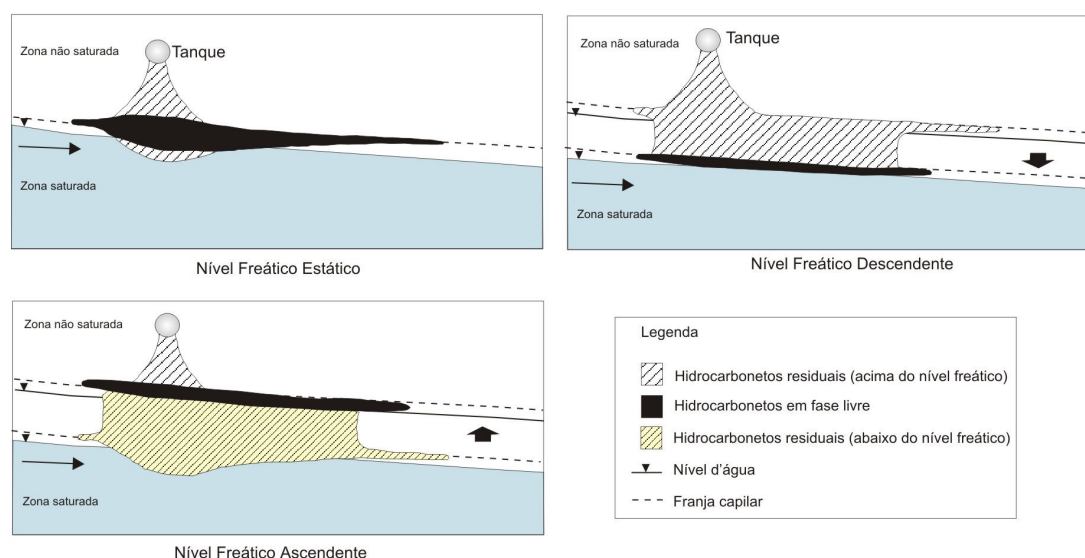


Figura 2.2-2 - Espalhamento de hidrocarbonetos devido às oscilações do nível freático (modificado de Schuille, 1988 *in* Guiguer, 2000).

Fase Dissolvida

A fase dissolvida dos hidrocarbonetos resulta do contato entre a água de subsuperfície e os compostos orgânicos líquidos. É encontrada na água do solo e como película nas partículas sólidas (Figura 2.2-1).

De acordo com Guiguer (2000), as concentrações de compostos orgânicos dissolvidos em água e as quantidades de transferência para o sistema de água subterrânea são função de parâmetros, tais como, profundidade do nível d'água,

condutividade hidráulica, recarga do aquífero, oscilações do nível freático, velocidade da água subterrânea, temperatura da água, concentrações dos compostos de interesse na fase NAPL e propriedades físico-químicas dos constituintes individuais da mistura, como a solubilidade em água.

Fase Vapor

Os hidrocarbonetos em fase de vapor resultam, principalmente, da volatilização dos hidrocarbonetos residuais em fase líquida e, em menor escala, a partir da fase dissolvida presente na água do solo (GUIGUER, 2000).

O vapor de água e o vapor dos hidrocarbonetos disputam os mesmos locais de adsorção nas partículas do solo. A adsorção da fase vapor está diretamente associada à área superficial das partículas que compõem o solo, ou seja, argilominerais, óxidos/hidróxidos e matéria orgânica. Na medida que o volume de água aumenta, a área superficial dos sólidos disponíveis diminui. Assim, um solo poroso com baixo conteúdo volumétrico de água pode adsorver mais hidrocarbonetos em fase de vapor que um solo relativamente úmido.

Os hidrocarbonetos na fase vapor migram de áreas de maior pressão para as de menor pressão. Os fatores que influenciam a volatilização dos hidrocarbonetos da fase livre ou dissolvida, bem como a mobilidade, são as propriedades físico-químicas dos hidrocarbonetos, dentre as quais, pressão de vapor, constante de Henry, densidade, peso molecular, coeficientes de partição, coeficiente de difusão molecular, além das características hidrogeológicas do meio.

Os vapores dos hidrocarbonetos são mais densos que o ar e, conseqüentemente, podem acumular-se em estruturas subterrâneas confinadas, tais como garagens, esgotos e caixas de telefonia, ocasionando risco para explosões.

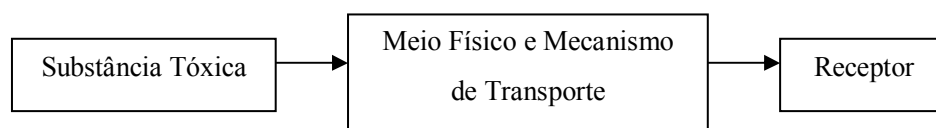
2.3 AVALIAÇÃO DE RISCO

2.3.1 Risco

Conforme Kates e Kasperson (1983) *apud* Finotti (1997), perigo é uma ameaça às pessoas ou ao que elas valorizam (propriedades, meio ambiente, futuras gerações) e risco é a quantificação do perigo.

A definição de risco na área ambiental é a relação existente entre a probabilidade de que uma ameaça de evento adverso se concretize com o grau de vulnerabilidade do sistema receptor e seus efeitos. No entanto, no contexto de uma análise à exposição humana, o risco é definido como a probabilidade de ocorrências de um efeito adverso à saúde, como resultado de uma exposição a substâncias tóxicas. Dessa forma, o risco é função da toxicidade e da exposição a um contaminante.

As condições necessárias para a ocorrência de risco são:



Controles específicos podem ser impostos para eliminar o risco ou reduzi-lo a um nível aceitável. O estudo de avaliação de risco segue esses pressupostos.

A avaliação de risco é uma análise do potencial dos compostos químicos de interesse para provocar efeitos adversos à saúde humana, a partir de uma determinada área fonte, de forma a determinar a necessidade de ações corretivas, bem como a definição de metas de remediação (ASTM, 1995).

2.3.2 Descrição de Termos Específicos

Para melhor entendimento do presente estudo, é importante a definição dos principais termos que envolvem uma análise de risco.

Fonte primária de contaminação é uma área ou ponto onde ocorreu ou está ocorrendo o evento de contaminação ambiental (vazamentos em tanques, tubulações, derrames, descarte de resíduos, infiltração de despejos ou emissões atmosféricas) (CETESB, 2001b).

Fonte secundária de contaminação é uma parte do meio físico contaminado que atua como fonte secundária de contaminação para outra parte do meio

físico. Por exemplo, um solo contaminado que é lixiviado para as águas subterrâneas; águas subterrâneas contaminadas que geram vapores de substâncias voláteis para a zona não saturada (CETESB, 2001b).

Composto químico de interesse é um composto químico detectado no meio físico, relacionado à fonte primária ou secundária de contaminação e vinculado à matéria-prima ou produto final de um processo produtivo ou de suporte operacional na área de estudo. Possui propriedades físico-químicas e toxicológicas que permitem a quantificação do risco toxicológico e o estabelecimento de metas de remediação (USEPA, 1989).

Caminho de exposição é a trajetória que os compostos químicos de interesse percorrem da área fonte de contaminação até o receptor. Cada caminho de exposição inclui uma fonte, um ponto de exposição e uma rota de exposição (ASTM, 1995). Caso o ponto de exposição diferir da fonte, um mecanismo de transporte será incluído.

Via de ingresso, via de exposição ou rota de exposição é o modo como um composto químico entra em contato com o organismo exposto, por exemplo, ingestão, inalação e contato dérmico (USEPA, 1989).

Ponto de exposição (POE) é o ponto no qual um indivíduo ou população pode entrar em contato com o composto químico de interesse (ASTM, 1995).

Receptor é um organismo, comunidade, hábitat sensível ou ecossistema que esteja exposto direta ou indiretamente a um ou mais compostos químicos associados a um evento de contaminação. No caso do risco toxicológico, o receptor será o indivíduo humano ou um grupo de indivíduos (USEPA, 1989).

2.3.3 Etapas da Avaliação de Risco

A avaliação de risco tem por objetivo a identificação e quantificação dos riscos a saúde humana, decorrentes da exposição a substâncias tóxicas oriundas de uma área contaminada. É uma ferramenta para o gerenciamento de áreas contaminadas, atuando no processo de tomada de decisão com base no risco (CETESB, 2001b).

As metodologias de avaliação de risco são baseadas em princípios de toxicidade humana, mobilidade dos contaminantes e rotas de exposição para o contato da substância com o receptor.

De acordo com a USEPA (1989), seguida também pela ASTM (1995), a avaliação de risco é dividida em 4 etapas: coleta e avaliação dos dados, avaliação da exposição, avaliação da toxicidade e caracterização do risco. A Figura 2.3-1 mostra um fluxograma das etapas de uma análise de risco.



Figura 2.3-1 – Fluxograma das etapas da avaliação de risco (modificado de USEPA, 1989).

2.3.3.1 Coleta e Avaliação de Dados

Em geral, os dados necessários para uma avaliação de risco incluem:

- Identificação das fontes primárias e secundárias de contaminação;
- Identificação dos contaminantes;
- Concentrações dos contaminantes nas áreas fontes e nos meios de interesse;
- Características das áreas fontes e dos meios pelos quais os contaminantes podem ser transportados (solo, água subterrânea, água superficial e ar), tais como, a dimensão e a distribuição espacial, além de informações relacionadas ao vazamento/derramamento;

- Características do meio físico que podem afetar o transporte, atenuação e persistência dos contaminantes;
- Identificação dos caminhos de exposição e potenciais receptores.

Na etapa de aquisição dos dados, torna-se importante a compilação e revisão de dados existentes, visando confirmar as informações e assim definir necessidades de complementação. Os dados disponíveis sobre a área ajudam a identificação dos caminhos e pontos de exposição, orientando, dessa maneira, a determinação dos dados necessários para o desenvolvimento da avaliação de risco.

A etapa de análise e interpretação de dados envolve a compilação e avaliação de todas as informações relevantes estabelecidas no modelo conceitual de exposição preliminar da área de estudo.

Nesta etapa todos os dados ambientais disponíveis são avaliados visando à geração do modelo conceitual de exposição, bem como a identificação dos dados básicos para a quantificação das concentrações de exposição.

O modelo conceitual de exposição é uma representação dos cenários que envolvem a área estudada e a possível contaminação existente, bem como sua relação com o entorno, incluindo bens a proteger (CETESB, 2001b).

2.3.3.2 Avaliação da Exposição

A avaliação da exposição é a estimativa da magnitude real ou potencial a exposição humana, frequência e duração desta exposição e os caminhos pelos quais o receptor está potencialmente exposto (USEPA, 1989).

Os resultados quantitativos da avaliação de exposição são as doses de ingresso de um composto químico de interesse, calculadas para um determinado cenário de exposição.

Essa etapa é dividida em 3 fases: caracterização da exposição, identificação dos caminhos de exposição e quantificação da exposição.

a) Caracterização da Exposição

A caracterização da exposição consiste na análise de dados sobre o meio físico e características das populações potencialmente expostas dentro e fora da área de interesse.

As características do meio físico incluem clima, meteorologia, geologia, vegetação, tipo de solo, hidrogeologia, localização e descrição de corpos d'água superficiais. A caracterização da população é realizada através da localização das populações potencialmente expostas, uso atual e futuro do solo (residencial, comercial/industrial ou recreativo) e identificação de subgrupos sensíveis na área fonte e no entorno próximo (crianças, idosos, gestantes, indivíduos com doenças crônicas) (USEPA, 1989).

b) Identificação dos Caminhos de Exposição

O caminho de exposição descreve o curso que um composto químico percorre da área fonte até o organismo exposto. Segundo a USEPA (1989), o caminho de exposição consiste de 4 elementos: fonte de contaminação, meio de transporte, ponto de exposição e via de ingresso. Caso não exista algum destes elementos o caminho de exposição não se completa.

A identificação da fonte deve ser realizada a partir da análise de todos os dados adquiridos na etapa anterior. Da mesma forma, a identificação dos contaminantes e dos meios diretamente contaminados e dos meios que possivelmente serão contaminados.

Para a avaliação do transporte dos contaminantes no meio é utilizada a modelagem matemática, seja analítica, nos casos mais simples, ou numérica, onde a heterogeneidade do meio é significativa. Para esta fase, são requeridos propriedades físico-químicas e dados do meio físico.

Após a identificação dos meios contaminados, as populações potencialmente expostas são localizadas. Em seguida, identificam-se as prováveis rotas de exposição (ingestão, inalação e contato dérmico) baseadas no meio contaminado e nas atividades previstas nos pontos de exposição.

c) Quantificação da Exposição

Na última etapa do processo de avaliação da exposição, procede-se a quantificação da magnitude, frequência e duração da exposição para os caminhos de exposição definidos na etapa anterior. A quantificação é dividida em 2 etapas: estimativa das concentrações de exposição e cálculo de ingressos específicos para cada caminho de exposição.

A estimativa das concentrações representa a quantificação das concentrações dos compostos químicos que estarão em contato com o receptor durante um período de tempo, que pode ser obtida através do uso direto de dados de monitoramento ambiental ou associado a modelos matemáticos de transporte de contaminantes.

O cálculo de ingresso corresponde à quantificação da concentração química de compostos de interesse que potencialmente ingressam no organismo exposto por determinada via de ingresso, considerando cada caminho de exposição (CETESB, 2001b).

A estimativa das quantidades de ingresso, denominadas, também, doses de ingresso para cada meio de interesse (solo, água e ar) e para cada via de exposição (inalação, ingestão e contato dérmico) é calculada por meio de equações matemáticas.

O resultado do processo da análise da exposição são os valores das doses de ingresso (*intake*), calculados pela equação genérica (USEPA, 1989):

$$I = C \times \frac{CR \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT} \quad (2.3-1)$$

Onde: I = dose de ingresso para um caminho de exposição (mg/kg-dia);

C = concentração do constituinte no meio de contato (mg/L ou mg/kg);

CR = taxa de contato para um caminho de exposição (L/dia ou kg/dia);

EF = frequência de exposição (dias/ano);

ED = duração da exposição (ano);

BW = massa corpórea (kg);

AT = tempo médio da avaliação da exposição (dias).

2.3.3.3 Avaliação da Toxicidade

A avaliação da toxicidade é um estudo dos efeitos adversos à saúde humana, associados à exposição de um receptor a um dado composto químico durante determinado período.

Para essa etapa são utilizados os bancos de dados toxicológicos como fonte de informações sobre o perfil toxicológico da substância de interesse.

Conforme a USEPA (1989), a análise de toxicidade pode ser dividida em 2 etapas: identificação do perigo e determinação da dose-resposta.

A identificação do perigo é um processo para determinar se a exposição a um agente tóxico pode causar incremento na incidência de efeitos adversos à saúde humana.

A determinação da dose-resposta é realizada através da avaliação quantitativa da toxicidade e da caracterização da dose do contaminante administrado ou recebido com a incidência de efeitos adversos à saúde numa dada população exposta. Os valores toxicológicos obtidos, dose de referência (RfD) e fator de carcinogenicidade (SF), são utilizados na etapa de caracterização do risco para estimar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos a seres humanos em diferentes níveis de exposição.

As substâncias de interesse na análise de toxicidade são classificadas em não carcinogênicas e carcinogênicas. Para estas últimas não há, teoricamente, um nível de exposição isento de risco. No caso das substâncias não carcinogênicas, por outro lado, existem concentrações abaixo das quais efeitos adversos à saúde não são observados (CETESB, 2001b).

a) Análise Toxicológica para Efeitos Não Carcinogênicos

A análise toxicológica para efeitos não carcinogênicos decorrentes de um evento de exposição é realizada por meio da determinação da dose de referência (RfD), que é em função da via de ingresso (inalação, ingestão, contato dérmico), de efeitos críticos e da extensão da exposição (crônica, sub-crônica ou de curta duração).

Dose de referência (RfD – *Reference Dose*) é uma estimativa, com grau de incerteza de uma ordem de grandeza ou mais, da exposição diária (mg/kg/dia) de uma população humana, sem que exista, supostamente, risco de efeitos adversos a saúde durante o tempo de uma vida (USEPA, 1989).

A RfD crônica é desenvolvida para exposições variando de sete anos ao tempo máximo de vida, ou seja, um longo período de exposição. A RfD subcrônica é utilizada para períodos que variam de duas semanas a sete anos, enquanto a RfD de curta duração é considerada para exposições menores que duas semanas.

A RfD é derivada de um nível limite no qual nenhum efeito adverso é observado no organismo, denominado de NOAEL (*Non Observed Adverse Effect Level*) e do menor nível em que é observado efeito adverso (LOAEL – *Lowest Observed Adverse Effect Level*), aplicando-se fatores de incerteza (UF) e fatores de modificação (MF). A equação abaixo representa o cálculo da RfD (USEPA, 1989).

$$RfD = \frac{NOAEL}{UF_1 \times UF_2 \times \dots \times UF_n \times MF} \quad (2.3-2)$$

b) Análise Toxicológica para Efeitos Carcinogênicos

A análise toxicológica para efeitos carcinogênicos é realizada com a determinação do fator de carcinogenicidade (SF – *Slope Factor*), acompanhado do peso da evidência de câncer.

O fator de carcinogenicidade é um valor de toxicidade que define quantitativamente a relação entre a dose e a resposta para efeitos carcinogênicos. É a declividade da curva de dose-resposta, sendo expressa em $(\text{mg/kg-dia})^{-1}$. O fator de carcinogenicidade é utilizado para estimar a probabilidade de ocorrência de um caso adicional de câncer em uma determinada população, como resultado de exposição a um contaminante durante o tempo de vida.

O peso da ocorrência de câncer é associado à substância química e resulta de estudos em animais e seres humanos. A USEPA (1989) estabelece uma classificação para compostos químicos em função de sua carcinogenicidade, conforme resumido no Quadro 2.3-1.

Quadro 2.3-1 – Classificação da USEPA segundo o peso da evidência de câncer (USEPA, 1989).

Grupo	Descrição
A	Carcinogênico humano
B1	Provável carcinogênico humano; dados disponíveis para humanos são limitados
B2	Provável carcinogênico humano; dados suficientes para animais, mas inadequados ou inexistentes para humanos
C	Possível carcinogênico humano
D	Não classificado como carcinogênico humano
E	Evidência de não carcinogenicidade humana

Os compostos orgânicos de interesse nesse estudo são os constituintes da gasolina e do diesel, que, segundo o sistema de classificação da USEPA, são classificados em benzeno (Grupo A), etilbenzeno (Grupo D), tolueno e xilenos (não há dados suficientes do potencial carcinogênico em animais e humanos), naftaleno (Grupo C) e benzo(a)pireno (Grupo B2).

A classificação acima é conferida pelo banco de dados toxicológicos *Integrated Risk Information System* (IRIS, 2007), uma base de dados da USEPA.

2.3.3.4 Caracterização do Risco

A caracterização do risco representa a etapa final do processo de avaliação de risco, onde as fases de avaliação de exposição e análise de toxicidade são sumarizadas e integradas em expressões quantitativas de risco.

A quantificação do risco deve ser realizada individualmente para efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos, considerando cada caminho de exposição estabelecido no modelo conceitual de exposição. A quantificação deve ser realizada de duas maneiras: exposições individuais para cada substância e exposições simultâneas para múltiplas substâncias de interesse associadas com determinada via de exposição (USEPA, 1989).

A caracterização do risco é considerada completa somente quando os riscos estiverem expressos em números e acompanhados de texto explicativo e qualificação dos resultados obtidos (análise dos fatores de incerteza e análise de sensibilidade).

a) Quantificação de Risco para Efeitos Carcinogênicos

A caracterização do risco para compostos carcinogênicos representa a probabilidade adicional do desenvolvimento de câncer em função da exposição a uma substância química no decorrer do tempo de uma vida (USEPA, 1989). O risco de câncer é apresentado em resultado adimensional e expresso em notação científica. Como por exemplo, um risco aceitável de 10^{-5} , indica que um indivíduo exposto a um determinado contaminante tem uma chance adicional em cem mil de desenvolver câncer durante a sua vida.

A USEPA fixa uma faixa de risco aceitável entre 10^{-4} e 10^{-6} para substâncias perigosas regulamentadas pelo CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*). Para contaminantes de água potável, a USEPA utiliza uma faixa de referência de risco para carcinogênicos de 10^{-6} . Entretanto, a mesma agência ambiental recomenda a utilização de 10^{-5} , argumentando que este é um alto nível de risco e, na maioria das situações, os valores estarão abaixo desse nível em virtude da natureza conservadora do cenário de exposição e do critério básico de saúde (ASTM, 1995).

A quantificação do risco carcinogênico para um determinado composto químico relacionado a um cenário de exposição n , é estimada por meio da seguinte equação:

$$Risco = I_n \times SF \quad (2.3-3)$$

Onde: I_n = dose de ingresso para um caminho de exposição n (mg/kg-dia);

SF = fator de carcinogenicidade (mg/kg-dia)⁻¹.

O risco carcinogênico proveniente da exposição simultânea de múltiplas substâncias químicas, denominado de risco carcinogênico total, é estimado por meio da somatória de probabilidades de um mesmo indivíduo desenvolver câncer como consequência da exposição a vários compostos químicos associados a um determinado caminho de exposição. Segundo a USEPA (1989), o risco carcinogênico total por via de exposição ($Risco_T$) é soma dos riscos estimados para cada uma das substâncias carcinogênicas ($Risco_i$) identificadas na área de estudo.

$$Risco_T = \sum Risco_i \quad (2.3-4)$$

Para aplicação da equação acima, deve-se assumir as seguintes premissas: doses de ingresso pequenas para as substâncias avaliadas, independência de ação toxicológica entre as substâncias envolvidas e potencial cancerígeno dos compostos envolvidos.

b) Quantificação de Risco para Efeitos Não Carcinogênicos

A quantificação de risco para compostos não carcinogênicos é dada pela razão entre a dose de ingresso (I_n) de um composto de interesse para uma via de exposição n e a dose de referência (RfD) correspondente, sendo denominada de quociente de perigo (HQ – *Hazard Quocient*), conforme segue a equação:

$$HQ = \frac{I_n}{RfD} \quad (2.3-5)$$

Quando o quociente for superior a 1, existe perigo de efeitos tóxicos à saúde humana. Essa relação é facilmente observada na equação 2.3-5, uma vez que, caso a dose de ingresso exceda a dose de referência (RfD), a razão é maior que 1, indicando risco de efeitos não carcinogênicos.

Para a determinação do quociente de perigo, a dose de ingresso calculada e a dose de referência devem representar o mesmo tempo de exposição (crônico, subcrônico ou curta duração).

O risco total oriundo de exposições simultâneas a múltiplas substâncias químicas não carcinogênicas é denominado de índice de perigo (HI – *Hazard Index*), que representa a somatória dos quocientes de perigo (HQ_i) calculados para cada uma das substâncias não carcinogênicas, conforme a equação seguinte.

$$HI = \sum HQ_i \quad (2.3-6)$$

O índice de perigo é calculado para cada caminho de exposição considerado no modelo conceitual.

c) Quantificação de Risco pela Combinação de Caminhos de Exposição

Para essa etapa, deve-se primeiramente identificar os múltiplos caminhos de exposição para um determinado receptor, que deve ser realizada a partir da identificação da área de interesse de máxima exposição (ponto de exposição) para cada caminho, considerando o uso atual e futuro desta área.

Conforme a USEPA (1989), para cada caminho de exposição deve ser calculado o risco carcinogênico total e o índice de perigo, conforme descrito nos itens anteriores. Caso dois caminhos de exposição não afetem o mesmo receptor, o risco total e o índice de perigo associado a esses caminhos não devem ser combinados. Portanto, para a quantificação dos riscos totais da área, somente os caminhos de exposição que afetam os mesmos indivíduos ou grupo de indivíduos devem ser combinados, seja para o risco carcinogênico total ou para o índice de perigo.

A quantificação do risco carcinogênico e dos não carcinogênicos para múltiplos caminhos de exposição é dada pela somatória dos valores de risco calculados para os caminhos de exposição considerados, como segue:

$$\text{Carcinogênicos:} \quad Risco_{ET} = \sum Risco_n \quad (2.3-7)$$

$$\text{Não Carcinogênicos:} \quad HI_{ET} = \sum HI_n \quad (2.3-8)$$

Onde: $Risco_{ET}$ = risco carcinogênico para exposição total;

$Risco_n$ = risco carcinogênico para o caminho de exposição n ;

HI_{ET} = índice de perigo para exposição total;

HI_n = índice de perigo para o caminho de exposição n .

2.3.4 Fontes de Incerteza

As incertezas fazem parte de todas as etapas do processo de avaliação de risco, uma vez que na grande maioria dos casos não há dados suficientes ou disponíveis sobre os parâmetros de exposição, dados de toxicidade e incertezas relacionadas ao meio físico em questão (solo, água e ar).

Em avaliações de risco, o mais importante é identificar as variáveis e suposições que mais contribuem nas incertezas do que quantificá-las.

Um dos fatores de incerteza é a seleção das substâncias químicas de interesse com base nos dados coletados e nas informações toxicológicas disponíveis. Uma das fontes de incerteza é inerente aos valores de toxicidade de cada substância de interesse e considerada na caracterização do risco. Assim, uma fonte de incerteza é extrapolar o estudo com animais para estimar os riscos em seres humanos. Da mesma forma, há dúvidas na adoção dos parâmetros de exposição do grupo de indivíduos considerado, a exemplo da massa corpórea, duração da exposição, frequência da

exposição. Na mesma direção, a quantidade de dados de monitoramento disponíveis e o uso de modelos matemáticos de transporte e atenuação natural de contaminantes, aliados às suposições na caracterização da exposição, ocasionam incertezas nos cálculos das doses de ingresso dos receptores avaliados (USEPA, 1989).

Para minimizar os efeitos das incertezas no processo de avaliação de risco, deve-se adotar uma abordagem conservadora visando uma maior segurança aos receptores considerados.

2.3.5 Cálculo das Concentrações Aceitáveis Baseadas no Risco

As concentrações aceitáveis baseadas no risco (CABR) representam as concentrações máximas aceitáveis de substâncias químicas de interesse no ponto de exposição, ou seja, em concentrações superiores a estas, o risco torna-se inaceitável.

As CABR são calculadas individualmente para os caminhos de exposição e combinadas com todos os caminhos de exposição associados a um mesmo receptor. As CABR são separadas em compostos carcinogênicos e não carcinogênicos.

De acordo com a USEPA (1991) e CETESB (2001b), os passos seguintes demonstram o cálculo da equação da CABR, comumente chamada de “caminho de volta”.

Conforme visto anteriormente, a quantificação do risco para compostos carcinogênicos é resultante da multiplicação da dose de ingresso (I) pelo fator de carcinogenicidade (SF) da substância para uma determinada via de ingresso, como segue:

$$Risco = I \times SF$$

Substituindo a equação de cálculo da dose de ingresso (equação 2.3-1) na fórmula acima obtém-se:

$$Risco = C \times \frac{CR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times SF$$

Admitindo-se como meta de risco aceitável 10^{-5} e fixando a concentração (C), esta passando a ser a CABR, obtém-se a seguinte equação:

$$CABR = \frac{10^{-5} \times BW \times AT}{CR \times EF \times ED \times SF} \quad (2.3-9)$$

Onde: CR = taxa de contato para um caminho de exposição (L/dia ou kg/dia);

EF = frequência de exposição (dias/ano);

ED = duração da exposição (ano);

BW = massa corpórea (kg);

AT = tempo médio da avaliação da exposição (dias);

SF = fator de carcinogenicidade.

Da mesma maneira, a equação pode ser aplicada para os compostos não carcinogênicos, onde o quociente de perigo (HQ) é calculado por meio da razão entre a dose de ingresso (I) e a dose de referência (RfD). Substituindo-se a dose de ingresso pela equação que a originou (equação 2.3-1), tem-se:

$$HQ = \frac{C \times \frac{CR \times EF \times ED}{BW \times AT}}{RfD}$$

Considerando-se o risco aceitável de $HQ = 1$ e fixando-se a concentração (C), que passa a ser a CABR, obtém-se:

$$CABR = 1 \times RfD \times \frac{BW \times AT}{CR \times EF \times ED} \quad (2.3-10)$$

O cálculo da CABR para compostos químicos carcinogênicos considerando exposições simultâneas, ou seja, a combinação de vários caminhos de exposição é apresentada na equação seguinte:

$$CABR = \frac{10^{-5}}{\left(\frac{CR_x \times EF \times ED}{BW \times AT} \times SF_x \right) + \left(\frac{CR_y \times EF \times ED}{BW \times AT} \times SF_y \right) + \dots + \left(\frac{CR_n \times EF \times ED}{BW \times AT} \times SF_n \right)} \quad (2.3-11)$$

Da mesma forma, para o estabelecimento da CABR para os compostos não carcinogênicos considerando exposições simultâneas pode ser aplicada a seguinte equação:

$$CABR = \frac{1}{\left(\frac{CR_x \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \times RfD_x + \left(\frac{CR_y \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \times RfD_y + \dots + \left(\frac{CR_n \times EF \times ED}{BW \times AT} \right) \times RfD_n} \quad (2.3-12)$$

Fator de Atenuação Natural

O fator de atenuação natural (NAF) representa o decaimento das concentrações dos compostos químicos de interesse entre a área fonte de contaminação (C_0) e o ponto de exposição (POE), como segue:

$$C_{POE} = NAF \times C_0 \quad (2.3-13)$$

Os fundamentos dos mecanismos de transporte e os processos de atenuação natural dos contaminantes, tais como difusão, dispersão e biodegradação, são discutidos no Capítulo 2.5.

As equações dos cálculos das CABR considerando o NAF para os compostos carcinogênicos e não carcinogênicos, respectivamente, são:

$$CABR = \frac{10^{-5} \times BW \times AT}{CR \times EF \times ED \times SF \times NAF} \quad (2.3-14)$$

$$CABR = 1 \times RfD \times \frac{BW \times AT}{CR \times EF \times ED \times NAF} \quad (2.3-15)$$

2.4 METODOLOGIA AÇÃO CORRETIVA BASEADA NO RISCO – RBCA

2.4.1 Fundamentos

A metodologia ação corretiva baseada no risco traduzida de *Risk Based Corrective Action*, conhecida pela sigla RBCA (“rebeca”), é um procedimento consistente de tomada de decisões e resposta às contaminações, tendo como proteção a saúde humana e recursos naturais. O RBCA foi elaborado pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) por meio da norma E1739-95 *Standard Guide for Risk Based Corrective Action Applied at Petroleum Released Sites*. A metodologia foi primeiramente utilizada para áreas com vazamentos de petróleo e seus derivados, tendo numa etapa posterior ampliado sua aplicação para áreas contaminadas por outras substâncias químicas.

A utilização do RBCA permite um melhor gerenciamento ambiental, permitindo tomadas de decisões economicamente racionais, enquanto a saúde humana e recursos naturais permanecem protegidos (ASTM, 1995). O processo de avaliação do RBCA segue os procedimentos sugeridos pela USEPA (1989), com etapas de coleta e avaliação dos dados, avaliação da exposição, análise de toxicidade e caracterização do risco.

O RBCA é uma ferramenta que integra métodos de avaliação de risco e modelos matemáticos de transporte e de destino de contaminantes, fornecendo subsídios ao processo de tomada de decisão relacionada à alocação de recursos, urgência de ações corretivas e a necessidade de remediação (CETESB, 2006).

O processo utiliza uma abordagem em níveis (*Tier 1*, *Tier 2* e *Tier 3*), que tornam-se progressivamente mais detalhados, complexos e específicos na medida que se passa de um nível para o outro.

No primeiro nível de avaliação (*Tier 1*), as concentrações dos compostos químicos de interesse nos pontos de exposição são diretamente comparadas com os NABR ou RBSL (*Risk Based Screening Level*). Estes são obtidos por equações analíticas que utilizam dados regionais, isto é, valores não específicos da área de estudo. Os NABR são resumidos em tabelas de referência, onde esses valores são apresentados para cada composto de interesse, associados aos cenários de exposição. As tabelas de referência devem ser elaboradas utilizando-se dados específicos de cada região onde o RBCA é aplicado (CETESB, 2006; ASTM, 1995). Neste contexto, tem-se como exemplo o Estado de São Paulo, que por meio de sua agência ambiental estabeleceu

uma tabela de referência (NABR) em 2000 (revisada em 2006) para a região de São Paulo.

O modelo conceitual de exposição elaborado nesse estágio considera que todos os receptores estão localizados sobre a fonte de contaminação, caracterizando um cenário conservador. Por esta razão, os NABR são comparados com as concentrações dos compostos químicos identificados no ponto de exposição.

