

Análise da Sensibilidade da Metodologia RBCA para Diferentes Texturas de Solos Contaminados por Gasolina.

Luana Barki

Patricia Claudio Nolasco

Projeto Final de Curso em Engenharia
Química

Orientador:

Prof.^a Denize Dias de Carvalho, D. Sc.

Novembro de 2007

**ANÁLISE DA SENSIBILIDADE DA METODOLOGIA RBCA
PARA DIFERENTES TEXTURAS DE SOLOS
CONTAMINADOS POR GASOLINA**

Luana Barki

Patrícia Claudio Nolasco

Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Engenharia Química.

Aprovado por:

Elioni Maria de Arruda Nicolaiewsky, D. Sc.

Selma Gomes Ferreira Leite, D. Sc.

Ladimir José de Carvalho, D. Sc.

Orientado por:

Denize Dias de Carvalho, D. Sc.

Co-orientado por:

Laís Alencar de Aguiar, D. Sc.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Novembro de 2007

Ficha Catalográfica

Barki, Luana; Nolasco, Patricia Claudio.

Análise de diferentes texturas de solos contaminados por gasolina/ Luana Barki; Patricia Claudio Nolasco. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2007.

xiv, 97 p.

(Projeto Final) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2007.

Orientadores: Denize Dias de Carvalho e Laís Alencar de Aguiar.

1. Solos. 2. Contaminação. 3. Gasolina. 4. RBCA. 5. RBSL

I. Título

II. Projeto Final (Graduação – UFRJ/EQ).

Luana Barki dedica este projeto a sua mãe, Rosa, aos seus avós, Renée e Constantin, e ao seu namorado Pedro pela base, apoio e incentivo.

Patricia Nolasco dedica este projeto aos seus pais Sandra e Carlos, aos seus avós, e ao seu namorado Gustavo pela força e apoio dedicados em todos os momentos.

“O saber é o único instrumento de produção que não está sujeito a rendimentos decrescentes”

John Maurice Clark (1927)

Agradecimentos

A Deus.

À família pelo amor, paciência e força a cada passo.

À Orientadora e Co-Orientadora pela ajuda e orientação.

Ao Prof. Claudio Bettini, à Denize Glória Barcellos Ramos e à Prof.^a Maria Cláudia Barbosa, pelo apoio, material de estudo fornecido, suporte e incentivo em todas as etapas.

Aos amigos da Empresa de Pesquisa Energética e da Shell pela oportunidade, dicas, confiança e tempo dispensado para a realização deste trabalho.

Aos amigos da EQ pela ajuda e momentos de descontração ao longo destes anos.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Resumo do Projeto Final apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenheiro Químico.

Análise da Sensibilidade da Metodologia RBCA para Diferentes Texturas de Solos Contaminados por Gasolina

Luana Barki

Patricia Claudio Nolasco

Novembro, 2007

Orientador: Prof.^a Denize Dias de Carvalho, D. Sc.

Co-orientador: Prof.^a Laís Alencar de Aguiar, D. Sc.

As atividades de distribuição e armazenamento de derivados de petróleo têm contribuído para a geração de passivos ambientais em solos e águas subterrâneas. A preocupação com esse assunto cresceu após inúmeros derramamentos, fazendo com que as legislações se tornassem cada vez mais restritivas. Além disso, inúmeros estudos vêm sendo realizados para desenvolver soluções e minimizar tais impactos ao meio ambiente através de medidas preventivas e/ou mitigadoras. Este trabalho tem como objetivo contribuir para a análise do impacto da contaminação de gasolina em três diferentes texturas de solo, utilizando a metodologia RBCA (Risk-Based Corrective Action) proposta pela norma E 1739-95 (ASTM, 2002), cuja base foi adotada pelo procedimento da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) em 2006. De uma forma geral, identificou-se que a contaminação em um solo arenoso apresenta maior risco ao meio ambiente e à saúde humana, quando comparado aos solos argiloso e siltoso, visto que os contaminantes se dispersam mais facilmente. No entanto, recomendam-se estudos mais aprofundados para um maior detalhamento do impacto.

Lista de Figuras

<i>Figura 1 - Estrutura Molecular dos BTEX.....</i>	<i>12</i>
<i>Figura 2 – Distribuição de águas no planeta.....</i>	<i>14</i>
<i>Figura 3 - Ciclo Hidrológico.....</i>	<i>15</i>
<i>Figura 4 - Tipos de aquíferos quanto à pressão.....</i>	<i>17</i>
<i>Figura 5 - Horizontes do Solo.....</i>	<i>19</i>
<i>Figura 6 – Composição do Solo Ideal.....</i>	<i>19</i>
<i>Figura 7 – Caracterização esquemática da zona não-saturada e saturada.....</i>	<i>21</i>
<i>Figura 8 – Escala de textura utilizada para solos.....</i>	<i>22</i>
<i>Figura 9 - Relação entre a área superficial e o tamanho das partículas.....</i>	<i>23</i>
<i>Figura 10 - Diagrama triangular da classificação dos solos.....</i>	<i>24</i>
<i>Figura 11 - Interação dos fatores na Avaliação de Risco.....</i>	<i>26</i>
<i>Figura 12. Fluxograma de Avaliação de Cenário de Exposição.....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 13 – Gráfico dos valores limites do Benzeno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”.....</i>	<i>83</i>
<i>Figura 14 - Gráfico dos valores limites do Tolueno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”.....</i>	<i>83</i>
<i>Figura 15 – Gráfico dos valores limites do Etilbenzeno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”.....</i>	<i>84</i>
<i>Figura 16 - Gráfico dos valores limites do Xileno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”.....</i>	<i>84</i>
<i>Figura 17 - Gráfico dos valores limites do Benzeno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes fechados a partir de água subterrânea”.....</i>	<i>85</i>
<i>Figura 18 – RBSL Residencial do benzeno – “Ingestão, Inalação de Vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial”.....</i>	<i>87</i>
<i>Figura 19- RBSL Residencial do benzeno – “Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial”.....</i>	<i>88</i>
<i>Figura 20 - RBSL Residencial do benzeno – “Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial”.....</i>	<i>89</i>
<i>Figura 21– RBSL Residencial do benzeno – “Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea”.....</i>	<i>90</i>

Lista de Tabelas

<i>Tabela 1 - Composição da gasolina</i>	7
<i>Tabela 2 - Solubilidade dos compostos BTEX em água a 25°C</i>	9
<i>Tabela 3 - Classificação de Compostos Hidrofóbicos quanto à sua mobilidade no solo</i>	11
<i>Tabela 4 - Parâmetros do Contaminante</i>	64
<i>Tabela 5 - Porosidade dos Diferentes Tipos de Solos</i>	66
<i>Tabela 6 - Porosidade considerada para a análise</i>	66
<i>Tabela 7 – Densidade considerada para a análise</i>	67
<i>Tabela 8 – Fração de Carbono Orgânico considerada para a análise</i>	67
<i>Tabela 9 – Espessura da Franja Capilar considerada para a análise</i>	68
<i>Tabela 10 – Taxa de Infiltração de Água no Solo considerada para a análise</i>	69
<i>Tabela 11 – Conteúdo volumétrico de água e ar considerados para a análise</i>	71
<i>Tabela 12 – Faixa de valores de Condutividade Hidráulica</i>	72
<i>Tabela 13 – Velocidade de Darcy considerada para a análise</i>	73
<i>Tabela 14 - Parâmetros do meio físico</i>	74
<i>Tabela 15 - Dados de Saída para um Solo Tipicamente Arenoso</i>	76
<i>Tabela 16 - Dados de Saída para um Solo Tipicamente Siltoso</i>	77
<i>Tabela 17 - Dados de Saída para um Solo Tipicamente Argiloso</i>	78
<i>Tabela 18 – Variações dos valores limites para uma área residencial</i>	80
<i>Tabela 19 - Variações dos valores limites para uma área comercial / industrial</i>	80
<i>Tabela 20 - RBSL Residencial do BTEX</i>	81

Lista de Abreviaturas e Siglas

ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas

AR – Avaliação de Risco

ASTM – American Society for Testing and Materials dos EUA

BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

EPE – Empresa de Pesquisa Energética

HEAST – Health Effects Assessment Summary Tables

HI – Índice de Perigo (Hazard Index)

IRIS – Integrated Risk Information System

LNAPL – Fase Líquida imiscível menos densa que a água (Light Non-Aqueous Phase Liquid)

LOAEL – Nível Mínimo de Efeitos Adversos Observados (Lowest Observed Effect Level)

MS – Ministério da Saúde

NASUS - National Academy of Science dos Estados Unidos da América

NOAEL – Nível de Efeitos Adversos não Observados (No Observed Adverse Effect Level)

POE – Ponto de Exposição

RBCA (ou ACBR) – Risk-Based Corrective Action (Ação Corretiva Baseada no Risco)

RBSL (ou NABR) – Risk-Based Screening Level (Níveis Aceitáveis Baseados no Risco)

RME – Exposição Máxima Razoável (Reasonable Maximum Exposure)

SSTL (ou CMEA) – Site Specific Target Level (Concentração Meta Baseada no Risco)

USEPA – United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental Americana)

Lista de Símbolos

η - fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes

τ – tempo médio do fluxo de vapor

θ_{acap} – conteúdo volumétrico de ar na franja capilar

θ_{acrack} – conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes

δ_{air} – velocidade do ar na zona de respiração

δ_{gw} – espessura da pluma dissolvida na água subterrânea

ρ_s – densidade do solo

θ_t – porosidade total do solo

θ_{wcap} – conteúdo volumétrico de água na franja capilar

θ_{wcrack} – conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes

θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água no solo

ATc – Tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos

ATn – Tempo de avaliação para efeitos não carcinogênicos

BW – massa corpórea

Dair – coeficiente de difusão no ar

Dwat – coeficiente de difusão na água

ED – duração da exposição

EF – frequência de exposição

ER – razão de troca de ar em espaços fechados

foc – fração de carbono orgânico no solo

H – coeficiente da Lei de Henry

hcap – espessura da franja capilar

Heff – coeficiente efetivo da Lei de Henry

hv – espessura da zona não saturada

I – taxa de infiltração de água no solo

IRair – taxa de inalação de ar

IRsoil – taxa de ingestão de partículas de solo

IRw – taxa de ingestão de água

koc – coeficiente de partição carbono orgânico-água

ks (ou kd) – coeficiente de partição solo-água

Lb – razão volume/área de infiltração para ambiente fechado
Lcrack – espessura das fundações/paredes de construções
LFsw – fator de lixiviação do solo subsuperficial para água subterrânea
Lgw – profundidade do nível d'água
Lss – espessura do solo superficial
M – fator de aderência do solo na pele
Ps – taxa de emissão de partículas
RAFd – fator de absorção dermal relativa
RAFo – fator de absorção oral relativa
RfDd – dose de referência dermal
RfDi – concentração de referência para inalação
RfDo – dose de referência oral
S – solubilidade do composto puro em água
SA – área superficial da pele disponível para contato
SFd – fator de carcinogenicidade dermal
SFi – fator de carcinogenicidade por inalação
SFo – fator de carcinogenicidade oral
Uair – velocidade do ar na zona de respiração
Ugw – velocidade de Darcy para a água subterrânea
VFp – fator de emissão de partículas
VFs,amb – fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos
VFs,esp – fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados
VFss,amb – fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos
VFW,amb – fator de volatilização de água subterrânea para ambientes abertos
VFW,esp – fator de volatilização de água subterrânea para ambientes fechados
W – comprimento longitudinal da área fonte de contaminação
THQ – meta de índice de perigo para não carcinogênicos
TR – meta para risco carcinogênico
UF – fração de compostos químicos não ionizáveis na água

Sumário

1	Introdução.....	1
1.1	Relevância	1
1.2	Objetivo.....	3
2	Revisão Bibliográfica.....	4
2.1	Áreas Contaminadas.....	4
2.1.1	Conceitos	5
2.2	Contaminantes.....	6
2.2.1	Considerações Gerais.....	6
2.2.2	Gasolina	7
2.2.3	Características físico-químicas e toxicológicas da Gasolina.....	8
2.2.4	Fases dos Hidrocarbonetos	12
2.3	Águas Subterrâneas	14
2.4	Solos.....	18
2.4.1	Tipos de solos.....	22
2.5	Conceitos de Análise de Risco	25
2.6	Metodologia RBCA (Risk-Based Corrective Action).....	29
2.7	Detalhamento do nível 1	33
2.7.1	Cenários de Exposição	34
2.7.2	Tabelas de referência de RSBLs:	37
3	Metodologia	39
3.1	Detalhamento das Equações utilizadas:.....	39
3.1.1	Coeficientes de difusão efetiva (D_i^{eff})	41
3.1.2	Concentração de saturação do solo (C_s^{sat}).....	44

3.1.3	Fator de Lixiviação do Solo Subsuperficial para a água subterrânea (LF_{sw}).....	44
3.1.4	Fatores de Volatilização (VF_i).....	45
3.1.5	Cálculo dos RSBLs (Risk-Based Screening Levels).....	52
3.1.5.1	<i>Inalação de vapores:</i>	53
3.1.5.2	<i>Ingestão de água subterrânea</i>	54
3.1.5.3	<i>Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea</i>	55
3.1.5.4	<i>Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea</i>	56
3.1.5.5	<i>Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial</i>	56
3.1.5.6	<i>Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial</i>	58
3.1.5.7	<i>Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial</i>	59
3.1.5.8	<i>Ingestão (ou inalação) de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea</i>	60
3.1.6	Parâmetros Considerados:.....	61
3.1.6.1	<i>Parâmetros de exposição:</i>	61
3.1.6.2	<i>Parâmetros Adicionais</i>	63
3.1.6.3	<i>Parâmetros do Contaminante</i>	63
3.1.6.4	<i>Parâmetros do meio físico:</i>	65
4	Resultados e Discussão	75
4.1	Dados de Saída do Programa.....	75
4.2	RBSL Comercial / Industrial x RBSL Residencial.....	79
4.3	BTEX.....	81
4.4	Análise das vias de Exposição para cada textura de solo.....	82
4.4.1	<i>Inalação de Vapores em ambientes abertos (ou fechados) a partir da água subterrânea:</i>	85

4.4.2	Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial:.....	87
4.4.3	Inalação de vapores em ambientes abertos (ou fechados) a partir do solo subsuperficial:.....	88
4.4.4	Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea:.....	90
5	Conclusões.....	91
	Referências Bibliográficas	93

1 Introdução

1.1 Relevância

O petróleo é a principal fonte de energia do mundo. É um recurso energético que constitui um dos principais suportes para o desenvolvimento econômico mundial. A importância do petróleo está na diversidade de derivados que dele podem ser extraídos, com largo emprego nas atividades econômicas, principalmente na forma de combustíveis. O petróleo é o combustível predominante no setor de transportes. É também responsável pela geração de energia elétrica, além de estar presente na produção de alimentos, eficiência industrial, calefação em diversos países do mundo (Aneel, 2002).

Durante muitas décadas, o petróleo foi o grande propulsor da economia internacional, chegando a representar, no início dos anos 70, quase 50% do consumo mundial de energia primária (Aneel, 2002). Embora declinante ao longo do tempo, sua participação nesse consumo ainda é representativa e deverá se manter expressiva por várias décadas.

Hoje a produção mundial de petróleo gira em torno de 80 milhões de barris por dia, enquanto a sua demanda já atinge cerca de 79 milhões diários (EPE, 2006).

Apesar da expansão da hidroeletricidade e do desenvolvimento científico e tecnológico nas últimas décadas visando encontrar fontes alternativas, o petróleo ainda é responsável por aproximadamente 7,9% de toda a eletricidade gerada no mundo (Aneel, 2002).

No entanto, o uso do petróleo e seus derivados vem acompanhado de impactos negativos podendo trazer grandes riscos para o meio ambiente, desde o processo de extração, transporte, refino, até o consumo, quando ocorre inclusive emissão de gases que poluem a atmosfera.

O armazenamento de combustíveis, realizado em tanques subterrâneos, constitui uma importante fonte de poluição ambiental afetando a qualidade do solo, ar e águas subterrâneas. Acidentes envolvendo vazamento de combustível nesses tipos de tanques merecem especial atenção por estarem instalados especialmente

em áreas urbanas densamente povoadas, expondo a população a substâncias tóxicas ao meio ambiente e à saúde humana. (Gouveia, 2004).

Os compostos químicos, elementos ou combinações, por sua quantidade, concentração, características físicas ou toxicológicas, podem representar um perigo imediato ou potencial à saúde humana ou ao ambiente, quando são inadequadamente usados, tratados, armazenados, transportados ou eliminados.

A sociedade está cada vez mais preocupada com os riscos dessas atividades. Os acidentes industriais ocorridos nos últimos anos, em particular na década de 80, contribuíram de forma significativa para despertar a atenção das autoridades governamentais, da indústria e da sociedade como um todo. Incentivaram a busca de mecanismos para a prevenção desses episódios, que comprometem a segurança das pessoas e a qualidade do meio ambiente (CETESB, 2007).

Diante dos riscos à saúde humana, as autoridades nos países industrializados criaram procedimentos de avaliação que, além de dimensionar o risco, determinam recomendações para eliminação da exposição humana, ações de saúde direcionadas às populações expostas, bem como ações de remediação das fontes de emissão.

O encaminhamento de soluções para as áreas contaminadas, por parte dos órgãos governamentais e não governamentais, deve contemplar medidas que assegurem o conhecimento das características e impactos causados, criação e aplicação de instrumentos necessários à tomada de decisão e formas e níveis de intervenção mais adequados, sempre com o objetivo de minimizar os riscos ambientais e à saúde humana (Tirlone, 2004).

Os gastos com ações de remediação de áreas contaminadas por vazamentos têm sido expressivos. A complexidade na definição de metas para remediação de áreas contaminadas é um desafio para a comunidade científica. A experiência internacional tem mostrado a inconveniência de estabelecer valores fixos, através de uma legislação específica para solo e águas subterrâneas, uma vez que esses valores dependem do tipo de solo e do uso pretendido para a área (CETESB, 1999).

No contexto das áreas contaminadas, a avaliação de risco pode ser entendida como um processo para identificar e avaliar os riscos reais e potenciais que a alteração da qualidade do solo pode causar à saúde humana e a outros organismos vivos (CETESB, 1999).

Dessa forma, a tendência internacional é a utilização da Avaliação do Risco à saúde humana, para o estabelecimento das metas de remediação, com base no cenário e vias ou rotas de exposições específicas da área contaminada ou considerando um cenário genérico, no caso da determinação de valores de intervenção.

No Brasil, a Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – é o órgão ambiental pioneiro nos estudos relacionados à avaliação de risco. Possui um procedimento próprio, baseado na metodologia RBCA (Risk Based Screening Levels).

A avaliação de risco à saúde das populações expostas a contaminantes ambientais representa um instrumento importante para a tomada de decisões e implementação, de maneira sistemática de articulações e de ações intra e intersetoriais, visando à promoção e proteção da saúde, melhorando assim as condições sociais e de vida.

1.2 Objetivo

O objetivo principal do presente trabalho foi o de analisar três diferentes texturas de solos - argiloso, siltooso e arenoso - em áreas contaminadas por gasolina, especificamente pelos compostos Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno, através da sensibilidade da metodologia RBCA.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Áreas Contaminadas

No Brasil, mais especificamente no Estado de São Paulo, os casos de contaminação começaram a ser identificados a partir de 1980, com intensificação das ocorrências na década de 1990, principalmente com os eventos relacionados à disposição de resíduos e vazamento de combustíveis em postos de serviços, levando também à definição e implantação do Sistema de Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo. Apesar desse avanço, ainda há a necessidade de melhorar os procedimentos de responsabilização ambiental nos casos de contaminação do solo e da água subterrânea, principalmente os relacionados a casos complexos como áreas abandonadas e/ou desativadas.

De acordo com a definição de área contaminada pela CETESB (2007b), “Uma área contaminada pode ser definida como uma área, local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural”.

A existência de uma área contaminada pode gerar problemas como danos à saúde humana, comprometimento da qualidade dos recursos hídricos, restrições ao uso do solo e danos ao patrimônio público e privado, com a desvalorização das propriedades, além de danos ao meio ambiente (CETESB, 2007a).

A questão da contaminação do solo e das águas subterrâneas tem sido objeto de grande preocupação nas três últimas décadas em países industrializados, principalmente nos Estados Unidos e na Europa. Esse problema ambiental torna-se mais grave para centros urbanos industriais como a Região Metropolitana de São Paulo (CETESB, 2007b).

2.1.1 Conceitos

A. Contaminação x Poluição

Os conceitos de contaminação e poluição muitas vezes se confundem e, como primeira abordagem do assunto, seguem algumas definições.

Contaminação é a ação ou efeito de corromper ou infectar por contato. Ocorre pela introdução de elementos no meio em concentrações nocivas à saúde humana, tais como: organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou radioativas. Termo usado, muitas vezes, como sinônimo de poluição, porém, quase sempre empregado em relação direta a efeitos sobre a saúde do homem (SEMA, 2004).

Poluição é qualquer interferência prejudicial aos usos preponderantes das águas, do ar e do solo, previamente estabelecidos. Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente, causada por atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população. É a adição ou o lançamento de qualquer substância, ao meio ambiente em quantidades que resultem em concentrações maiores que as naturalmente encontradas. Os tipos de poluição são, em geral, classificados em relação ao componente ambiental afetado (poluição do ar, da água, do solo), pela natureza do poluente lançado (poluição química, térmica, sonora, radioativa etc.) ou pelo tipo de atividade poluidora - poluição industrial, agrícola etc. (SEMA, 2004).

B. Área Contaminada x Passivo Ambiental

Deve ser destacada a diferença observada entre as definições dos termos “área contaminada” e “passivo ambiental”. O termo “área contaminada” significa a ocorrência de alteração na qualidade do solo ou água subterrânea provocada por uma fonte de contaminação, podendo causar danos à saúde humana ou ao meio ambiente ou a outro bem a proteger. O termo “passivo ambiental” se refere ao valor monetário necessário para recuperar a área contaminada, acrescido de outros valores como multas, honorários, compensação ambiental, entre outros. Dessa forma, a recuperação do passivo ambiental não se restringe aos custos da

investigação e remediação de uma área contaminada, embora em muitos casos esses se constituam no principal valor.

2.2 Contaminantes

2.2.1 Considerações Gerais

A presença de contaminantes no solo deve-se a uma fonte contaminante e à ação da água percolante que é o mais importante agente transportador de substâncias pelo subsolo. É de grande importância um detalhamento das condições do meio, da contaminação e do fluxo, além das propriedades do poluente e do solo, para que se possa estimar a extensão da área afetada e o avanço da pluma, e assim, possibilitar a elaboração de métodos de tratamento e prevenção à poluição (Borges, 1996 *apud* Ramos, 2004).

A mobilidade dos contaminantes nos solos pode ser influenciada por alterações nas seguintes variáveis: solo, contaminante e meio ambiente. Em geral, a alteração em uma dessas variáveis ocasionará modificações nas outras duas e, portanto, é difícil limitar a extensão de cada uma delas. Segundo Ramos (2004), as principais alterações são:

- ✓ Variáveis do solo: tipo de solo, mineralogia, distribuição granulométrica, estrutura do solo, minerais acessórios, capacidade de troca catiônica, tipo e teor de matéria orgânica presente;
- ✓ Variáveis do contaminante: tipo, concentração e outras substâncias presentes, densidade, viscosidade, pH, polaridade, demanda bioquímica e demanda de oxigênio;
- ✓ Variáveis do meio ambiente: condições hidrogeológicas e aeróbicas, temperatura, microorganismos presentes, potencial de oxi-redução.

2.2.2 Gasolina

O contaminante em estudo neste trabalho é a gasolina, uma mistura complexa, constituída por mais de uma centena de compostos químicos diferentes, que possui uma composição extremamente variável e dependente das condições de refino, do petróleo que a gerou e da finalidade para a qual foi produzida (Takeshita, 2006). Os hidrocarbonetos presentes na sua composição pertencem à série C4 a C12 sendo a maior parte deles alifáticos e aromáticos. Dentre os hidrocarbonetos alifáticos, podem-se citar: Butano, Penteno e Octano; dentre os aromáticos merecem destaque o Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno (BTEX). Compostos de enxofre, de nitrogênio e compostos metálicos aparecem em baixas concentrações (Penner, 2000).