Ao final da avaliação *Tier 1*, é necessária uma tomada de decisão, se as concentrações dos compostos de interesse não ultrapassarem os NABR, pode-se optar pela não implementação de ações futuras caso não se verifique adversidades à saúde humana. No entanto, se as concentrações dos compostos químicos excederem os NABR, pode-se definir um plano de remediação tendo como concentrações alvo os próprios valores de NABR ou optar pela passagem para o nível mais detalhado (*Tier 2*).

A ASTM (1995) não recomenda a utilização de valores do *Tier 1* como metas de remediação para a área de estudo mas, ao invés, a passagem para um nível mais detalhado e específico. Isto se deve ao fato do custo da remediação ser provavelmente maior que a avaliação do próximo nível.

Nos *Tier 2* e *Tier 3* são coletados dados específicos da área para a avaliação mais detalhada e geração dos valores denominados Níveis Aceitáveis Específicos da Área (NAEA) ou SSTL (*Site Specific Target Level*). Nesses estágios, são consideradas distâncias entre os pontos de exposição e a área fonte, caracterizando um modelo conceitual de exposição mais realista e menos conservador que no *Tier 1*. Nos níveis 2 e 3, são utilizados modelos matemáticos de transporte e destino, de atenuação natural e biodegradação dos contaminantes. No *Tier 2* utilizam-se modelos analíticos para transporte de solutos e no *Tier 3* faz-se uso de modelos numéricos.

Na passagem de um nível para outro superior, aumenta-se progressivamente a coleta de dados em campo, o refinamento dos modelos de transporte, custo financeiro e, em contrapartida, a diminuição do conservadorismo em virtude do maior detalhamento da área.

2.4.2 Etapas e Procedimentos no RBCA

De acordo com a ASTM (1995), o procedimento no RBCA é uma seqüência de estratégias de gerenciamento de risco, conforme descrito no fluxograma que segue.

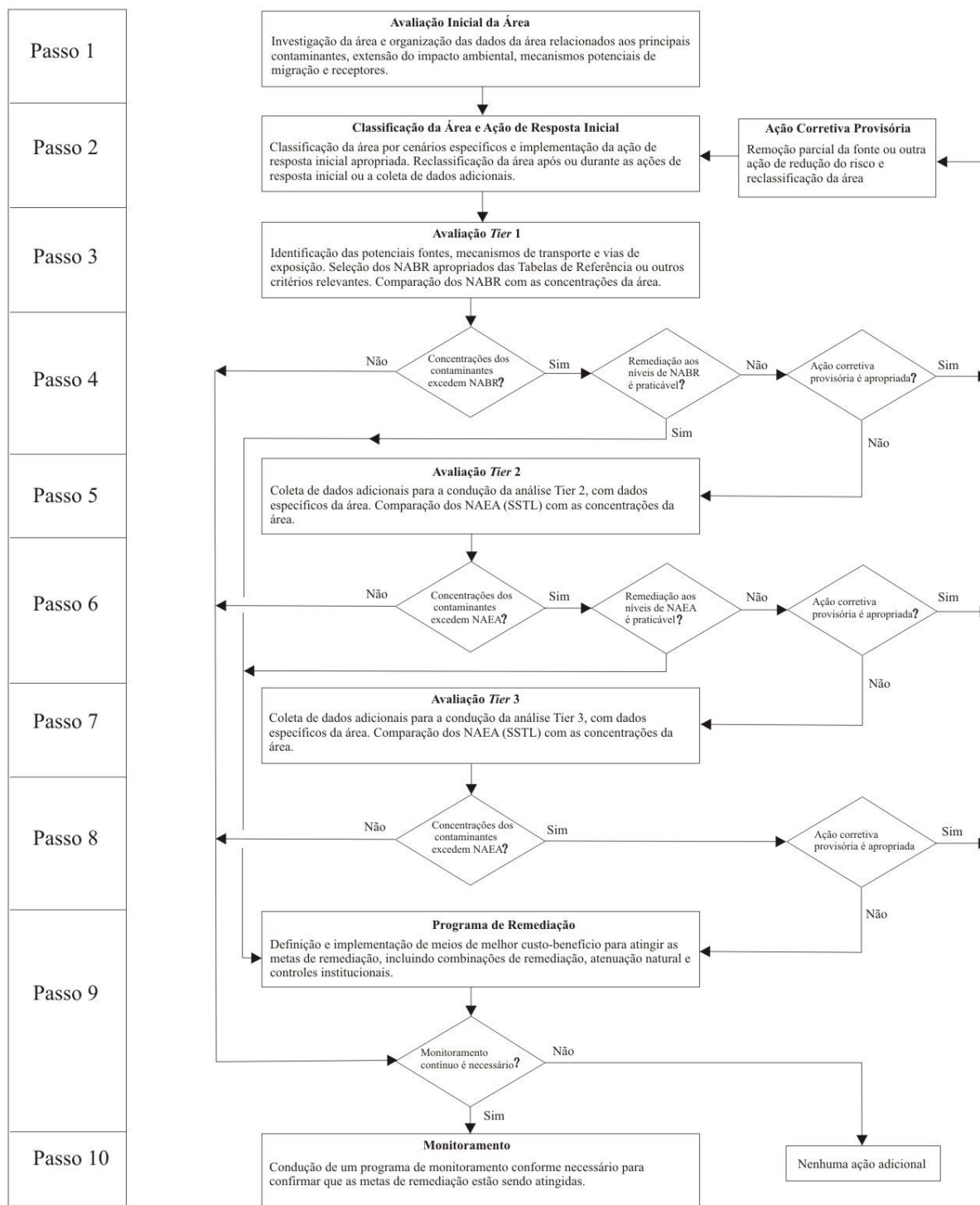


Figura 2.4-1 – Fluxograma das etapas da metodologia RBCA (modificado de ASTM, 1995).

O processo inicia-se com a suspeita ou confirmação de ocorrência de concentrações de compostos químicos que possam causar algum efeito adverso à saúde humana ou aos recursos naturais. Os passos seguintes descrevem os processos apresentados no fluxograma.

Passo 1

O primeiro passo consiste na coleta de dados necessários para a classificação da inicial da área e a avaliação de risco *Tier 1*. Os dados para a avaliação da área obedecem às atividades sugeridas pela USEPA (1989), como histórico das operações e vazamentos, identificação dos principais contaminantes, localização das áreas fontes e áreas de maior concentração no solo e na água subterrânea, identificação dos mecanismos de transporte, vias de ingresso e potenciais receptores, além de dados geológicos e hidrogeológicos para a área de interesse.

Passo 2

É a classificação da área que tem por finalidade implantar ou não ações de resposta inicial ou emergencial, conforme o grau de risco à saúde humana, segurança ou receptores ambientais sensíveis. A ASTM discrimina 4 categorias com respectivas ações de resposta inicial: classe 1 – representa risco imediato à saúde humana e/ou meio ambiente; classe 2 - risco em curto prazo (0 a 2 anos); classe 3 – risco a longo prazo (acima de 2 anos) e classe 4 – inexistência de risco.

Passos 3 e 4

O terceiro passo corresponde à análise comparativa entre as concentrações dos compostos de interesse e os NABR. Estes podem ser calculados com a utilização de dados locais e regionais ou, nos casos onde já exista uma tabela de referência, comparar com as concentrações detectadas na área de estudo.

O quarto passo é a tomada de decisão com base nos resultados da avaliação do *Tier 1*. Se as concentrações dos compostos de interesse ultrapassarem os NABR, deve-se optar pela implantação da remediação ou prosseguimento para o *Tier 2*. No caso contrário, quando as concentrações dos compostos químicos estiverem em níveis inferiores aos NABR, deve-se monitorar a área de interesse, não sendo necessária ações corretivas.

Passos 5 e 6

Após a identificação de risco no *Tier 1* e a passagem para o *Tier 2*, maiores detalhes da área de estudo são necessários, de forma que o modelo conceitual de exposição do local fique o mais condizente possível com a realidade. Nessa etapa são utilizados modelos analíticos de transporte e transformação de contaminantes. No *Tier 2* são considerados pontos de exposição sobre a área fonte e seu entorno, ou seja, são avaliadas distâncias entre a fonte de contaminação e os potenciais receptores. Além da quantificação dos riscos, são também calculados os níveis aceitáveis específicos da área (NAEA), e estes devem ser comparados com as concentrações dos compostos químicos de interesse do ponto de exposição.

O sexto passo é a tomada de decisão com base nos resultados da avaliação *Tier 2*. Caso as concentrações dos compostos químicos de interesse excederem os NAEA, medidas remediativas deverão ser implementadas ou a passagem para etapa seguinte.

Passos 7 e 8

No *Tier 3* os NAEA são definidos por meio de modelos matemáticos mais sofisticados de transporte, atenuação natural e análise estatística das exposições e riscos, utilizando parâmetros de coletas refinadas de dados específicos da área de interesse e das populações expostas.

O oitavo passo é a identificação dos cenários de exposição onde as concentrações dos compostos de interesse excederam os NAEA do *Tier 2* e compará-los com os calculados no *Tier 3*. Após esta análise, avalia-se a necessidade de uma ação corretiva ou monitoramento ambiental da área.

Passos 9

Esse passo é o programa de remediação, medida adotada a partir da tomada de decisão com base no risco apresentado num dos *Tier*. O programa de ação remediativa é uma análise de alternativas de remediação que busca uma melhor relação custo-benefício para atingir os níveis alvo. Esse programa pode incluir uma combinação de remoção da fonte, tratamento e contenção de contaminantes, assim como controles institucionais.

Passos 10

Em muitos casos, o monitoramento é necessário para demonstrar a eficiência das ações de remediação ou para confirmar se as condições ambientais persistem ou melhoraram com o tempo. Medidas como barreiras físicas e controles

hidráulicos, se adotadas, devem ser mantidas para garantir a integridade e continuidade do desempenho.

É importante destacar que os aplicativos do RBCA calculam os NABR e os NAEA, referentes aos *Tier* 1 e 2 ou 3 respectivamente, enquanto a metodologia RBCA é uma seqüência de passos de tomada de decisões para um melhor gerenciamento da área, ou seja, os *softwares* representam somente os passos 3, 5 e 7 acima descritos.

2.4.3 Cenários de Exposição Avaliados

O caminho de exposição inclui fonte de contaminação, mecanismos de transporte, ponto de exposição e receptor atual ou potencial. Os meios de transporte considerados são ar, solo superficial e subsuperficial e água subterrânea.

Os caminhos de exposição são divididos em diretos e indiretos. Na primeira situação, o receptor está em contato direto com o meio físico afetado. No caminho de exposição indireta, o receptor poderá ser impactado por meio de mecanismos de transporte.

Na avaliação *Tier* 1, admite-se que todos os receptores encontram-se sobre a fonte de contaminação, adotando um modelo conservador. A ASTM (1995) elaborou um fluxograma de avaliação da exposição no *Tier* 1, sob forma de um quadro orientativo que auxilia na seleção adequada dos cenários de exposição com base nas informações da etapa de investigação. No *Tier* 2, os receptores podem se localizar fora da área de estudo, assumindo-se, assim, distâncias entre a área fonte e o ponto de exposição.

O quadro seguinte apresenta uma síntese dos caminhos de exposição.

Quadro 2.4-1 – Síntese dos caminhos exposição considerados no RBCA.

Meio Impactado	Vias de Exposição
Solo Superficial	Inalação de vapores e partículas (I) Contato dérmico com o solo (D) Ingestão de solo (D)
Solo Subsuperficial	Inalação de vapores em ambientes abertos e fechados (I) Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo (I)
Água Subterrânea	Ingestão de água subterrânea (D) Inalação de vapores em ambientes abertos e fechados (I) Descarga para a água subterrânea (I): i) ingestão/contato dérmico via natação; ii) ingestão por consumo de peixes; iii) proteção da vida aquática
Ar	Inalação de vapores em ambientes abertos e fechados (D)

Nota: (I) = via de exposição indireta; (D) = via de exposição direta

A Figura 2.4-2 ilustra os caminhos de exposição avaliados no RBCA.

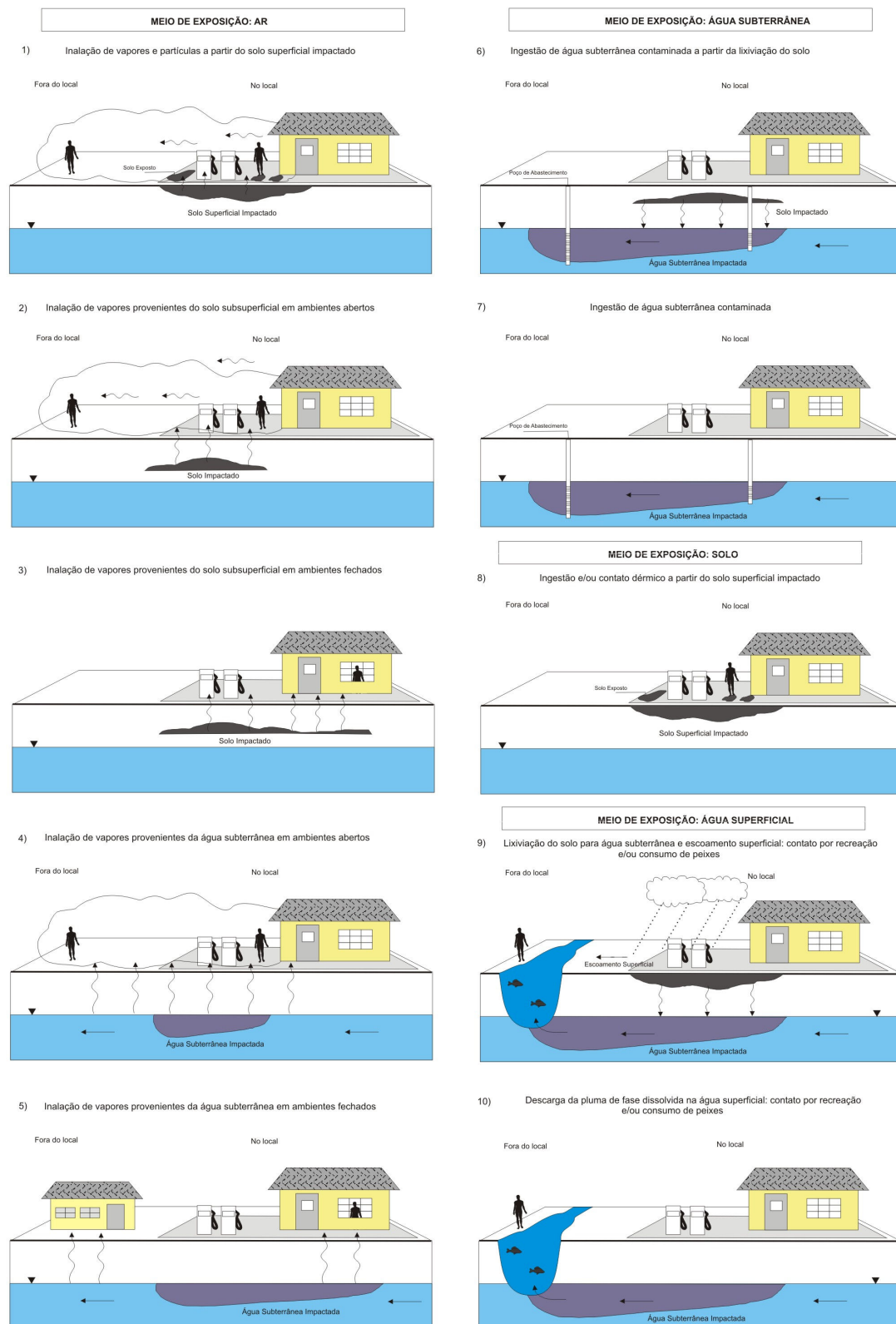


Figura 2.4-2 – Caminhos de exposição considerados no RBCA (modificado de CETESB, 2006).

2.4.4 Modelos Matemáticos Utilizados no RBCA

Na metodologia RBCA são definidos limites toleráveis das concentrações dos compostos de interesse na área de estudo para que o risco não seja extrapolado no ponto de exposição (NABR/*Tier 1* e NAEA/*Tier 2* e 3).

O RBCA segue o padrão de avaliação de risco da USEPA (1989 e 1991) e, portanto, as expressões genéricas para os cálculos das concentrações aceitáveis no *Tier 1* e *Tier 2* obedecem as equações 2.4-1 e 2.4-2. Assim, adequando-se essas equações para as denominações do RBCA têm-se as seguintes equivalências:

$$\text{Carcinogênicos: } NABR = \frac{TR \times BW \times AT}{IR \times EF \times ED \times SF} \quad (2.4-1)$$

$$\text{Não carcinogênicos: } NABR = THQ \times RfD \times \frac{BW \times AT}{IR \times EF \times ED} \quad (2.4-2)$$

Onde: *IR* = taxa de ingresso correspondente a uma determinada via de exposição;
EF = frequência de exposição; *ED* = duração da exposição; *BW* = massa corpórea;
AT = tempo médio da avaliação da exposição; *SF* = fator de carcinogenicidade;
RfD = dose de referência; *TR* = (*target risk*) meta de risco para efeitos carcinogênicos;
THQ = (*target hazard quotient*) meta de quociente de perigo para efeitos não carcinogênicos.

A interferência dos mecanismos de transporte e os processos de transformação e atenuação natural dos contaminantes nos cálculos dessas concentrações aceitáveis são representados pelo fator de atenuação natural (NAF).

Para cada caminho de exposição, o NAF representa os efeitos cumulativos de várias partições, diluições e processos de atenuação, agindo na redução das concentrações dos constituintes durante o transporte da área fonte até o receptor. Os componentes do NAF envolvem fatores de transferência entre meios físicos diferentes (NAF_{CM}), tais como volatilização do solo para o ar ou lixiviação do solo para a água subterrânea, e fatores de transporte lateral (NAF_{LT}), a exemplo da dispersão do ar ou advecção e dispersão da água subterrânea (GROUNDWATER SERVICES, INC., 1998). Da mesma forma que as equações 2.3-14 e 2.3-15, para os cálculos das concentrações limites considerando-se os NAF, têm-se:

$$\text{Tier 1: } NABR(RBSL) = NABR \times NAF_{CM} \quad (2.4-3)$$

$$\text{Tier 2: } NAEA(SSTL) = NABR \times NAF_{LT} \quad (2.4-4)$$

É interessante destacar que os modelos matemáticos de transporte de contaminantes nos estágios *Tier 1* e *2* consideram uma condição *steady-state*, ou seja, concentração constante na fonte e fluxo permanente, correspondendo a uma situação de máxima exposição. Da mesma forma, os modelos de atenuação natural assumem constância das concentrações e partições no solo e na água subterrânea e equilíbrio entre as fases dos constituintes orgânicos.

Os fatores de atenuação utilizados no *Tier 1* são os referentes a transferência entre meios que são: coeficientes de difusão efetiva (D_s^{eff} , D_{cap}^{eff} , D_{crack}^{eff} e D_{ws}^{eff}); coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo (K_{sw}); fator de lixiviação do solo subsuperficial para água subterrânea (LF); fatores de volatilização (VF_{ssamb} , VF_{samb} , VF_{seps} , VF_{wamb} e VF_{wesp}) e fator de emissão de partículas do solo (PEF).

No caso de avaliação *Tier 2*, são utilizados dados específicos dos meios impactados para subsidiarem os cálculos dos NAF do *Tier 1*, além de fatores exclusivos do nível 2, que são o fator de atenuação por diluição lateral da água subterrânea (DAF) e o fator de dispersão lateral do ar (ADF). Cabe destacar que no *Tier 2* pode-se desconsiderar processos de atenuação natural em virtude de insuficiência ou incertezas nos dados, admitindo-se somente transporte por advecção e dispersão de contaminantes.

2.4.4.1 Coeficientes de Difusão Efetiva (D^{eff})

O transporte de compostos orgânicos em uma matriz de solo se dá basicamente pela fase vapor e fase dissolvida da matriz de solo. Johnson e Ettinger (1991) mostram as relações da equação do transporte de contaminantes com os coeficientes de Henry (H), coeficientes de difusão efetiva do composto puro na água (D^{wat}) e no ar (D^{air}), porosidade total da matriz (θ_t), conteúdo volumétrico de ar (θ_a) e água (θ_w). Por fim, a equação geral do coeficiente de difusão efetiva (D^{eff}) em um meio poroso n é dada da seguinte forma:

$$D_n^{eff} = D^{air} \frac{\theta_{a(n)}^{3.33}}{\theta_{t(n)}^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{w(n)}^{3.33}}{\theta_{t(n)}^2} \quad (2.4-5)$$

a) Coefficiente de Difusão Efetiva na Zona Não Saturada (D_s^{eff})

O coeficiente D_s^{eff} representa a difusão efetiva de um composto orgânico de interesse através dos poros do solo da zona não saturada, e é expressa pela equação abaixo.

$$D_s^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_t^2} \quad (2.4-6)$$

Onde: D^{air} = coeficiente de difusão do composto de interesse no ar (cm^2/s);

D^{wat} = coeficiente de difusão do composto de interesse na água (cm^2/s);

θ_{as} = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm^3 -ar/ cm^3 -solo);

θ_{ws} = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm^3 -água/ cm^3 -solo);

θ_t = porosidade total da zona não saturada (cm^3 -vazios/ cm^3 -solo);

H = coeficiente da Lei de Henry (cm^3 -água/ cm^3 -ar);

O termo H em todas as equações utilizadas no RBCA refere-se ao coeficiente adimensional de Henry, que é calculada pela expressão:

$$H = \frac{K_H}{RT} \quad (2.4-6a)$$

Onde: K_H = constante da Lei de Henry (atm.L/mol)

R = constante dos gases ideais (= 0,08206 atm-L/mol-K);

T = temperatura (K);

b) Coefficiente de Difusão Efetiva na Franja Capilar (D_{cap}^{eff})

Corresponde ao coeficiente de difusão efetiva de um composto de interesse através dos poros da matriz da franja capilar. Da mesma forma, o D_{cap}^{eff} deriva da equação geral (2.4-5), onde o conteúdo volumétrico de ar e água da zona não saturada é substituído por conteúdos volumétricos da franja capilar, obtendo-se:

$$D_{cap}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_t^2} \quad (2.4-7)$$

c) Coefficiente de Difusão Efetiva nas Fendas das Fundações (D_{crack}^{eff})

Esse coeficiente indica a difusão efetiva de um composto de interesse através das fendas das fundações de construções e é dado por:

$$D_{crack}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acrack}^{3.33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{wcrack}^{3.33}}{\theta_t^2} \quad (2.4-8)$$

d) Coefficiente de Difusão Efetiva Acima do Nível d'Água (D_{ws}^{eff})

O coeficiente D_{ws}^{eff} corresponde a difusão de um composto de interesse através da região que compreende a zona não saturada e a franja capilar. Admitindo-se a região acima do nível d'água com sendo composta de duas camadas com características distintas, ou seja, zona não saturada e franja capilar, a equação é expressa da seguinte forma:

$$D_{ws}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = \left(h_{cap} + h_v \right) \left[\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]^{-1} \quad (2.4-9)$$

Onde: D_{cap}^{eff} = coeficiente de difusão efetiva na franja capilar;

D_s^{eff} = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada;

h_{cap} = espessura da franja capilar;

h_v = espessura da zona não saturada.

2.4.4.2 Coeficiente de Partição Fase Retida-Água Intersticial do Solo (K_{sw})

O coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo representa a taxa de concentração de um constituinte orgânico presente na água intersticial decorrente da lixiviação da fase retida no solo afetado (GROUNDWATER SERVICES, INC., 1998).

$$K_{sw} \left[\frac{(mg / L - \text{água})}{(mg / kg - \text{solo})} \right] = \frac{\rho_s}{\theta_{ws} + K_d \rho_s + H \theta_{as}} \quad (2.4-10)$$

Onde: ρ_s = densidade de solo seco;

θ_{ws} = conteúdo volumétrico de água no solo;

θ_{as} = conteúdo volumétrico de ar no solo;

K_d = coeficiente de partição solo-água ($K_d = K_{oc} \times f_{oc}$, maiores detalhes ver item 2.6.1);

H = coeficiente da Lei de Henry

2.4.4.3 Fator de Lixiviação do Solo Subsuperficial para Água Subterrânea (LF)

O LF é a relação entre as concentrações dissolvidas na água subterrânea e as concentrações em fase retida no solo subsuperficial localizado imediatamente acima do nível d'água (CETESB, 2006). A Figura 2.4-3 apresenta o modelo de previsão utilizado para a determinação do LF.

O fator de diluição por lixiviação do solo para a água subterrânea (LDF) representa a diluição de compostos químicos na água subterrânea a partir da lixiviação de um solo impactado (GROUNDWATER SERVICES, INC., 1998).

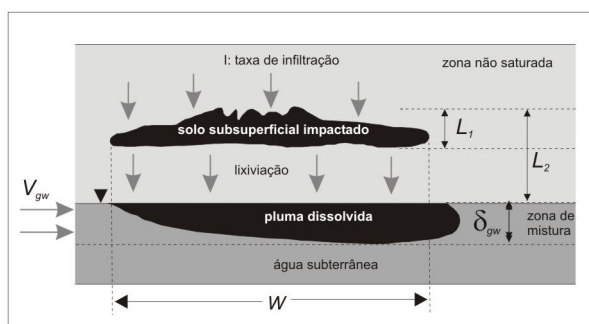


Figura 2.4-3 – Modelo conceitual do LF (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

O fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea é calculado por meio da equação:

$$LF = \left[\frac{(mg / L - \text{água})}{(mg / kg - \text{solo})} \right] = \frac{K_{sw}}{LDF} \times 10^0 \frac{cm^3 - kg}{L - g} \quad \text{e,} \quad (2.4-11)$$

$$LDF = 1 + \left(\frac{U_{gw} \times \delta_{gw}}{I \times W} \right) \quad (2.4-12)$$

Onde: U_{gw} = velocidade de Darcy (cm/ano);

δ_{gw} = espessura da pluma dissolvida (cm);

I = taxa de infiltração no solo (cm/ano);

W = maior medida da área fonte paralela à direção do fluxo subterrâneo (cm);

LDF = fator de diluição por lixiviação do solo para a água subterrânea (adimensional);

K_{sw} = coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo ($\text{cm}^3\text{-água} / \text{g-solo}$).

De acordo com a ASTM (1995), para o cálculo do LF assume-se a constância das concentrações dos compostos no solo, da lixiviação para água subterrânea e da taxa de infiltração, além de equilíbrio da partição na matriz do solo (fase retida, dissolvida e vapor) e a ausência de perdas por atenuação natural (biodegradação).

2.4.4.4 Fatores de Volatilização (VF)

A associação entre as concentrações de um composto de interesse no ar e concentrações em quaisquer outros meios (ex. solo e água subterrânea contaminados) é dada pelos fatores de volatilização.

a) Fator de Volatilização (VF_{ssamb})

O fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (VF_{ssamb}) é uma relação na condição *steady-state* entre as concentrações do composto de interesse na fase vapor em ambiente aberto (destino) e as concentrações no solo superficial (origem). A Figura 2.4-4 ilustra o modelo de previsão aplicado na elaboração do VF_{ssamb} .

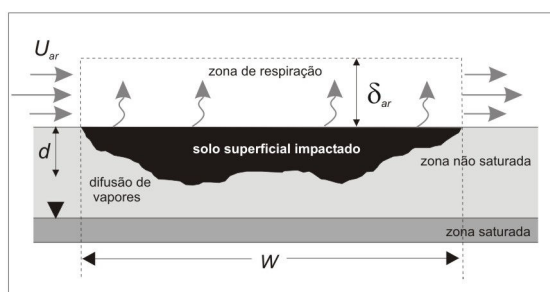


Figura 2.4-4 – Modelo conceitual do VF_{ssamb} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

O fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração de ambiente aberto (VF_{ssamb}) é calculado pelas seguintes equações:

$$VF_{ssamb} = \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{2W\rho_s}{U_{ar}\delta_{ar}} \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi\tau(\theta_{ws} + K_d\rho_s + H\theta_{as})}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (2.4-13)$$

ou

$$VF_{ssamb} = \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{W\rho_s d}{U_{ar}\delta_{ar}\tau} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (2.4-14)$$

Onde: $C_{v,amb}$ = concentração de vapor em ambiente aberto (mg/m^3);

C_s = concentração retida no solo superficial (mg/kg);

W = maior comprimento (medida) da área fonte paralela à direção do vento (cm);

ρ_s = densidade do solo (g/cm^3);

U_{ar} = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

δ_{ar} = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

D_s^{eff} = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm^2/s);

H = coeficiente da Lei de Henry (cm^3 -água/ cm^3 -ar);

θ_{ws} = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm^3 -água/ cm^3 -solo);

θ_{as} = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm^3 -ar/ cm^3 -solo);

K_d = coeficiente de partição solo-água (cm^3 -água/ g -solo);

τ = tempo médio do fluxo de vapor (s);

d = menor profundidade da zona de solo superficial (cm);

$10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ = fator de conversão.

A equação 2.4-13 controla os compostos de baixa volatilidade, admitindo-se uma fonte infinita de contaminantes no solo superficial e uma taxa baseada nas propriedades físico-químicas dos constituintes. A equação 2.4-14 é utilizada para compostos orgânicos voláteis (VOC), calculadas por um balanço de massas, assumindo-se uma fonte finita de contaminantes no solo superficial (baseada nas concentrações dos compostos químicos de interesse), volatilizando-se com taxa constante durante o período de exposição considerado (GROUNDWATER SERVICES, INC., 1998). De acordo com a ASTM, o VF_{ssamb} mais apropriado é o menor valor resultante das duas equações.

b) Fator de Volatilização (VF_{samb})

O fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos (VF_{samb}) é um coeficiente de transferência das concentrações do composto químico no solo subsuperficial para o ambiente aberto em fase vapor. A Figura 2.4-5 ilustra o modelo conceitual aplicado na elaboração do VF_{samb} .

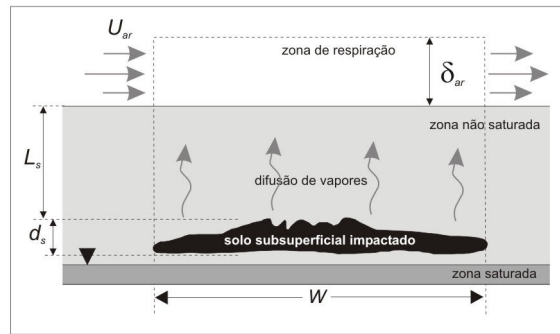


Figura 2.4-5 – Modelo de previsão do VF_{samb} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

O VF_{samb} pode ser calculado pela seguinte equação:

$$VF_{samb} = \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{C_{v,amb}}{C_s} = \frac{H\rho_s}{(\theta_{ws} + K_d\rho_s + H\theta_{as}) \left(1 + \frac{U_{ar}\delta_{ar}L_s}{D_s^{eff}W} \right)} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (2.4-15)$$

Onde: $C_{v,amb}$ = concentração de vapor em ambiente aberto (mg/m^3);

C_s = concentração retida no solo subsuperficial (mg/kg);

H = coeficiente da Lei de Henry ($cm^3\text{-}\acute{a}gua/cm^3\text{-}ar$);

ρ_s = densidade do solo (g/cm^3);

θ_{ws} = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada ($cm^3\text{-}\acute{a}gua/cm^3\text{-}solo$);

K_d = coeficiente de partição solo-água ($cm^3\text{-}\acute{a}gua/g\text{-}solo$);

θ_{as} = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada ($cm^3\text{-}ar/cm^3\text{-}solo$);

U_{ar} = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

δ_{ar} = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

L_s = profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado (cm);

D_s^{eff} = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm^2/s);

W = maior medida da área fonte paralela à direção do vento (cm);

$10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ = fator de conversão.

Para a equação 2.4-15 (ASTM, 1995) admite-se uma fonte constante de compostos no solo subsuperficial, o que ocasiona uma superestimação da taxa de fluxo de vapores no solo. Assim a Groundwater Services Inc. (1998), incorporou a equação 2.4-16, que é similar à equação 2.4-14, no *software* RBCA *Tool Kit*. O termo d_s representa a espessura de solo impactado.

$$VF_{samb} = \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{W\rho_s d_s}{U_{ar} \delta_{ar} \tau} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (2.4-16)$$

c) Fator de Volatilização (VF_{sesp})

O fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (VF_{sesp}) representa uma relação de transferência das concentrações dos compostos no solo subsuperficial para ambientes fechados em fase vapor. A Figura 2.4-6 apresenta o modelo de previsão aplicado na determinação do VF_{sesp} .

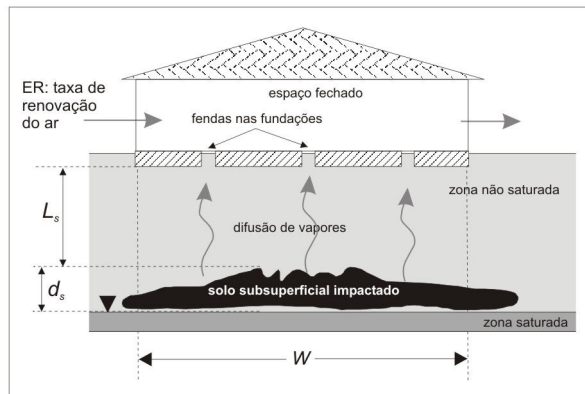


Figura 2.4-6 – Modelo conceitual do VF_{sesp} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

O fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados (VF_{sesp}) é calculado da seguinte forma:

$$VF_{sesp} = \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{C_{v,esp}}{C_s} = \frac{\frac{H\rho_s}{[\theta_{ws} + K_d \rho_s + H\theta_{as}] \left[\frac{D_s^{eff} / L_s}{ER \times L_B} \right]}}{1 + \left[\frac{D_s^{eff} / L_s}{ER \times L_B} \right] + \left[\frac{D_s^{eff} / L_s}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) \eta} \right]} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (2.4-17)$$

Onde: $C_{v,esp}$ = concentração de vapor em ambiente fechado (mg/m^3);

C_s = concentração retida no solo subsuperficial (mg/kg);

H = coeficiente da Lei de Henry (cm^3 -água/ cm^3 -ar);

ρ_s = densidade do solo (g/cm^3);

θ_{ws} = conteúdo volumétrico de água na zona não saturada ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{cm}^3\text{-solo}$);

K_d = coeficiente de partição solo-água ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{g-solo}$);

θ_{as} = conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada ($\text{cm}^3\text{-ar}/\text{cm}^3\text{-solo}$);

L_s = profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado (cm);

ER = taxa de renovação do ar em espaços fechados (1/s);

L_B = razão entre o volume do espaço fechado e a área de infiltração (cm);

D_s^{eff} = coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm^2/s);

D_{crack}^{eff} = coeficiente de difusão efetiva através das fendas das fundações (cm^2/s);

L_{crack} = espessura da fundação da construção (cm);

η = fração da área da fundação com fendas ($\text{cm}^2\text{-fendas}/\text{cm}^2\text{-área total}$);

$10^3 \frac{\text{cm}^3 - \text{kg}}{\text{m}^3 - \text{g}}$ = fator de conversão.

A equação 2.4-17 é aplicada somente nas condições *steady-state*, ou seja, concentração constante na área fonte (solo subsuperficial), e partição de equilíbrio entre as fases retida, dissolvida e vapor no interior da matriz de solo. Além de difusão contínua da fase vapor através da zona não saturada e das fissuras das fundações.

d) **Fator de Volatilização (VF_{wamb})**

O fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos (VF_{wamb}) é uma relação entre as concentrações do composto na fase vapor em ambientes abertos (destino) e as concentrações dissolvidas na água subterrânea (origem). A Figura 2.4-7 ilustra o modelo conceitual para o cálculo do VF_{wamb} .

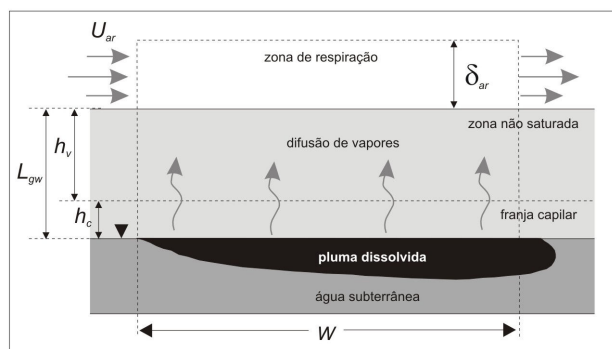


Figura 2.4-7 – Modelo de previsão do VF_{wamb} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

A equação para o cálculo do VF_{wamb} é:

$$VF_{wamb} = \left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/L - \acute{a}gua)} \right] = \frac{C_{v,amb}}{C_w} = \frac{H}{1 + \left[\frac{U_{ar} \delta_{ar} L_{gw}}{D_{ws}^{eff} W} \right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \quad (2.4-18)$$

Onde: $C_{v,amb}$ = concentração de vapor em ambiente aberto (mg/m³);

C_w = concentração dissolvida na água subterrânea (mg/L);

H = coeficiente da Lei de Henry (cm³-água/cm³-ar);

U_{ar} = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

δ_{ar} = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

L_{gw} = profundidade do nível d'água ($h_{cap} + h_v$) (cm);

D_{ws}^{eff} = coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água (cm²/s);

W = comprimento da pluma de fase dissolvida, paralela ao fluxo (cm);

$10^3 \frac{L}{m^3}$ = fator de conversão.

e) Fator de Volatilização (VF_{wesp})

O fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados (VF_{wesp}) é uma relação entre as concentrações do composto na fase vapor em ambientes fechados (destino) e as concentrações dissolvidas na água subterrânea (origem). A Figura 2.4-8 ilustra o modelo conceitual para o cálculo do VF_{wesp} .

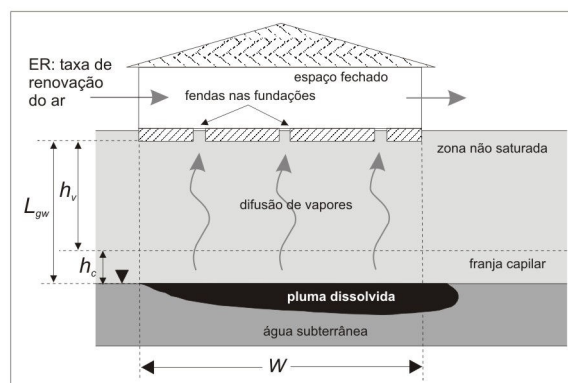


Figura 2.4-8 – Modelo conceitual do VF_{wesp} (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

O VF_{wesp} pode ser calculado pela seguinte equação:

$$VF_{wesp} = \left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/L - \text{água})} \right] = \frac{C_{v,esp}}{C_w} = \frac{H \left[\frac{D_{ws}^{eff} / L_{gw}}{ER \times L_B} \right]}{1 + \left[\frac{D_{ws}^{eff} / L_{gw}}{ER \times L_B} \right] + \left[\frac{D_{ws}^{eff} / L_{gw}}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) \eta} \right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \quad (2.4-19)$$

Onde: $C_{v,amb}$ = concentração de vapor em ambiente fechado (mg/m^3);

C_w = concentração dissolvida na água subterrânea (mg/L);

H = coeficiente da Lei de Henry ($cm^3\text{-}\acute{a}gua/cm^3\text{-}ar$);

D_{ws}^{eff} = coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água (cm^2/s);

L_{gw} = profundidade do nível d'água ($h_{cap} + h_v$) (cm);

ER = taxa de renovação do ar em espaços fechados (1/s);

L_B = razão entre o volume do espaço fechado e a área de infiltração (cm);

D_{crack}^{eff} = coeficiente de difusão efetiva através das fendas das fundações (cm^2/s);

L_{crack} = espessura da fundação da construção (cm);

η = fração da área da fundação com fendas ($cm^2\text{-}fendas/cm^2\text{-}\acute{a}rea\ total$);

$10^3 \frac{L}{m^3}$ = fator de conversão.

2.4.4.5 Fator de Emissão de Partículas (PEF)

O fator de emissão de partículas (PEF) é uma relação entre a emissão de partículas de compostos orgânicos para ambientes abertos (destino) e as concentrações no solo superficial (origem). Esse fator incorpora dois elementos de transferência de meios: taxa de liberação de partículas (poeira) do solo e mistura desses particulados na zona de respiração diretamente acima do solo superficial contaminado. A Figura 2.4-9 ilustra o modelo conceitual para a elaboração do PEF.

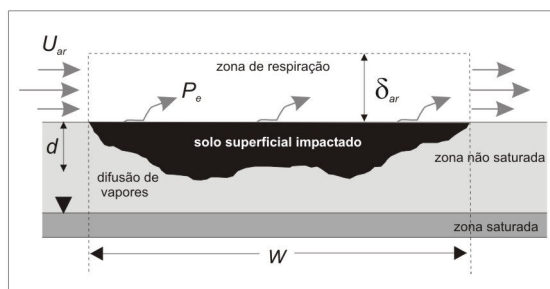


Figura 2.4-9 – Modelo conceitual do PEF (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

O fator de emissão de partículas do solo superficial (PEF) é calculado pela equação:

$$PEF = \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{P_e W}{U_{ar} \delta_{ar}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad (2.4-20)$$

Onde: P_e = taxa de emissão de partículas (g/cm^2 -s);

W = maior comprimento da área fonte paralela à direção do vento (cm);

U_{ar} = velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

δ_{ar} = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

L_{gw} = profundidade do nível d'água ($h_{cap} + h_v$) (cm);

$10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$ = fator de conversão.

2.4.4.6 Fator de Atenuação por Diluição Lateral da Água Subterrânea (DAF)

O fator de atenuação por diluição lateral da água subterrânea (DAF) é utilizado no estágio *Tier 2*, uma vez que envolve transporte lateral da área fonte até o receptor.

O Capítulo 2.5 apresenta os fundamentos dos mecanismos de transporte - destino e os processos de transformação e atenuação dos contaminantes, posteriormente discute o modelo utilizado pelo *software* RBCA da Groundwater Services, que é o modelo analítico de transporte de solutos de Domenico (1985 e 1987).

É oportuno ressaltar que a ASTM (1995) na metodologia de avaliação de risco apresenta somente as condições necessárias para a satisfação de um modelo de transporte e atenuação de contaminantes na água, permitindo-se, assim, o uso de vários modelos disponíveis.

2.4.4.7 Fator de Atenuação por Dispersão Lateral do Ar (ADF)

Para o fator de atenuação por dispersão lateral do ar (ADF), da mesma forma que o DAF, podem ser utilizados modelos de transporte disponíveis em literatura. O aplicativo RBCA *Tool Kit* incorporou o modelo de dispersão 3D Gaussiano para o cálculo das concentrações máximas aceitáveis no ponto de exposição.

O modelo em questão considera duas suposições: i) altura da zona da área afetada equivalente à zona de respiração (ver modelos conceituais dos fatores de volatilização) e, ii) receptor posicionado diretamente abaixo da zona do vento.

O modelo Gaussiano requer dados de entrada para as dimensões da área de solo impactada, velocidade do vento, coeficientes de dispersão horizontal e vertical do ar.

O ADF, utilizando-se o modelo 3D Gaussiano (Figura 2.4-10), é dado pela equação 2.4-21:

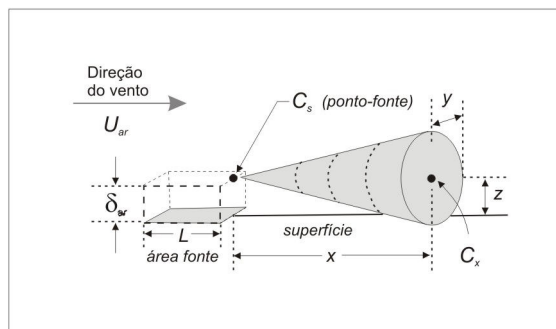


Figura 2.4-10 – Modelo 3D Gaussiano (modificado de Groundwater Services Inc., 1998).

$$\frac{C(x)_i}{C_{si}} = \left[\frac{Q}{2\pi U_{ar} \sigma_y \sigma_z} \right] \exp \left[\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right] \left[\exp \left(-\frac{(z - \delta_{ar})^2}{2\sigma_z^2} \right) + \exp \left(-\frac{(z + \delta_{ar})^2}{2\sigma_z^2} \right) \right] \quad (2.4-21)$$

e

$$Q = \frac{U_{ar} \delta_{ar} A}{L} \quad (2.4-22)$$

Onde: $C(x)_i$ = concentração do composto i a distância x da fonte (mg/m^3);

C_{si} = concentração do composto i na área fonte (mg/m^3);

δ_{ar} = altura da zona de mistura do ambiente aberto (cm);

Q = taxa volumétrica do fluxo de ar na da zona de mistura (cm^3/s);

U_{ar} = velocidade do vento (cm/s);

α_y = coeficiente de dispersão transversal do ar (cm);

α_z = coeficiente de dispersão vertical do ar (cm);

y = distância lateral da área fonte (cm);

z = altura da zona de respiração (assumir o mesmo que δ_{ar} (cm));

A = área da seção transversal da fonte de emissão de ar (cm^2);

L = comprimento da fonte de emissão de ar paralela à direção do vento (cm).

2.5 MECANISMOS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM ÁGUA SUBTERRÂNEA

Os mecanismos de transporte de massa e as reações de transformação dos compostos são essenciais para a estimativa das concentrações e distribuição dos constituintes de interesse no aquífero.

Os mecanismos de transporte de poluentes nas águas subterrâneas são fundamentados basicamente nos fenômenos de advecção e dispersão. Já as reações de transformação são responsáveis pelos processos de sorção, decaimento radioativo e, nos casos de compostos orgânicos, biodegradação.

2.5.1 Advecção

Advecção ou convecção é o movimento de sólidos dissolvidos, sendo resultado do fluxo de água subterrânea. A quantidade de soluto transportado por advecção depende diretamente da velocidade linear média da água subterrânea no meio poroso, conforme apresentado na seguinte equação (FETTER, 1999).

$$v_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (2.5-1)$$

Onde: v_x = velocidade linear média (L/T);

K = condutividade hidráulica (L/T);

n_e = porosidade efetiva;

dh/dl = gradiente hidráulico.

O fluxo de massa unidimensional (F_x) devido à advecção é calculada através da equação 2.5-2., onde C representa a concentração do soluto na água subterrânea.

$$F_x = v_x n_e C \quad (2.5-2)$$

O transporte advectivo unidimensional é dado pela seguinte equação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.5-3)$$

2.5.2 Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica é a combinação da dispersão mecânica e a difusão molecular. A dispersão mecânica deve-se às diferentes velocidades existentes nos poros do aquífero, causadas pela resistência das superfícies dos sólidos, pelos diferentes tamanhos dos poros e pelo desvio do fluido ao redor dos grãos do aquífero (CABRAL; DEMÉTRIO, 1997).

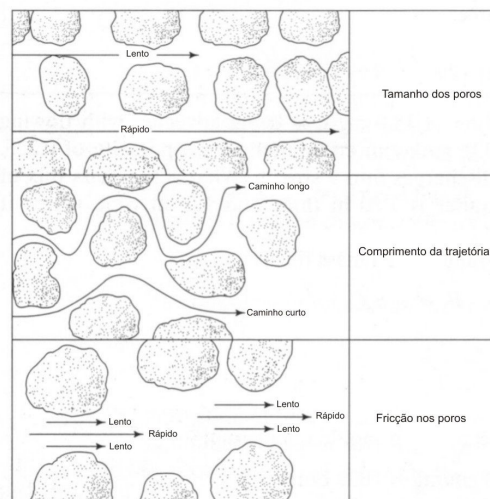


Figura 2.5-1 – Fatores responsáveis por dispersão longitudinal em escala de poros (modificado de Fetter, 1999).

A equação 2.5-4 representa o coeficiente de dispersão mecânica, calculada pelo produto entre a velocidade linear média (v_i) e a dispersividade (α_i).

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica} = v_i \alpha_i \quad (2.5-4)$$

A difusão molecular ocorre devido ao gradiente de concentrações existentes, ou seja, as partículas do poluente movem-se da área de maior concentração para as de menor concentração (FETTER, 1999). As leis de Fick representam a difusão molecular em um fluxo unidimensional.

$$1^{\text{a}}. \text{ Lei de Fick} \quad F = -D_d \frac{(dC)}{(dx)} \quad (2.5-5)$$

Onde: F = fluxo de massa por unidade de área por unidade de tempo;

D_d = coeficiente de difusão (L^2/T);

C = concentração do soluto (M/L^3);

dC/dx = gradiente de concentração ($M/L^3/L$).

Para sistemas nas quais as concentrações mudam com o tempo, é aplicada a 2ª. Lei de Fick, onde $\frac{\partial C}{\partial t}$ representa a variação da concentração com o tempo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.5-6)$$

O processo de difusão molecular não pode ser separado do mecanismo de dispersão mecânica no transporte de soluto nas águas subterrâneas. Assim, a combinação dos dois processos estabelece o coeficiente de dispersão hidrodinâmica, conforme definida pela seguinte equação (FETTER, 1999):

$$D_i = \alpha_i v_i + D^* \quad (2.5-7)$$

Onde: D_i = coeficiente de dispersão hidrodinâmica;

α_i = dispersividade;

v_i = velocidade linear média;

D^* = coeficiente de difusão efetiva ($D^* = \omega D_d$, onde ω expressa a tortuosidade)

O coeficiente de difusão efetiva na fase aquosa (D^*), calculado conforme visto acima, é um valor extremamente pequeno, uma vez que o coeficiente de difusão molecular (D_d) é muito pequeno. O cálculo da tortuosidade (ω) é dado pela equação:

$$\omega = n^{1/3} S^{7/3} \quad (2.5-8)$$

Onde: n = porosidade;

S = coeficiente de armazenamento ou saturação (zona saturada, $S = 1$).

A dispersividade (α) é de difícil determinação em razão da heterogeneidade do solo, sendo o método mais adequado a injeção e monitoramento de um traçador conservativo, para determinar a dispersão do soluto. No entanto, na maioria dos estudos, a dispersividade é determinada por meio de fórmulas empíricas. A equação de Xu e Eckstein (1995) faz uma relação matemática da dispersividade longitudinal (α_x) com o comprimento da pluma de fase dissolvida (L , em metros), dada por:

$$\alpha_x = 0,83(\log L)^{2,414} \quad (2.5-9)$$

Avaliando-se a pluma tridimensionalmente, a ASTM (1995) aplica as seguintes relações para os cálculos da dispersividade transversal (α_y) e vertical (α_z).

$$\alpha_y = 0,33\alpha_x \quad (2.5-10)$$

$$\alpha_z = 0,05\alpha_x \quad (2.5-11)$$

2.5.3 Equação de Advecção – Dispersão

A equação de advecção-dispersão deriva da lei da conservação das massas e da lei de Fick. Considerando-se um soluto conservativo em meio poroso homogêneo e isotrópico, obtém-se a seguinte equação (FETTER, 1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_i \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_i \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.5-12)$$

A mesma equação, em análise tridimensional, pode ser expressa como a equação abaixo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] - \left[\frac{\partial}{\partial x} (v_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) + \frac{\partial}{\partial z} (v_z C) \right] \quad (2.5-13)$$

As soluções para essas equações dependem das condições de contorno e iniciais. As equações diferenciais que descrevem o transporte de solutos são soluções analíticas que calculam a concentração de um composto em função do espaço e do tempo, $C(x, y, z; t)$.

A Figura 2.5-2 é uma representação gráfica dos mecanismos de advecção e dispersão.

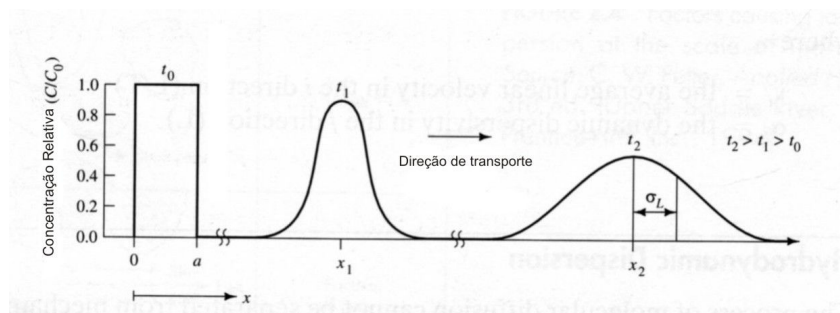


Figura 2.5-2. – Transporte e espalhamento de um soluto com o tempo devido aos mecanismos de advecção e dispersão. Soluto injetado em $x = 0 + a$ no tempo t_0 e concentração C_0 (traduzido de Fetter, 1999).

2.5.4 Sorção e Retardo

Os solutos dissolvidos na água subterrânea estão sujeitos a diferentes processos naturais, através dos quais podem ser removidos. Os referidos processos são: sorção para as superfícies de minerais, sorção para o carbono orgânico presente no aquífero, precipitação química, biodegradação, decaimento radioativo e participação de reações químicas de oxi-redução (MANOEL FILHO, 1997).

No presente estudo, os solutos de interesse são os compostos orgânicos. Assim, a sorção e a biodegradação são os principais processos de retardo e atenuação desses contaminantes.

Como resultado direto da sorção, alguns solutos movem-se mais lentamente que a água subterrânea. Esse efeito é conhecido como retardo. Os outros processos, embora reduzam a concentração do soluto na pluma, não necessariamente diminuem o seu movimento.

Dentre os processos que envolvem a sorção estão a adsorção por compostos orgânicos a superfícies de argilominerais, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio e matéria orgânica, que envolvem troca iônica de íons e ligantes entre os sítios da estrutura dos argilominerais e a solução.

A equação unidimensional da advecção-dispersão (equação 2.5-12), incluindo sorção e decaimento é expressa por (FETTER, 1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_i \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_i \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn} \quad (2.5-14)$$

(dispersão) (advecção) (sorção) (reação)

Onde: C = concentração do soluto na fase líquida;

t = tempo;

D_i = coeficiente de dispersão hidrodinâmica;

v_i = velocidade linear média;

ρ_b = densidade da matriz sólida do aquífero;

θ = conteúdo volumétrico de água (meio não saturado) ou porosidade (meio saturado);

S = quantidade de soluto sorvido por unidade de peso de sólidos;

rxn = subscrito indicativo de reação química ou biológica do soluto (excluída sorção).

A adsorção de contaminantes por partículas sólidas no meio poroso é normalmente mais rápida relativamente ao fluxo subterrâneo. A quantidade de soluto adsorvido pela matriz sólida, ou seja, o grau de adsorção é função da concentração do constituinte na solução, $S = f(C)$ (FREEZE; CHERRY, 1979).

A partição de solutos entre a fase líquida e a superfície sólida de um meio poroso (K_d) é realizada em laboratório, utilizando-se gráficos que expressam a variação da massa adsorvida por unidade de massa de sólido seco (S) versus concentração do soluto (C). Esta representação gráfica recebe a denominação de isoterma de sorção, pois ocorre a temperatura constante. Os modelos de isoterma de sorção linear e de Freundlich (equação 2.5-15) são os mais empregados.

$$S = K_d C^b \quad (2.5-15)$$

Onde: b = coeficiente que depende da espécie do soluto

O coeficiente de distribuição ou coeficiente de partição solo-água (K_d) indica a partição do contaminante em solução e a fase sólida. É expresso por:

$$K_d = \frac{\text{massa de soluto na superfície sólida por unidade de massa da fase sólida}}{\text{concentração de soluto em solução}}$$

O coeficiente de distribuição pode ser calculado como:

$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (2.5-16)$$

Onde: K_{oc} = coeficiente de partição carbono orgânico-água (L-água/kg-oc);

f_{oc} = fração de carbono orgânico no solo (g-oc/g-solo).

A principal consequência da sorção no transporte dos contaminantes na água subterrânea é o retardo destes em relação à velocidade média do fluxo subterrâneo.

O fator retardo é definido pelas equações que seguem.

$$R = 1 + \frac{K_d \rho_b}{n} \quad (2.5-17)$$

$$R = \frac{v_{\text{água}}}{v_{\text{sólido}}} \quad (2.5-18)$$

Onde: R = retardo; ρ_b = densidade da matriz sólida do aquífero; n = porosidade;

v = velocidade linear média.

Na metodologia RBCA o fator retardo é calculado para cada composto químico de interesse, utilizando-se o coeficiente de partição do carbono orgânico (K_{oc}) de cada constituinte e a fração de carbono orgânico (f_{oc}) presente no solo.

O coeficiente de partição do carbono orgânico ou coeficiente de sorção (K_{oc}) pode ser determinado em ensaios de laboratório, utilizando-se dados de solubilidade, dados cromatográficos e da estrutura molecular das substâncias orgânicas, e dados registrados na literatura (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993). Os valores de K_{oc} podem ser calculados através do coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}). A Tabela 2.5-1 apresenta os valores de K_{oc} para os compostos BTEX.

Tabela 2.5-1 – Valores de K_{oc} para os compostos BTEX (USEPA, 1996).

CAS N°	Composto	K_{oc} (L / kg)
71-43-2	Benzeno	58,9
108-88-3	Tolueno	182
100-41-4	Etilbenzeno	363
108-38-3	<i>m</i> -Xileno	407
95-47-6	<i>o</i> -Xileno	363
106-42-3	<i>p</i> -Xileno	389

Nota: $\log K_{oc} = 0,7919 \log K_{ow} + 0,0784$ (Ver definição de K_{ow} no capítulo 2.2).

2.5.5 Degradação

As reações químicas que envolvem a degradação de contaminantes orgânicos diminuem sua massa e/ou transformam-se em compostos menos tóxicos como produto da metabolização de microorganismos. Outros fenômenos de transporte e de sorção variam as concentrações em diferentes pontos, porém ainda conservam o contaminante.

O grande número de reações que envolvem a oxidação de compostos orgânicos em formas inorgânicas simples, tais como CO₂ e H₂O, são chamadas de reações de biodegradação ou de biotransformação. Alguns modelos foram desenvolvidos para descrever a degradação, sendo mais utilizados o modelo de cinética química e a biodegradação por aceptores de elétrons.

2.5.5.1 Cinética das Reações de Transformação Química

A cinética das reações de transformação química baseia-se na lei das taxas, que é uma função matemática que descreve o fenômeno da taxa de reação de um composto de interesse como função das concentrações (mais precisamente, das atividades) das várias espécies envolvidas na reação (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993).

A lei das taxas de 1ª ordem, conhecida também como cinética de 1ª ordem ou decaimento de 1ª ordem, é o modelo da lei das taxas na potência um, ou seja, coeficiente de atividade igual a um, expressa pela equação 2.5-19 (SCHWARZENBACH *et al.*, 1993).

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (2.5-19)$$

Onde: C = concentração do composto;

t = tempo;

k = constante de primeira ordem (também denominada de λ)

Admitindo-se $C = C_0$ para $t = 0$ e $C = C_t$ para $t = t$, a forma integrada da equação 2.5-19 é dada por:

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad (2.5-20)$$

No caso da cinética de 1ª ordem, a meia vida ($t_{1/2}$) do composto, isto é, o tempo necessário para que a concentração seja reduzida à metade, é independente da concentração e, deduzida da equação 2.5-20, passa a ser expressa por:

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} = \frac{0,693}{k} \quad (2.5-21)$$

2.5.5.2 Biodegradação por Aceptores de Elétrons

A biodegradação de hidrocarbonetos pode ser representada por reações de oxidação e redução por microorganismos, na presença de aceptores de elétrons e nutrientes, metabolizando-os em dióxido de carbono e água. Dessa forma, as reações de biodegradação são função do potencial redox do ambiente.

Os aceptores de elétrons, por ordem energética, são o oxigênio, nitrato, ferro, sulfato e metano. As reações com maior variação de energia de Gibbs se processam com maior facilidade por serem termodinamicamente mais favoráveis, explicando, assim, a ordem de preferência no uso dos aceptores de elétrons (SCHNOOR, 1996 *apud* FINOTTI, 1997).

Na presença de substrato orgânico e oxigênio dissolvido, microorganismos capazes de metabolizar aerobicamente predominam sobre as formas anaeróbicas. Entretanto, o oxigênio dissolvido é rapidamente consumido no interior de plumas de contaminação, transformando essas áreas em zonas anóxicas ou com baixo oxigênio. Nessas condições, bactérias anaeróbicas utilizam outros aceptores de elétrons (nitrato, ferro, sulfato, dióxido de carbono) para metabolizar os hidrocarbonetos dissolvidos (NEWELL *et al.*, 1995). A Tabela 2.5-2 mostra uma síntese dos processos e produtos envolvidos no metabolismo microbiano da matéria orgânica e uma relação com o potencial redox e as reações para cada acceptor de elétrons.

Tabela 2.5-2 – Processos e produtos do metabolismo de microorganismos em função do potencial redox (modificado de NEWELL *et al.*, 1995).

Aceptor de Elétron	Processo Envolvido	Tipo de Reação	Produto Metabólico	Potencial Redox (em volts, pH = 7)	Ordem de Preferência
O ₂	Respiração aeróbia	Aeróbia	CO ₂ , H ₂ O	+ 820	Maior Preferência
NO ₃ ⁻	Desnitrificação	Anaeróbia	CO ₂ , N ₂	+ 740	↓
Fe ³⁺	Redução de Ferro	Anaeróbia	CO ₂ , Fe ²⁺	- 50	↓
SO ₄ ²⁻	Redução de Sulfato	Anaeróbia	CO ₂ , H ₂ S	-220	↓
CO ₂	Metanogênese	Anaeróbia	CO ₂ , CH ₄	- 240	Menor Preferência

Os compostos BTEX são biodegradáveis em condições aeróbias e anaeróbias, conforme observada na Tabela 2.5-2. Já o etanol pode ser mais facilmente degradado sob ambientes aeróbios e anaeróbios que os hidrocarbonetos de petróleo, oxidando-se em CO₂ e H₂O por microorganismos (CHAPELLE, 1993 *apud* SCHNEIDER, 2005).

O fator de utilização definido como a massa de aceptor de elétrons requerida para degradar uma dada massa de hidrocarboneto dissolvido, pode ser estimado através das equações estequiométricas das reações de degradação. Dividindo-se a concentração *background* de um aceptor de elétrons pelo fator de utilização pode-se estimar a capacidade de biodegradação do aquífero (NEWELL *et al.*, 1995). A Tabela 2.5-3 apresenta os fatores de utilização para os compostos BTEX pesquisados por Wiedemeier *et al.* (1994) e utilizados no *software* RBCA do fabricante Groundwater Services, Inc.

Tabela 2.5-3 – Fatores de utilização para compostos BTEX de acordo com os aceptores de elétrons (WIEDEMEIER *et al.*, 1994 *apud* NEWELL *et al.*, 1995).

Aceptor de Elétron	Fator de Utilização (gm/gm)
Oxigênio	3,14
Nitrato	4,9
Ferro Ferroso (para Ferro Férrico)	21,8
Sulfato	4,6
Metano (para Dióxido de Carbono)	0,78

2.5.6 Modelo Analítico de Transporte Utilizado no Aplicativo RBCA

A atenuação decorrente do transporte e degradação de contaminantes na água subterrânea é estimada no aplicativo RBCA *Tool Kit* por meio do fator de atenuação por diluição lateral (DAF), que utiliza o modelo de transporte de soluto Domenico (1985 e 1987).

O modelo Domenico considera um plano vertical na fonte, perpendicular ao fluxo, para simular a liberação de contaminantes na zona de mistura para migração da água subterrânea (Figura 2.5-3). Esse modelo pode estimar as concentrações da pluma em condição *steady-state*, em qualquer ponto (x, y, z) no sistema de fluxo. No entanto, o modelo incorporado ao aplicativo RBCA prevê somente concentrações no centro da linha da pluma em qualquer distância x da fonte, baseado na advecção 1-D e dispersão 3-D. Neste contexto, assume-se que o receptor está localizado na linha central da pluma (GROUNDWATER SERVICES, INC., 1998).

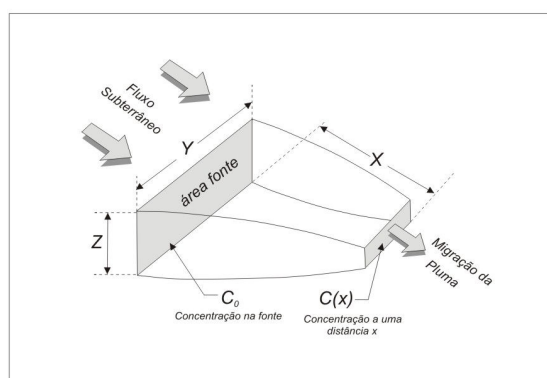


Figura 2.5-3. – Ilustração esquemática do modelo Domenico (modificado de Groundwater Services, Inc., 1998).

O modelo de “pulso estendido” de Domenico e Robbins (1985) possibilita estimar as concentrações de solutos em 3 dimensões, mas a equação que expressa a concentração ao longo da linha central da pluma em condição de equilíbrio é dada por:

$$C(x,0,0) = C_0 \operatorname{erf} \left[\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}} \right] \operatorname{erf} \left[\frac{Z}{4\sqrt{\alpha_z x}} \right] \quad (2.5-23)$$

Onde: C_0 = concentração do composto i na área fonte;

Y = largura da fonte;

Z = profundidade da fonte;

α_y = dispersividade transversal;

α_z = dispersividade vertical;

x = distância até fonte.