Em um derramamento de gasolina, uma das principais preocupações é a contaminação de aquíferos que sejam usados como fonte de abastecimento de água para consumo humano. Por ser muito pouco solúvel em água, a gasolina derramada em contato com a água subterrânea se dissolverá parcialmente. Os hidrocarbonetos monoaromáticos, Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e os três Xilenos orto, meta e para, também chamados compostos BTEX, são os constituintes da gasolina que têm maior solubilidade em água e, portanto, são os contaminantes que primeiro irão atingir o lençol freático (Corseuil, 1992). Estes contaminantes são considerados substâncias perigosas à saúde, por serem depressantes do sistema nervoso central e por causarem leucemia em exposições crônicas.

Na tabela 1, encontram-se as concentrações médias dos compostos existentes na gasolina.

Tabela 1 - Composição da gasolina

Composto	Concentração
n-parafinas	15%
Iso-parafinas	30%
Cicloparafinas	12%
Aromáticos, dos quais:	35%
Tolueno	8,3 a 16,8 % (em massa)
Benzeno	1,1% (em volume)
Xilenos	10,3 a 20,8% (em massa)
Olefinas	0,08

Fonte: Ferreira, 2003

A gasolina comercializada na maioria dos estados brasileiros é uma mistura de 24% de etanol e 76% de gasolina a fim de melhorar o desempenho do motor e ainda reduzir as emissões de poluentes (Gouveia, 2004).

De acordo com Silva (2002), a adição de etanol à gasolina pode afetar o comportamento dos hidrocarbonetos monoaromáticos (BTEX) em sistemas subsuperficiais. Dentre as possíveis alterações destacam-se o aumento da solubilidade do BTEX em água (processo de co-solvência) e a elevação da mobilidade desses compostos dissolvidos em água subterrânea.

2.2.3 Características físico-químicas e toxicológicas da Gasolina

A. Densidade

A densidade é uma propriedade extremamente importante da gasolina. Por definição é a relação entre a massa e o volume de uma determinada substância. Representa um forte indício da qualidade do combustível e o seu valor é sempre inferior à densidade da água que é de 0,998 g/ml. Sendo assim, a gasolina é classificada como LNAPL (*Light Non-aqueous Phase Liquid*), fase líquida não aquosa leve, onde a sua fase líquida imiscível irá flutuar sobre a água no caso de um possível vazamento (Ferreira, 2003).

B. Viscosidade

A viscosidade representa a resistência que um gás ou líquido oferece ao fluxo. A adição do etanol à gasolina provoca redução de sua viscosidade, com conseqüente aumento de sua mobilidade uma vez que a viscosidade e a mobilidade são inversamente proporcionais (Ferreira, 2003 *apud* Rodrigues, 2006).

A viscosidade da gasolina pura a 15°C é de 0,62 cP (API, 1996 *apud* Rodrigues, 2006).

C. Pressão de Vapor

O termo pressão de vapor é definido com a pressão na qual a fase vapor de uma determinada substância está em equilíbrio com a sua fase líquida, para uma determinada temperatura e pressão. Esse termo é mais corretamente empregado quando se trata de substâncias puras, para as quais as pressões no ponto de bolha e no ponto de orvalho são coincidentes, e este é o valor da pressão de vapor. No caso das misturas, além da pressão e temperatura, faz-se necessário especificar o percentual volumétrico de líquido em relação ao vapor no equilíbrio de fases (Takeshita, 2006).

Dessa forma, a pressão de vapor de cada um dos constituintes da gasolina depende de sua fração molar. Sabe-se que a pressão de vapor é indicativa da volatilidade uma vez que, quanto maior a volatilidade de uma substância, maior sua pressão de vapor. Sendo assim, a volatilidade dos constituintes da gasolina é dependente da composição da mistura e é inferior à volatilidade do composto puro (Rodrigues, 2006).

D. Solubilidade Aquosa

A solubilidade é uma das mais importantes propriedades que afetam o transporte dos compostos químicos no meio ambiente. Os compostos químicos mais solúveis são facilmente transportados, pois tendem a ter baixo coeficiente de adsorção no solo e a serem mais biodegradáveis (Ferreira, 2003).

Os constituintes da gasolina apresentam diferentes graus de solubilidade em água. Componentes como BTEX são levemente solúveis, enquanto aditivos como o etanol, apresentam solubilidade elevada (Ferreira, 2003).

A Tabela 2 apresenta a solubilidade do BTEX puros à temperatura de 25°C.

Tabela 2 - Solubilidade dos compostos BTEX em água a 25°C

Composto	Solubilidade (mg/L)
Benzeno	1780
Tolueno	515
Etilbenzeno	150
o-xileno	175

Fonte: Ferreira, 2003

E. Coeficiente de Difusão

O coeficiente de difusão é um parâmetro de proporcionalidade que está relacionado com a facilidade que um determinado componente tem de se mover no meio onde está ocorrendo à transferência de massa. Este parâmetro é afetado por diversos fatores (temperatura, pressão, densidade e natureza química das espécies) e tem valores diferentes para gases, líquidos e sólidos.

Os gases, por apresentarem as suas moléculas bem afastadas uma das outras e moverem-se com elevada velocidade, apresentam um maior coeficiente de difusão quando comparado aos coeficientes de líquidos e sólidos. Por sua vez, os sólidos por apresentarem uma estrutura mais rígida, apresentam os menores coeficientes de difusão.

F. Coeficiente de Partição Octanol/Água

O coeficiente de partição Octanol/Água é uma medida de hidrofobicidade de um dado composto químico. Quanto maior essa relação menos moléculas do composto químico que se encontram dissolvidas no octanol serão transferidas para a água.

$$K_{ow} = \frac{C_{\text{octanol}}}{C_{\text{água}}} \quad \text{Equação 2-1}$$

G. Coeficiente de Partição Carbono Orgânico/Água

O coeficiente de partição carbono orgânico/água descreve a partição de um composto químico entre a fase aquosa e a fase sólida do solo quando em contato com a água sendo usado para estimar o coeficiente de adsorção, que indica a mobilidade do composto. Na Tabela 3, encontra-se a classificação dos compostos hidrofóbicos quanto à sua mobilidade no solo.

Tabela 3 - Classificação de Compostos Hidrofóbicos quanto à sua mobilidade no solo

K_{oc}	Classe
0 - 50	muito alta
50 - 150	alta
150 - 500	média
500 - 2000	baixa
2000 - 5000	muito baixa
> 5000	imóvel

Fonte: Borges, 1996 apud Ramos, 2004

H. Toxicidade

Segundo a norma ASTM (2002), em caso de contaminação de solo e água subterrânea por gasolina, o impacto à saúde humana e ao meio ambiente pode ser avaliado com base na exposição dos receptores potenciais a três grupos de contaminantes: hidrocarbonetos aromáticos leves, PAH (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos) e, em vazamentos ocorridos há mais tempo, chumbo (Rodrigues, 2006).

Utiliza-se BTEX como indicadores específicos para caracterização de contaminação da gasolina por serem os constituintes mais solúveis e mais móveis da fração da gasolina. Entretanto, com a adição de solventes hidrofílicos para aumentar o rendimento dos motores e reduzir o volume de compostos voláteis lançados ao meio ambiente, como acontece no Brasil com a adição de 24% de etanol à gasolina, origina-se o processo chamado de co-solvência (Penner, 2000).

O efeito de co-solvência é um elevado aumento da solubilidade dos hidrocarbonetos em contato com a água e assim provoca o aumento da solubilidade de BTEX e redução da tensão interfacial gasolina/água. As interações entre etanol e os BTEX podem ocasionar alterações no comportamento destes contaminantes em relação ao deslocamento de suas plumas, quando comparado ao observado no caso de contaminação por gasolina pura (Fernandes & Corseuil, 2002).

Na Figura 1, apresenta-se a estrutura molecular dos principais contaminantes da gasolina.

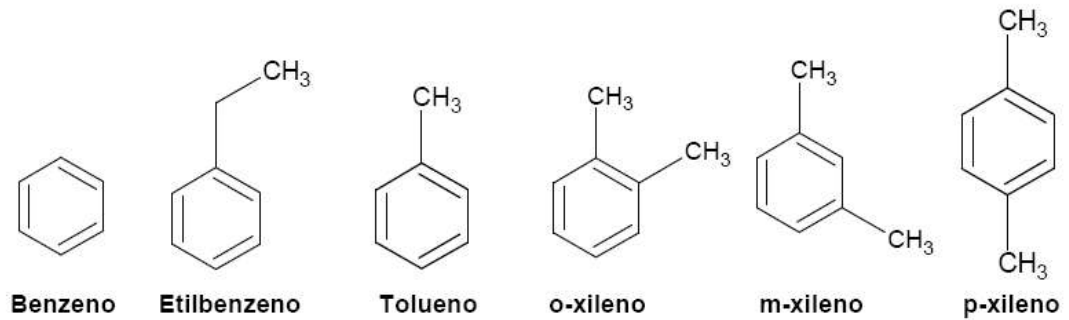


Figura 1 - Estrutura Molecular dos BTEX

Fonte: Ramos, 2004

2.2.4 Fases dos Hidrocarbonetos

Normalmente, um vazamento de combustível promove diferentes fases de contaminação e a gasolina, por apresentar uma extensa composição, possui substâncias com características diferentes de adsorção no solo, pressão de vapor e solubilidade que, ao entrar em contato com o solo, podem situar-se em três, quatro ou até cinco fases distintas (Penner, 2000).

Sendo assim torna-se necessária uma compreensão qualitativa sobre o comportamento das fases dos hidrocarbonetos no solo.

A. Hidrocarbonetos em fase adsorvida

Segundo Guiguer (1996), quando os combustíveis líquidos são liberados no solo, hidrocarbonetos em fase líquida migrarão descendente, graças à gravidade e às forças capilares, e promoverão espalhamento horizontal pela presença de camadas de solo com condutividade hidráulica baixa. Fluidos em movimento descendente podem se acumular acima dessas camadas de condutividade baixa e, ao cessar o movimento vertical, o produto que ficou retido nos poros do material geológico passa a ser denominado de fase adsorvida.

Essa parte adsorvida pode ser subdividida em uma fase em que as moléculas do produto estão aderidas às partículas sólidas do aquífero (denominada de adsorvida corretamente) e em outra onde pequenas quantidades do produto estão isoladas e sem mobilidade nos vazios do solo, denominada residual.

B. Hidrocarbonetos em fase dissolvida

Segundo Guiguer (1996) a fase dissolvida são os hidrocarbonetos presentes na água do solo em que uma parcela do produto que atingiu o lençol se dissolve em contato com a água subterrânea formando uma pluma de contaminação.

C. Hidrocarbonetos em fase livre

Em um derramamento de hidrocarbonetos no solo, quando o produto atinge a zona saturada, passa a flutuar sobre o lençol freático ou franja capilar, por possuir densidade menor que a da água e por ser, de forma global, imiscível, gerando assim a fase livre.

D. Hidrocarbonetos em fase vapor

Os hidrocarbonetos em fase vapor resultam principalmente da volatilização dos hidrocarbonetos em fase adsorvida presentes na zona não saturada e, na maioria dos casos, tendem a seguir caminhos preferenciais e a migrar das áreas de grande pressão para áreas de menor pressão. Os hidrocarbonetos também podem se volatilizar a partir de hidrocarbonetos residuais em fase adsorvida, fase livre e/ou fase dissolvida presentes na água do solo (Penner, 2000).

Pode haver trocas entre as fases, sendo que hidrocarbonetos que se encontram na fase vapor podem se condensar e serem adsorvidos em sólidos do solo ou dissolvidos na água do solo.

2.3 Águas Subterrâneas

Apesar de aparentemente a Terra dispor de uma enorme quantidade de água, 99,45% encontram-se indisponíveis para o consumo: 97,3% represadas nos mares e oceanos e 2,15% congeladas nas regiões polares. Apenas 0,6% de água doce líquida está efetivamente disponível para o consumo humano, uso agrícola e industrial, dos quais 98,5% são as águas subterrâneas (SEMA, 2007).

A Figura 2 apresenta a distribuição das águas no planeta, mostrando o pequeno percentual de água disponível.