Para avaliar a degradação, o aplicativo RBCA incorporou os efeitos da biodegradação ao modelo Domenico possibilitando duas opções: por meio da cinética de 1ª ordem e por método da superposição de aceptores de elétrons.

A equação que descreve o decaimento contínuo dos compostos devido ao movimento da água subterrânea é originada do modelo de Domenico (1987), que é uma combinação da equação 2.5-23 acrescido de um termo representando o decaimento. O *software* incorporou o fator de retardo (R) nessa equação original, resultando na seguinte expressão:

$$C(x,0,0) = C_0 \exp\left[\frac{x}{2\alpha_x}\left(1 - \sqrt{1 + \left(\frac{4\lambda\alpha_x R}{v}\right)}\right)\right] \operatorname{erf}\left[\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right] \operatorname{erf}\left[\frac{Z}{4\sqrt{\alpha_z x}}\right] \quad (2.5-24)$$

Onde: α_x = dispersividade longitudinal;

v = velocidade média linear (ver equação 2.5-1);

R = fator de retardo do composto i (ver equação 2.5-17);

λ = constante de decaimento de 1ª. Ordem do composto i (ver equação 2.5-21).

O transporte de soluto com biodegradação por aceptores de elétrons é também uma derivação da equação 2.5-23, que considera a capacidade biodegradativa do solo (BC_T), calculada com base na capacidade biodegradativa individual dos contaminantes (BC_i) e na concentração desses compostos. A equação que resulta é:

$$C(x,0,0) = \operatorname{erf}\left[\left(C_0 + BC_i\right) \operatorname{erf}\left(\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right) \operatorname{erf}\left(\frac{Z}{4\sqrt{\alpha_z x}}\right)\right] - BC_i \quad (2.5-25)$$

e,

$$BC_i = BC_T \frac{C_0}{\Sigma C_0} \quad BC_T = \Sigma \frac{C(ea)_n}{UF_n}$$

Onde: BC_i = capacidade biodegradativa do composto i ;

BC_T = capacidade biodegradativa total do solo;

$C(ea)_n$ = concentração do acceptor de elétron n ;

UF_n = fator de utilização do acceptor de elétron n .

3. METODOLOGIA

O método seguido no trabalho compreende basicamente a coleta de dados para a geração dos níveis aceitáveis baseados no risco (NABR) para a cidade de Porto Alegre. Para isso é necessário determinar valores de parâmetros para a entrada de dados. Estes foram adquiridos por meio de levantamento de trabalhos já realizados no município, parâmetros calculados a partir dos dados coletados e por aqueles disponíveis em literatura e/ou recomendados pela norma ASTM.

Com esse propósito, dividiu-se o presente estudo em 5 etapas: i) pesquisa bibliográfica; ii) obtenção de dados do meio físico da cidade de Porto Alegre e seu tratamento; iii) seleção dos cenários de exposição apropriados à área de estudo; iv) cálculos dos NABR para os cenários selecionados; v) análise de sensibilidade.

3.1 PESQUISA BIBLIOGRÁFICA

A pesquisa bibliográfica visou a obtenção de informações sobre o meio físico a partir de material disponível em órgãos públicos e empresas privadas, além de estudos sobre os contaminantes a serem considerados.

Os trabalhos possibilitaram definir os compostos orgânicos a serem utilizados no procedimento RBCA, e essa seleção decorreu da disponibilidade de dados físico-químicos e de toxicidade de compostos derivados do petróleo nos bancos de consulta de dados. Assim, optou-se pelos compostos indicadores da gasolina e do óleo diesel, a saber: benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos (BTEX) e naftaleno e benzo(a)pireno (PAH).

As propriedades físico-químicas e dados toxicológicos dos compostos BTEX e PAH adotados para a geração das tabelas de referência são apresentados no capítulo 4.

3.2 CENÁRIOS DE EXPOSIÇÃO PARA O MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE

A elaboração de cenários de exposição representativos da área de interesse por meio de um modelo conceitual de exposição é essencial na avaliação de risco, incluindo na aplicação da metodologia RBCA.

Um caminho de exposição é considerado completo desde que tenha explicitado a fonte de contaminação, o meio físico impactado, os mecanismos de

transporte e o receptor. A identificação desses elementos possibilita estabelecer cenários que representam o modelo conceitual de exposição para a cidade de Porto Alegre.

A partir desses conceitos e considerando como fonte de contaminação vazamentos de derivados de petróleo, especificamente gasolina e diesel, idealizou-se um único modelo conceitual de exposição aplicado às duas principais unidades hidrogeológicas ocorrentes na área em estudo.

O modelo desenvolvido procurou abranger todas as possíveis situações de exposição no município, admitindo-se receptores do tipo residencial e comercial.

Com base no fluxograma de avaliação de cenário de exposição proposto pela ASTM (1995), montou-se o Quadro 3.2-1, que apresenta os componentes dos cenários avaliados para a cidade de Porto Alegre.

Quadro 3.2-1 – Elementos dos caminhos de exposição elaborados para a cidade de Porto Alegre.

Fonte Primária	Fonte Secundária	Mecanismo e/ou Processos de Transporte	Via de Ingresso	Tipo de Receptor
Vazamentos em tanques de armazenamento de combustíveis, tubulações (linhas de distribuição, respiros) bombas, derramamentos nas operações de abastecimento, lavagem, unidades de resíduos, etc.	Solos superficiais impactados	—	Ingestão e contato dérmico	Residencial e Comercial
		Erosão eólica (particulados) e dispersão atmosférica	Inalação	Residencial e Comercial
		Volatilização e dispersão atmosférica	Inalação	Residencial e Comercial
	Solos subsuperficiais impactados	Volatilização e dispersão atmosférica	Inalação	Residencial e Comercial
		Volatilização e acumulação em espaço	Inalação	Residencial e Comercial
		Lixiviação para a água subterrânea	Ingestão e contato dérmico	Residencial e Comercial
	Água subterrânea impactada	Volatilização e dispersão atmosférica	Inalação	Residencial e Comercial
		Volatilização e acumulação em espaço	Inalação	Residencial e Comercial
		—	Ingestão e contato dérmico	Residencial e Comercial

É importante ressaltar que na avaliação *Tier 1*, assume-se que os receptores estão localizados sobre a pluma de contaminação, podendo estar expostos a caminhos diretos ou indiretos.

A partir do Quadro 3.2-1 foram elaborados cenários de exposição para a cidade de Porto Alegre, conforme relacionado no quadro seguinte.

Quadro 3.2-2 – Cenários de exposição apropriados para a cidade de Porto Alegre.

Meio	Caminho de Exposição	Definição do Cenário
Ar	Inalação de vapores em ambientes abertos	Inalação de vapores encontrados na zona de respiração de ambientes abertos. É uma medida direta no ponto de exposição, isto é, caminho de exposição direta.
	Inalação de vapores em ambientes fechados	Inalação de vapores encontrados na zona de respiração de ambientes confinados. É uma medida direta no ponto de exposição.
Solo	Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	Exposição associada à ingestão de partículas de solo superficial, contato com a superfície da pele dos receptores com o solo e inalação de vapores e particulados na zona de respiração de ambientes abertos. Para este cenário considerou-se que a área fonte não possui pavimentação.
	Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	Inalação de vapores gerados da fase retida no solo subsuperficial que migram ao longo da zona não saturada até a zona de respiração em ambientes abertos.
	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	Inalação de vapores oriundos da fase retida no solo subsuperficial que se deslocam ao longo do perfil da zona não saturada até a zona de respiração de espaços fechados por meio de fendas nas fundações.
	Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	Lixiviação da fase retida do solo subsuperficial impactado para a água subterrânea, gerando uma pluma de fase dissolvida que se desloca para poços de abastecimento e suas águas ingeridas por receptores residenciais e/ou comerciais.
	Contato dérmico com água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	Lixiviação da fase retida do solo subsuperficial impactado para a água subterrânea, gerando uma pluma de fase dissolvida. Esta por sua vez, se desloca para poços de abastecimento e suas águas entram em contato dérmico com receptores residenciais e/ou comerciais.
Água Subterrânea	Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	Exposição associada à fase retida do solo subsuperficial que lixiviada para a água subterrânea origina a pluma de fase dissolvida. Esta por sua vez, gera vapores que migram através da zona não saturada até atingir a zona de respiração de ambientes abertos.
	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	A fase retida do solo subsuperficial que lixiviada para a água subterrânea origina a pluma de fase dissolvida. Esta por sua vez, gera vapores que migram através da zona não saturada até atingir a zona de respiração de espaços fechados por meio de fendas nas fundações.
	Ingestão de água subterrânea	Ingestão de água subterrânea em um poço de abastecimento atingido pela pluma de fase dissolvida. É uma medida direta no ponto de exposição.
	Contato dérmico com água subterrânea	Contato com a superfície da pele dos receptores com a água subterrânea de um poço de abastecimento atingido pela pluma de fase dissolvida. É um caminho de exposição direta.

3.3 OBTENÇÃO DE DADOS DO MEIO FÍSICO

O estabelecimento dos NABR para as condições hidrogeológicas de Porto Alegre torna necessário dados das zonas não saturada e saturada das diferentes litologias aflorantes no município.

3.3.1 Levantamento e Tratamento dos Dados

O levantamento de dados do meio físico incluiu os parâmetros: profundidade do nível d'água, gradiente hidráulico, condutividade hidráulica, fração de carbono orgânico da zona não saturada, porosidade total, densidade do solo, conteúdo volumétrico de água da zona não saturada.

Os dados foram obtidos a partir de teses e dissertações do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFRGS, de pesquisas realizadas pela Faculdade de Agronomia da UFRGS, de áreas estudadas pela empresa Essencis Soluções Ambientais e de postos de serviços cedidos pela ESSO Brasileira de Petróleo e disponibilizadas pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Porto Alegre (SMAM).

Em etapa posterior, os dados foram agrupados de acordo com as duas unidades aflorantes, **embasamento cristalino** e **depósitos sedimentares do quaternário**. Essas unidades, conforme anteriormente caracterizadas por Freitas (1998), Roisenberg (2001) e Ramage (2005), correspondem respectivamente ao Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano e o Sistema Aquífero Granular Cenozóico. É importante destacar que os dados coletados nesse estudo e avaliados na metodologia RBCA referem-se ao manto de alteração das rochas do embasamento fraturado e da cobertura sedimentar.

A expectativa inicial do estudo seria a subdivisão dos depósitos sedimentares em 2 compartimentos, depósitos sedimentares fluviais, predominantes na zona norte e sedimentos lacustres, que ocorrem na zona sul da cidade. Porém, em razão da insuficiência de dados no setor meridional não foi possível a caracterização apropriada desse compartimento, optando-se assim pelo tratamento unificado dos dados.

Para a separação dos dados em unidades hidrogeológicas, além da localização espacial, foram examinados também todos perfis de sondagem e/ou poços de monitoramento de cada ponto levantado, uma vez que em sua grande maioria eram descritos perfis de solo. Nesse trabalho a denominação ponto refere-se à área de coleta, ou seja, cada ponto representa uma área pesquisada, onde foram coletados pelo menos

um parâmetro de interesse. Dessa forma, foi calculada a média de vários valores obtidos para dado parâmetro na área, de forma a trabalhar com um único valor representativo do ponto.

Em fase posterior à organização dos dados, os mesmos foram tratados estatisticamente para cada parâmetro, obedecendo à divisão por unidades hidrogeológicas. Foram calculadas medidas de tendência central, tais como, média aritmética, média geométrica, média harmônica e mediana, além de desvio padrão e identificação do maior e menor valor por parâmetro.

3.3.2 Parâmetros Adicionais do Meio Físico

a) Parâmetros Calculados

Os parâmetros calculados a partir do levantamento de dados ou com base em fontes bibliográficas referem-se à espessura do solo superficial, espessura da zona não saturada e da franja capilar, conteúdo volumétrico de ar e água na franja capilar, conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada, velocidade da água subterrânea e taxa de infiltração de água no solo.

A espessura da franja capilar (h_{cap}) em um solo depende do diâmetro dos grãos, responsáveis pela distribuição de tamanhos de poros. Em Porto Alegre são esparsas as informações específicas sobre a espessura da franja capilar e a espessura do solo superficial (d). Por esta razão adotaram-se neste estudo valores conservadores propostos pela ASTM (1995).

A espessura da zona não saturada (h_v) foi calculada através da subtração da medida da profundidade do nível d'água (L_{gw}) e da espessura da franja capilar (h_{cap}), conforme a expressão:

$$h_v = L_{gw} - h_{cap} \quad (3.3-1)$$

O conteúdo volumétrico de água na franja capilar (θ_{wcap}) foi estabelecido conforme sugerido pela ASTM, ou seja, 90% da porosidade total (θ_t) preenchida por água, de acordo com a equação:

$$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0,90 \quad (3.3-2)$$

A velocidade de Darcy para a água subterrânea (U_{gw}) foi definida como o produto da condutividade hidráulica (K) pelo gradiente hidráulico (i), de acordo com a equação:

$$U_{gw} = K \times i \quad (3.3-3)$$

No presente estudo, a taxa de infiltração no solo (I) foi definida a partir da equação do balanço hídrico. Esta obedece ao princípio da conservação da massa, segundo o qual, num sistema qualquer, a diferença entre a entrada e a saída de água é igual à variação do armazenamento dentro do sistema, como se segue:

$$P - ETR - R - I = \Delta S \quad (3.3-4)$$

Onde: P = precipitação pluviométrica;

ETR = evapotranspiração real;

R = escoamento superficial;

I = taxa de infiltração;

ΔS = variação no armazenamento.

Admitindo-se condição de equilíbrio ($\Delta S = 0$) e escoamento superficial nulo ($R = 0$), obtém-se:

$$P - ETR = I \quad (3.3-5)$$

A equação 3.3-5 foi utilizada para estabelecer o valor da taxa de infiltração, adotando-se valores de precipitação e evapotranspiração de pesquisas realizadas pela ESALQ/USP (SENTELHAS *et al.*, 1998) na localidade de Porto Alegre.

É válido considerar que, além da possibilidade acima, pode-se utilizar a alternativa aplicada pelo *software* RBCA, que adota o modelo de atenuação do solo. Este modelo é uma relação matemática entre precipitação pluviométrica e diversos tipos de solos, obtida em 140 áreas de 18 regiões, (API, 1996 *apud* CONNOR *et al.*, 1997), que apresenta as seguintes equações:

$$\text{Areia: } I = 0,0018 \times P^2 \quad (3.3-6)$$

$$\text{Silte: } I = 0,0009 \times P^2 \quad (3.3-7)$$

$$\text{Argila: } I = 0,00018 \times P^2 \quad (3.3-8)$$

Onde: I = taxa de infiltração em cm/ano;

P = precipitação média anual em cm/ano.

b) Parâmetros Compilados de Fontes Bibliográficas

Os demais parâmetros adicionais do meio físico foram compilados de referências bibliográficas e são listados no Quadro 3.3-1.

Quadro 3.3-1 – Parâmetros adicionais do meio físico necessários para cálculos dos NABR.

Parâmetro	Unidade
$W_{s, gw}$ – maior medida da área fonte paralela ao fluxo subterrâneo	cm
$W_{s, vento}$ – maior medida da área fonte paralela a direção do vento	cm
W_{gw} – comprimento da pluma de fase dissolvida	cm
h_{cap} – espessura da franja capilar	cm
d - profundidade da zona de solo superficial	cm
L_s – profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado	cm
δ_{gw} – espessura da pluma dissolvida na água subterrânea	cm
ER - taxa de renovação do ar em espaço fechado	1/s
L_B - razão volume/área de infiltração para espaço fechado	cm
L_{crack} - espessura da fundação da construção	cm
η - fração da área da fundação com fendas (cm^2 -fendas/ cm^2 -área total)	adimensional
θ_{acrack} - conteúdo volumétrico de ar em fendas na fundação	adimensional
θ_{wcrack} - conteúdo volumétrico de água em fendas na fundação	adimensional
P_e - taxa de emissão de partículas	g/cm^2 -s
U_{ar} - velocidade do ar na zona de respiração	cm/s
δ_{ar} - altura da zona de respiração	cm
τ – tempo médio do fluxo de vapor no ar da zona de respiração	s

3.4 PARÂMETROS DE EXPOSIÇÃO PARA CENÁRIOS DE PORTO ALEGRE

Os fatores de exposição utilizados para cenários do Município de Porto Alegre levaram em conta receptores adultos e ocupação residencial e comercial. O Quadro 3.4-1 relaciona os parâmetros necessários para os cálculos dos NABR.

Quadro 3.4-1 – Parâmetros de exposição conforme cenários propostos para Porto Alegre.

Parâmetro	Unidade	Definição adotada
TR – maior e menor meta de risco carcinogênico aceitável	-	Meta de risco carcinogênico é o limite aceitável ao qual uma população pode estar exposta a efeitos carcinogênicos incrementais sobre a saúde humana em razão da exposição à substância química.
THQ – meta de quociente de perigo aceitável	adimensional	Limite aceitável para efeitos não carcinogênicos crônicos sobre a saúde humana decorrente da exposição a uma substância química.
AT _c – tempo médio de exposição para efeitos carcinogênicos	anos	Expectativa de vida média da população brasileira. Admitiu-se que efeitos carcinogênicos associada à determinada exposição pode ocorrer ao longo de toda a vida.
AT _n – tempo médio de exposição para efeitos não carcinogênicos	anos	Períodos específicos de exposição. Admitiu-se que a exposição ocorre no período de atividade profissional de um indivíduo brasileiro.
ED – duração da exposição	anos	Período de atividade profissional do trabalhador brasileiro.
BW – massa corpórea	kg	Massa corpórea média da população brasileira.
EF – frequência da exposição	dias/ano	Número de dias de trabalho por ano.
IR _w – taxa diária de ingestão de água	L/dia	Ingestão diária de água em cenários comercial e residencial.
IR _s – taxa diária de ingestão de solo	mg/dia	Ingestão diária de solo em cenários comercial e residencial.
IR _{ar} – taxa diária de inalação de ar	m ³ /dia	Volume de ar inalado em ambientes aberto e fechado.
SA – área superficial da pele	cm ²	SA _s – área superficial da pele disponível para contato com o solo. Foi considerada a área correspondente a mãos, braços e pernas, atividade relacionada à jardinagem, para residentes. Para comerciais foram subtraídas a áreas referentes às pernas e antebraços. SA _w – área superficial da pele disponível para contato com a água. Foi considerada a área correspondente ao corpo inteiro. Igual para residenciais e comerciais. O contato é por banho de ducha ou imersão (banheira).
AF – fator de aderência do solo na pele	mg/cm ²	Aderência do constituinte presente no solo por unidade de área de pele disponível para contato.
EV – frequência do evento	eventos/dia	Número de eventos (banhos) por dia.
t _{evento} - duração do evento	(hr/evento)	Tempo médio gasto no banho (ducha ou banheira). Igual para residenciais e comerciais.

3.5 CÁLCULO DOS NÍVEIS ACEITÁVEIS BASEADOS NO RISCO (NABR)

Após a aquisição de todos os dados necessários para os cálculos dos NABR e elaboração do modelo conceitual de exposição, foram desenvolvidas planilhas no aplicativo Excel. Para verificar se as planilhas estavam corretas, utilizou-se os dados de entrada da ASTM (1995) e compararam-se os resultados de todas as equações (coeficientes de difusão efetiva, fatores de atenuação natural) com cálculos realizados manualmente, de forma que ambos coincidisse. Finalmente compararam-se os valores de NABR obtidos com os valores da tabela de referência elaborada pela norma ASTM E1739-95.

As equações que geram os NABR são divididas para o caso de compostos carcinogênicos e não carcinogênicos. A Tabela 3.5-1, a seguir, contém equações conforme os caminhos de exposição considerados no item 3.2. Destaca-se que apesar das equações 3.5-1 e 3.5-2 serem as mesmas para ambientes abertos e fechados, os resultados podem diferir, pois a taxa diária de inalação do ar é específica para cada ambiente.

A ASTM não disponibiliza processo de avaliação de risco por meio do contato dérmico com a água. Dessa forma, a equação dos NABR para esta via de exposição foi elaborada segundo o documento da USEPA (2004b): *Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I - Human Health Evaluation Manual (Parte E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. O Anexo A apresenta detalhes sobre a avaliação de risco dérmico pela água adotada no presente estudo.

Tabela 3.5-1 – Equações utilizadas para os cálculos dos NABR (ASTM, 1995).

Equação de NABR por Caminho de Exposição	
1) Inalação de vapores em ambientes abertos e fechados	
Compostos carcinogênicos:	
$NABR_{ar} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano}}{SF_i \times IR_{ar} \times ED \times EF} \times 10^3 \frac{\mu g}{mg}$	(3.5-1)
Compostos não carcinogênicos:	
$NABR_{ar} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right] = \frac{THQ \times RfD_i \times BW \times AT_n \times 365 \frac{dias}{ano}}{IR_{ar} \times ED \times EF} \times 10^3 \frac{\mu g}{mg}$	(3.5-2)

Tabela 3.5-1 – Equações utilizadas para os cálculos dos NABR (ASTM, 1995).

Continuação

Equação de NABR por Caminho de Exposição

2) Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial

$$NABR_{samb} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{NABR_{ar} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]}{VF_{samb}} \times 10^{-3} \frac{mg}{\mu g} \quad (3.5-3)$$

3) Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial

$$NABR_{sesp} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{NABR_{ar} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]}{VF_{sesp}} \times 10^{-3} \frac{mg}{\mu g} \quad (3.5-4)$$

4) Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea

$$NABR_{wamb} \left[\frac{mg}{L - \acute{a}gua} \right] = \frac{NABR_{ar} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]}{VF_{wamb}} \times 10^{-3} \frac{mg}{\mu g} \quad (3.5-5)$$

5) Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea

$$NABR_{wesp} \left[\frac{mg}{L - \acute{a}gua} \right] = \frac{NABR_{ar} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]}{VF_{wesp}} \times 10^{-3} \frac{mg}{\mu g} \quad (3.5-6)$$

6) Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial

Compostos carcinogênicos:

$$NABR_{ssamb} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano}}{ED \times EF \left[\left(10^{-6} \frac{kg}{mg} \times SF_o \times (IR_s \times RAF_o + SA \times AF \times RAF_d) \right) + (SF_i \times IR_{ar} \times (VF_{ssamb} + PEF)) \right]} \quad (3.5-7)$$

Compostos não carcinogênicos:

$$NABR_{ssamb} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{THQ \times BW \times AT_n \times 365 \frac{dias}{ano}}{ED \times EF \left[\frac{\left(10^{-6} \frac{kg}{mg} \times (IR_s \times RAF_o + SA \times AF \times RAF_d) \right)}{RfD_o} + \frac{(IR_{ar} \times (VF_{ssamb} + PEF))}{RfD_i} \right]} \quad (3.5-8)$$

Tabela 3.5-1 – Equações utilizadas para os cálculos dos NABR (ASTM, 1995).

Continuação

Equação de NABR por Caminho de Exposição

7) Ingestão de água subterrânea

Compostos carcinogênicos:

$$NABR_w \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{\text{dias}}{\text{ano}}}{SF_o \times IR_w \times ED \times EF} \quad (3.5-9)$$

Compostos não carcinogênicos:

$$NABR_w \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right] = \frac{THQ \times RfD_o \times BW \times AT_n \times 365 \frac{\text{dias}}{\text{ano}}}{IR_w \times ED \times EF} \quad (3.5-10)$$

8) Contato dérmico com a água subterrânea

Compostos carcinogênicos:

$$NABR_{ABS} \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{\text{dias}}{\text{ano}}}{2FA \times K_p \sqrt{\frac{6\tau_{\text{evento}} \times t_{\text{evento}}}{\pi}} \times EV \times ED \times EF \times SA \times SF_{ABS}} \quad (3.5-11)$$

Compostos não carcinogênicos:

$$NABR_{ABS} \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right] = \frac{THQ \times RfD_{ABS} \times BW \times AT_n \times 365 \frac{\text{dias}}{\text{ano}}}{2FA \times K_p \sqrt{\frac{6\tau_{\text{evento}} \times t_{\text{evento}}}{\pi}} \times EV \times ED \times EF \times SA} \quad (3.5-12)$$

9) Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial

$$NABR_{w,LF} \left[\frac{mg}{kg - \text{solo}} \right] = \frac{NABR_w \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right]}{LF} \quad (3.5-13)$$

10) Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial

$$NABR_{ABS,LF} \left[\frac{mg}{kg - \text{solo}} \right] = \frac{NABR_{ABS} \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right]}{LF} \quad (3.5-14)$$

Tabela 3.5-1 – Equações utilizadas para os cálculos dos NABR (ASTM, 1995).

Continuação

Nomenclatura dos parâmetros			
AF	Fator de aderência do solo na pele (mg/cm ²)	RfD_i	Dose de referência para inalação (mg/kg-dia)
AT_c	Tempo de avaliação da exposição para efeitos carcinogênicos (anos)	RfD_o	Dose de referência oral (mg/kg-dia)
AT_n	Tempo de avaliação da exposição para efeitos não carcinogênicos (anos)	RfD_{ABS}	Dose de referência dérmica (mg/kg-dia)
BW	Massa corpórea (kg)	SA	Superfície da pele disponível para contato com o solo (cm ²)
ED	Duração da exposição (anos)	SF_i	Fator de carcinogenicidade para inalação (mg/kg-dia) ⁻¹
EF	Frequência da exposição (dias/ano)	SF_o	Fator de carcinogenicidade oral (mg/kg-dia) ⁻¹
EV	Frequência do evento (eventos/dia)	SF_{ABS}	Fator de carcinogenicidade dérmica (mg/kg-dia) ⁻¹
FA	Fração absorvida de água (adimensional)	t_{evento}	Duração do evento (horas/evento)
IR_{ar}	Taxa de inalação do ar (m ³ /dia)	TR	Meta de risco carcinogênico
IR_w	Taxa de ingestão de água (m ³ /dia)	THQ	Meta de quociente de perigo
IR_s	Taxa de ingestão de solo (mg/dia)	VF_{ssamb}^*	Fator de volatilização do solo superficial para o ar (mg/m ³ -ar)/(mg/kg-solo)
LF^*	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (mg/L-água)/(mg/kg-solo)	VF_{wesp}^*	Fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes fechados (mg/m ³ -ar)/(mg/L-água)
K_p	Coefficiente de permeabilidade dérmica do composto na água (cm/hora)	VF_{wamb}^*	Fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes abertos (mg/m ³ -ar)/(mg/L-água)
PEF^*	Fator de emissão de partículas (mg/m ³ -ar)/(mg/kg-solo)	VF_{samb}^*	Fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (mg/m ³ -ar)/(mg/kg-solo)
RAF_d	Fator de absorção dérmica relativa (adimensional)	VF_{sesp}^*	Fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes fechados (mg/m ³ -ar)/(mg/kg-solo)
RAF_o	Fator de absorção relativa oral (adimensional)	τ_{evento}	Intervalo de tempo por evento (hora/evento) (ver Anexo A)

* As equações dos fatores de atenuação natural (NAF) foram apresentadas no capítulo 2.4.4.

Após estabelecer os valores de NABR, os mesmos foram comparados com limites físico-químicos de ocorrência do composto de interesse (fases retida, vapor e dissolvida) no meio em questão. Assim, os NABR que estiverem fora dos limites físico-químicos não devem ser utilizados para a avaliação de risco. Por exemplo, ao comparar-se o NABR para o benzeno no caminho de ingestão de água subterrânea com o valor de solubilidade do benzeno puro em água, se este valor for inferior, o resultado calculado não é condizente com a realidade e deve ser desprezado.

Os limites de ocorrência para as fases do composto químico correspondem à concentração de saturação de vapor ($C_{sat,vap}$), concentração de saturação no solo ($C_{sat,solo}$) e solubilidade do constituinte puro em água (S) e foram calculadas por meio das seguintes equações (ASTM, 1998 e ASTM, 2000).

$$C_{sat,vap} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right] = \frac{P_v}{760 mmHg / atm} \times \frac{MW}{R \times T_{amb}} \times 10^6 \frac{\mu g / m^3}{g / L} \quad (3.5-15)$$

$$C_{sat,solo} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = S \times K_{sw} \times 10^0 \frac{L / kg}{kg / L} \quad (3.5-16)$$

Onde: P_v = pressão de saturação de vapor (mmHg);

MW = peso molecular (g/mol);

R = constante dos gases ideais (= 0,08206 atm-L/mol-K);

T = temperatura ambiente (298 K);

S = solubilidade do composto em água (mg/L);

K_{sw} = coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo (mg/L-água/mg/kg-solo).

3.6 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade foi realizada visando avaliar a influência dos parâmetros do meio físico nos cálculos dos NABR. Para isso, os valores do meio físico da cidade de Porto Alegre foram variados individualmente nas equações de NABR.

Os parâmetros utilizados foram os da etapa de levantamento de dados, que compreenderam a profundidade do nível d'água, velocidade de Darcy, porosidade total, densidade do solo, fração de carbono orgânico e conteúdo volumétrico de água da zona não saturada. Esses parâmetros foram variados dentro da faixa do maior e menor valor obtido no banco de dados levantado. Para esta análise, foram utilizados os NABR referentes ao composto benzeno no compartimento da alteração do embasamento cristalino, considerando receptores residenciais e risco carcinogênico de 10^{-5} .

É importante lembrar que para a análise de sensibilidade foram considerados somente os caminhos de exposição associados aos parâmetros analisados e relacionados aos fatores de transferência entre meios. Por exemplo, a velocidade de

Darcy foi avaliada pelo cenário de ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo para a água subterrânea.

Para a realização da análise de sensibilidade foram montadas planilhas e gráficos no aplicativo Excel.

O Quadro 3.6-1 apresenta uma síntese dos parâmetros do meio físico avaliados e seus parâmetros dependentes.

Quadro 3.6-1 – Parâmetros do meio físico e cenários de exposição avaliados na sensibilidade das equações de NABR.

Parâmetro do Meio Físico	Parâmetro Físico Dependente	Cenário de Exposição Correspondente
L_{gw} – profundidade do nível d'água	h_v – espessura da zona não saturada	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea
U_{gw} – velocidade de Darcy	K – condutividade hidráulica; i – gradiente hidráulico	Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial
ρ_s - densidade do solo	-	Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial
θ_t - porosidade total	θ_{acap} – conteúdo volumétrico de ar na franja capilar; θ_{wcap} – conteúdo volumétrico de água na franja capilar; θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada	Inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial
θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada	θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada	Inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial
foc – fração de carbono orgânico	-	Inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial

4 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

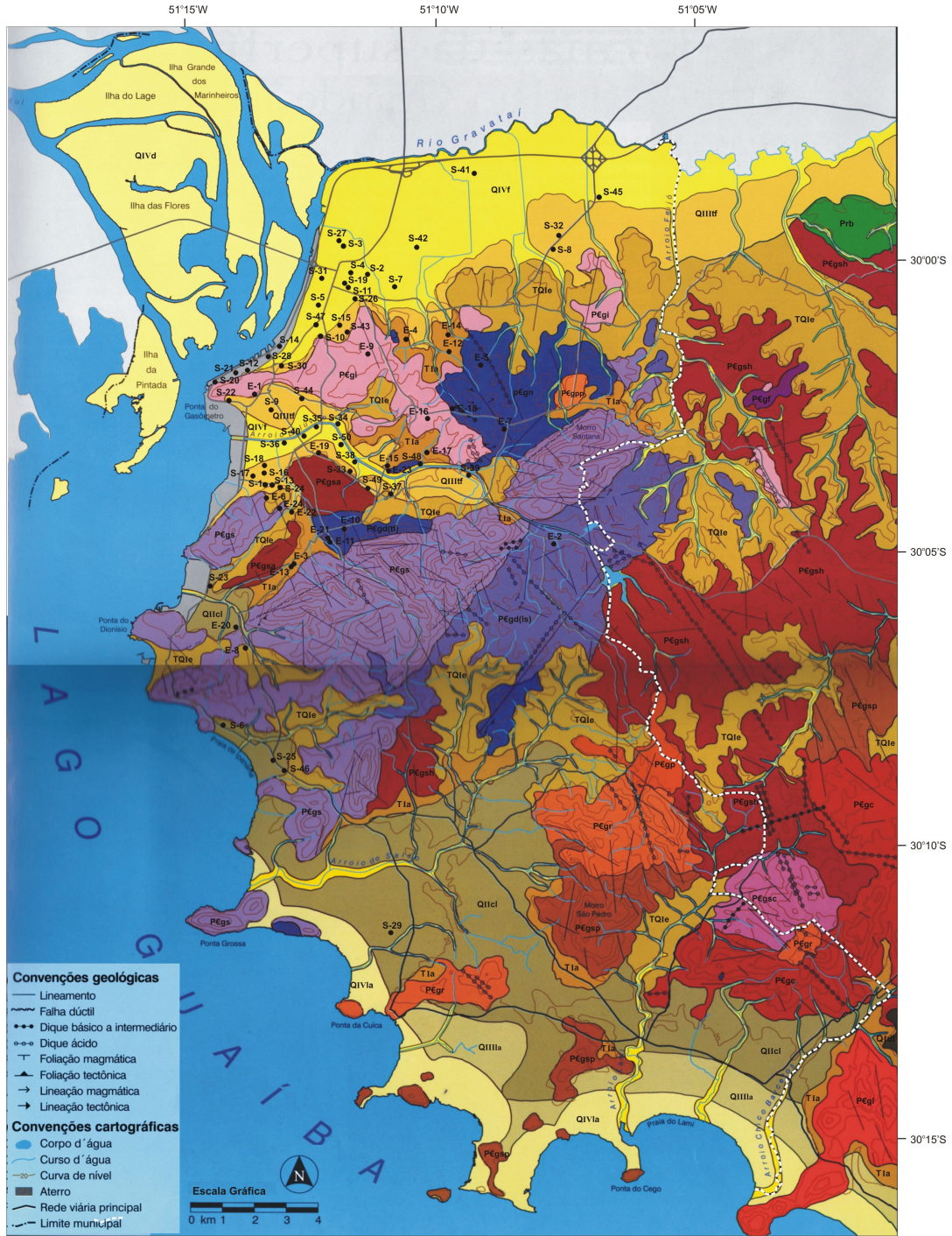
Nesse capítulo são apresentados e discutidos os parâmetros utilizados e os resultados de NABR obtidos para o Município de Porto Alegre.