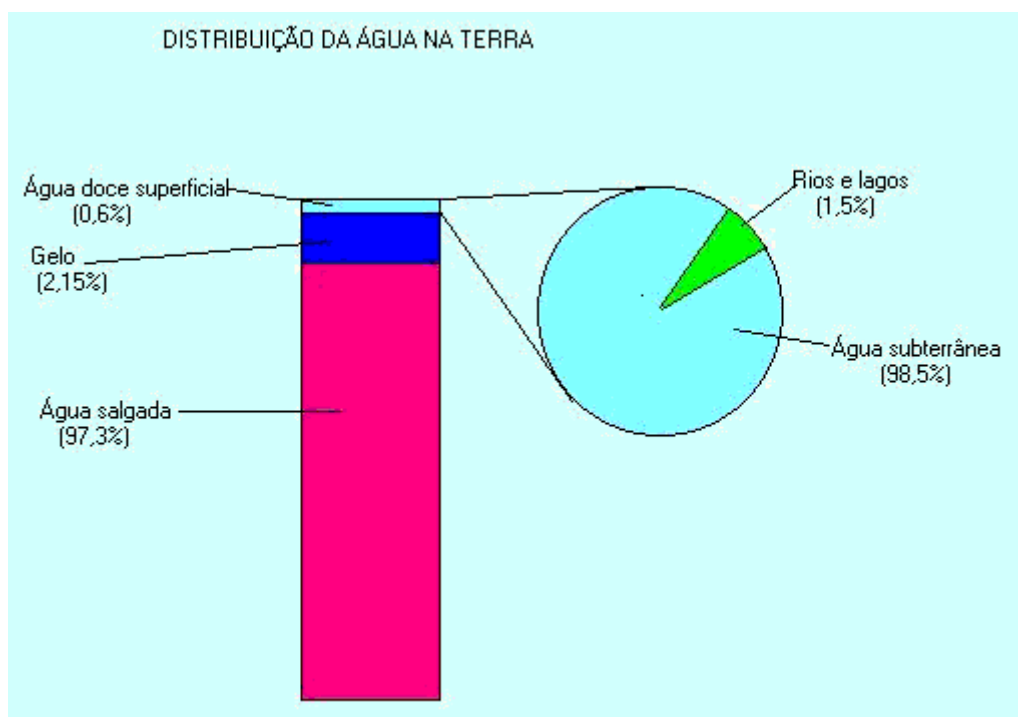


Figura 2 – Distribuição de águas no planeta

Fonte: CETESB, 2001

Segundo a definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas, água subterrânea é a água que ocupa a zona saturada do subsolo ou, num sentido mais amplo, é toda a água que ocorre abaixo da superfície da Terra, preenchendo os poros ou vazios intergranulares das rochas sedimentares, ou as fraturas, falhas e fissuras das rochas compactas (ABNT, 1993).

Quase toda a água subterrânea existente na terra tem origem no ciclo hidrológico, isto é, no sistema pelo qual a natureza faz a água circular do Oceano para a atmosfera e daí para os continentes, de onde retorna superficialmente ou subterraneamente ao Oceano (CPRM, 2000).

Por efeito da radiação solar, as águas dos mares, rios e lagos evaporam, formando as nuvens que, ao encontrarem correntes frias de ar ou baixas pressões atmosféricas, condensam e precipitam sob a forma de chuva, granizo ou neve. Da água precipitada, parte evapora antes mesmo de atingir o solo ou ser interceptada pelas folhas vegetais, parte escoam para os rios, lagos e mares e a outra parte infiltra-se no subsolo formando os reservatórios naturais de águas subterrâneas. A água subterrânea, através de um fluxo muito lento, também alimenta os rios, lagos e mares ou emerge a superfície. As águas doces dos lagos, rios e mares evaporam outra vez e, assim, o ciclo é reiniciado (DRM – RJ, 2001). A Figura 3 apresenta uma caracterização esquemática do ciclo hidrológico.

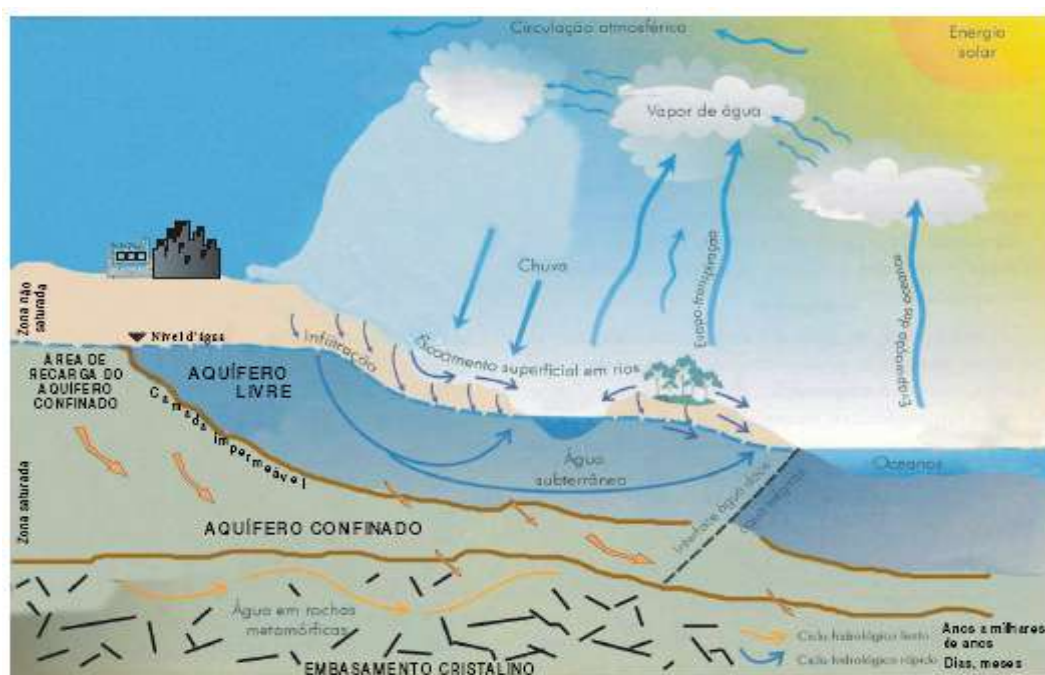


Figura 3 - Ciclo Hidrológico

Fonte: SEMA, 2007

As águas subterrâneas apresentam, geralmente, composição química, pH e mineralização dentro dos parâmetros exigidos pela lei e podem ser utilizadas diretamente sem qualquer tratamento. Fazem parte de uma reserva estratégica no desenvolvimento sócio-econômico, viabilizando as mais diversas atividades e por

muitas vezes constitui a única fonte de água para o abastecimento urbano, industrial e agrícola, tendo em vista a escassez do recurso hídrico superficial. Podem-se citar mais algumas vantagens da utilização das águas subterrâneas, dentre as quais:

- ✓ A captação apresenta baixos custos se comparados com os custos das águas superficiais, por exigir menos construções;
- ✓ Maior facilidade de exploração, podendo ser ter sua prospecção mais popularizada;
- ✓ Menor impacto ambiental, desde que os poços sejam feitos com a devida outorga da autoridade administrativa;
- ✓ As águas subterrâneas por estarem em locais sem contato direto com as nossas atividades são mais protegidas dos agentes poluidores;
- ✓ Permitem um planejamento modular na oferta de água à população, isto é, mais poços podem ser perfurados à medida que aumente a necessidade, dispensando grandes investimentos de capital de uma única vez.

A água existente num reservatório natural foi acumulada por anos, ou mesmo séculos e pode ser bombeada com segurança ano após ano dependendo da capacidade do reservatório natural e das condições climáticas e geológicas que possibilitem a sua reposição. Se a quantidade de água retirada através do poço for menor que a quantidade recuperada através da infiltração, o bombeamento pode continuar indefinidamente, sem causar qualquer efeito desastroso. Porém, se o bombeamento for maior que a recarga, poderá haver em longo prazo o esgotamento do aquífero.

Ao se tratar das características de solos e águas subterrâneas é importante destacar o conceito de aquífero. De acordo com ABAS (2005), "Aquífero é uma formação geológica do subsolo, constituída por rochas permeáveis, que armazena água em seus poros ou fraturas". Vê-se, portanto, que para ser um aquífero, uma rocha ou sedimento tem que ter porosidade suficiente para armazenar água, e que estes poros ou espaços vazios tenham dimensões suficientes para permitir que a água possa passar de um lugar a outro, sob a ação de um diferencial de pressão hidrostática.

Quanto à superfície superior (segundo a pressão da água), existem essencialmente dois tipos de aquífero:

- ✓ Aquífero livre: Formação geológica permeável e parcialmente saturada de água. É limitado na base por uma camada impermeável e o nível da água no aquífero está à pressão atmosférica.
- ✓ Aquífero Confinado: Formação geológica permeável e completamente saturada de água. É limitado no topo e na base por camadas impermeáveis e a pressão da água no aquífero é superior à pressão atmosférica.

A Figura 4 traz uma apresentação esquemática dos tipos de aquíferos.

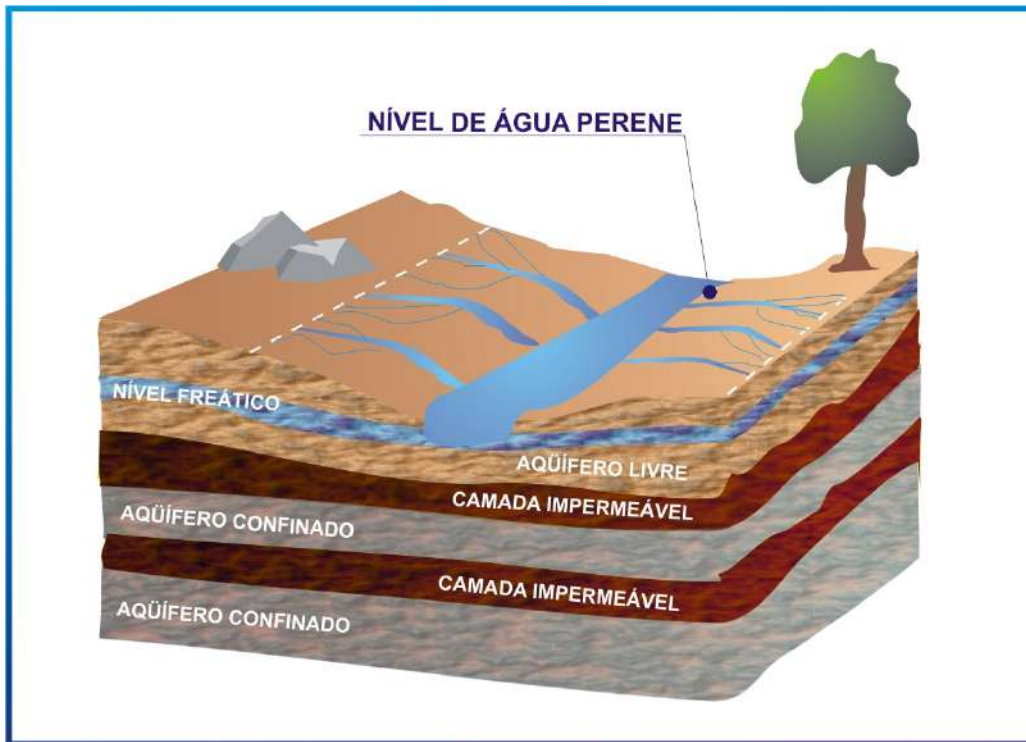


Figura 4 - Tipos de aquíferos quanto à pressão.

Fonte: Adaptado de IGM (2001) apud ABAS (2007)

2.4 Solos

O solo é um corpo natural heterogêneo que contém partículas minerais, ar, água, matéria orgânica e microorganismos. Ele é responsável pela maior parte da cobertura da superfície continental e, como é resultante das interações da litosfera, hidrosfera, atmosfera e biosfera, a sua composição e espessura são bem variadas.

A formação dos solos consiste na desintegração das rochas influenciada por diversos fatores (físicos, químicos e biológicos) onde muitas reações químicas estão ocorrendo. Permanecem os minerais primários e os secundários mesclando-se com a matéria orgânica em decomposição. As substâncias solúveis podem se movimentar pela ação da água e as partículas finas aglutinando-se ocasionando o aparecimento gradual de uma série de camadas, de estrutura e composição diferentes.

Segundo Salles (1997), a estrutura do solo apresenta-se em camadas ou horizontes, denominados de O, A, B, C e R como se pode verificar na Figura 5.

O horizonte O apresenta detritos orgânicos como folhas, galhos e restos orgânicos e consiste na camada superficial dos solos. O horizonte A é a camada mineral próxima à superfície contendo uma mistura da rocha alterada e de húmus. Apresenta constituição mais ou menos estável sendo empobrecida por perdas de materiais sólidos translocados para o horizonte B. O horizonte B apresenta muito dos nutrientes lixiviados dos horizontes superiores e ainda tem restos de húmus. O horizonte C é o nível onde se inicia a decomposição da rocha e não contem húmus e o horizonte R consiste na rocha matriz não alterada.

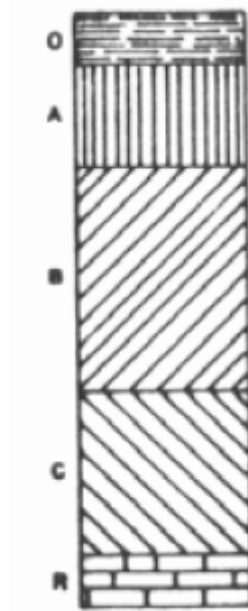


Figura 5 - Horizontes do Solo

Fonte: Salles, 1997

Segundo Penner (2000), o solo do ponto de vista pedológico é um sistema multicomponente constituído por três fases distintas: gasosa, líquida e sólida, que variam de solo para solo e mesmo dentro de um mesmo solo. A fase sólida é constituída pelo material parental (rocha) local ou transportado e material orgânico, originário da decomposição vegetal e animal. A fase líquida, a água ou a solução do solo (elementos orgânicos e inorgânicos em solução), e a fase gasosa, de composição variável, de acordo com os gases produzidos e consumidos pelas raízes das plantas e dos animais - CO₂ e O₂ (CETESB, 2001). Na Figura 6 encontra-se a composição do solo ideal.

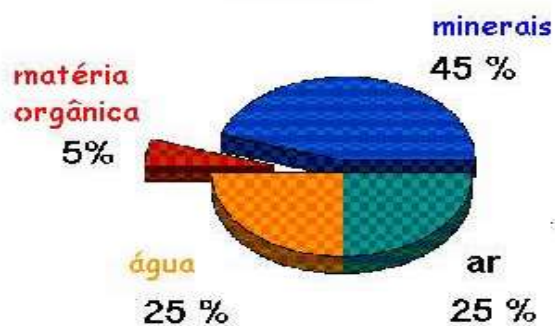


Figura 6 – Composição do Solo Ideal

Fonte: CETESB, 2001

O ar existente no solo localiza-se no interior dos poros, competindo com a água pelo mesmo espaço. É uma fase descontínua e variável, devido às reações químicas e à atividade biológica: respiração das raízes e de outros organismos decomposição da matéria orgânica e reações que consomem O_2 e liberam CO_2 .

A fase sólida é formada pelos constituintes minerais e orgânicos. A fração orgânica é composta por detritos vegetais e animais, em variados estágios de decomposição, que fornecem nutrientes às plantas, constituem a fonte alimentar mais importante dos microorganismos, além de estabilizar a estrutura do solo. A fração inorgânica é composta por fragmentos de vários tamanhos de rochas e sua composição depende da geologia da área, sendo classificada de acordo com os tamanhos das partículas em areia, silte e argila.

A fase líquida é composta por água e sais minerais e caracteriza-se complementar ao ar já que ambos disputam pelo espaço poroso do solo. A ausência de um implica na presença do outro (Prevedello, 1996). A água ao infiltrar-se preenche gradualmente os poros, saturando a faixa inferior dos solos e rochas. A parte que permanece preenchida parcialmente denomina-se zona de aeração, enquanto que a parte onde os interstícios estão repletos de água denomina-se zona saturada (DRM – RJ, 2001).

Na zona saturada não existem espaços preenchidos por ar, de onde surge a sua designação de saturada. Toda a água que passa pela franja capilar vai descendo lentamente, até que chega à zona de saturação, juntando-se à água aí existente, aumentando a quantidade de água armazenada, ou passando a deslocar-se integrada no deslocamento de água subterrâneo dessa zona.

Nas zonas mais superficiais (não-saturadas) além da matéria sólida e da água, também existem pequenos espaços preenchidos por ar.

Na Figura 7, apresenta-se a caracterização das zonas dos solos.

A região não-saturada pode ser dividida em três zonas:

- ✓ Zona de evapotranspiração: é a parte mais superficial, também conhecida como zona de umidade do solo. Nesta zona a água pode ser sujeita a evapotranspiração direta para a atmosfera, pode ser usada no metabolismo das plantas (fotossíntese) e pode continuar a descer.

- ✓ Zona intermediária: é a região compreendida entre a zona de evapotranspiração do solo e a franja capilar apresentando umidade inferior à da franja capilar e superior à apresentada pela zona de umidade do solo. Chega até esta zona a água que não é utilizada na zona de evapotranspiração. Caso o nível do lençol freático se encontre suficientemente próximo da superfície, tal zona pode não existir.
- ✓ Franja capilar: corresponde a uma faixa estreita, próxima ao lençol freático, na qual a água pode ter movimento descendente, por ação da força de gravidade, e movimento ascendente, por ação das forças de capilaridade. Trata-se de uma zona em que a água está em movimento constante e caracteriza-se por apresentar umidade mais elevada, devido à presença da zona saturada logo abaixo.

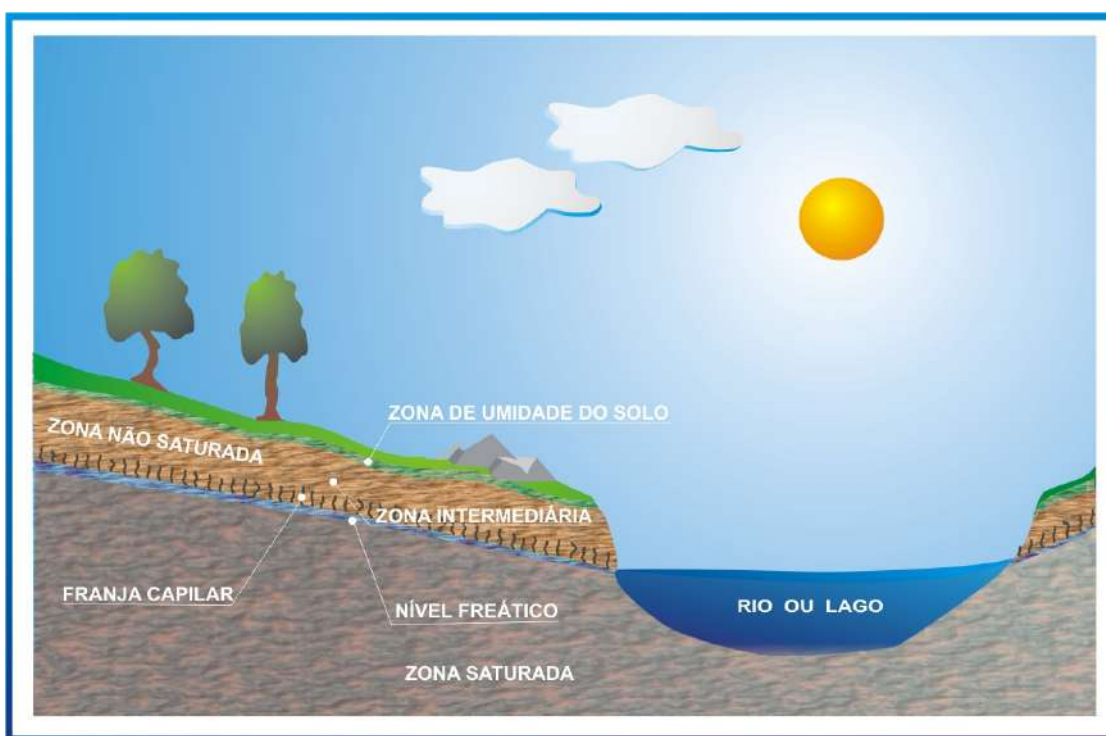


Figura 7 – Caracterização esquemática da zona não-saturada e saturada

Fonte: ABAS, 2007

As propriedades físicas do solo, tais como textura, estrutura, densidade, porosidade, permeabilidade, fluxo de água, ar e calor, são responsáveis pelos

mecanismos de atenuação física de poluentes, possibilitando condições para que os processos de atenuação química e biológica possam ocorrer.

As propriedades químicas dos solos tais como, pH, teor de nutrientes, capacidade de troca iônica e matéria orgânica são, ao lado da atividade biológica, responsáveis pelos principais mecanismos de atenuação de poluentes nos solos. Entre estes, podem ser destacados adsorção, fixação química, precipitação, oxidação, troca e a neutralização (CETESB, 2006).

2.4.1 Tipos de solos

Existem três tipos básicos de solos: arenoso, siltoso e argiloso. Entretanto essa divisão é muito rígida e dificilmente é encontrado um solo que se enquadre em apenas um desses tipos. Por isso quando dizemos que um solo é arenoso, na verdade estamos dizendo que a sua maior parte é areia. Da mesma forma, um solo argiloso é aquele cuja maior proporção é composta por argila.

O principal critério para fazer essa classificação é o tamanho dos grãos. A Figura 8 apresenta os tipos de solo de acordo com a sua granulometria.

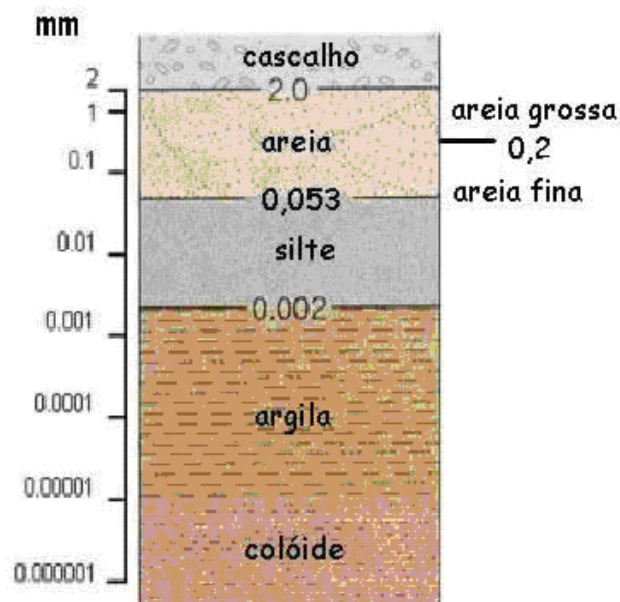


Figura 8 – Escala de textura utilizada para solos

Fonte: CETESB, 2006.

A areia é formada por partículas com diâmetro entre 0,05 mm e 2 mm e são visíveis a olho nu. Seus grãos podem assumir coloração marrom (ou bruna), amarela, ou vermelha como resultado de camadas de óxido de ferro ou alumínio. Essas partículas são relativamente grandes, deste modo, os espaços entre elas também possuem um diâmetro relativamente grande e apresentam superfície específica relativamente baixa ocasionando uma pequena capacidade de retenção de água. Essas partículas possuem formas arredondadas ou angulares dependendo do grau de desgaste a que elas tenham sido sujeitas pelos processos abrasivos durante a formação do solo.

O silte é um solo intermediário que apresenta partículas com diâmetro entre 0,05 mm e 0,002mm, sendo invisíveis a olho nu. Quando comparado à areia os poros entre partículas de silte são menores e mais numerosos permitindo uma maior retenção de água.

A argila é formada por partículas tão pequenas (menores que 0,002 mm) que se comportam como colóides. Essas partículas apresentam poros tão pequenos e irregulares que ocasionam um lento movimento de água e ar no solo e uma grande área superficial específica (área superficial para um dado volume ou massa de partícula) que gera uma enorme capacidade de adsorção de água e outras substâncias. A Figura 9 é um exemplo ilustrativo da influencia da diminuição do diâmetro das partículas e o aumento da área superficial.

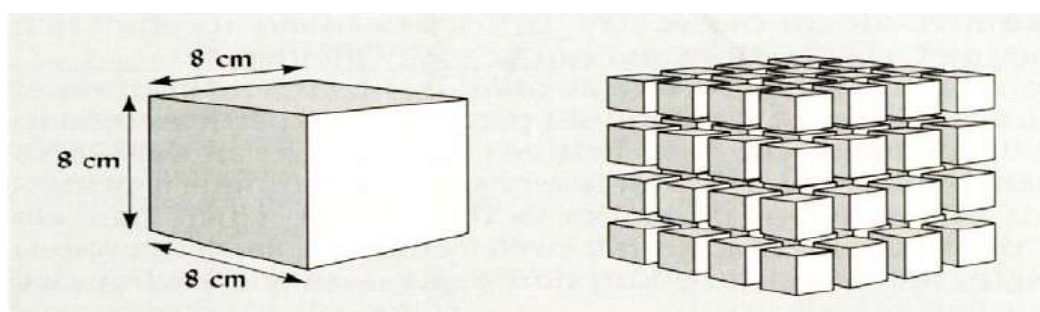


Figura 9 - Relação entre a área superficial e o tamanho das partículas.