4.1 DADOS DO MEIO FÍSICO

Levantamento dos Dados

O levantamento de dados do meio físico resultou em 58 pontos (áreas) na unidade do embasamento cristalino pré-cambriano e 66 nos depósitos sedimentares do quaternário, totalizando 124 pontos para o município. Deste total, 76 puderam ser plotados no mapa geológico, sendo os demais pontos localizados conforme a identificação da geologia local.

A Figura 4.1-1 apresenta o mapa geológico do Município de Porto Alegre com a localização dos pontos de coleta, onde 26 (E-1 a E-26) encontram-se no setor da alteração do embasamento e 50 pontos (S-1 a S-50) na unidade depósitos sedimentares. A Tabela 4.1-1 registra o número de dados obtidos no levantamento em cada parâmetro, separando-os por unidade hidrogeológica. O conjunto de dados levantados e utilizados é encontrado no Anexo C.



Cenozóico - Quaternário		Cenozóico - Terciário	
QIVd	Sistema laguna-barreira IV - Depósitos deltaicos	TQIe	Sistema laguna-barreira I - Depósitos eluvionares
QIVla	Sistema laguna-barreira IV - Depósitos lacustres	TIa	Sistema laguna-barreira I - Depósitos de leques aluviais
QIVf	Sistema laguna-barreira IV - Depósitos de planície e canal fluvial	Paleozóico - Permiano	
QIIIIa	Sistema laguna-barreira III - Depósitos lacustres	Prb	Fm. Rio Bonito
QIIIf	Sistema laguna-barreira III - Depósitos de terraços fluviais	Proterozóico Superior	
QIICl	Sistema laguna-barreira II - Depósitos de cordões litorâneos	PÉgpp	Granito Passo das Pedras
QIdI	Sistema laguna-barreira I - Depósitos de dunas litorâneas	PÉgp	Granito Pitinga
		PÉgl	Granito Lami
		PÉgc	Granito Cantagalo
		PÉgsa	Granito Santo Antônio
		PÉgr	Granito Restinga
		PÉgsp	Granito São Pedro
		PÉgsh	Granito Saint-Hilaire
		PÉgi	Granito Independência
		PÉgsc	Granito São Caetano
		PÉgf	Granito Feijó
		PÉgs	Granito Santana
		PÉgd(Is)	Granodiorito Lomba do Sabão
		PÉgd(tf)	Granodiorito Três Figueiras
		PÉgn	Gnaise Chácara das Pedras
		● S-01	Ponto de coleta

Figura 4.1-1 – Mapa geológico do Município de Porto Alegre com localização dos pontos de coleta (modificado de Menegat *et al.*, 1999b).

Tabela 4.1-1 – Número de dados dos parâmetros levantados.

Parâmetro	Número de Dados		Total
	Alteração do Embasamento	Depósitos Sedimentares	
Profundidade do nível d'água	22	48	70
Condutividade hidráulica	13	33	46
Gradiente hidráulico	15	43	58
Densidade do solo	25	5	30
Porosidade total	25	4	29
Conteúdo volumétrico de água	25	9	34
Fração de carbono orgânico	12	22	34

A localização dos pontos de coleta no mapa geológico demonstra a concentração na porção centro-oeste da cidade, o que é decorrente da densidade demográfica nessa região. A distribuição populacional do município é bastante desigual, há um alinhamento de morros com direção nordeste denominado Crista de Porto Alegre, que divide a cidade em zona norte e zona sul. Nessa área de morros poucos dados foram obtidos, em razão da baixa ocupação urbana. Da mesma forma, na zona sul, onde há predomínio da atividade agrícola, registrou-se um menor número de dados.

Tratamento Estatístico

O tratamento estatístico dos parâmetros obtidos no levantamento incluiu uma análise preliminar de agrupamento, cujos resultados mostraram-se insatisfatórios devido à quantidade de dados coletados. Por exemplo, a Tabela 4.1-1 registra na unidade de depósitos sedimentares 48 pontos com medidas de profundidade do nível d'água, enquanto a porosidade é verificada em somente 4 áreas. Além disso, o desvio padrão de alguns parâmetros é elevado, o que pode ser relacionado, no caso de alguns parâmetros, com o fato de se tratarem de medidas de campo.

Os parâmetros obtidos a partir do levantamento foram analisados individualmente, seguindo critérios de distribuição normal, número de dados e desvio padrão, de forma a encontrar um valor representativo de cada parâmetro para o meio em questão. Assim, por exemplo, o valor que melhor representou a condutividade hidráulica foi resultante da média harmônica; para a profundidade do nível d'água o

valor mais apropriado foi oriundo da média aritmética. Nos parâmetros que apresentaram distribuição normal, o valor mais representativo foi o da mediana.

A Tabela 4.1-2 registra os valores mínimo, máximo e o valor médio adotado para cada parâmetro nas duas unidades hidrogeológicas.

Tabela 4.1-2 – Valores mínimo, máximo e valor médio adotado para compartimentos hidrogeológicos de Porto Alegre.

Parâmetro	Alteração do Embasamento			Depósitos Sedimentares		
	Mínimo	Máximo	Valor adotado	Mínimo	Máximo	Valor adotado
L_{gw} - profundidade do nível d'água (cm)	47	495	186	34	416	129
K - condutividade hidráulica (cm/s)	2,10E-06	3,02E-04	1,87E-05	8,62E-06	2,44E-03	3,96E-05
i - gradiente hidráulico	0,01	0,26	0,058	0,0031	0,24	0,020
ρ_s - densidade do solo (g/cm ³)	1,28	1,70	1,44	1,42	1,70	1,59
θ_t - porosidade total	0,38	0,52	0,46	0,38	0,60	0,46
θ_{ws} - conteúdo volumétrico de água	0,085	0,40	0,19	0,103	0,583	0,308
foc – fração de carbono orgânico	0,000135	0,0303	0,0017	0,000015	0,01218	0,0006

A análise dos dados acima apresentados permitiu verificar variações pouco significativas entre os dois compartimentos hidrogeológicos, ao contrário do que inicialmente era esperado. Neste estudo, os setores norte e sul do município, que são geologicamente distintos, foram reunidos em uma única unidade sedimentar, já que os dados eram insuficientes para subdividi-los.

Parâmetros do Meio Físico Calculados

Parâmetros adicionais do meio físico foram calculados a partir dos dados levantados, conforme apresentado na Tabela 4.1-3.

Tabela 4.1-3 – Parâmetros do meio físico calculados.

Parâmetros	Alteração do Embasamento	Depósitos Sedimentares	Unidade	Equação
U_{gw} – velocidade de Darcy	34,2	24,98	cm/ano	$U_{gw} = K \times i$
h_v – espessura da zona não saturada	181	124	cm	$h_v = L_{gw} - h_{cap}$
θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada	0,270	0,152	adimensional	$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$
θ_{wcap} – conteúdo volumétrico de água na franja capilar	0,414	0,414	adimensional	$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0,90$
θ_{acap} – conteúdo volumétrico de ar na franja capilar	0,046	0,046	adimensional	$\theta_{acap} = \theta_t \times 0,10$
I – taxa de infiltração	43,68	43,68	cm/ano	$I = P - ETR$

A taxa de infiltração (I) foi calculada com base em dados de precipitação pluviométrica (P) e evapotranspiração real (ETR) de estudos realizados pela ESALQ/USP (SENTELHAS *et al.*, 1998) para a localidade de Porto Alegre. O valor de precipitação adotado foi de 134,76 cm/ano e evapotranspiração de 91,08 cm/ano.

Parâmetros do Meio Físico Adotados de Referências Bibliográficas

Em razão da falta de estudos disponíveis para as condições do meio físico brasileiro, os demais parâmetros necessários para o cálculo dos NABR, foram extraídos de trabalhos da ASTM e CETESB. Estas instituições possuem uma abordagem conservadora sobre o assunto.

A Tabela 4.1-4 apresenta os parâmetros adicionais do meio físico compilados de fontes bibliográficas.

Tabela 4.1-4 – Valores dos parâmetros do meio físico adotados de fontes bibliográficas.

Parâmetro	Alteração do Embasamento	Depósitos Sedimentares	Unidade	Fonte
$W_{s, gw}$ – maior medida da área fonte paralela ao fluxo subterrâneo	4500	4500	cm	CETESB (2006)
$W_{s, vento}$ – maior medida da área fonte paralela a direção do vento	4500	4500	cm	CETESB (2006)
W_{gw} – comprimento da pluma de fase dissolvida	4500	4500	cm	CETESB (2006)
δ_{gw} – espessura da pluma dissolvida	200	200	cm	ASTM (1995)
h_{cap} - espessura da franja capilar	5	5	cm	ASTM (1995)
θ_{crack} - conteúdo volumétrico de ar nas fendas da fundação	0,26	0,26	adimensional	ASTM (1995)
θ_{wcrack} - conteúdo volumétrico de água nas fendas da fundação	0,12	0,12	adimensional	ASTM (1995)
L_{crack} - espessura da fundação	15	15	cm	ASTM (1995)
η - fração da área da fundação com fendas	0,01	0,01	adimensional	ASTM (1995)
U_{ar} - velocidade do ar na zona de respiração	225	225	cm/s	ASTM (1995)
δ_{ar} - altura da zona de respiração	200	200	cm	ASTM (1995)
P_e - taxa de emissão de partículas	6,90E-14	6,90E-14	g/cm ² -s	ASTM (1995)
d - profundidade da zona de solo superficial	100	100	cm	ASTM (1995)
L_s - profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado	100	100	cm	ASTM (1995)
τ – tempo médio do fluxo de vapor no ar da zona de respiração	7,88E+08	7,88E+08	s	ASTM (1995)
ER _(residenciais) - taxa de renovação do ar em espaço fechado considerando receptores residenciais	1,4E-04	1,4E-04	1/s	ASTM (1995)
ER _(comerciais) - taxa de renovação do ar em espaço fechado considerando receptores comerciais	2,3E-04	2,3E-04	1/s	ASTM (1995)
L_B _(residenciais) - razão volume/área de infiltração para espaço fechado considerando receptores residenciais	200	200	cm	ASTM (1995)
L_B _(comerciais) - razão volume/área de infiltração para espaço fechado considerando receptores comerciais	300	300	cm	ASTM (1995)

4.2 DADOS DE TOXICIDADE E PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS COMPOSTOS DE INTERESSE

As metas de risco carcinogênico admitidas neste estudo foram de 10^{-5} e 10^{-6} para compostos carcinogênicos e o quociente de perigo de 1 para compostos não carcinogênicos.

No caso dos cenários de exposição elaborados para o Município de Porto Alegre são necessários parâmetros toxicológicos dos compostos de interesse. Os valores adotados para os parâmetros de toxicidade são apresentados diretamente nas tabelas de referência, bem como no Anexo C, juntamente com o resumo de todos os dados de entrada utilizados nessa pesquisa.

Os parâmetros toxicológicos relacionados à inalação e absorção dérmica foram calculados conforme critérios de ajuste estabelecidos, respectivamente, pelos documentos PRG - *Region 9* (USEPA, 2004c) e RAGS - *Parte E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment* (USEPA, 2004b). As equações que geraram os valores de SF_i , SF_{ABS} , RfD_i e RfD_{ABS} encontram-se no Anexo B.

Os dados utilizados nas propriedades físico-químicas dos compostos orgânicos de interesse também estão listados nas tabelas de resultados dos NABR.

Cabe ressaltar que o coeficiente da Lei de Henry (H) foi calculado por meio da equação 2.4-6a com valores da constante de Henry (K_H) obtidos do banco de dados *Superfund Chemical Data Matrix – SCDM* (USEPA, 2004a) para os compostos selecionados e temperatura de 298 K.

4.3 PARÂMETROS DE EXPOSIÇÃO

Os valores adotados para os parâmetros de exposição foram os propostos pela CETESB e, no caso daqueles não disponíveis nos trabalhos da CETESB, assumiram-se valores referenciados pela ASTM e USEPA.

A Tabela 4.3-1 lista os parâmetros de exposição para os cenários elaborados no modelo conceitual.

Tabela 4.3-1 – Parâmetros de exposição adotados para os cenários de Porto Alegre.

Parâmetros de Exposição	Residenciais	Comerciais	Unidade	Fonte
BW - massa corpórea	60	60	kg	CETESB (2001a)
AT _c - tempo de avaliação da exposição para efeitos carcinogênicos	68	68	anos	CETESB (2006)
AT _n - tempo de avaliação da exposição para efeitos não carcinogênicos	45	45	anos	CETESB (2006)
EF - frequência da exposição	350	270	dias/ano	CETESB (2006)
ED - duração da exposição	45	45	anos	CETESB (2006)
IR _{ar} - taxa de inalação do ar (ambiente interno)	22	22	m ³ /dia	CETESB (2001a)
IR _{ar} - taxa de inalação do ar (ambiente externo)	22	22	m ³ /dia	CETESB (2001a)
IR _w - taxa de ingestão de água subterrânea	2	1	L/dia	CETESB (2001a)
IR _s - taxa de ingestão de solo	100	50	mg/dia	CETESB (2001a)
SA _s - área superficial da pele disponível para contato com o solo	8600	2000	cm ²	CETESB (2001a)
SA _w - área superficial da pele disponível para contato com a água	16600	16600	cm ²	CETESB (2001a)
AF - fator de aderência do solo na pele	0,5	0,5	mg/cm ²	ASTM (1995)
EV - frequência do evento	1	1	eventos/dia	USEPA (2004b)
t _{evento} - duração do evento	0,58	0,58	horas/evento	USEPA (2004b)

O termo evento citado nos parâmetros EV e t_{evento} se referem ao banho, seja por ducha ou imersão. Todas as definições para os parâmetros de exposição foram apresentadas no Capítulo 3 (Metodologia).

4.4 RESULTADOS DOS CÁLCULOS DOS NABR PARA O MUNICÍPIO DE PORTO ALEGRE

As Tabelas 4.4-1 a 4.4-12 apresentam os resultados de NABR para os compostos benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos, naftaleno e benzo(a)pireno, obtidos para as duas unidades hidrogeológicas ocorrentes em Porto Alegre.

Os valores de NABR estabelecidos para todos os caminhos de exposição elaborados no modelo conceitual foram comparados com os limites físico-químicos de ocorrência da fase do composto no meio de interesse (S-solubilidade, C_{sat,solo} e C_{sat,vapor}).

Dessa forma, os valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites de ocorrência correspondentes aos caminhos de exposição e, portanto, não devem ser considerados na avaliação de risco.

Os caminhos de exposição direta, inalação de vapores em ambientes fechados e abertos, ingestão de água subterrânea e contato dérmico com a água resultaram em valores iguais para as duas unidades. Esse fato é decorrente das equações de NABR para os cenários diretos considerarem somente parâmetros de exposição e toxicidade dos compostos (ver Tabela 3.5-1).

Os NABR para a inalação de vapores em ambientes abertos e fechados foram iguais, devido à utilização do mesmo valor para os parâmetros de taxa de inalação do ar (IR_{ar}) em ambiente interno e externo.

Conforme observado nas tabelas de referências, de maneira geral, verificou-se que os NABR para a alteração do embasamento cristalino foram mais restritivos que os obtidos para os depósitos sedimentares.

Os cenários de inalação de vapores provenientes do solo e da água subterrânea para os compostos BTEX apresentaram-se menos conservadores na unidade sedimentar, a exceção do caminho de inalação de vapores em ambientes fechados oriundos do solo, onde isso não foi verificado, devido à equação do fator de volatilização solo subsuperficial para ambientes fechados (VF_{sesp}). A porosidade total (θ_t) utilizada foi de 0,46 para as duas unidades, porém o conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (θ_{as}) é menor nos depósitos sedimentares (0,152) em relação ao embasamento cristalino (0,27), resultando em NABR maiores no compartimento sedimentar, já que há menos poros com ar para a volatilização e transporte dos constituintes.

Em contrapartida, os NABR para os caminhos de ingestão e contato dérmico com a água subterrânea, a partir da lixiviação do solo para a água subterrânea, foram menores nos depósitos sedimentares, isto é, mais restritivos. Esse resultado é decorrente do maior fator de lixiviação (LF) nos depósitos sedimentares (ver equação 2.4-11). Com base na equação do LF e os valores utilizados para os meios físicos das duas unidades hidrogeológicas, verificou-se que o LF é maior nos depósitos sedimentares devido à menor velocidade de Darcy (U_{gw}), que está relacionado a um maior tempo de residência da água. Além disso, o coeficiente de partição fase retida-água intersticial do solo (K_{sw}) é maior nos depósitos sedimentares, gerando NABR menores, fato esse, vinculado ao maior valor de densidade do solo (ρ_s) e menor fração

de carbono orgânico (foc). Os resultados dos LF obtidos para os dois compartimentos são apresentados nas tabelas de referência.

Os valores determinados para o cenário de ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial foram próximos nas duas unidades. Essa constatação ocorre em razão da proximidade dos fatores de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (VF_{ssamb}) dos dois meios avaliados, já que o fator de emissão de partículas (PEF) foi igual para ambas as unidades. Assim, o único parâmetro do meio físico que interfere na equação de NABR para esse caminho de exposição é o VF_{ssamb} , que pouco influencia no resultado dos NABR (equações 3.5-7 e 3.5-8).

Os NABR obtidos para os compostos naftaleno e benzo(a)pireno, em sua maioria, foram superiores aos limites de ocorrência do composto no meio avaliado. Neste caso, os valores excedidos não devem ser utilizados como referência em avaliações de risco. Isso deve-se ao fato dos PAH possuírem propriedades físico-químicas distintas dos compostos BTEX. No caso, o naftaleno e o benzo(a)pireno apresentam elevados coeficientes de partição carbono orgânico-água (K_{oc}), causando baixos fatores de lixiviação e, conseqüentemente, NABR acima da concentração de saturação do constituinte no solo ($C_{sat,solo}$) ou da solubilidade (S). Ainda neste contexto, os PAH têm baixos valores de pressão de vapor e constante da Lei de Henry, que resulta em baixa capacidade de volatilização e baixa mobilidade.

Tabela 4.4-1 - Tabela de referência do composto benzeno para a unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino				
NOME:	BENZENO			
CAS RN:	71-43-2			
FÓRMULA:	C ₆ H ₆			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	1.57E-01 1.57E+00 2.44E+01	2.04E-01 2.04E+00 3.16E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	1.57E-01 1.57E+00 2.44E+01	2.04E-01 2.04E+00 3.16E+01
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	8.60E-04 8.60E-03 1.25E-01	2.23E-03 2.23E-02 3.24E-01
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	5.93E-03 5.93E-02 8.64E-01	7.69E-03 7.69E-02 1.12E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	7.02E-01 7.02E+00 1.03E+02	2.97E+00 2.97E+01 4.40E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	3.57E-02 3.57E-01 5.53E+00	4.63E-02 4.63E-01 7.17E+00
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	1.80E-03 1.80E-02 2.79E-01	5.75E-03 5.75E-02 8.91E-01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	1.59E+00 1.59E+01 2.47E+02	2.06E+00 2.06E+01 3.20E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	1.07E-02 1.07E-01 1.65E+00	3.40E-02 3.40E-01 5.27E+00
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	2.44E-04 2.44E-03 3.56E-02	6.34E-04 6.34E-03 9.23E-02
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	1.69E-03 1.69E-02 2.46E-01	2.19E-03 2.19E-02 3.18E-01
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	78.1	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	1750	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	95.2	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.228	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	8.80E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	9.80E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	58.9	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	5.50E-02	(mg/kg-dia) ⁻¹	IRIS (2007)
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	2.73E-02	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	5.67E-02	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
URF _i	Fator de unidade de risco	7.80E-03	(mg/m ³) ⁻¹	IRIS (2007)
RfD _o	Dose de referência oral	4.00E-03	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	8.57E-03	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	3.88E-03	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	3.00E-02	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	1.50E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	5.31E-03	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	2.54E-05	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	4.69E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	8.06E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	3.64E+00	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	3.20E-04	3.20E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	4.41E-03	4.41E-03	kg/m ³
VF _{resp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	8.74E-02	3.55E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	9.88E-05	9.88E-05	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.48E-02	6.00E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	3.52E+00	3.52E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	4.00E+05	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	6.37E+03	mg/kg	

(*): Valor calculado (Anexo B)

Tabela 4.4-2 - Tabela de referência do composto tolueno para a unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino				
NOME:	TOLUENO			
CAS RN:	108-88-3			
FÓRMULA:	C ₇ H ₈			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	4.04E+03	5.24E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	4.04E+03	5.24E+03
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.50E+00	6.49E+00
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.29E+00	8.15E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.20E+03	1.13E+04
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	1.39E+03	1.80E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	7.02E+01	2.24E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	3.82E+04	4.96E+04
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.42E+02	7.72E+02
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	1.28E+00	3.31E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	3.20E+00	4.15E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	92.4	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	526	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	30	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.272	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	8.70E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	8.60E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	182	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	8.00E-02	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	1.42E+00	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	6.40E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	5.00E+00	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	3.10E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	5.25E-03	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	2.24E-05	cm ² /s	
D _{cnck} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	4.63E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	7.22E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	2.03E+00	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.60E-04	2.60E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	2.90E-03	2.90E-03	kg/m ³
VF _{sepb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	5.76E-02	2.34E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	1.06E-04	1.06E-04	L/m ³
VF _{wespb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.67E-02	6.78E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	1.96E+00	1.96E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	1.49E+05	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	1.07E+03	mg/kg	

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-3 - Tabela de referência do composto etilbenzeno para a unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino				
NOME:	ETILBENZENO			
CAS RN:	100-41-4			
FÓRMULA:	C ₈ H ₁₀			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.13E+02	1.05E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.13E+02	1.05E+03
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	3.13E+00	8.11E+00
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	5.52E+00	7.15E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.62E+03	1.17E+04
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	4.50E+02	5.84E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.27E+01	7.25E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	7.80E+03	1.01E+04
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	4.83E+01	1.54E+02
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.62E+00	6.80E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	4.62E+00	5.99E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	106.2	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	169	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	9.51	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.323	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	7.50E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	7.80E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	363	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	1.00E-01	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	2.86E-01	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	9.70E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	1.00E+00	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	4.90E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	4.53E-03	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	1.85E-05	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.99E-03	cm ² /s	
D _{wa} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	6.01E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	1.24E+00	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.05E-04	2.05E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	1.81E-03	1.81E-03	kg/m ³
VF _{sepb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	3.58E-02	1.45E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	1.04E-04	1.04E-04	L/m ³
VF _{wsep}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.68E-02	6.83E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	1.19E+00	1.19E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	5.43E+04		µg/m ³
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	2.09E+02		mg/kg

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-4 - Tabela de referência do composto xilenos para a unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino				
NOME:	XILENOS TOTAIS			
CAS RN:	1330-20-7			
FÓRMULA:	C ₈ H ₁₀			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.13E+01	1.05E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.13E+01	1.05E+02
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.26E+00	1.62E+01
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	9.67E+00	1.25E+01
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.47E+03	4.83E+03
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.54E+01	8.48E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	3.30E+00	1.05E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.59E+02	1.11E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	5.73E+00	1.83E+01
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.06E+00	1.57E+01
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	9.37E+00	1.21E+01
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	106.2	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	110	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	8	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.27	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	7.14E-02	cm ² /s	RAIS (2007)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	9.34E-06	cm ² /s	RAIS (2007)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	443.1	L/kg	RAIS (2007)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	2.00E-01	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	2.86E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	1.84E-01	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	1.00E-01	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	5.30E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	4.31E-03	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	2.06E-05	cm ² /s	
D _{cnck} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.80E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	6.52E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	1.07E+00	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.70E-04	1.70E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	1.24E-03	1.24E-03	kg/m ³
VF _{sepb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	2.47E-02	1.00E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	9.47E-05	9.47E-05	L/m ³
VF _{wespb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.42E-02	5.76E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	1.03E+00	1.03E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	4.57E+04	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	1.18E+02	mg/kg	

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicável

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-5 - Tabela de referência do composto naftaleno para a unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino				
NOME:	NAFETALENO			
CAS RN:	91-20-3			
FÓRMULA:	C ₁₀ H ₈			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.44E+00	3.16E+00
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.44E+00	3.16E+00
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.26E-01	1.62E+00
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.14E-01	1.05E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	1.29E+02	1.71E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	1.23E+02	1.60E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.22E+00	1.99E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	1.22E+02	1.58E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.00E+00	6.40E+00
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.29E+00	5.94E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.98E+00	3.86E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	130	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	31	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	8.50E-02	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	1.96E-02	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	5.90E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	7.50E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	2.00E+03	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	2.00E-02	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	8.57E-04	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	1.60E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	3.00E-03	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.05	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	4.70E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	3.57E-03	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	1.06E-04	cm ² /s	
D _{cnck} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.14E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	1.90E-03	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	2.83E-01	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.15E-05	2.15E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	1.98E-05	1.98E-05	kg/m ³
VF _{sefp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	3.92E-04	1.59E-04	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	2.00E-05	2.00E-05	L/m ³
VF _{wsefp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.22E-03	4.94E-04	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	2.73E-01	2.73E-01	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	5.95E+02	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	8.77E+00	mg/kg	

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-6 - Tabela de referência do composto benzo(a)pireno para a unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino				
NOME:	BENZO(A)PIRENO			
CAS RN:	50-32-8			
FÓRMULA:	C ₂₀ H ₁₂			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	<i>1.40E-03</i>	<i>1.81E-03</i>
		1.00E-05	<i>1.40E-02</i>	<i>1.81E-02</i>
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	<i>1.40E-03</i>	<i>1.81E-03</i>
		1.00E-05	<i>1.40E-02</i>	<i>1.81E-02</i>
		1	NA	NA
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	6.48E-06	1.68E-05
		1.00E-05	6.48E-05	1.68E-04
		1	NA	NA
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	1.01E-07	1.31E-07
		1.00E-05	1.01E-06	1.31E-06
		1	NA	NA
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	<i>4.10E-02</i>	<i>1.67E-01</i>
		1.00E-05	<i>4.10E-01</i>	<i>1.67E+00</i>
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	<i>8.48E+03</i>	<i>1.10E+04</i>
		1.00E-05	<i>8.48E+04</i>	<i>1.10E+05</i>
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	<i>7.52E+02</i>	<i>2.40E+03</i>
		1.00E-05	<i>7.52E+03</i>	<i>2.40E+04</i>
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	<i>8.88E+00</i>	<i>1.15E+01</i>
		1.00E-05	<i>8.88E+01</i>	<i>1.15E+02</i>
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	<i>4.45E-01</i>	<i>1.42E+00</i>
		1.00E-05	<i>4.45E+00</i>	<i>1.42E+01</i>
		1	NA	NA
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	<i>1.16E-02</i>	<i>3.01E-02</i>
		1.00E-05	<i>1.16E-01</i>	<i>3.01E-01</i>
		1	NA	NA
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	<i>1.81E-04</i>	<i>2.35E-04</i>
		1.00E-05	<i>1.81E-03</i>	<i>2.35E-03</i>
		1	NA	NA
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	250	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	1.62E-03	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	5.50E-09	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	4.50E-05	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	4.30E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	9.00E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	1.02E+06	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	7.30E+00	(mg/kg-dia) ⁻¹	IRIS (2007)
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	3.08E+00	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	2.36E+01	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
URF _i	Fator de unidade de risco	8.80E-01	(mg/m ³) ⁻¹	RAIS (2007)
RfD _o	Dose de referência oral	-	mg/kg-dia	-
RfD _i	Dose de referência para inalação	-	mg/kg-dia	-
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	-	mg/kg-dia	-
RfC _i	Concentração de referência para inalação	-	mg/m ³	-
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.05	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	7.00E-01	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	6.34E-03	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	5.01E-02	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.10E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	6.50E-03	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	5.77E-04	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	Residencial	Comercial	Unidade
		6.19E-08	6.19E-08	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	6.19E-08	6.19E-08	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.83E-05	1.83E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	1.65E-10	1.65E-10	kg/m ³
VF _{asmb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	1.86E-09	7.53E-10	kg/m ³
VF _{asmb-1}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	1.57E-07	1.57E-07	L/m ³
VF _{asmb-2}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	3.14E-06	1.27E-06	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	5.57E-04	5.57E-04	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	7.40E-05		µg/m ³
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	9.34E-07		mg/kg

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-7 - Tabela de referência do composto benzeno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário				
NOME:	BENZENO			
CAS RN:	71-43-2			
FÓRMULA:	C ₆ H ₆			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	1.57E-01	2.04E-01
		1.00E-05	1.57E+00	2.04E+00
		1	2.44E+01	3.16E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	1.57E-01	2.04E-01
		1.00E-05	1.57E+00	2.04E+00
		1	2.44E+01	3.16E+01
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	8.60E-04	2.23E-03
		1.00E-05	8.60E-03	2.23E-02
		1	1.25E-01	3.24E-01
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	5.93E-03	7.69E-03
		1.00E-05	5.93E-02	7.69E-02
		1	8.64E-01	1.12E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	6.96E-01	2.89E+00
		1.00E-05	6.96E+00	2.89E+01
		1	1.02E+02	4.28E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	2.20E-01	2.85E-01
		1.00E-05	2.20E+00	2.85E+00
		1	3.40E+01	4.41E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	2.17E-03	6.92E-03
		1.00E-05	2.17E-02	6.92E-02
		1	3.36E-01	1.07E+00
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	2.44E+00	3.17E+00
		1.00E-05	2.44E+01	3.17E+01
		1	3.78E+02	4.90E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	1.30E-02	4.16E-02
		1.00E-05	1.30E-01	4.16E-01
		1	2.02E+00	6.44E+00
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	2.21E-04	5.73E-04
		1.00E-05	2.21E-03	5.73E-03
		1	3.22E-02	8.35E-02
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	1.53E-03	1.98E-03
		1.00E-05	1.53E-02	1.98E-02
		1	2.22E-01	2.88E-01
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	78.1	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	1750	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	95.2	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.228	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	8.80E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	9.80E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	58.9	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	5.50E-02	(mg/kg-dia) ⁻¹	IRIS (2007)
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	2.73E-02	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	5.67E-02	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
URF _i	Fator de unidade de risco	7.80E-03	(mg/m ³) ⁻¹	IRIS (2007)
RfD _o	Dose de referência oral	4.00E-03	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	8.57E-03	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	3.88E-03	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	3.00E-02	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	1.50E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	7.88E-04	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	2.54E-05	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	4.69E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	3.64E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	3.99E+00	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.36E-04	1.36E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	7.17E-04	7.17E-04	kg/m ³
VF _{esp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	7.26E-02	2.95E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	6.44E-05	6.44E-05	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.21E-02	4.90E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	3.89E+00	3.89E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	4.00E+05	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	6.98E+03	mg/kg	

(*) : Valor calculado (Anexo B)

Tabela 4.4-8 - Tabela de referência do composto tolueno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário				
NOME:	TOLUENO			
CAS RN:	108-88-3			
FÓRMULA:	C ₇ H ₈			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 4.04E+03	NA NA 5.24E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 4.04E+03	NA NA 5.24E+03
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.50E+00	NA NA 6.49E+00
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 6.29E+00	NA NA 8.15E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.20E+03	NA NA 1.13E+04
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 6.27E+03	NA NA 8.13E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 6.18E+01	NA NA 1.98E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 5.68E+04	NA NA 7.36E+04
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.94E+02	NA NA 9.38E+02
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 8.44E-01	NA NA 2.19E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.12E+00	NA NA 2.75E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	92.4	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	526	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	30	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.272	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	8.70E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	8.60E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono-orgânico-água	182	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	8.00E-02	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	1.42E+00	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	6.40E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	5.00E+00	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	3.10E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	7.78E-04		cm ² /s
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	2.24E-05		cm ² /s
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	4.63E-03		cm ² /s
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	3.37E-04		cm ² /s
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	3.04E+00		kg/L
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{csamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.29E-04	1.29E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	6.44E-04	6.44E-04	kg/m ³
VF _{sesp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	6.53E-02	2.65E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	7.11E-05	7.11E-05	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.38E-02	5.58E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	2.96E+00	2.96E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	1.49E+05		µg/m ³
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	1.60E+03		mg/kg

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-9 - Tabela de referência do composto etilbenzeno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário				
NOME:	ETILBENZENO			
CAS RN:	100-41-4			
FÓRMULA:	C ₈ H ₁₀			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 8.13E+02	NA NA 1.05E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 8.13E+02	NA NA 1.05E+03
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 3.13E+00	NA NA 8.11E+00
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 5.52E+00	NA NA 7.15E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA <i>2.60E+03</i>	NA NA <i>1.15E+04</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA <i>1.66E+03</i>	NA NA <i>2.15E+03</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 1.64E+01	NA NA 5.23E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA <i>1.14E+04</i>	NA NA <i>1.48E+04</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 5.85E+01	NA NA <i>1.87E+02</i>
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 1.42E+00	NA NA 3.68E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.50E+00	NA NA 3.24E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	106.2	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	169	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	9.51	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.323	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	7.50E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	7.80E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono-orgânico-água	363	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	1.00E-01	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	2.86E-01	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	9.70E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	1.00E+00	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	4.90E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	6.71E-04		cm ² /s
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	1.85E-05		cm ² /s
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.99E-03		cm ² /s
D _{sw} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	2.84E-04		cm ² /s
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	2.26E+00		kg/L
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.12E-04	1.12E-04	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	4.90E-04	4.90E-04	kg/m ³
VF _{resp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	4.97E-02	2.02E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	7.11E-05	7.11E-05	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.39E-02	5.64E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	2.20E+00	2.20E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	5.43E+04		µg/m ³
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	3.82E+02		mg/kg

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-10 - Tabela de referência do composto xilenos para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário				
NOME:	XILENOS TOTAIS			
CAS RN:	1330-20-7			
FÓRMULA:	C ₈ H ₁₀			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.13E+01	1.05E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	8.13E+01	1.05E+02
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	6.26E+00	1.62E+01
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	9.67E+00	1.25E+01
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.34E+03	4.44E+03
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.29E+02	2.96E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	2.26E+00	7.20E+00
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	1.32E+03	1.71E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	7.01E+00	2.24E+01
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	3.11E+00	8.07E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	NA	NA
		1.00E-05	NA	NA
		1	4.81E+00	6.24E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	106.2	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	110	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	8	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	0.27	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	7.14E-02	cm ² /s	RAIS (2007)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	9.34E-06	cm ² /s	RAIS (2007)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	443.1	L/kg	RAIS (2007)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência oral	2.00E-01	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	2.86E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	1.84E-01	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	1.00E-01	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.5	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	5.30E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	6.40E-04	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	2.06E-05	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.80E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	2.95E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	2.06E+00	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	Residencial	Comercial	Unidade
		2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	9.56E-05	9.56E-05	kg/m ³
VF _{samb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	3.56E-04	3.56E-04	kg/m ³
VF _{esp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	3.61E-02	1.46E-02	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	6.18E-05	6.18E-05	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	1.16E-02	4.71E-03	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	2.01E+00	2.01E+00	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	4.57E+04	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	2.27E+02	mg/kg	

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-11 - Tabela de referência do composto naftaleno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário				
NOME:	NAFTELENO			
CAS RN:	91-20-3			
FÓRMULA:	C ₁₀ H ₈			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.44E+00	NA NA 3.16E+00
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.44E+00	NA NA 3.16E+00
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 6.26E-01	NA NA 1.62E+00
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 8.14E-01	NA NA 1.05E+00
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA <i>1.64E+02</i>	NA NA <i>2.19E+02</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA <i>3.09E+02</i>	NA NA <i>4.01E+02</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 3.18E+00	NA NA 1.02E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA <i>3.33E+02</i>	NA NA <i>4.32E+02</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 2.60E+00	NA NA 8.29E+00
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 8.95E-01	NA NA 2.32E+00
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06 1.00E-05 1	NA NA 1.16E+00	NA NA 1.51E+00
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	130	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	31	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	8.50E-02	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	1.96E-02	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	5.90E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	7.50E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	2.00E+03	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	-	(mg/kg-dia) ⁻¹	-
RfD _o	Dose de referência para inalação	2.00E-02	mg/kg-dia	IRIS (2007)
RfD _i	Dose de referência para inalação	8.57E-04	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	1.60E-02	mg/kg-dia	Calculado (*)
RfC _i	Concentração de referência para inalação	3.00E-03	mg/m ³	IRIS (2007)
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.05	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	4.70E-02	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	5.62E-04	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	1.06E-04	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.14E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	4.81E-04	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	7.17E-01	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.42E-05	1.42E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.42E-05	1.42E-05	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	7.89E-06	7.89E-06	kg/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	7.65E-04	3.11E-04	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	7.31E-06	7.31E-06	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	9.39E-04	3.81E-04	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	6.99E-01	6.99E-01	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	5.95E+02	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	2.22E+01	mg/kg	

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela 4.4-12 - Tabela de referência do composto benzo(a)pireno para a unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário				
NOME:	BENZO(A)PIRENO			
CAS RN:	50-32-8			
FÓRMULA:	C ₂₀ H ₁₂			
CENÁRIOS	UNIDADE	RISCO	NABR	
			RESIDENCIAL	COMERCIAL
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	1.00E-06	1.40E-03	1.81E-03
		1.00E-05	1.40E-02	1.81E-02
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	1.00E-06	1.40E-03	1.81E-03
		1.00E-05	1.40E-02	1.81E-02
		1	NA	NA
Ingestão de água subterrânea	mg/L	1.00E-06	6.48E-06	1.68E-05
		1.00E-05	6.48E-05	1.68E-04
		1	NA	NA
Contato dérmico com a água subterrânea	mg/L	1.00E-06	1.01E-07	1.31E-07
		1.00E-05	1.01E-06	1.31E-06
		1	NA	NA
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	1.00E-06	4.09E-02	1.65E-01
		1.00E-05	4.09E-01	1.65E+00
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	9.94E+02	1.29E+03
		1.00E-05	9.94E+03	1.29E+04
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	2.60E+02	8.30E+02
		1.00E-05	2.60E+03	8.30E+03
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	2.04E+00	2.65E+00
		1.00E-05	2.04E+01	2.65E+01
		1	NA	NA
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	1.00E-06	4.26E-01	1.36E+00
		1.00E-05	4.26E+00	1.36E+01
		1	NA	NA
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	4.07E-03	1.05E-02
		1.00E-05	4.07E-02	1.05E-01
		1	NA	NA
Contato dérmico com a água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1.00E-06	6.34E-05	8.22E-05
		1.00E-05	6.34E-04	8.22E-04
		1	NA	NA
PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				
MW	Peso molecular	250	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)
S	Solubilidade do composto puro em água	1.62E-03	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)
P _v	Pressão de vapor	5.50E-09	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)
H	Coefficiente adimensional da Lei de Henry	4.50E-05	adimensional	SCDM (USEPA, 2004a)
D ^{air}	Coefficiente de difusão no ar	4.30E-02	cm ² /s	USEPA (1996)
D ^{wat}	Coefficiente de difusão na água	9.00E-06	cm ² /s	USEPA (1996)
K _{oc}	Coefficiente de partição carbono orgânico-água	1.02E+06	L/kg	USEPA (1996)
PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS				
SF _o	Fator de carcinogenicidade oral	7.30E+00	(mg/kg-dia) ⁻¹	IRIS (2007)
SF _i	Fator de carcinogenicidade para inalação	3.08E+00	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
SF _{ABS}	Fator de carcinogenicidade absorvida dermicamente	2.36E+01	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado (*)
URF _i	Fator de unidade de risco	8.80E-01	(mg/m ³) ⁻¹	RAIS (2007)
RfD _o	Dose de referência oral	-	mg/kg-dia	-
RfD _i	Dose de referência para inalação	-	mg/kg-dia	-
RfD _{ABS}	Dose de referência absorvida dermicamente	-	mg/kg-dia	-
RfC _i	Concentração de referência para inalação	-	mg/m ³	-
RAF _o	Fator de absorção oral relativa	1	adimensional	ASTM (1995)
RAF _d	Fator de absorção dérmica relativa	0.05	adimensional	ASTM (1995)
K _p	Coefficiente de permeabilidade dérmica na água	7.00E-01	cm/hr	(USEPA, 2004b)
FA	Fator de absorção de água	1	adimensional	(USEPA, 2004b)
COEFICIENTES DE DIFUSÃO E PARTIÇÃO				
D _s ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na zona não saturada	1.91E-02	cm ² /s	
D _{cap} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva na franja capilar	5.01E-02	cm ² /s	
D _{crack} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações	3.10E-03	cm ² /s	
D _{ws} ^{eff}	Coefficiente de difusão efetiva acima do nível d'água	1.96E-02	cm ² /s	
K _{sw}	Coefficiente de partição fase retida-água intersticial	1.63E-03	kg/L	
FATORES DE ATENUAÇÃO NATURAL				
		Residencial	Comercial	Unidade
VF _{ssamb}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.90E-07	1.90E-07	kg/m ³
VF _{ssamb-1}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	1.90E-07	1.90E-07	kg/m ³
VF _{ssamb-2}	Fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos	2.02E-05	2.02E-05	kg/m ³
VF _{samb}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos	1.40E-09	1.40E-09	kg/m ³
VF _{esp}	Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados	5.37E-09	2.18E-09	kg/m ³
VF _{wamb}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos	6.83E-07	6.83E-07	L/m ³
VF _{wesp}	Fator de volatilização da água subterrânea para ambientes fechados	3.28E-06	1.33E-06	L/m ³
LF	Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea	1.59E-03	1.59E-03	kg/L
PEF	Fator de emissão de partículas do solo superficial	6.90E-12	6.90E-12	kg/m ³
LIMITES FÍSICO-QUÍMICOS DE OCORRÊNCIA DO COMPOSTO NO MEIO				
C _{sat,vapor}	Concentração limite de saturação de vapores	7.40E-05	µg/m ³	
C _{sat,solo}	Concentração limite de saturação de fase retida no solo	2.65E-06	mg/kg	

(*) Valor calculado (Anexo B)

NA: Não aplicado

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites físico-químicos de ocorrência do composto no meio avaliado e não devem ser utilizados na avaliação de risco.

4.5 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Para a análise de sensibilidade foram utilizados os dados do composto benzeno para a unidade alteração do embasamento cristalino, considerando receptores residenciais e risco carcinogênico 10^{-5} .

A Figura 4.5-1 apresenta o gráfico de NABR para inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea dentro da faixa do valor mínimo e máximo de profundidade do nível d'água encontrado nas duas unidades hidrogeológicas.

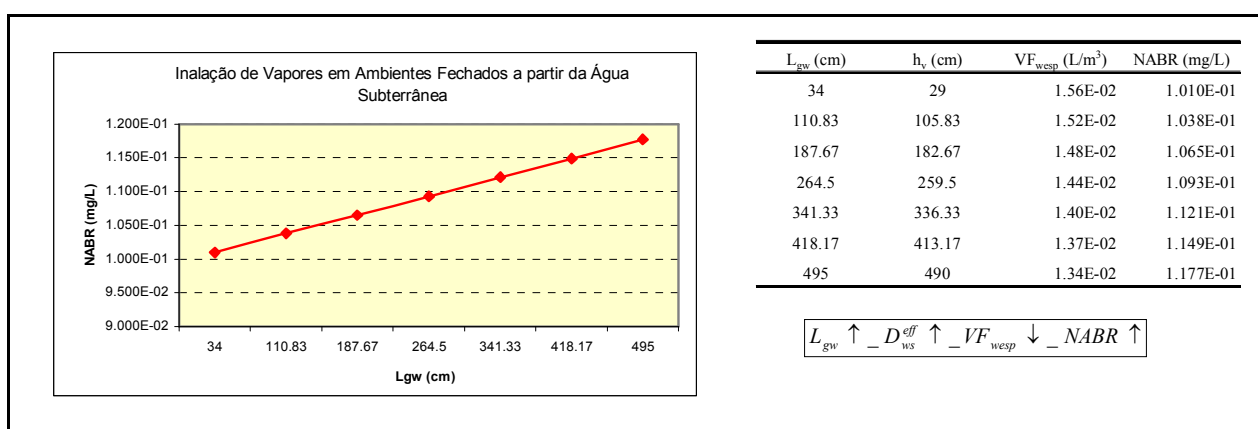


Figura 4.5-1 – Gráfico de NABR em relação à profundidade do nível d'água.

O gráfico da Figura 4.5-1 apresenta relação direta entre a profundidade do nível d'água (L_{gw}) e os NABR, em virtude da diminuição do fator de volatilização VF_{wesp} e o acréscimo do coeficiente de difusão D_{ws}^{eff} . A profundidade do nível d'água mostrou-se pouco sensível à equação, uma vez que a variação de L_{gw} foi de uma ordem de grandeza e a respectiva resposta em NABR, pouco significativa.

A Figura 4.5-2 ilustra o gráfico de NABR para ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial em relação ao intervalo de ocorrência da velocidade de Darcy, calculada para os dois compartimentos hidrogeológicos.

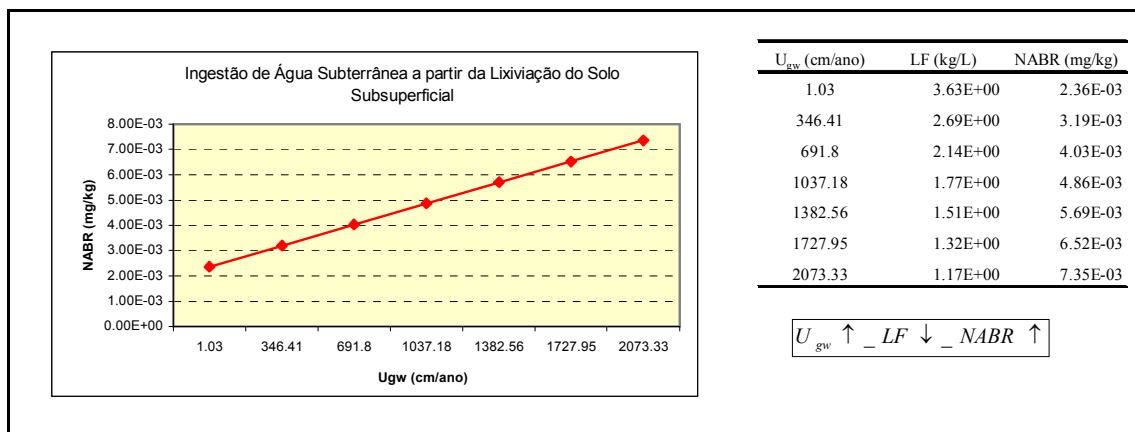


Figura 4.5-2 – Gráfico de NABR em função da variação da velocidade de Darcy.

Conforme ilustrado na Figura 4.5-2, observa-se que o acréscimo dos valores da velocidade de Darcy (U_{gw}) é proporcionalmente acompanhado pelos valores de NABR, seguindo uma função linear. Da mesma forma que o parâmetro L_{gw} , a análise do gráfico acima indica uma baixa sensibilidade da velocidade de Darcy em relação à equação, já que a U_{gw} variou em 3 ordens de grandeza e os valores de NABR aumentaram com variação muito baixa.

A velocidade de Darcy representa o produto da condutividade hidráulica pelo gradiente hidráulico ($U_{gw} = K \times i$). Portanto, quanto maior a condutividade hidráulica e o gradiente, maior serão os NABR, ou seja, valores menos restritivos. Assim, considerando-se uma abordagem conservadora, é recomendável a utilização dos menores valores de “K” e “i”, o que resulta em NABR mais restritivos. Por esta razão, optou-se pela média harmônica para se definir o valor de condutividade hidráulica no presente estudo.

A Figura 4.5-3 mostra o gráfico de NABR para ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial, em função do intervalo de ocorrência da densidade do solo seco.

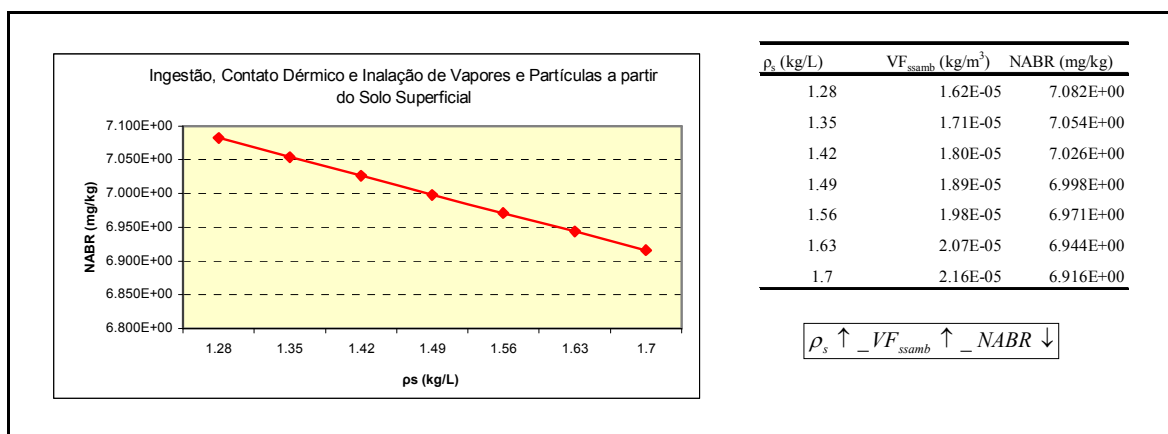


Figura 4.5-3 – Gráfico de NABR em relação à densidade.

O gráfico da Figura 4.5-3 apresenta uma função linear decrescente, ou seja, o aumento da densidade do solo é acompanhado pela diminuição dos NABR. A densidade (ρ_s), conforme a equação 2.4-13 e 2.4-14 está no numerador da equação do cálculo do fator de volatilização (VF_{ssamb}), portanto, aumenta-se, também, o fator de volatilização, diminuindo, em consequência, os NABR correspondentes. A densidade de solo mostrou-se pouco sensível à equação, pois ao se variar a ρ_s os valores de NABR alteraram-se de forma pouco significativa.

As Figuras 4.5-4 e 4.5-5 apresentam, respectivamente, os gráficos de NABR para inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial, em relação ao intervalo de porosidade total levantada na presente pesquisa.

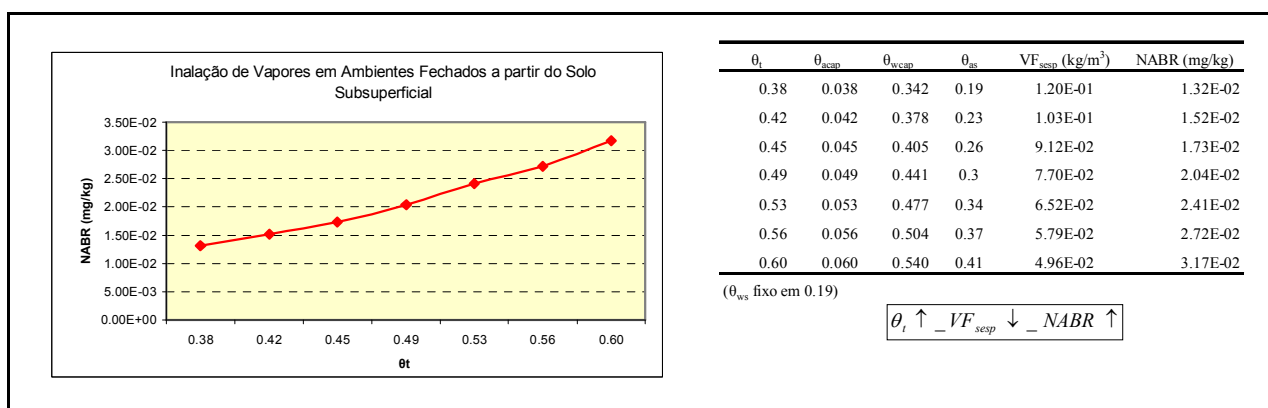


Figura 4.5-4 – Gráfico de NABR (ambiente fechado) em função da porosidade.

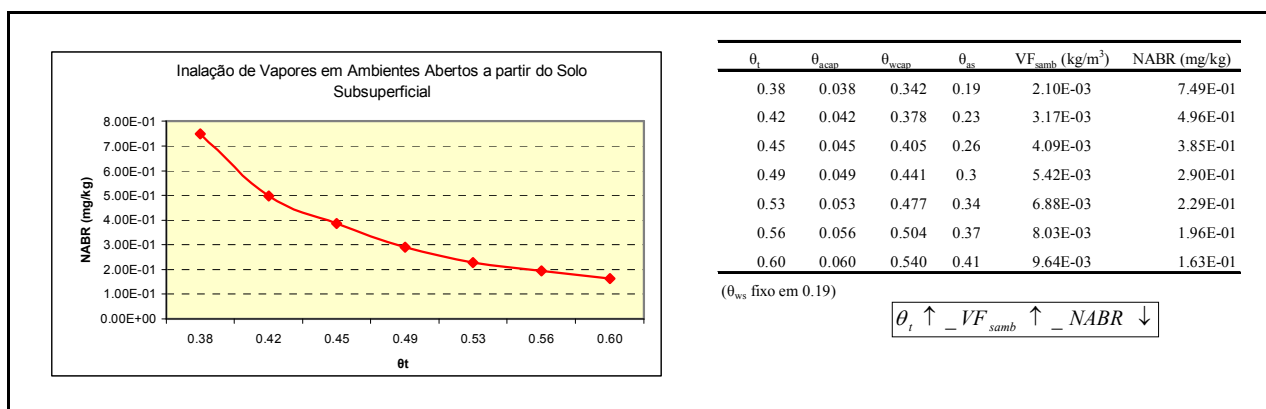


Figura 4.5-5 – Gráfico de NABR (ambiente aberto) em função da porosidade.

A Figura 4.5-4 apresenta uma função exponencial crescente, sendo o incremento de porosidade (θ_t) acompanhado por valores crescentes de NABR. Os parâmetros dependentes da porosidade (θ_{acap} , θ_{wcap} , θ_{as}) também aumentam, juntamente com o coeficiente de difusão efetiva D_s^{eff} e, por conseqüência, decrescem os fatores de volatilização VF_{sesp} . A análise de sensibilidade indicou baixa sensibilidade da porosidade total na equação referente à inalação de vapores provenientes do solo em ambientes fechados. Esse resultado não era esperado, já que aumentando-se a porosidade e fixando-se o valor do conteúdo volumétrico de água (θ_{ws}), aumenta-se também a disponibilidade de poros com ar. O resultado obtido provavelmente está relacionado com limitações do modelo de previsão do VF_{sesp} (equação 2.4-17). Pode-se observar na mesma figura, que, apesar de uma grande variação de θ_t , o intervalo de variação entre os resultados NABR é pequena.

O gráfico da Figura 4.5-5 mostra uma função exponencial decrescente. No cenário de ambiente aberto, o aumento da porosidade ocasiona o aumento do número de poros disponíveis para o vapor e, conseqüentemente, diminuindo os NABR (mais restritivos) nesse caminho de exposição. Analisando-se o gráfico da Figura 4.5-5 pode-se constatar uma média sensibilidade do parâmetro porosidade na equação referente à inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo.

É importante destacar que a porosidade, independente de seu grau de sensibilidade nas equações NABR, é um parâmetro essencial, pois interfere em todos fatores de atenuação natural, exceto no PEF (Fator de Emissão de Partículas).

As Figuras 4.5-6 e 4.5-7 ilustram, respectivamente, os gráficos de NABR para inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial, em relação ao conteúdo volumétrico de água na zona não saturada.

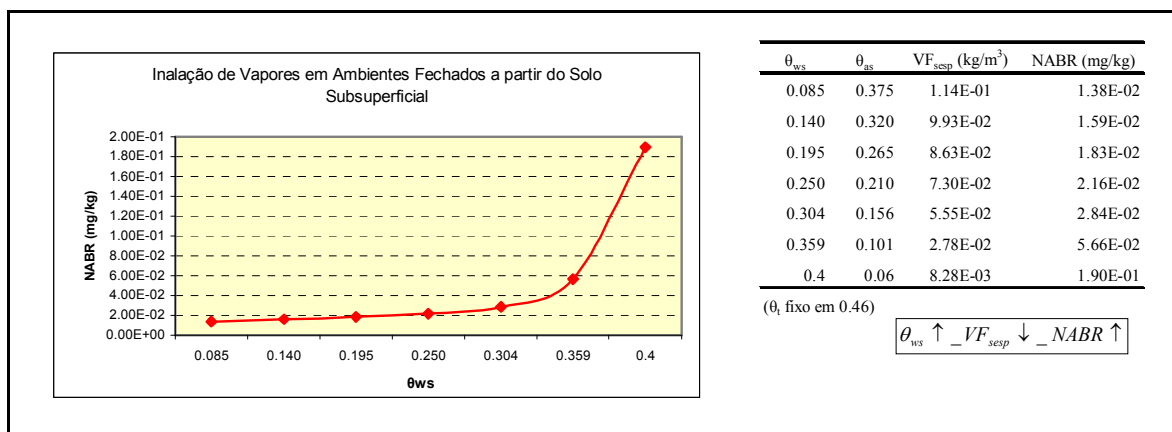


Figura 4.5-6 – Gráfico de NABR (ambiente fechado) em relação ao conteúdo volumétrico de água na zona não saturada.

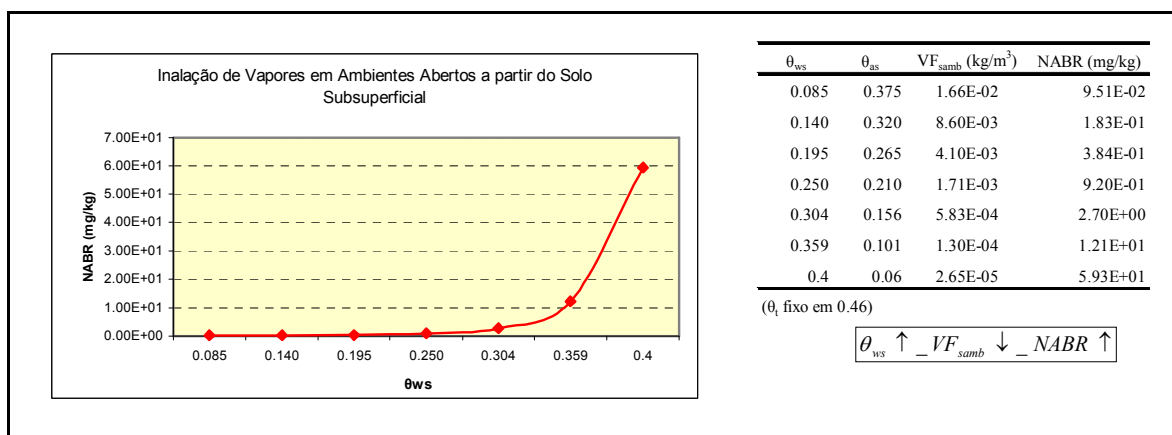


Figura 4.5-7 – Gráfico de NABR (ambiente aberto) em relação ao conteúdo volumétrico de água na zona não saturada.

A análise das Figuras 4.5-6 e 4.5-7 permite verificar que o aumento do conteúdo de água na zona não saturada é acompanhado pelo crescimento de NABR, o que se deve à diminuição dos fatores de volatilização VF_{seps} e VF_{samb} . Esta relação pode ser entendida, pois o aumento no conteúdo de água determina uma diminuição de poros com ar e, por consequência, maiores valores de NABR.

A análise dos gráficos aponta baixa sensibilidade na equação referente à inalação de vapores em ambientes fechados e alta influência do conteúdo de água na zona não saturada em cenário de inalação de vapores do solo em ambientes abertos.

Observa-se que o conteúdo volumétrico de água após 0,35 é correspondido por um rápido crescimento dos NABR, o que decorre da proximidade do

conteúdo volumétrico de água na franja capilar (0,41). Os valores superiores a 0,35 não foram considerados na análise de sensibilidade.

As Figuras 4.5-8 e 4.5-9 mostram, respectivamente, os gráficos de NABR para inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial em relação ao intervalo de ocorrência da fração de carbono orgânico.

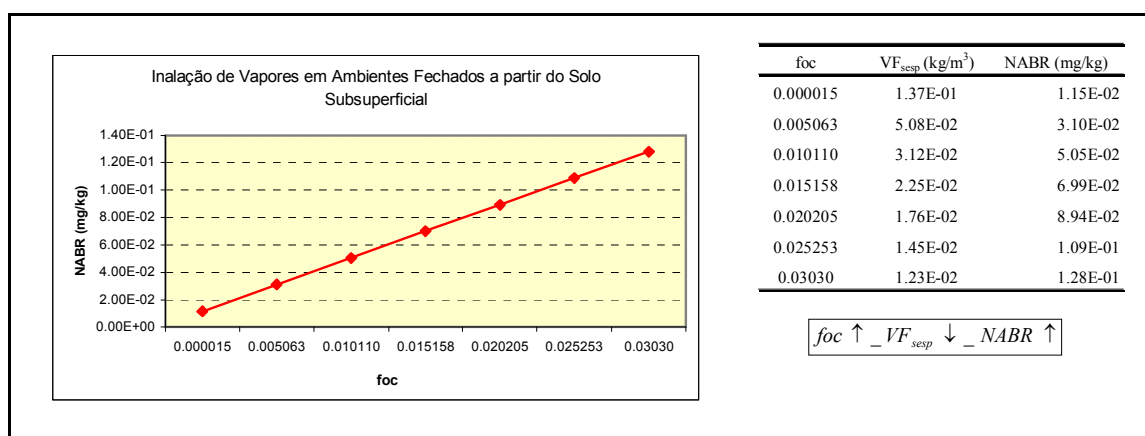


Figura 4.5-8 – Gráfico de NABR (ambiente fechado) em função da fração de carbono orgânico.

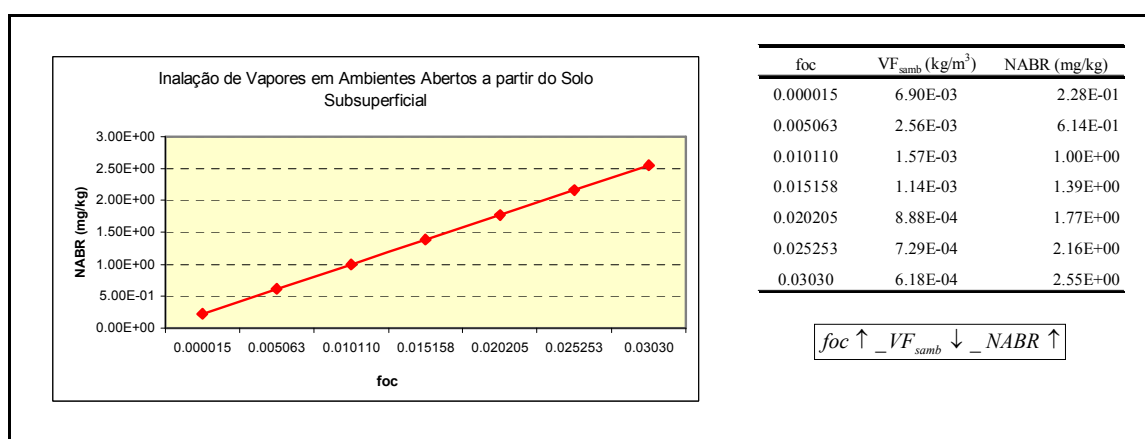


Figura 4.5-9 – Gráfico de NABR (ambiente aberto) em função da fração de carbono orgânico.