Vale ressaltar que o tamanho das partículas influencia diretamente e indiretamente muitas outras propriedades que serão detalhadas posteriormente por fazerem parte do banco de dados de entrada do programa utilizado.

Variações nas proporções de areia, silte e argila resultam na divisão do solo em doze classes texturais como se pode verificar na Figura 10.

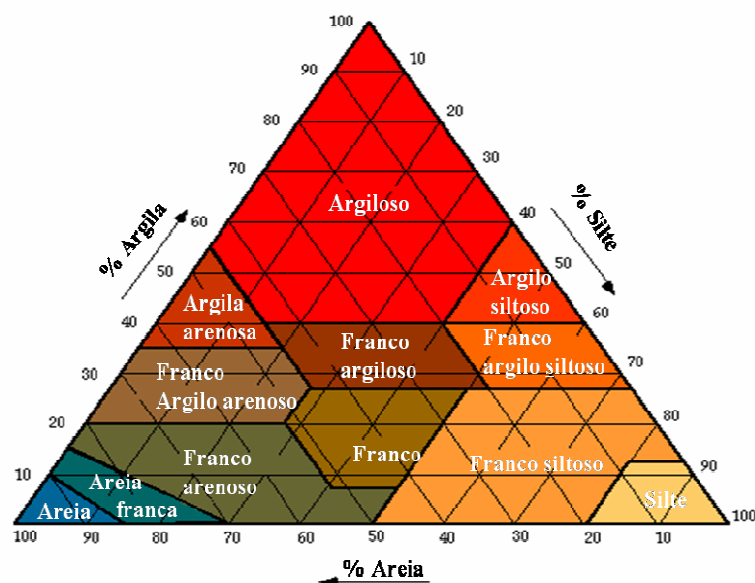


Figura 10 - Diagrama triangular da classificação dos solos

Fonte: Adaptado de Prevedello, 1996

O triângulo apresentado na Figura 10 foi proposto pela USDA (*United States Department of Agriculture*) e adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), descreve as misturas de areia, silte e argila com os seus respectivos nomes. Cada ponto do diagrama corresponde a certa classe textural ou proporção de areia, silte e argila, de tal forma que a projeção das coordenadas desse ponto nas escalas laterais permite conhecer a proporção de cada fração dessa classe. De outro modo, quando se dispõe dos teores de cada fração nas suas respectivas escalas laterais, o encontro dessas coordenadas pelas linhas oblíquas ocorre num ponto do triângulo para o qual se lê diretamente a classe textural a que essas frações pertencem (Prevedello, 1996).

2.5 Conceitos de Análise de Risco

A. Risco

O risco refere-se à probabilidade de ocorrência de um efeito adverso no tempo e no espaço, e à maneira como esses processos afetam (direta ou indiretamente) a vida humana. Pode ser tomado como uma categoria de análise associada às noções de incerteza, exposição ao perigo, perda e prejuízos materiais, econômicos e humanos em função de processos de ordem "natural" e/ou daqueles associados ao trabalho e às relações humanas (Castro, Peixoto & Pires do Rio, 2005).

O risco pode ser ambiental, estudado neste trabalho, social, tecnológico, natural, biológico, e tantos outros, associados à segurança pessoal, saúde, condições de habitação, trabalho, transporte, ou seja, ao cotidiano da sociedade moderna (Castro, Peixoto & Pires do Rio, 2005).

B. Perigo x Risco

Na literatura científica, em língua portuguesa e no vocabulário geral, os termos risco e perigo são freqüentemente considerados sinônimos. No entanto, o uso indiscriminado desses termos tem causado confusão e equívocos em muitas publicações, não ficando claras as possíveis distinções existentes.

Perigo (hazard) é o termo mais abrangente, sendo considerado como a "ameaça potencial a pessoas e bens". O risco (risk) expressa o perigo de forma quantificada. Determina a probabilidade de ocorrência de um evento indesejado e das conseqüências ocasionadas pelo mesmo, em termos de danos às pessoas (mortes e lesões), perdas financeiras e/ou impactos ao meio ambiente nas áreas circunvizinhas, situadas além dos limites físicos da instalação envolvida (CETESB, 2007). Alguns autores complementam: Risco é um componente do perigo.

C. Risco Ambiental

O risco ambiental está envolvido por três fatores principais: o receptor, a fonte de contaminação e a via de transporte, que quando juntos podem representar risco.

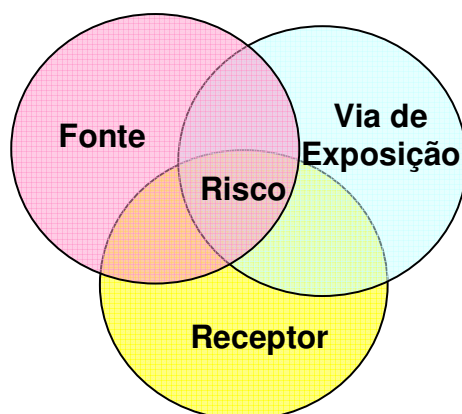


Figura 11 - Interação dos fatores na Avaliação de Risco

Fonte: Kolesnikovas, 2001

A fonte é a área ou ponto onde realmente ocorreu o potencial evento de contaminação ambiental. A fonte de contaminação pode ser primária, que é, teoricamente, a região com maior impacto ambiental para o estudo de avaliação de risco toxicológico, com vazamentos, derrames e emissões atmosféricas. Pode ser também uma fonte secundária em que é a parte do meio físico contaminado que, conforme o nome já informa, atua como fonte secundária para outra parte do meio físico considerada no estudo, como água subterrânea, que gera vapores para região não saturada do solo e, solo contaminado, com particulados tóxicos sendo lixiviado para água subterrânea.

O receptor é o organismo, comunidade, habitat sensível ou ecossistema que esteja exposto direta ou indiretamente a um evento de contaminação ambiental.

O vetor, via de exposição ou via de contato, é o percurso pelo qual o composto químico sai da fonte e chega ao organismo exposto. As variações de trajetória a serem seguidas pelo contaminante até atingir o receptor dependem dos tipos de atividade desenvolvida na área de interesse.

A ausência de qualquer um desses elementos descaracteriza o risco.

D. Análise de Risco Ambiental

A análise de riscos é usada para estimar os riscos à saúde humana e ao meio ambiente, com a caracterização e avaliação da exposição, seguida do uso de modelos matemáticos de transporte e degradação dos contaminantes. Essas ferramentas usadas em conjunto permitem a previsão das concentrações dos contaminantes, bem como o grau de remediação necessário para que os padrões de riscos não sejam extrapolados, e a saúde das populações envolvidas não seja ameaçada (Guimarães, 2003).

A agência ambiental dos EUA (*Environmental Protect Agency* - U.S.EPA) propôs em 1989 uma metodologia estruturada e transparente para se determinar o risco e conseqüentemente as metas de remediação para os cenários americanos com exposição humana. A metodologia RBCA, que será detalhada no decorrer deste trabalho, permite calcular a dose de ingresso que atinge o ser humano através de diferentes vias de exposição, tendo por base os parâmetros específicos do cenário em estudo. Tomando como referência essas doses de ingresso, os riscos de ocorrência de um efeito adverso à saúde humana são calculados para as diferentes vias de exposição, tendo por base os parâmetros de exposição específicos do cenário e da via em estudo (Couto, 2006).

Diversos países utilizam essa experiência atualmente, que se tornou a base de diversos modelos matemáticos disponíveis no mercado. Dentre as metodologias de análise de riscos no cenário mundial, destacam-se a dos EUA, Canadá, Inglaterra, Alemanha e a Holanda.

No Brasil destaca-se a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo), que emitiu em abril de 2001 o documento *Ações Corretivas Baseadas em Risco (ACBR)*, com metodologia baseada na RBCA. É o único órgão brasileiro que dispõe de um documento sobre o procedimento ACBR.

Esta é uma das ferramentas da CETESB adotadas no Sistema de Gerenciamento de Áreas Contaminadas em Postos de Abastecimento, Postos Revendedores, Sistemas Retalhistas, Bases de Distribuição e Terminais onde se manipulam e/ou armazenam compostos derivados do refino do petróleo cru, sendo utilizada para aplicação e orientação das medidas corretivas que devem ser adotadas, e para a determinação das metas de remediação das áreas contaminadas

(CETESB, 2006). A CETESB a utiliza também para estabelecer os valores de alerta e intervenção para uma série de contaminantes em solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2001).

Neste procedimento, a quantificação do risco à saúde humana, bem como no estabelecimento de metas de remediação, consideram-se diversos fatores como as características dos contaminantes (mobilidade, solubilidade, volatilização, etc.), do meio impactado (porosidade, gradiente hidráulico, condutividade hidráulica, etc.), dos meios de transporte (água subterrânea, solo superficial, solo subsuperficial e ar), das vias de ingresso (ingestão, inalação e cutânea) e das populações potencialmente receptoras (massa corpórea média, expectativa de vida, etc.) (CETESB, 2006).

A Avaliação de Risco para sítios contaminados inclui caracterização das fontes de perigo ambiental, identificação das vias de exposição pelas quais um contaminante pode entrar em contato com um receptor, avaliação da relação entre o contaminante e os efeitos adversos (se houver) e, finalmente, estimativa dos efeitos (Guimarães, 2003). Tal processo permite antecipar e atuar sobre eventos ambientalmente danosos, de forma a planejar ações de controle, montar equipes e a agir em emergências, assim como auxiliar no direcionamento dos recursos para onde estes são mais necessários e na identificação de metas específicas a serem atingidas para uma determinada área contaminada.

O RBCA define os limites toleráveis das concentrações dos contaminantes no sítio, determinando conseqüentemente os valores alvo para a etapa de remediação. Esses limites são estabelecidos de modo a não se extrapolar o risco no ponto de exposição.

Dessa forma, a tendência internacional e no Estado de São Paulo é a utilização da Avaliação do Risco à saúde humana, para o estabelecimento das metas de remediação com base no cenário e vias ou rotas de exposição específica da área contaminada ou, considerando um cenário genérico, no caso da determinação de valores de intervenção (Couto, 2006).

2.6 Metodologia RBCA (Risk-Based Corrective Action)

A metodologia RBCA consiste na integração da avaliação do local, seleção da ação de remediação e monitoramento às práticas de avaliação de exposição e risco recomendada pela USEPA.

A metodologia RBCA é um processo de decisão consistente para a avaliação e resposta a uma contaminação de petróleo, baseado na proteção da saúde humana e do meio ambiente. Locais com liberação de petróleo possuem variabilidade em termos de complexidade, meio físico, características químicas, e no risco que eles podem representar para saúde humana e ao ambiente. O modelo RBCA reconhece esta diversidade, e utiliza uma aproximação de Tier (níveis) onde são costuradas atividades de ação corretivas a condições específicas do local e dos riscos, de modo a definir quais as melhores ações corretivas para os sítios com derramamentos de petróleo.

Diante do fato de que as características dos locais variam muito, o RBCA é implementado em níveis crescentes de complexidade dos cálculos, refinamento dos modelos utilizados e dados requeridos, de modo que a avaliação do local contaminado seja personalizada, garantindo maior otimização e menores custos. Cada fase da avaliação é alimentada com dados cada vez mais detalhados e fornece ao final orientação para tomada de decisão e passagem para a fase seguinte (Guimarães, 2003).

Nas etapas iniciais, os modelos são mais simples, os gastos com estudos são pequenos, porém os custos com remediação são maiores. Na medida em que se aprofundam os estudos, há maior investimento nesta etapa, no entanto, os gastos com remediação diminuem.

A avaliação de risco baseia-se em comparações entre as concentrações existentes e as previstas com base no risco, que são as concentrações-alvo. O processo é então utilizado visando definir os limites toleráveis das concentrações de contaminantes no sítio, para que o risco não seja extrapolado no ponto de exposição - POE (Guimarães, 2003).

As suposições utilizadas em cada nível, ou tier, são alimentadas com dados e informações específicas do local. É realizada uma avaliação de cada tier, onde são revisados os resultados e recomendações, e decide-se se a análise sítio-específica está garantida, de forma a prosseguir no estudo.

A metodologia RBCA consiste em dez etapas encadeadas e estão representadas no Fluxograma de Ações Corretivas Baseadas no Risco. A seguir segue o detalhamento de cada uma das etapas, conforme descrito pela norma E 1739-95 (ASTM, 2002).