Conforme os gráficos das Figuras 4.5-8 e 4.5-9, verificou-se uma relação direta, onde aumentando-se valores de fração de carbono orgânico (foc) aumentam os valores de NABR. A fração de carbono orgânico é representada nas equações pelo coeficiente de partição solo-água (K_d), que encontra-se no denominador das equações dos fatores de volatilização. Assim, quanto maior a fração de carbono orgânico menor VF_{secp} e VF_{samb} , resultando em maiores valores de NABR.

A matéria orgânica possui alta capacidade de adsorção, por isso à medida que aumenta o valor de “foc”, valores menos restritivos de NABR serão gerados.

A análise dos gráficos indica média sensibilidade da fração de carbono orgânico nos cenários de inalação de vapores em ambientes fechados e abertos a partir do solo subsuperficial, já que o valor de “foc” variou 3 ordens de grandeza e a variação nos NABR, apenas de 1 ordem.

O Quadro 4.5-1 apresenta um resumo do grau de influência dos parâmetros do meio físico nas equações NABR.

Quadro 4.5-1 – Síntese dos resultados da análise de sensibilidade.

Parâmetro	Cenário de Exposição Correspondente	Grau de Sensibilidade
L_{gw} – profundidade do nível d'água	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	Baixo
U_{gw} – velocidade de Darcy	Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	Baixo
ρ_s - densidade do solo	Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	Baixo
θ_t - porosidade total	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	Baixo
θ_t - porosidade total	Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	Médio
θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	Baixo
θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada	Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	Alto
foc – fração de carbono orgânico	Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	Médio
foc – fração de carbono orgânico	Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	Médio

Cabe ressaltar que a porosidade, apesar do baixo grau de influência na equação de inalação de vapores provenientes do solo em ambientes fechados, representa um dos mais importantes parâmetros, uma vez que interfere em quase todos os fatores de atenuação natural.

A análise de sensibilidade não tem por objetivo avaliar o grau de confiança dos modelos de previsão, mas uma ferramenta de auxílio a uma estimativa mais confiável do risco humano, reduzindo as incertezas (AVAGLIANO *et. al.*, 2005).

4.6 FATORES DE INCERTEZA

Os fatores de incerteza podem estar associados a todas as etapas de avaliação de risco e são inerentes ao processo. Na determinação dos NABR desse estudo, as incertezas estão vinculadas aos parâmetros de exposição, aos dados de toxicidade dos compostos orgânicos selecionados e aos dados do meio físico coletados.

Os parâmetros de exposição adotados para a população do município de Porto Alegre são os empregados pela CETESB, que são representativos para população do Estado de São Paulo e alguns a partir de dados da população brasileira.

Os dados de toxicidade disponíveis são resultados de estudos toxicológicos realizados em animais e seres humanos, no entanto alguns compostos selecionados nesse trabalho, tais como tolueno e xilenos, não há dados suficientes sobre o potencial de câncer dessas substâncias. O fator de carcinogenicidade (SF) e a concentração de referência (RfC) são estabelecidos com grandes margens de segurança e são valores conservadores. Além disso, os parâmetros de inalação (RfD_i e SF_i) e contato dérmico (RfD_{ABS} e SF_{ABS}) são definidos por meio de equações. Assim, várias fontes de incerteza estão incorporadas aos parâmetros toxicológicos.

A dificuldade em identificar a heterogeneidade do meio físico reflete em incertezas nos resultados de NABR, portanto o grau de confiança nos valores calculados está diretamente vinculado à representatividade dos dados do meio físico avaliado.

4.7 ANÁLISE COMPARATIVA COM AS TABELAS DE REFERÊNCIAS EXISTENTES

Foram realizadas análises comparativas entre os resultados de NABR obtidos para a cidade de Porto Alegre e os valores estabelecidos por Maximiano (2001) para a cidade de São Paulo e pela CETESB (2006) para o Estado de São Paulo. O Anexo D apresenta tabelas comparativas dos compostos BTEX, naftaleno e benzo(a)pireno para todos os cenários analisados, a exceção do caminho de contato dérmico com a água.

Maximiano (2001) utilizou dados do meio físico específicos da cidade de São Paulo e parâmetros de exposição, dados de toxicidade e propriedades físico-químicas propostas pela ASTM (1995). Os NABR da CETESB foram gerados a partir de dados do meio físico do Estado de São Paulo, dados de exposição obtidos por pesquisas do próprio órgão ou de outras instituições e dados toxicológicos da USEPA.

Embora existam diferenças entre os dados de entrada e, por consequência, nos NABR, é importante uma avaliação comparativa das tabelas de referência existentes no Brasil, em virtude da diversidade ambiental do território brasileiro.

Verificou-se, ainda, que os NABR para benzeno variaram pouco entre as tabelas. Por outro lado, os demais compostos não apresentaram valores dentro de uma mesma faixa de grandeza.

Os valores dos caminhos de exposição direta para o composto benzeno foram similares entre as tabelas, diferindo devido à adoção de parâmetros de exposição e parâmetros toxicológicos distintos. Os cenários de exposição indireta, ou seja, aqueles dependentes do meio físico apresentaram NABR dentro de um intervalo de mesma grandeza, sem diferenças expressivas para o benzeno.

Comparando-se com os NABR definidos pela CETESB (2006), observou-se que, na maioria dos compostos, os valores obtidos para Porto Alegre são mais conservadores. Destaca-se o caminho de ingestão de água a partir da lixiviação do solo subsuperficial, que no presente estudo resultou em valores bastante conservadores, em razão do elevado fator de lixiviação, que é função das baixas velocidades de Darcy identificadas para o município.

Maximiano (2001) estabeleceu os NABR para as unidades denominadas de sedimentos quaternários, formações terciárias e alteração do embasamento para a cidade de São Paulo. Comparando-se os NABR para as mesmas unidades correspondentes ao presente estudo, ou seja, alteração do embasamento e sedimentos quaternários, verificou-se que, na sua grande maioria, os valores calculados para Porto Alegre são mais restritivos em ambas unidades hidrogeológicas. Esse fato decorre da adoção de parâmetros de exposição e dados toxicológicos mais conservadores em Porto Alegre. As diferenças observadas nos resultados de NABR entre as duas unidades hidrogeológicas da cidade de Porto Alegre e da cidade de São Paulo apresentaram a mesma proporcionalidade nas suas diferenças.

5 CONCLUSÕES

O atual estudo aplicou à metodologia de ação corretiva baseada no risco (RBCA) para as condições ambientais do Município de Porto Alegre. Foram estabelecidos níveis aceitáveis baseados no risco (NABR) para as duas unidades hidrogeológicas que ocorrem na área metropolitana (alteração do embasamento cristalino e depósitos sedimentares quaternários).

A adequação dos parâmetros do meio físico para as condições hidrogeológicas do município deu-se a partir do levantamento de dados existentes de diversos estudos realizados. Os parâmetros de exposição adotados foram adequados para a população brasileira.

A partir da análise estatística dos dados levantados do meio físico verificaram-se variações pouco significativas entre as duas unidades e, conseqüentemente, valores de NABR que variaram dentro de um mesmo intervalo de grandeza.

As tabelas de referência geradas para a alteração do embasamento, de modo geral, foram mais restritivas em relação à unidade sedimentar.

Os valores para os caminhos de exposição direta foram iguais para as duas unidades, uma vez que são calculados somente com parâmetros de exposição e dados de toxicidade dos compostos.

Os cenários de exposição indireta, nesse caso, inalação de vapores provenientes do solo e da água subterrânea foram mais conservadores na alteração do embasamento cristalino, em virtude do maior conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada, o que representa maior disponibilidade de poros com ar para os processos de volatilização e transporte dos contaminantes.

Os NABR para os caminhos de exposição relacionados aos fatores de lixiviação, que são ingestão e contato dérmico com a água subterrânea impactada pela lixiviação do solo subsuperficial, foram mais restritivos na unidade sedimentar. Este comportamento decorre da baixa velocidade de Darcy e maior coeficiente de partição fase retida-água intersticial nos depósitos sedimentares em relação ao embasamento cristalino.

A análise de sensibilidade realizada para avaliar a influência dos parâmetros do meio físico nas equações NABR indicaram que a profundidade do nível d'água, a velocidade de Darcy e a densidade do solo possuem baixa interferência, a

porosidade e a fração de carbono orgânico, média sensibilidade, enquanto o conteúdo volumétrico de água apresenta alta influência. Portanto, a obtenção em campo dos três primeiros parâmetros do meio físico (profundidade do nível de água, velocidade de Darcy e densidade do solo) poderiam ser analisados em função de uma ótica custo-benefício.

A análise comparativa dos NABR obtidos para a cidade de Porto Alegre e os valores estabelecidos por Maximiano (2001) para a cidade de São Paulo e pela CETESB (2006) para o Estado de São Paulo, apesar das diferenças nos dados de entrada, mostrou valores mais conservadores em Porto Alegre.

Os resultados de NABR não têm por objetivo constituírem valores padrões ou metas de remediação, mas são indicativos de que é necessária a passagem para um nível mais detalhado de investigação ambiental e análise de risco, já que são derivados de parâmetros regionais, muitas vezes conservadores, que geram risco genérico.

A aplicação da metodologia RBCA para o Município de Porto Alegre, por meio da determinação de tabelas de referência para hidrocarbonetos, atendeu satisfatoriamente as expectativas e pode ser considerado pioneira para a região de Porto Alegre. O procedimento RBCA pode ser aplicado em qualquer região, porém, o grau de confiança nos valores de NABR é dependente da qualidade dos dados coletados do meio físico e da utilização adequada dos parâmetros de exposição.

É interessante a execução de estudos de detalhe, visando, em especial, a compartimentação das unidades sedimentares do município, uma vez que as zonas norte e sul apresentam características hidrogeológicas distintas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

API – AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. **Estimation of Infiltration and Recharge for Environmental Site Assessment**. API, Publication 4643. 1996.

API – AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. **Guide for Assessing and Remediating Petroleum Hydrocarbons in Soils**. Washington, D. C. 1993.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E2081-00: Standard Guide for Risk-Based Corrective Action**. 2000.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM PS-104: Standard Guide for Risk-Based Corrective Action**. Philadelphia. 1998.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E1739: Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites**. Philadelphia. 1995.

AVAGLIANO, S.; VECCHIO, A.; BELGIORNO, V. Sensitive Parameters in Predicting Exposure Contaminants Concentration in a Risk Assessment Process. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 111, p. 133-148, 2005.

BASTOS, C. A. B. **Estudo Geotécnico sobre a Erodibilidade de Solos Residuais não Saturados**. 1999. 269 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

BASTOS, C. A. B. **Mapeamento e Caracterização Geomecânica das Unidades Geotécnicas de Solos Oriundos dos Granitos, Gnaisses e Migmatitos de Porto Alegre**. 1991. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1991.

BERNARDES, J. A. **Investigação sobre a Resistência ao Cisalhamento de um Solo Residual de Gnaisse**. 2003. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

CABRAL, J.; DEMÉTRIO, J. G. A. Aplicação de Modelos em Hidrogeologia. In: Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J. (Ed.) **Hidrogeologia Conceitos e Aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. p. 367-389.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Ações Corretivas Baseadas em Risco (ACBR) Aplicadas a Áreas Contaminadas com Hidrocarbonetos Derivados de Petróleo e Outros Combustíveis Líquidos – Procedimentos**. São Paulo: CETESB, 2006. 59 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/texto_ca/documentos/acbr.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2007.

_____. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 2ª. Edição. São Paulo: CETESB/GTZ, 2001b. 595 p.

_____. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001a. 103 p.

CHAPELLE, F. H. **Groundwater Microbiology and Geochemistry**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1993. 424 p.

CONCAWE – CONSERVATION OF CLEAN AIR AND WATER IN EUROPE – Oil Companies European Association. **Oil Industry Guideline for Risk-Based Assessment of Contaminated Sites (Revised)**. Brussels: Report no. 3/03, 2003. 96 p. Disponível em: <<http://www.concawe.org/Content/Default.asp?PageID=31>>. Acesso em: 7 ago. 2007.

CONNOR, J. A.; BOWERS, R. L.; PAQUETTE, S. M.; NEWELL, C. J. **Soil Attenuation Model for Derivation of Risk-Based Soil Remediation Standards**. Houston, Texas: Groundwater Services, Inc. 1997. 34 p. Disponível em: <<http://www.gsi-net.com/publications/papers2.asp>>. Acesso em: 11 abr. 2007.

CORSEUIL, H. X.; KAIPPER, B. I. A.; FERNANDES, M. Cosolvency Effect in Subsurface Systems Contaminated with Petroleum Hydrocarbons and Ethanol. **Water Research**, v. 38, p. 1449-1456, 2004.

CORSEUIL, H. X.; MARINS, M. D. M. Efeitos Causados pela Mistura de Gasolina e Álcool em Contaminações de Águas Subterrâneas. **Boletim Técnico PETROBRÁS**. Rio de Janeiro, v. 41, n. 3/4, p. 133-138, 1998.

CORSEUIL, H. X.; FERNANDES, M. Efeito do Etanol no Aumento da Solubilidade de Compostos Aromáticos Presentes na Gasolina Brasileira. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 4, n. 1/2, p. 71-75, 1999.

CUNHA, L. O. B. P. **Estudo da Condutividade Hidráulica de Solos não Saturados da Região Metropolitana de Porto Alegre – RS**. 1997. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

DIAS, R. D. **Aplicação de Pedologia e Geotecnia no Projeto de Fundações de Linhas de Transmissão**. 1987. 349 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1987.

DOMENICO, P.A. An Analytical Model for Multidimensional Transport of a Decaying Contaminant Species. **Journal of Hydrology**, v. 91, p.49-58, 1987.

DOMENICO, P.A.; ROBBINS, G. A. A New Method of Contaminant Plume Analysis. **Groundwater**, v. 23, n. 4, p. 476-485, 1985.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** (2ª. Ed.). Centro Nacional de Pesquisas de Solo. Rio de Janeiro, 1997.

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology**. Second Edition. New Jersey: Prentice Hall, Inc., 1999. 500 p.

FINOTTI, A. R. **Estudo da Aplicabilidade do Modelo da Ação Corretiva Baseada no Risco (RBCA) em Contaminações Subterrâneas com Gasolina e Etanol**. 1997. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, 1979. 604 p.

FREITAS, M.A. **Avaliação do Potencial Hidrogeológico de Terrenos Cristalinos através de Técnicas de Geoprocessamento**. 1998. 130f. Dissertação de Mestrado - Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

GROUNDWATER SERVICES INC. **Guidance Manual for RBCA Tool Kit for Chemical Releases**. Houston-Texas, 1998. 72 p.

GUIGUER, N. **Poluição das Águas Subterrâneas e do Solo Causada por Vazamentos em Postos de Abastecimento**. Waterloo Hydrogeologic, Inc., 2000. 356 p.

HORN, M.R. **Estudo do Comportamento Mecânico de um Solo Residual de Granito não Saturado**. 1997. 72 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativa da população em 2007 com base no Censo 2000**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>>. Acesso em: 14 set. 2007.

IRIS – INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM. Banco de dados toxicológicos da USEPA. Disponível em: <<http://www.epa.gov/iris/>>. Acesso em: out. 2007.

JOHNSON, P. C.; ETTINGER, R. A. Heuristic Model for Predicting the Intrusion Rate of Contaminant Vapors into Buildings. **Environmental Science and Technology**, v. 25, p. 1445-1452, 1991.

KATES, R. W.; KASPERSON, J. X. Comparative Risk Analysis of Technological Hazard (A Review). In: NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES 80. **Proceedings**, p. 7027-7038, 1983.

KIRCHHEIM, R. E.; MENEGAT, R. Águas Subterrâneas e Mapa de Aquíferos. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999. p. 41.

LIMA, C. B. S.; NUNNEMKAMP, A. V. D. M.; SILVA, B. W. S.; PERLOTT, A. V. Mapa Potencial de Poluição por Efluentes. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999. p. 161-162.

LIVI, F. P. Elementos do Clima: O Contraste de Tempos Frios e Quentes. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999. p. 73-76.

NACCI, D. C. **Obra Geotécnica de Ampliação do Aeroporto Internacional Salgado Filho – Aterro sobre Argilas Moles**. 2000. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

MENEGAT, R., KIRCHHEIM, R. E. As Bacias Hidrográficas que Alimentam o Lago Guaíba/Mapa de Sub-Bacias Hidrográficas. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999. p. 35-38.

MENEGAT, R., HASENACK, H. Porto Alegre: Modelado de Contrastes/Mapa Geomorfológico. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999. p. 27-30.

MENEGAT, R., KOESTER, E., KRAEMER, G., FERNANDES, L. A. D.; SCHERER, C. M. S.; BACHI, F. Mapa Geológico. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999b. p. 21-24.

MENEGAT, R., MOHR, F. V., CARRARO, C.C., FLORES, R. Porto Alegre em Dados. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. A. D. (Ed.) **Atlas Ambiental de Porto Alegre** (2ª. Ed.). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999a. p. 203-205.

MANOEL FILHO, J. Contaminação das Águas Subterrâneas. In: Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J. (Ed.) **Hidrogeologia Conceitos e Aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. p. 109-130.

MAXIMIANO, A. M. S. **Determinação de Níveis Aceitáveis no Ambiente para Hidrocarbonetos Utilizando o Procedimento de Ações Corretivas Baseadas no Risco (RBCA). Aplicação para a Cidade de São Paulo**. 2001. 116 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Curso de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

NEWELL, C. J.; WINTERS, J. A.; RIFAI, H. S.; MILLER, R. N.; GONZALES, J.; WIEDEMEIER, T. H. Modeling Intrinsic Remediation with Multiple Electron Acceptors: Results from Seven Sites. In: PETROLEUM HYDROCARBONS AND ORGANIC CHEMICALS IN GROUND WATER CONFERENCE, 1995. Houston, Texas, **Proceedings**, 14 p, 29 nov. 1995. Disponível em: <<http://www.gsi-net.com/Publications/meamodel.pdf>>. Acesso em: 11 abr. 2007.

NUDELMANN, T. A. **Caracterização e Estudo de Comportamento de um Solo Residual de Migmatito para Fins de Estimativa de Recalques de Fundações**. 1980. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1980.

PHILIPP, R. P.; NARDI, L. V. S.; MACHADO, R. O. Magmatismo Granítico Neoproterozóico Tardi a Pós-Colisional da Região de Porto Alegre, RS. In: Conceição, H. (Ed.). Contribuição ao Estudo dos Granitos de Rochas Correlatas. Salvador, Bahia, **Revista Brasileira de Geociências**, Salvador, Publicação Especial nº 5, p. 129-152, 1998.

RAIS – **RISK ASSESSMENT INFORMATION SYSTEM**. Banco de dados para avaliações de risco. Disponível em: <http://rais.ornl.gov/cgi-bin/tox/TOX_select?select=nrad>. Acesso em: nov. 2007.

RAMAGE, L. **Hidrogeoquímica do Sistema Aquífero Granular Cenozóico do Município de Porto Alegre, RS**. 2005. 111 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Curso de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

ROISENBERG, C. **Hidroquímica do Sistema Aquífero Fraturado Pré-Cambriano e Qualidade das Águas Subterrâneas do Município de Porto Alegre, RS**. 2001. 174 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Curso de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SCHNEIDER, A. W.; LOSS, E. L.; PINTO, J. F. **Mapa geológico da Folha de Porto Alegre, RS**. Escala 1:50.000, Porto Alegre, CNPq, 1974.

SCHNEIDER, M. R. **Intemperismo de Fontes de Contaminação em Aquíferos Impactados por Derramamentos de Gasolina e Álcool e a Influência sobre o Risco à Saúde Humana**. 2005. 176 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SCHNOOR, J. L. **Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1996. 684 p.

SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P. M.; IMBODEN, D. M. **Environmental Organic Chemistry**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1993. 681 p.

SCHWILLE, F. 1988. **Dense Chlorinated Solvents in Porous and Fractured Media: Model Experiments**. Michigan: Lewis Publishers, Inc., 1988. 176 p.

SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANDELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMORI, P. H.; SWART, S. **BHBRASIL – Balanços Hídricos Climatológicos de 500 Localidades Brasileiras**. 1998. Núcleo de Monitoramento Agroclimático. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.lce.esalq.usp.br/nurma.html>>. Acesso em: 03 set. 2007.

SHAW, D. J. **Introdução à Química dos Colóides e de Superfícies**. Traduzido de Introduction to Colloid and Surface Chemistry. 1970. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1975. 185 p.

SOARES, J. M. D. **Estudo do Comportamento Geotécnico do Depósito de Argila Mole da Grande Porto Alegre**. 1997. 300 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

UFRGS – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. **Diagnóstico Ambiental do Município de Porto Alegre - Relatório 6**. Porto Alegre, 2004. 77 p. Disponível em: <http://www.ecologia.ufrgs.br/atlas_digital/diag_ambiental>. Acesso em: 25 set. 2007.

UFSC – UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA. **SCBR - Solução Corretiva Baseada no Risco**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Laboratório de Remediação de Águas Subterrâneas. 2007. Disponível em: <<http://www.remas.ufsc.br/portal/index.php>>. Acesso em: 22 out. 2007.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **RBDM National Training Initiative & the Partnership in RBCA Implementation (PIRI)**. Office of Underground Storage Tanks (OUST). 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OUST/rbdm/train.htm>>. Acesso em: 23 set. 2007.

_____. **Using TPH in Risk-Based Corrective Action by John B. Gustafson, Shell Development Company**. Office of Underground Storage Tanks (OUST). 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/swerust1/rbdm/tphrbca.htm>>. Acesso em: 25 abr. 2007.

_____. **Superfund Chemical Data Matrix (SCDM)**. 2004a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>>. Acesso em: 17 abr. 2007.

_____. **Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I- Human Health Evaluation Manual (Parte E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)**. Document Number: EPA/540/R/99/005. 2004b. 155 p.

_____. **Preliminary Remediation Goals (PRG) – Region 9.** Users' Guide and Background Technical Document for USEPA Region 9's Preliminary Remediation Goals (PRG) Table 2004c. Disponível em: <<http://www.epa.gov/region09/waste/sfund/prg/>>. Acesso em: 01 nov. 2007.

_____. **Soil Screening Guidance: Technical Background Document Tables of Contents.** Document Number: EPA/540/R-95/128, July 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/toc.htm>>. Acesso em: 11 abr. 2007.

_____. **Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I- Human Health Evaluation Manual (Parte B, Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals).** Document Number: EPA/540/R-92/003. Publication 9285.7-01B. 1991. 65 p.

_____. **Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I- Human Health Evaluation Manual (Parte A).** Document Number: EPA/540/1-89/002, 1989. 287 p.

VILLWOCK, J.A.; TOMAZELLI, L.J. Geologia Costeira do Rio Grande do Sul. **Notas Técnicas.** Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica (CECO-UFRGS), Porto Alegre, n.8, p. 1-45, 1995.

WIEDEMEIER, T. H.; WILSON, J. T.; MILLER, R. N.; KAMPBELL, D. H. United States Guidelines for Successfully Supporting Intrinsic Remediation with an Example from Hill Air Force Base. In: THE NATIONAL GROUND WATER ASSOCIATION PETROLEUM HYDROCARBONS CONFERENCE, 1994. **Proceedings**, p. 317-333, November 1994.

XU, M.; ECKSTEIN, Y. Use of Weighted Least Squares Method in Evaluation of the Relationship between Dispersivity and Scale. **Groundwater**, v. 33(6), p. 905-908, 1995.

ANEXO A

AVALIAÇÃO DE RISCO POR CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA

AVALIAÇÃO DE RISCO POR CONTATO DÉRMICO COM A ÁGUA

A avaliação de risco por contato dérmico com a água seguiu o documento *Risk Assessment Guidance for Superfund – Volume I - Human Health Evaluation Manual (Parte E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*, elaborado pela USEPA (2004).

O Quadro A-1 apresenta uma síntese dos processos para a análise por contato dérmico com a água, conforme as etapas de avaliação de risco proposta pela USEPA (1989) e os procedimentos de cálculo das concentrações aceitáveis baseados no risco (USEPA, 1991).

Quadro A-1 – Sumário do processo de avaliação de risco dérmico.

Etapas de Avaliação de Risco	Risco de Câncer	Índice de Perigo
Avaliação da Exposição	DAD - Dose de absorção dérmica (equação A-1)	DAD – Dose de absorção dérmica (equação A-1)
Avaliação da Toxicidade	SF _{ABS} (equação A-9)	RfD _{ABS} (equação A-10)
Caracterização do Risco	DAD x SF _{ABS} (equação A-11)	DAD / RfD _{ABS} (equação A-12)
Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (NABR)	NABR (equação A-13 e A-15)	NABR (equação A-14 e A-16)

A-1 CÁLCULO DAS DOSES DE ABSORÇÃO DÉRMICA

As equações apresentadas nesse capítulo são válidas somente para **compostos orgânicos**.

A dose absorvida dermicamente ou dose de ingresso por contato dérmico (*intake*) é calculada da seguinte maneira:

$$DAD = \frac{DA_{evento} \times EV \times ED \times EF \times SA}{BW \times AT \times 365 \frac{dias}{ano}} \quad (A-1)$$

Onde: DAD = dose absorvida dermicamente (mg/kg-dia);

DA_{evento} = dose absorvida por evento (mg/cm²-evento);

SA = superfície da pele disponível para contato (cm²), considerar meio de contato por banho;

EV = frequência de eventos (eventos/dia);

EF = frequência da exposição (dias/ano);

ED = duração da exposição (anos);

BW = massa corpórea (kg);

AT = tempo médio de exposição (anos)

A dose absorvida dérmica por evento para compostos orgânicos é calculada pelas seguintes expressões:

$$\text{Se } t_{evento} \leq t^*, \text{ então: } DA_{evento} = 2FA \times K_p \times C_w \sqrt{\frac{6\tau_{evento} \times t_{evento}}{\pi}} \quad (\text{A-2})$$

$$\text{Se } t_{evento} > t^*, \text{ então: } DA_{evento} = FA \times K_p \times C_w \left[\frac{t_{evento}}{1+B} + 2\tau_{evento} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right] \quad (\text{A-3})$$

Onde: DA_{evento} = dose absorvida por evento (mg/cm^2 -evento);

FA = fração absorvida (adimensional);

K_p = coeficiente de permeabilidade dérmica do composto puro em água (cm/hr);

C_w = concentração do composto químico na água (mg/cm^3);

τ_{evento} = intervalo de tempo por evento (hr/evento);

t_{evento} = duração do evento (hr/evento);

t^* = tempo para atingir o equilíbrio (*steady-state*) (hr);

B = proporção do coeficiente de permeabilidade do composto através do estrato córneo com o seu coeficiente de permeabilidade através de uma viável epiderme (adimensional).

As equações A-4 a A-8 representam os parâmetros necessários no cálculo do DA_{evento} .

Para o parâmetro B:

$$B \cong K_p \frac{\sqrt{MW}}{2.6} \quad (\text{A-4})$$

Onde: MW = peso molecular do composto (mg/mol).

Para o parâmetro D_{sc} :

$$\log \frac{D_{sc}}{l_{sc}} = -2.80 - 0.0056MW \quad (\text{A-5})$$

ou

$$\frac{D_{sc}}{l_{sc}} = 10^{(-2.80-0.0056MW)} \quad (\text{A-5a})$$

Onde: D_{sc} = coeficiente de difusão efetiva do composto através do estrato córneo (cm^2/hora);

l_{sc} = espessura aparente do estrato córneo (cm) ($=10^{-3}$).

Para o parâmetro τ_{evento} :

$$\tau_{evento} = \frac{l_{sc}^2}{6D_{sc}} = 0.105 \times 10^{(0.0056MW)} \quad (\text{A-6})$$

Para o parâmetro t^* :

$$\text{Se } B \leq 0.6, \text{ então: } t^* = 2.4\tau_{evento} \quad (\text{A-7})$$

$$\text{Se } B > 0.6, \text{ então: } t^* = (b - \sqrt{b^2 - c^2}) \times \frac{l_{sc}^2}{D_{sc}} \quad (\text{A-8})$$

e,

$$b = \frac{2(1+B)^2}{\pi} - c \quad (\text{A-8a})$$

$$c = \frac{1+3B+3B^2}{3(1+B)} \quad (\text{A-8b})$$

Onde: b, c = coeficientes de correlação (adimensional).

A-2 TOXICIDADE

O fator de toxicidade é baseado na análise dos efeitos crônicos resultantes da absorção do trato gastrointestinal (ABS_{GI}).

$$SF_{ABS} = \frac{SF_o}{ABS_{GI}} \quad (A-9)$$

$$RfD_{ABS} = RfD_o \times ABS_{GI} \quad (A-10)$$

Onde: SF_{ABS} = fator de carcinogenicidade absorvida (mg/kg-dia)⁻¹;

SF_o = fator de carcinogenicidade oral (mg/kg-dia)⁻¹;

ABS_{GI} = fração da substância absorvida no trato gastrointestinal (adimensional);

RfD_{ABS} = dose de referência absorvida (mg/kg-dia);

RfD_o = dose de referência oral (mg/kg-dia).

Os parâmetros de toxicidade listados acima estão disponíveis em bancos de dados toxicológicos.

O contato dérmico com uma substância química pode também ocasionar toxicidade direta, tais como dermatites alérgicas, reações urticárias, irritação química e câncer de pele. A USEPA reconhece que a relação de dose-resposta para os efeitos de porta de entrada na pele é independente de qualquer toxicidade sistêmica apresentada por uma substância em particular. Entretanto, fatores de toxicidade dérmica específicas não estão disponíveis. Portanto, a metodologia de análise de risco dérmico proposta pela USEPA não avalia a potencial toxicidade associada ao contato direto.

A-3 RISCOS

O cálculo dos riscos é dado pelas seguintes equações:

$$\text{Risco de câncer dérmico} = DAD \times SF_{ABS} \quad (A-11)$$

$$\text{Quociente de perigo dérmico} = \frac{DAD}{RfD_{ABS}} \quad (A-12)$$

Onde: DAD = dose de absorção dérmica (mg/kg-dia);

SF_{ABS} = fator de carcinogenicidade absorvida (mg/kg-dia)⁻¹;

RfD_{ABS} = dose de referência absorvida (mg/kg-dia);

A-4 CÁLCULOS DOS NÍVEIS ACEITÁVEIS BASEADOS NO RISCO

O procedimento dos cálculos dos níveis aceitáveis baseados no risco (NABR) seguiu os passos apresentados no capítulo 2.3.5, conforme a USEPA (1991).

Substituindo-se a DAD na equação do risco (A-11 e A-12) pela sua fórmula (equação A-1), fixando o valor do risco (TR – *Target Risk* e THQ – *Target Hazard Quocient*) e isolando o termo C_w (concentração do composto na água), este passando a ser a concentração máxima admissível no ponto de exposição (NABR), obtêm-se as seguintes equações:

a) Se $t_{evento} \leq t^*$, então:

Compostos carcinogênicos:

$$NABR = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano}}{2FA \times K_p \sqrt{\frac{6\tau_{evento} \times t_{evento}}{\pi}} \times EV \times ED \times EF \times SA \times SF_{ABS}} \quad (A-13)$$

Compostos não carcinogênicos:

$$NABR = \frac{THQ \times RfD_{ABS} \times BW \times AT_n \times 365 \frac{dias}{ano}}{2FA \times K_p \sqrt{\frac{6\tau_{evento} \times t_{evento}}{\pi}} \times EV \times ED \times EF \times SA} \quad (A-14)$$

b) Se $t_{evento} > t^*$, então:

Compostos carcinogênicos:

$$NABR = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano}}{FA \times K_p \times \left[\left(\frac{t_{evento}}{1+B} \right) + 2\tau_{evento} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right] \times EV \times ED \times EF \times SA \times SF_{ABS}} \quad (A-15)$$

Compostos não carcinogênicos:

$$NABR = \frac{THQ \times RfD_{ABS} \times BW \times AT_n \times 365 \frac{\text{dias}}{\text{ano}}}{FA \times K_p \times \left[\left(\frac{t_{evento}}{1+B} \right) + 2\tau_{evento} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right] \times EV \times ED \times EF \times SA} \quad (\text{A-16})$$

ANEXO B

FATORES DE CONVERSÃO PARA INALAÇÃO E ABSORÇÃO DÉRMICA

FATORES DE CONVERSÃO PARA INALAÇÃO E ABSORÇÃO DÉRMICA

Os bancos de dados toxicológicos disponíveis apresentam dados de SF_o , URF_i , RfD_o e RfC_i . Para esse estudo adotaram-se os seguintes critérios de ajustes:

De acordo com a PRG - *Region 9* (USEPA, 2004c):

$$RfD_i \left[\frac{mg}{kg-dia} \right] = RfC_i \left(\frac{mg}{m^3} \right) \times \frac{20m^3}{dia} \times \frac{1}{70kg} \quad (B-1)$$

$$SF_i \left[\frac{kg-dia}{mg} \right] = URF_i \left(\frac{m^3}{mg} \right) \times \frac{dia}{20m^3} \times 70kg \quad (B-2)$$

Onde: RfC_i = concentração de referência para inalação (mg/m^3);

RfD_i = dose de referência para inalação (mg/kg -dia);

SF_i = fator de carcinogenicidade para inalação (mg/kg -dia)⁻¹;

URF_i = fator de unidade de risco para inalação (mg/m^3)⁻¹;

De acordo com a RAGS: *Parte E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment* (USEPA, 2004b):

$$SF_{ABS} = \frac{SF_o}{ABS_{GI}} \quad (B-3)$$

$$RfD_{ABS} = RfD_o \times ABS_{GI} \quad (B-4)$$

Onde: SF_{ABS} = fator de carcinogenicidade absorvida (mg/kg -dia)⁻¹;

SF_o = fator de carcinogenicidade oral (mg/kg -dia)⁻¹;

ABS_{GI} = fração da substância absorvida no trato gastrointestinal (adimensional);

RfD_{ABS} = dose de referência absorvida (mg/kg -dia);

RfD_o = dose de referência oral (mg/kg -dia).

ANEXO C

**TABELAS DOS DADOS FÍSICOS LEVANTADOS E DOS DADOS DE
ENTRADA**

Tabela C-1 - Resultados do levantamento de dados do meio físico (I_w , K, i).

Alteração do Embasamento Cristalino				Depósitos Sedimentares do Quaternário			
Ponto de Coleta	Profundidade do Nível d'Água (m)	Condutividade Hidráulica (cm/s)	Gradiente Hidráulico	Ponto de Coleta	Profundidade do Nível d'Água (m)	Condutividade Hidráulica (cm/s)	Gradiente Hidráulico
E-1	-	4.96E-05	0.01	S-1	0.59	4.96E-05	0.01
E-2	0.885	2.65E-04	0.02	S-2	2.4	-	-
E-3	3	-	0.065	S-3	1	-	-
E-4	0.75	-	-	S-4	0.63	1.50E-04	0.027
E-5	2.77	4.20E-05	0.231	S-5	1.02	2.52E-05	0.008
E-6	1.23	3.02E-04	0.09	S-6	0.75	2.44E-03	0.027
E-7	1.16	1.91E-05	0.06	S-7	1.12	5.88E-05	0.02
E-8	1.27	1.15E-04	0.02	S-8	0.7	-	0.038
E-9	3.25	-	-	S-9	0.82	3.36E-05	0.0345
E-10	2.08	-	0.07	S-10	1.21	1.05E-05	0.0031
E-11	1.22	1.15E-04	0.047	S-11	0.91	3.13E-05	0.011
E-12	0.78	-	-	S-12	1.33	4.08E-05	0.016
E-13	1.54	-	0.26	S-13	1.22	1.10E-05	0.0214
E-14	1.56	-	-	S-14	0.93	8.19E-05	0.04
E-15	1.305	-	-	S-15	0.86	-	0.02
E-16	3.22	-	-	S-16	0.73	-	-
E-17	2.13	-	-	S-17	1.31	1.89E-04	0.014
E-18	4.95	2.99E-05	0.018	S-18	1.52	1.84E-04	0.02
E-19	1.81	-	0.095	S-19	1.77	-	-
E-20	2.78	2.10E-06	0.043	S-20	2.33	-	0.004
E-21	1.14	-	-	S-21	1.8	-	0.006
E-22	0.47	-	0.058	S-22	0.7	-	0.02
E-23	1.56	3.78E-05	0.03	S-23	0.76	5.28E-04	0.05
E-24	-	3.70E-05	-	S-24	0.73	2.92E-04	0.025
E-25	-	1.30E-04	-	S-25	1.19	-	0.08
E-26	-	2.50E-04	-	S-26	0.77	1.40E-04	0.03
Tratamento Estatístico				S-27	1.5	9.74E-05	0.006
Total de dados	22	13	15	S-28	1.87	-	-
Mínimo	0.47	2.10E-06	0.01	S-29	0.77	1.52E-05	0.02
Máximo	4.95	3.02E-04	0.26	S-30	0.7	8.93E-05	0.01
Média Aritmética	1.86	1.07E-04	0.074	S-31	1.07	4.98E-05	0.006
Média Geométrica	1.59	5.96E-05	0.051	S-32	0.74	3.35E-05	0.021
Média Harmônica	1.37	1.87E-05	0.035	S-33	1.06	6.20E-04	0.03
Mediana	1.55	4.96E-05	0.058	S-34	4	-	-
Desvio Padrão	1.08	1.02E-04	0.074	S-35	1.57	5.23E-05	0.02
				S-36	4.16	-	-
				S-37	-	1.00E-04	0.033
				S-38	1.62	-	0.02
				S-39	2.9	5.13E-04	0.013
				S-40	-	1.28E-05	0.014
				S-41	0.54	6.45E-04	0.01
				S-42	1.01	4.20E-05	0.016
				S-43	0.78	6.49E-05	0.05
				S-44	1.2	-	0.022
				S-45	1.84	6.41E-05	0.0585
				S-46	0.81	6.93E-05	0.014
				S-47	0.8	-	0.027
				S-48	2.04	-	0.0509
				S-49	0.34	8.62E-06	0.0448
				S-50	1.41	1.47E-04	0.24
				Tratamento Estatístico			
				Total de dados	48	33	43
				Mínimo	0.34	8.62E-06	0.0031
				Máximo	4.16	2.44E-03	0.24
				Média Aritmética	1.29	2.09E-04	0.029
				Média Geométrica	1.12	7.88E-05	0.020
				Média Harmônica	0.99	3.96E-05	0.015
				Mediana	1.04	6.49E-05	0.020
				Desvio Padrão	0.80	4.37E-04	0.037

Fonte: Dados obtidos da Essencis Soluções Ambientais e ESSO Brasileira de Petróleo (disponibilizados pela SMAM).

Tabela C-2 - Resultados do levantamento de dados do meio físico ρ_s , θ_d , θ_{ws} , f_{oc} - Unidade alteração do embasamento cristalino.

Alteração do Embasamento Cristalino							
Localização	Geologia	Densidade do Solo Seco (g/cm^3)	Densidade das Partículas (g/cm^3)	Porosidade Total (*)	Conteúdo Volumétrico de Água	Fração de Carbono Orgânico	Fonte
Viaduto da Av. Carlos Gomes/ Av. Protásio Alves	Gnaiss	1.44	2.68	0.46	0.085	-	Bernardes, J. A. (2003)
Loteamento Algarve - Alvorada	Granito Independência/Saint Hilaire	1.38	2.71	0.49	0.155	-	Bastos, C. A. B. (1999)
Talude na rua Mariano Matos - Morro Santa Teresa	Granito Santana	1.37	2.7	0.49	0.211	-	Horn, M. S. (1997)
Morro do Osso - Vila Cidade de Deus	Granito Santana	1.35	2.68	0.50	0.178	-	Bastos, C. A. B. (1991)
Aldeia SOS	Granito Santana	1.33	2.71	0.51	0.247	-	
Correia Lima	Granito Santana	1.43	2.62	0.45	0.172	-	
Morro Apamecor	Granito Santana	1.44	2.59	0.44	0.185	-	
Casemiro de Abreu	Granito Independência	1.45	2.65	0.45	0.16	-	
Carlos Trein Filho	Granito Independência	1.52	2.68	0.43	0.163	-	
Antônio Rebouças	Granito Independência	1.39	2.68	0.48	0.212	-	
J. S. Martins	Granito Independência	1.28	2.66	0.52	0.272	-	
Av. Bagé	Granito Independência	1.49	2.67	0.44	0.173	-	
Tobias da Silva	Granito Independência	-	2.77	-	-	-	
Beco do Monza	Gnaiss Chácara das Pedras	1.43	2.67	0.46	0.215	-	
Cerâmica Cordeiro	Gnaiss Chácara das Pedras	1.47	2.7	0.46	0.18	-	
Parque Santa Fé	Gnaiss Chácara das Pedras	1.48	2.7	0.45	0.183	-	
CEEE	Gnaiss Chácara das Pedras	1.48	2.66	0.44	0.221	-	
Av. do Forte	Gnaiss Chácara das Pedras	1.39	2.73	0.49	0.214	-	
Baltazar de Oliveira Garcia	Sistema Laguna-Barreira I - Depósitos Eluvionares	1.7	2.75	0.38	0.164	-	
Jardim Itu	Sistema Laguna-Barreira I - Depósitos Eluvionares	1.47	2.64	0.44	0.164	-	
Upamaroti	Sistema Laguna-Barreira I - Depósitos Eluvionares	1.46	2.73	0.47	0.161	-	
Zona leste de Porto Alegre (podzólico vermelho amarelo T56)	Granito Santana/Saint-Hilaire	1.39	2.68	0.48	0.187	-	Dias, R. D. (1987)
Zona leste de Porto Alegre (podzólico vermelho amarelo T63)	Granito Santana/Saint-Hilaire	1.41	2.75	0.49	0.257	-	
Zona leste de Porto Alegre (podzólico vermelho amarelo T73)	Granito Santana/Saint-Hilaire	1.46	2.7	0.46	0.197	-	
Av. Osvaldo Aranha, 99 - Prédio da Engenharia UFRGS	Granito Independência	1.39	2.76	0.50	0.399	-	Nudelmann, T. A. (1980)
Zona Sul de Porto Alegre (Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P9)	Granito Cantagalo	-	-	-	-	0.0065	Faculdade de Agronomia-UFRGS (1997)
Zona Sul de Porto Alegre (Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P37)	Granito Cantagalo	-	-	-	-	0.004	
Zona Sul de Porto Alegre (Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P34)	Granito Cantagalo	-	-	-	-	0.0029	
Zona Sul de Porto Alegre (Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P35)	Granito Cantagalo	-	-	-	-	0.00415	
Zona Sul de Porto Alegre - P1	Granito-Colúvio	-	-	-	-	0.0029	Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Agronomia UFRGS (1977)
Zona Sul de Porto Alegre - P2	Granito	-	-	-	-	0.001	
Zona Sul de Porto Alegre - P4	Granito Restinga	-	-	-	-	0.0031	
Zona Sul de Porto Alegre - P6	Granito Restinga	-	-	-	-	0.00058	
E-20	Granito Santana	1.61	-	0.40	0.1572	0.0303	ESSO/SMAM
E-7	Gnaiss Chácara das Pedras	-	-	-	-	0.0003	ESSO/SMAM
E-11	Granodiorito Três Figueiras	-	-	-	-	0.000135	Essencis
E-6	Sistema Laguna-Barreira I - Depósitos Eluvionares	-	-	-	-	0.000224	Essencis
Tratamento Estatístico							
Total de dados		25	-	25	25	12	
Mínimo		1.28	-	0.38	0.085	0.000135	
Máximo		1.70	-	0.52	0.399	0.0303	
Média Aritmética		1.44	-	0.46	0.196	0.0047	
Média Geométrica		1.44	-	0.46	0.190	0.0017	
Média Harmônica		1.44	-	0.46	0.183	0.0006	
Mediana		1.44	-	0.46	0.183	0.0029	
Desvio Padrão		0.086	-	0.032	0.057	0.0083	

(*): Valor calculado $porosidade = 1 - \frac{densidade\ solo\ (bulk)}{densidade\ partículas}$

Tabela C-3 - Resultados do levantamento de dados do meio físico (ρ_s , θ_{1s} , θ_{ws} , foc) - Unidade depósitos sedimentares do quaternário.

Depósitos Sedimentares do Quaternário							
Localização	Geologia	Densidade do Solo Seco (g/cm ³)	Densidade das Partículas (g/cm ³)	Porosidade Total (*)	Conteúdo Volumétrico de Água	Fração de Carbono Orgânico	Fonte
Ceasa	Sistema Laguna-Barreira IV - Depósitos de planície e canal fluvial	1.664	2.607	0.6	0.49	0.01218	Soares, J. M. D. (1997)
Aeroporto	Sistema Laguna-Barreira IV - Depósitos de planície e canal fluvial	1.587	-	-	0.552	0.00232	
Porção Nordeste de Porto Alegre (planossolo - T26)	Sedimentar Quaternário	-	2.71	-	0.255	-	Dias, R. D. (1987)
Porção Nordeste de Porto Alegre (planossolo - T29)	Sedimentar Quaternário	-	2.68	-	0.447	-	
Porção Nordeste de Porto Alegre (planossolo - T34)	Sedimentar Quaternário	-	-	-	0.583	-	
Porção Nordeste de Porto Alegre (planossolo - T38)	Sedimentar Quaternário	-	2.68	-	0.103	-	
Porção Nordeste de Porto Alegre (planossolo - T47)	Sedimentar Quaternário	1.56	2.62	0.40	0.161	-	
Porção Nordeste de Porto Alegre (planossolo - T50)	Sedimentar Quaternário	1.7	2.73	0.38	0.191	-	
Zona Sul de Porto Alegre - P3	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.00116	Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Agronomia UFRGS (1977)
Zona Sul de Porto Alegre - P5	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.0025	
Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P13	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.0018	Faculdade de Agronomia-UFRGS (1997)
Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P4	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.002	
Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P15	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.0035	
Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P16	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.0019	
Microbacia do Arroio Manecão - Lami - P12	Sedimentar Quaternário	-	-	-	-	0.00473	
Microbacia do Arroio Manecão - Lami - Pxx - Margens do Lago Guaíba	Sistema Laguna-Barreira IV - Depósitos lacustres	-	-	-	-	0.0083	
S-17	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	-	-	-	-	0.000015	Essencis
S-18	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	-	-	-	-	0.000044	Essencis
S-23	Sistema Laguna-Barreira II - Depósitos de cordões litorâneos	-	-	-	-	0.000567	Essencis
S-29	Sistema Laguna-Barreira II - Depósitos de cordões litorâneos	-	-	-	-	0.000149	Essencis
S-26	Sistema Laguna-Barreira IV - Depósitos de planície e canal fluvial	-	-	-	-	0.000052	Essencis
S-27	Sistema Laguna-Barreira IV - Depósitos de planície e canal fluvial	-	-	-	-	0.000245	Essencis
S-33	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	-	-	-	-	0.000627	ESSO/SMAM
S-35	Sistema Laguna-Barreira IV - Depósitos de planície e canal fluvial	-	-	-	-	0.000015	Essencis
S-37	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	-	-	-	-	0.000086	Essencis
S-9	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	-	-	-	-	0.0025	ESSO/SMAM
S-24	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	-	-	-	-	0.000119	Essencis
S-49	Sistema Laguna-Barreira III - Depósitos de terraços fluviais	1.42	-	0.52	0.436	0.003	ESSO/SMAM
Tratamento Estatístico							
Total de dados		5	-	4	9	22	
Mínimo		1.42	-	0.38	0.103	0.000015	
Máximo		1.70	-	0.60	0.583	0.01218	
Média Aritmética		1.59	-	0.48	0.358	0.0022	
Média Geométrica		1.58	-	0.46	0.308	0.0006	
Média Harmônica		1.58	-	0.46	0.256	0.0001	
Mediana		1.59	-	0.46	0.436	0.0015	
Desvio Padrão		0.11	-	0.104	0.181	0.0030	

(*): Valor calculado $porosidade = 1 - \frac{densidade\ solo\ (bulk)}{densidade\ partículas}$

Tabela C-4 - Síntese dos dados de entrada - Meio físico.

Parâmetros do Meio Físico Levantados	Alteração do Embasamento	Depósito Sedimentar	Unidade	Fonte	Observação
L_{gw} - profundidade do nível d'água	186	129	cm	Essencis, ESSO/SMAM	Média aritmética
K - condutividade hidráulica	1,87E-05	3,96E-05	cm/s	Essencis, ESSO/SMAM	Média harmônica
i - gradiente hidráulico	0,058	0,02	adimensional	Essencis, ESSO/SMAM	Mediana
ρ_s - densidade do solo seco	1,44	1,59	g/cm ³ = kg/L	UFRGS, ESSO/SMAM	Mediana
θ_t - porosidade total	0,46	0,46	adimensional	UFRGS, ESSO/SMAM	Média geométrica
θ_{ws} - conteúdo volumétrico de água da zona não saturada	0,19	0,308	adimensional	UFRGS, ESSO/SMAM	Média geométrica
foc - fração de carbono orgânico	0,0017	0,0006	adimensional	UFRGS, ESSO/SMAM, Essencis	Média geométrica
Parametros do Meio Físico Calculados e/ou de Referências					
h_{cap} - espessura da franja capilar	5	5	cm	ASTM (1995)	
h_v - espessura da zona não saturada	181	124	cm	Calculado	$h_v = L_{gw} - h_{cap}$
U_{gw} - velocidade de Darcy	34,2	24,98	cm/ano	Calculado	$U = K \times i$
θ_{wcap} - conteúdo volumétrico de água na franja capilar	0,414	0,414	adimensional	Calculado	$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0.90$
θ_{acap} - conteúdo volumétrico de ar na franja capilar	0,046	0,046	adimensional	Calculado	$\theta_{acap} = \theta_t - \theta_{wcap}$
θ_{as} - conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada	0,27	0,152	adimensional	Calculado	$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$
θ_{acrack} - conteúdo volumétrico de ar nas fendas	0,26	0,26	adimensional	ASTM (1995)	
θ_{wcrack} - conteúdo volumétrico de água nas fendas	0,12	0,12	adimensional	ASTM (1995)	
δ_{gw} - espessura da pluma dissolvida	200	200	cm	ASTM (1995)	
I - taxa de infiltração no solo	43,68	43,68	cm/ano	Calculado	$I = P - ETR$ (com dados de Sentelhas <i>et al.</i> , 1998)
$W_{s,gw}$ - maior medida da área fonte paralela à direção do fluxo subterrâneo	4500	4500	cm	CETESB (2006)	
$W_{s,vento}$ - maior medida da área fonte paralela à direção do vento	4500	4500	cm	CETESB (2006)	
U_{ar} - velocidade do ar na zona de mistura do ambiente aberto	225	225	cm/s	ASTM (1995)	
δ_{ar} - altura da zona de mistura do ambiente aberto	200	200	cm	ASTM (1995)	
τ - tempo médio do fluxo de vapor	7,88E+08	7,88E+08	s	ASTM (1995)	
d - profundidade da zona de solo superficial	100	100	cm	ASTM (1995)	
L_s - profundidade do topo do solo subsuperficial contaminado	100	100	cm	ASTM (1995)	
L_{crack} - espessura da fundação da construção	15	15	cm	ASTM (1995)	
η - fração da área da fundação com fendas	0,01	0,01	adimensional	ASTM (1995)	
W_{gw} - comprimento da pluma de fase dissolvida, paralela ao fluxo	4500	4500	cm	CETESB (2006)	
P_e - taxa de emissão de particuladas	6,90E-14	6,90E-14	(g/cm ² -s)	ASTM (1995)	
ER (Residenciais) - taxa de renovação do ar em espaços fechados considerando receptores residenciais	1,40E-04	1,40E-04	1/s	ASTM (1995)	
ER (Comerciais) - taxa de renovação do ar em espaços fechados considerando receptores comerciais	2,30E-04	2,30E-04	1/s	ASTM (1995)	
L_B (residenciais) - razão entre o volume do espaço fechado e a área de infiltração para receptores residenciais	200	200	cm	ASTM (1995)	
L_B (comerciais) - razão entre o volume do espaço fechado e a área de infiltração para receptores comerciais	300	300	cm	ASTM (1995)	

Tabela C-5 - Síntese dos dados de entrada - Propriedades físico-químicas dos compostos.

Propriedades Físico-Químicas dos Compostos	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos	Naftaleno	Benzo(a)pireno	Unidade	Fonte	Observação
H - coeficiente da Lei Henry	0,228	0,272	0,323	0,27	1,96E-02	4,50E-05	adimensional	Calculado	$H = K_H/R \times T$ (K_H (constante da Lei de Henry) obtido de SCDM - USEPA, 2004a e T (temperatura 298K)
D^{air} - coeficiente de difusão no ar	8,80E-02	8,70E-02	7,50E-02	7,14E-02	5,90E-02	4,30E-02	cm ² /s	USEPA (1996)	Para xilenos adotou-se valor do RAIS (2007)
D^{wat} - coeficiente de difusão na água	9,80E-06	8,60E-06	7,80E-06	9,34E-06	7,50E-06	9,00E-06	cm ² /s	USEPA (1996)	Para xilenos adotou-se valor do RAIS (2007)
K_{oc} - coeficiente de partição carbono orgânico-água	58,9	182	363	443,1	2,00E+03	1,02E+06	cm ³ /g = L/kg	USEPA (1996)	Para xilenos adotou-se valor do RAIS (2007)
MW - peso molecular	78,1	92,4	106,2	106,2	130	250	g/mol	SCDM (USEPA, 2004a)	
S - solubilidade	1750	526	169	110	31	1,62E-03	mg/L	SCDM (USEPA, 2004a)	
P_v - pressão de vapor	95,2	30	9,51	8	8,50E-02	5,50E-09	mmHg	SCDM (USEPA, 2004a)	

Tabela C-6 - Síntese dos dados de entrada - Parâmetros de toxicidade dos compostos.

Parâmetros Toxicológicos	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos	Naftaleno	Benzo(a)pireno	Unidade	Fonte	Observação
SF _o - fator de carcinogenicidade oral	5,50E-02	-	-	-	-	7,3	(mg/kg-dia) ⁻¹	IRIS (2007)	
SF _i - fator de carcinogenicidade para inalação	2,73E-02	-	-	-	-	3,08	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado	SF _i = URF _i x (70kg/20m ³)
SF _{ABS} - fator de carcinogenicidade dermal	5,67E-02	-	-	-	-	23,55	(mg/kg-dia) ⁻¹	Calculado	SF _{ABS} = SF _o /ABS _{GI}
RfD _o - dose de referência oral	4,00E-03	8,00E-02	1,00E-01	2,00E-01	2,00E-02	-	mg/kg-dia	IRIS (2007)	
RfD _i - dose de referência para inalação	8,57E-03	1,42E+00	2,86E-01	2,86E-02	8,57E-04	-	mg/kg-dia	Calculado	RfD _i = RfC _i / (70kg/20m ³)
RfD _{ABS} - dose de referência dermal	3,88E-03	6,40E-02	9,70E-02	1,84E-01	1,60E-02	-	mg/kg-dia	Calculado	RfD _{ABS} = RfD _o x ABS _{GI}
RAF _o - fator de absorção relativa oral	1	1	1	1	1	1	adimensional	ASTM (1995)	
RAF _d - fator de absorção relativa dermal	0,5	0,5	0,5	0,5	0,05	0,05	adimensional	ASTM (1995)	
K _p - coeficiente de permeabilidade dermal na água	1,50E-02	3,10E-02	4,90E-02	5,30E-02	4,70E-02	7,00E-01	cm/hr	USEPA (2004b)	
FA - fração absorvida de água	1	1	1	1	1	1	adimensional	USEPA (2004b)	
ABS _{GI} - fator de absorção gastrointestinal	0,97	0,8	0,97	0,92	0,8	0,31	adimensional	RAIS (2007)	
RfC _i - concentração de referência para inalação	3,00E-02	5,00E+00	1,00E+00	1,00E-01	3,00E-03	-	mg/m ³	IRIS (2007)	
URF _i - fator unidade de risco	7,80E-03	-	-	-	-	8,80E-01	(mg/m ³) ⁻¹	IRIS (2007)	Para benzo(a)pireno adotou-se valor do RAIS (2007)

Tabela C-7 - Síntese dos dados de entrada - Parâmetros de exposição.

Parâmetros de Exposição	Residenciais	Comerciais	Unidade	Fonte	Observação
BW - massa corpórea	60	60	kg	CETESB (2001a)	Massa corpórea média da população brasileira
AT _c - tempo de avaliação da exposição para efeitos carcinogênicos	68	68	anos	CETESB (2006)	Tempo médio de vida do brasileiro
AT _n - tempo de avaliação da exposição para efeitos não carcinogênicos	45	45	anos	CETESB (2006)	Tempo médio da atividade profissional do brasileiro
EF - frequência da exposição	350	270	dias/ano	CETESB (2006)	Dias do ano descontados os feriados e finais de semana
ED - duração da exposição	45	45	anos	CETESB (2006)	Tempo médio da atividade profissional do brasileiro
IR _{ar} - taxa de inalação do ar (ambiente interno)	22	22	m ³ /dia	CETESB (2001a)	
IR _{ar} - taxa de inalação do ar (ambiente externo)	22	22	m ³ /dia	CETESB (2001a)	
IR _w - taxa de ingestão de água subterrânea	2	1	L/dia	CETESB (2001a)	
IR _s - taxa de ingestão de solo	100	50	mg/dia	CETESB (2001a)	
SA _s - área superficial da pele disponível para contato com o solo	8600	2000	cm ²	CETESB (2001a)	Residentes = área das mãos, braços e pernas; Comerciais = área dos residenciais menos as pernas e antebraços
SA _w - área superficial da pele disponível para contato com a água	16600	16600	cm ²	CETESB (2001a)	Área total do corpo. Contato por água durante o banho
AF - fator de aderência do solo na pele	0,5	0,5	mg/cm ²	ASTM (1995)	
EV - frequência do evento	1	1	eventos/dia	USEPA (2004b)	Evento = banho por ducha ou banheira
t _{evento} - duração do evento	0,58	0,58	horas/evento	USEPA (2004b)	

ANEXO D

**TABELAS DE COMPARAÇÃO ENTRE AS TABELAS DE REFERÊNCIA
EXISTENTES**

Tabela D-1 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - benzeno.

Caminhos de Exposição	Unidade	Presente Estudo		Maximiano (2001)		CETESB (2006)
		Alteração do Embasamento	Sedimentar	Alteração do Embasamento	Sedimentar	
		Inalação de vapores em ambientes abertos	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,57	1,57	
Inalação de vapores em ambientes fechados	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,57	1,57	3,17	3,17	3,36
Ingestão de água subterrânea	mg/L	0,0086	0,0086	0,0238	0,0238	0,0125
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	7,02	6,96	6,13	6,15	73,2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	0,357	2,20	1,62	7,58	1,81
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	0,0180	0,0217	0,107	0,154	0,0333
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	15,9	24,4	15,8	33,3	23,1
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	0,107	0,130	0,252	0,398	0,118
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	0,00244	0,00221	0,155	0,0237	0,0184

Nota: Valores para receptores residenciais e risco carcinogênico 10^{-5} .

Tabela D-2 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - tolueno.

Caminhos de Exposição	Unidade	Presente Estudo		Maximiano (2001)		CETESB (2006)
		Alteração do Embasamento	Sedimentar	Alteração do Embasamento	Sedimentar	
		Inalação de vapores em ambientes abertos	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	4040	4040	
Inalação de vapores em ambientes fechados	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	4040	4040	1890	1890	539
Ingestão de água subterrânea	mg/L	2,50	2,50	7,09	7,09	7,09
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	<i>2200</i>	<i>2200</i>	<i>771000</i>	<i>772000</i>	<i>33800</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	<i>1390</i>	<i>6270</i>	88,1	330	<i>612</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	70,2	61,8	5,81	6,65	11,3
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	<i>38200</i>	<i>56800</i>	293	<i>527</i>	<i>3410</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	242	294	4,03	5,99	17,1
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	1,28	0,844	191	23,1	26,0

Nota: Valores para receptores residenciais e quociente de perigo 1.

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites de ocorrência do composto no meio avaliado, não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela D-3 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - etilbenzeno.

Caminhos de Exposição	Unidade	Presente Estudo		Maximiano (2001)		CETESB (2006)
		Alteração do Embasamento	Sedimentar	Alteração do Embasamento	Sedimentar	
Inalação de vapores em ambientes abertos	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	813	813	1010	1010	17,9
Inalação de vapores em ambientes fechados	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	813	813	1350	1350	23,9
Ingestão de água subterrânea	mg/L	3,13	3,13	3,55	3,55	0,179
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	<i>2620</i>	<i>2600</i>	<i>113000</i>	<i>115000</i>	<i>337</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	<i>450</i>	<i>1660</i>	102	393	<i>49,8</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	22,7	16,4	6,75	7,91	0,918
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	<i>7800</i>	<i>11400</i>	<i>191</i>	<i>342</i>	152
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	48,3	58,5	2,61	3,89	0,757
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	2,62	1,42	171	21,2	1,23

Nota: Valores para receptores residenciais e quociente de perigo 1.

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites de ocorrência do composto no meio avaliado, não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela D-4 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - xilenos.

Caminhos de Exposição	Unidade	Presente Estudo		Maximiano (2001)		CETESB (2006)
		Alteração do Embasamento	Sedimentar	Alteração do Embasamento	Sedimentar	
Inalação de vapores em ambientes abertos	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	81,3	81,3	24800	24800	101
Inalação de vapores em ambientes fechados	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	81,3	81,3	33100	33100	135
Ingestão de água subterrânea	mg/L	6,26	6,26	70,9	70,9	7,09
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	<i>2470</i>	<i>2340</i>	<i>1700000</i>	<i>1730000</i>	<i>27700</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	65,4	<i>229</i>	<i>2230</i>	<i>8470</i>	<i>301</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	3,30	2,26	147	171	5,55
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	<i>859</i>	<i>1320</i>	<i>5440</i>	<i>9760</i>	<i>1120</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	5,73	7,01	74,6	111	5,88
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	6,06	3,11	<i>2610</i>	320	33,1

Nota: Valores para receptores residenciais e quociente de perigo 1.

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites de ocorrência do composto no meio avaliado, não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela D-5 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - naftaleno.

Composto: NAFTALENO (CAS RN 91-20-3)						
Caminhos de Exposição	Unidade	Presente Estudo		Maximiano (2001)		CETESB (2006)
		Alteração do Embasamento	Sedimentar	Alteração do Embasamento	Sedimentar	
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	2,44	2,44	14,2	14,2	3,04
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	2,44	2,44	18,9	18,9	4,05
Ingestão de água subterrânea	mg/L	0,626	0,626	0,142	0,142	0,709
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	<i>129</i>	<i>164</i>	<i>7220</i>	<i>8350</i>	<i>15300</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	<i>123</i>	<i>309</i>	<i>3910</i>	<i>14300</i>	<i>905</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	6,22	3,18	260	312	<i>16,7</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	<i>122</i>	<i>333</i>	<i>829</i>	<i>2330</i>	<i>175</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	2	2,6	19,2	31,8	1,32
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	2,29	0,895	22,1	2,96	25,3

Nota: Valores para receptores residenciais e quociente de perigo 1.

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites de ocorrência do composto no meio avaliado, não devem ser utilizados na avaliação de risco.

Tabela D-6 - Dados de NABR de diferentes tabelas de referência - benzo(a)pireno.

Composto: BENZO(A)PIRENO (CAS RN 50-32-8)						
Caminhos de Exposição	Unidade	Presente Estudo		Maximiano (2001)		CETESB (2006)
		Alteração do Embasamento	Sedimentar	Alteração do Embasamento	Sedimentar	
Inalação de vapores em ambientes abertos	µg/m ³	<i>0,014</i>	<i>0,014</i>	0,00944	0,00944	<i>0,00944</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados	µg/m ³	<i>0,014</i>	<i>0,014</i>	0,0126	0,0126	<i>0,0126</i>
Ingestão de água subterrânea	mg/L	0,0000648	0,0000648	0,0000944	0,0000944	0,0000944
Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial	mg/kg	<i>0,410</i>	<i>0,409</i>	<i>147</i>	<i>92,4</i>	<i>0,615</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial	mg/kg	<i>84800</i>	<i>9940</i>	<i>82500</i>	<i>30600</i>	<i>422000</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial	mg/kg	<i>7520</i>	<i>2600</i>	<i>34300</i>	<i>28700</i>	<i>12600</i>
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea	mg/L	<i>88,8</i>	<i>20,4</i>	<i>28,2</i>	<i>9,38</i>	<i>107</i>
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea	mg/L	<i>4,45</i>	<i>4,26</i>	<i>3,81</i>	<i>3,68</i>	<i>1,48</i>
Ingestão de água subterrânea a partir da lixiviação do solo subsuperficial	mg/kg	<i>0,116</i>	<i>0,0407</i>	7,46	0,993	<i>1,71</i>

Nota: Valores para receptores residenciais e risco carcinogênico 10⁻⁵.

Valores em vermelho itálico ultrapassaram os limites de ocorrência do composto no meio avaliado, não devem ser utilizados na avaliação de risco.