1º Etapa: Avaliação do sítio

São coletadas inicialmente informações que serão necessárias para: etapa de Classificação do Sítio, verificar a necessidade de ações de resposta iniciais, comparação com RSBL (Risk-Based Screening Levels) e determinar os SSTL (Site-Specific Target Levels). Devem-se identificar as fontes dos compostos químicos, os impactos ambientais evidentes, os receptores (trabalhadores, residências, corpos de água, etc) potencialmente impactados, as vias de transporte principais (por exemplo, fluxo de água de chão, utilidades, atmosférico, dispersão, etc), além de realizar coleta de informações do histórico do local e inspeção visual do sítio.

2º Etapa: Classificação do sítio e ação resposta inicial

A classificação baseia-se no grau de perigo à saúde humana e ao meio ambiente, e, na urgência da implementação de ações de resposta inicial, de acordo com as informações coletadas durante a etapa de avaliação do local.

O sítio é classificado de acordo com um dos cenários descritos em tabelas que vêm associados a uma ação resposta inicial recomendável. Essas ações são implementadas visando eliminar impactos potenciais imediatos à saúde humana e ao meio ambiente. Estas não envolvem remediação, exceto para sítios onde há fontes primárias e perigo imediato. O monitoramento do sítio é apenas realizado para que a contaminação não ultrapasse os níveis aceitáveis de contaminação, enquanto prosseguem as investigações da RBCA.

Esse processo deve ser repetido de modo a reclassificar o sítio quando ocorrem mudanças significativas em suas condições, devido a informações adicionais obtidas ou a implementação de ações provisórias de remediação.

3º Etapa: Avaliação do Tier 1

Essa etapa tem como objetivo gerar a base inicial de informações necessárias para tomada de decisão relativa ao processo de gerenciamento ambiental da área de interesse. Utiliza-se uma Tabela de Referência para montar uma outra tabela com valores de RSBLs, que relacionam os cenários de exposição às concentrações de referência para cada composto considerado. Estas tabelas devem ser elaboradas utilizando-se valores específicos de cada região onde o ACBR será aplicado.

Os principais desdobramentos dessa fase é a não implementação de ações futuras nos casos mais simples, onde não existam condições adversas à saúde humana que justifiquem o aprofundamento dos estudos ou a implementação de ações corretivas visando à eliminação ou redução do risco à saúde humana.

Este nível é o mais conservador, pois considera que o ponto de exposição (POE) localiza-se sobre a área da fonte, desconsiderando os mecanismos de transporte e atenuação dos contaminantes. Além disso, o risco é analisado comparando-se os RSBLs com as maiores concentrações dos contaminantes observadas na área de interesse e não se utilizam parâmetros específicos dos sítios, que desconsidera dados de periculosidade do local, e torna os valores alvos subestimados para que possam ser únicos e satisfazer qualquer sítio.

Após avaliação do Tier 1, se os RSBLs puderem ser aplicados como valores alvos para remediação, pode-se optar pela implementação de ações corretivas. Caso as metas de remediação sejam impraticáveis ou exista alguma limitação tecnológica ou de recursos financeiros, deve-se optar pela passagem para um nível de maior complexidade, onde as informações coletadas possuam um maior grau de detalhamento e especificidade.

4º Etapa: Avaliação dos resultados do Tier 1

De acordo com os resultados da avaliação do tier 1, pode-se ter 4 diferentes ações a serem implementadas.

No caso de as concentrações no ponto de exposição não excederem os RSBL, mas o usuário não puder garantir que esses níveis não serão atingidos no futuro, então há necessidade apenas de monitorar o sítio, sem ações corretivas,

para garantir que a situação permanecerá estável. No entanto, se for concluído que esses valores não serão atingidos, então o processo RBCA se completa.

Se o RSBL for atingido e não houver limitações técnicas ou tecnológicas, é praticável a remediação final, que pode incluir remoção da fonte poluidora, tecnologia de contenção, controle institucional e de engenharia.

Quando existem estas limitações, deve ser realizada uma ação corretiva provisória, e modificada a classificação do sítio de modo a facilitar uma reavaliação deste. Neste caso pode-se também optar em passar para um próximo nível de avaliação. Deve-se verificar se o custo das análises e do programa de remediação é compensador.

5° Etapa: Avaliação do Tier 2

O processo de avaliação do Tier 2 utiliza basicamente os mesmos modelos utilizados no Tier 1, porém são desconsideradas as hipóteses conservadoras do Tier 1 e assumem-se dados específicos do sítio. Envolve o desenvolvimento de uma tabela com valores SSTL (Site Specific Target Level), baseados na medição dos contaminantes em pontos mais distantes, considerando que possa haver migração para fora da área-fonte. Utilizam-se modelos matemáticos relativamente simples, geralmente algébricos ou semi-analíticos, baseados em descrições de fenômenos físicos/ químicos relevantes. Os dados imputados são específicos do sítio ou quantidades facilmente estimadas.

6° Etapa: Avaliação dos resultados do Tier 2

A concentração do contaminante é comparada com os valores de SSTL obtidos. Os resultados devem ser avaliados conforme os obtidos no Tier 1.

7° Etapa: Avaliação do Tier 3

A avaliação do Tier 3, geralmente pode ser um significativo esforço com incremento em relação aos Tiers 1 e 2, visto que envolve uma análise muito mais complexa e pode incluir avaliação adicional do sítio, de probabilidade, e modelos de transporte sofisticados.

Os custos dessas análises são maiores, no entanto o gasto com ações de remediação é menor.

8º Etapa: Avaliação dos resultados do Tier 3

A concentração do contaminante também é comparada com os valores de SSTL obtidos. Os resultados devem ser avaliados conforme a análise dos resultados do Tier 1 e 2, porém neste caso, não há uma próxima etapa de avaliação, visto que este é o último Tier.

9º Etapa: Programa de ação de remediação

Quando o usuário julga que avaliações não são mais necessárias ou praticáveis, um estudo de remediação alternativa deve ser conduzido, de modo a determinar a alternativa mais apropriada para que os valores alvos (RBSLs ou SSTLs) sejam atingidos.

10º Etapa: Monitoramento e manutenção do sítio

Em muitos casos, após término das ações de remediação, o monitoramento é necessário para demonstrar a eficiência do processo. Completado o monitoramento por um período de tempo determinado, nenhuma ação é requerida. No entanto, algumas medidas, como, por exemplo, barreiras físicas ou controle hidráulico, quando aplicadas, precisam de manutenção permanente.

Quando é demonstrado que se atingiram as metas em relação aos valores de RBSLs ou SSTLs no ponto de exposição e/ ou na área-fonte, e que o monitoramento e manutenção não são mais necessários, não há mais ações a serem implementadas e o processo RBCA está concluído.

2.7 Detalhamento do nível 1

De acordo com o item anterior, a avaliação no nível 1 é caracterizada como a mais conservadora e de máxima exposição pois considera-se que todos os receptores identificados estão localizados sobre a fonte de contaminação. Neste

caso o ponto de exposição localiza-se sobre a área fonte e o risco é analisado comparando-se os RSBLs com as maiores concentrações dos contaminantes observados na área de interesse. Embora as concentrações de exposição possam ser calculadas, deve-se considerar a medição direta como uma etapa do procedimento.

Além disso, nesta etapa não é considerado o efeito cumulativo de substâncias, bem como a aditividade do risco calculado para cada via de exposição individualmente.

2.7.1 Cenários de Exposição

O fluxograma de Avaliação do Cenário de Exposição (ASTM 204-01) representado na Figura 12, pode ser utilizado durante a Avaliação do Tier 1 como um guia para selecionar os cenários de exposição apropriados, tomando como base a informação obtida na avaliação do sítio.

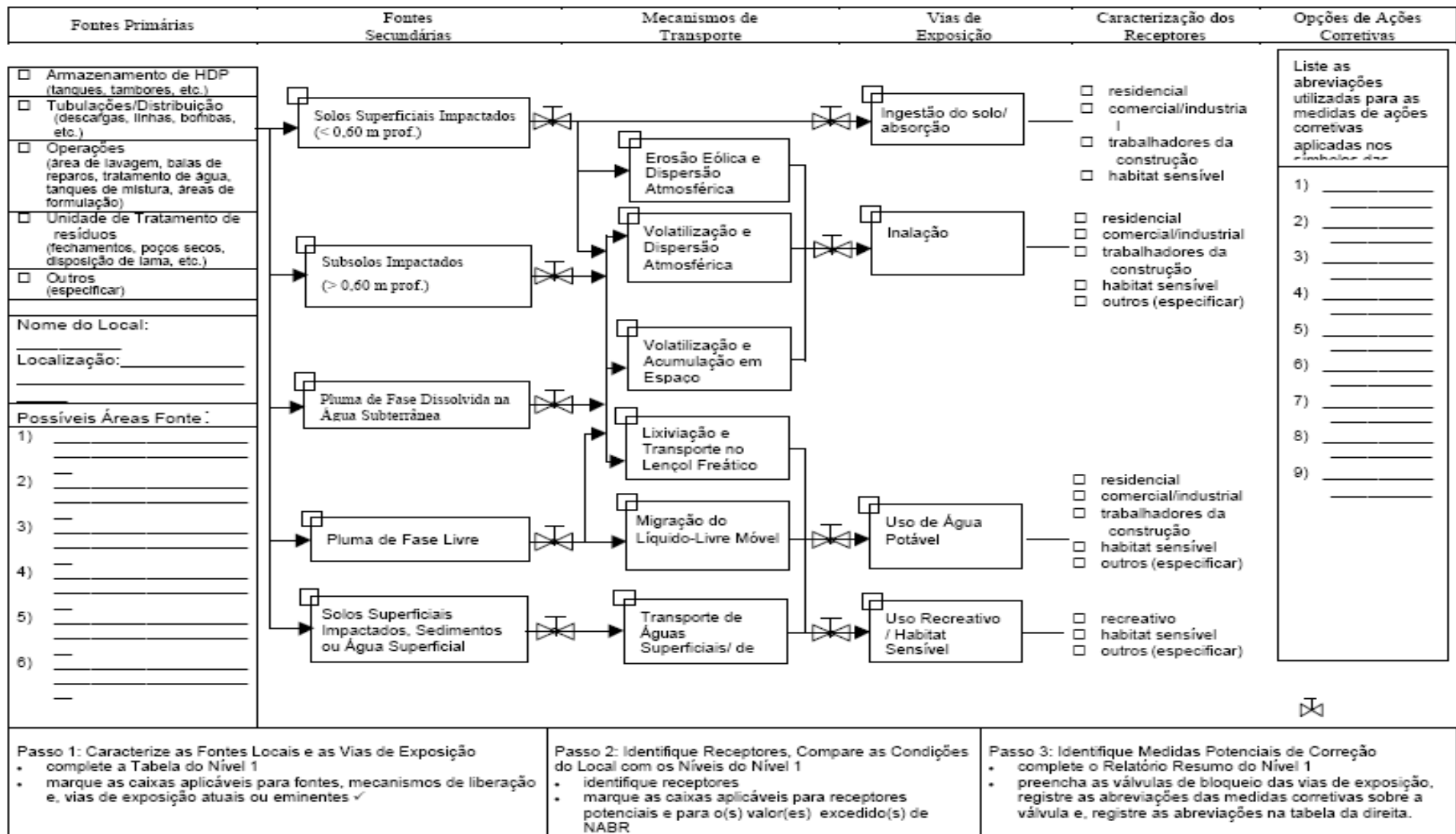


Figura 12. Fluxograma de Avaliação de Cenário de Exposição

Fonte: ASTM 204-01 apud CETESB, 2006

Os cenários de Exposição para Avaliação RBCA proposto pela ASTM, são:

- ✓ Inalação de vapores em ambientes abertos;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes fechados;
- ✓ Inalação, em ambientes abertos, de vapores provenientes do solo subsuperficial contaminado;
- ✓ Inalação, em ambientes fechados de vapores provenientes do solo subsuperficial contaminado;
- ✓ Inalação, em ambientes abertos, de vapores provenientes da água subterrânea contaminada;
- ✓ Inalação, em ambientes fechados, de vapores provenientes da água subterrânea contaminada;
- ✓ Ingestão, contato dérmico e inalação de vapores e partículas a partir do solo superficial contaminado;
- ✓ Ingestão de água subterrânea contaminada;
- ✓ Contato dérmico com água subterrânea contaminada;

A metodologia RBCA proposta pela CETESB foi desenvolvida de modo a atender as condições de exposição freqüentemente encontradas no Estado de São Paulo, considerando sempre uma ótica conservadora, e incluem mais 2 cenários além dos descritos pela norma ASTM que são:

- ✓ Ingestão de água subterrânea contaminada a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado;
- ✓ Contato dérmico com água subterrânea contaminada a partir da lixiviação do solo subsuperficial contaminado.

Neste trabalho iremos considerar apenas os cenários apresentados na norma E 1739-95 (ASTM, 2002).

2.7.2 Tabelas de referência de RSBLs:

Os RSBLs são valores de referência, obtidos na etapa de Tier 1, para compostos químicos. Quando a concentração desses compostos ultrapassa tais valores, devem ser implementadas ações corretivas, ou, em caso de estes valores não poderem ser utilizados como valores alvos para remediação ou de limitações tecnológicas, deve-se passar para uma etapa mais complexa, visando uma investigação mais detalhada do local.

Os RBSL do Nível 1 são determinados para cenários padrão, utilizando-se para tanto, valores atualizados da USEPA para parâmetros de Exposição Máxima Razoável (RME – Reasonable Maximum Exposure) e parâmetros atuais relativos às informações toxicológicas.

Equações para o cálculo dos níveis aceitáveis baseados no risco

Na metodologia RBCA, a quantificação do risco toxicológico relacionado a exposições prolongadas a compostos não carcinogênicos e carcinogênicos é realizada através de modelos de avaliação de risco e modelos de exposição (dose-resposta). Os modelos de exposição são utilizados para quantificar o ingresso de compostos químicos pelo indivíduo considerado e modelos de avaliação de risco são utilizados para relacionar a saúde humana e impactos ecológicos ao consumo de compostos químicos. Esses dois modelos, de avaliação de risco e de exposição, são geralmente combinados para calcular o limite da concentração no ponto de exposição de um componente no ar, água ou solo.

No caso de compostos químicos classificados como carcinogênicos, as avaliações de risco e de exposição são relacionadas através da expressão:

$$\text{Risk} = \text{average limit intake [mg/kg-day]} \times \text{slope factor [mg/kg-day]}^{-1}$$

E para os classificados como não carcinogênicos através de:

$$\text{Hazard quotient} = \text{average limit intake [mg/kg-day]} / \text{reference dose [mg/kg-day]}^{-1}$$

Para ambos os casos, a dose de ingresso depende dos parâmetros de exposição (como taxa de ingestão ou duração da exposição) e da concentração no ponto de exposição.

O valor limite para um composto químico não carcinogênico é freqüentemente determinado pelo NOAEL (non observed adverse level) e pode variar até o LOAEL (lowest observed adverse effect level). A partir desses valores resulta um valor importante, a Dose de Referência (RfD), que é calculada através da aplicação (no NOAEL ou LOAEL) de fatores de incerteza (UF), que refletem vários tipos de dados para estimar as RFD, e os fatores de modificação (MF), que se baseiam na qualidade total do banco de dados do composto químico. Uma Dose de Referência é uma estimativa de exposição diária (mg/Kg/dia) de uma população humana, durante um tempo de exposição que, supostamente, encontra-se fora de risco de efeitos nocivos.

Para um composto químico carcinogênico, os valores limites são obtidos através de modelos matemáticos, com extrapolações a partir de doses letais altas até doses baixas. Na curva de resposta à dosagem determina-se o Fator de Carcinogenicidade (SF), representando a declividade da curva.

A RfD e o SF são geralmente obtidos através de tabelas de referência padrões, tais como os bancos de dados *IRIS (Integrated Risk Information System)* e *HEAST (Health Effects Assesment Summary Tables)*.

3 Metodologia

3.1 Detalhamento das Equações utilizadas:

Nesse trabalho foram calculados os RBSLs, valores alvo para a etapa de remediação, de forma a avaliar se eles variam em diferentes texturas de solo.

A análise foi realizada para todas as vias de exposição apresentadas na norma ASTM, que encontram-se listadas abaixo:

- ✓ Inalação de vapores;
- ✓ Ingestão de água subterrânea;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea;
- ✓ Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial;
- ✓ Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea.

Numa análise específica, deve-se escolher uma dessas vias de acordo com o local da contaminação, com os fatores relacionados ao meio ambiente e com a forma com que o contaminante é exposto ao ser humano.

Para cada uma das vias de exposição há uma equação matemática que quantifica o valor limite. Todas são apresentadas pela norma E 1739-95 (ASTM, 2002), através da metodologia RBCA.

Além disso, existe a opção de se obter a resposta para o cenário comercial/industrial ou residencial. A diferença é visualizada em alguns parâmetros Adicionais e de Exposição, que variam dependendo do tipo de área analisada.

Para a realização dos cálculos desse trabalho, foi utilizada a planilha em Excel desenvolvida por Rodrigues (2006), que consolidou todas as equações necessárias.

São calculados primeiramente quatro fatores - o coeficiente de difusão efetiva, a concentração de saturação do solo, os fatores de volatilização e os de lixiviação –, que compõem as equações dos RBSLs. São obtidos através de equações, descritas nos tópicos 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3 e 3.1.4, respectivamente.

As equações também utilizam alguns parâmetros:

- ✓ Parâmetros de Exposição
- ✓ Parâmetros Adicionais
- ✓ Parâmetros do Contaminante
- ✓ Parâmetros do Meio Físico

Os parâmetros de Exposição, como o nome já nos informa, são dados relacionados à exposição do contaminante ao receptor. Os Adicionais estão relacionados a dados físicos do local contaminado, que podem contribuir para a exposição. Podem ser visualizados nos itens 3.1.6.1 e 3.1.6.2, respectivamente. Alguns destes parâmetros, tanto adicionais quanto de exposição, podem variar entre os cenários comercial/industrial e residencial. As análises foram realizadas inicialmente para ambos os cenários, fixando para cada um destes determinados valores característicos. Ou seja, mantiveram-se constantes nas diversas análises.

As informações relativas aos contaminantes são as propriedades físico-químicas e dados toxicológicos. Foram utilizadas as mesmas utilizadas no exemplo de cálculo apresentado na norma E 1739-95 (2002), e que estão apresentadas nas tabelas X2.4 e X2.7 do referido documento (item 3.1.6.3 desse trabalho).

Apesar de na referida norma constarem as propriedades do Naftaleno e do Benzeno(a)pireno além das do Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno, os compostos BTEX, a análise foi realizada apenas com estes quatro últimos, por serem os principais contaminantes presentes na gasolina.

Os parâmetros do meio físico foram as únicas variáveis do trabalho. Foram realizadas três diferentes análises, uma com os parâmetros do solo argiloso, uma segunda para o siltoso e uma terceira para o arenoso.

As equações utilizadas para cada um dos fatores encontram-se descritas no tópico a seguir.

3.1.1 Coeficientes de difusão efetiva (D_i^{eff})

Coeficiente Efetivo da Lei de Henry:

$$H = \left(\frac{H'}{RT_{amb}} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \right) UF$$

Equação 3-1

onde:

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

T_{amb} – temperatura ambiente (293K);

UF – fração de compostos químicos não ionizáveis na água (gmol/gmol) (=1);

H' – constante da lei de Henry (atm-m³/mol);

H - coeficiente efetivo da Lei de Henry (adimensional);

10³L/m³ – fator de conversão.

Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores

(Effective Diffusion Coefficient in soil based on vapor-phase concentration - D_s^{eff}):

Quantifica a difusão de um composto através dos poros do solo na zona não saturada e pode ser expresso pela seguinte equação:

$$D_s^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{as}^{3,33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{ws}^{3,33}}{\theta_t^2}$$

Equação 3-2

θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm³-água/cm³-solo);

θ_t – porosidade total do solo (cm³-vazios/cm³-solo);

θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm³-ar/cm³-solo);

D^{air} - coeficiente de difusão do composto no ar (cm²/s);

D^{wat} - coeficiente de difusão do composto na água (cm²/s).

Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (*Effective Diffusion Coefficient through capillary fringe - D_{cap}^{eff}*)

Quantifica a difusão de um determinado contaminante através dos poros da franja capilar e pode ser expresso pela seguinte equação:

$$D_{cap}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acap}^{3,33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{wcap}^{3,33}}{\theta_t^2} \quad \text{Equação 3-3}$$

onde:

H – coeficiente efetivo da Lei de Henry ($cm^3_{\text{-água}}/cm^3_{\text{-ar}}$);

θ_{wcap} – conteúdo volumétrico de água na franja capilar ($cm^3_{\text{-água}}/cm^3_{\text{-solo}}$);

θ_t – porosidade total do solo ($cm^3_{\text{-vazios}}/cm^3_{\text{-solo}}$);

θ_{acap} – conteúdo volumétrico de ar na franja capilar ($cm^3_{\text{-ar}}/cm^3_{\text{-solo}}$);

D^{air} - coeficiente de difusão do composto no ar (cm^2/s);

D^{wat} - coeficiente de difusão do composto na água (cm^2/s).

Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das construções (*Effective Diffusion Coefficient through foundation cracks - D_{crack}^{eff}*)

Quantifica a difusão do composto de interesse ao longo das fendas das fundações das construções.

$$D_{crack}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = D^{air} \frac{\theta_{acrack}^{3,33}}{\theta_t^2} + D^{wat} \frac{1}{H} \frac{\theta_{wcrack}^{3,33}}{\theta_t^2} \quad \text{Equação 3-4}$$

onde:

H – coeficiente efetivo da Lei de Henry ($cm^3_{\text{-água}}/cm^3_{\text{-ar}}$);

θ_{wcrack} – conteúdo volumétrico de água nas fendas das fundações ($cm^3_{\text{-água}}/cm^3_{\text{-volume_total}}$);

θ_t – porosidade total do solo ($cm^3_{\text{-vazios}}/cm^3_{\text{-solo}}$);

θ_{acrack} – conteúdo volumétrico de ar na franja capilar ($cm^3_{\text{-ar}}/cm^3_{\text{-volume_total}}$);

D^{air} - coeficiente de difusão do composto no ar (cm^2/s);

D^{wat} - coeficiente de difusão do composto na água (cm^2/s).

Coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (*Effective Diffusion Coefficient between groundwater and soil surface - D_{ws}^{eff}*)

Expressa a difusão de um determinado composto na zona não saturada mais a franja capilar. Em geral, a zona não saturada pode ser composta de vários tipos de solo, com valores diferenciados de fase dissolvida e vapor, porosidade, e conseqüentemente, vários coeficientes de difusão efetiva. A norma E1739 (ASTM, 2002) e a CETESB (CETESB, 2006a), consideram que a região acima do nível d'água é composta por duas camadas que possuem características distintas, a zona não saturada e a franja capilar.

$$D_{ws}^{eff} \left[\frac{cm^2}{s} \right] = (h_{cap} + h_v) \left[\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]^{-1} \quad \text{Equação 3-5}$$

onde:

h_{cap} – espessura da franja capilar (cm);

h_v – espessura da zona não saturada ou zona vadosa (cm);

D_{cap}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva do composto na franja capilar (cm²/s);

D_s^{eff} - coeficiente de difusão efetiva do composto na zona não saturada (cm²/s).

3.1.2 Concentração de saturação do solo (C_s^{sat})

A concentração de saturação de um determinado composto químico no solo (*Soil concentration at which dissolved pore-water and vapor phases become saturated*) representa seu limite de saturação em fase retida no solo. Este valor é próximo ao limite de solubilidade e ao limite de saturação de vapores e pode ser calculado através da equação sugerida na norma E1739-95 (ASTM, 2002) apresentada a seguir:

$$C_s^{sat} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{S}{P_e} \times (H\theta_{as} + \theta_{ws} + k_s\rho_s) \times 10^0 \frac{L-g}{cm^3 - kg} \quad \text{Equação 3-6}$$

onde:

H – coeficiente efetivo da Lei de Henry ($cm^3\text{-água}/cm^3\text{-ar}$);

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

k_s – coeficiente de partição solo-água ($cm^3\text{-água}/cm^3\text{-solo}$);

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

ρ_s – densidade do solo ($g\text{-solo}/cm^3\text{-solo}$);

P_e – taxa de emissão de partículas ($g/cm^2\text{-s}$);

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

$10^0 \frac{L-g}{cm^3 - kg}$ - fator de conversão.

3.1.3 Fator de Lixiviação do Solo Subsuperficial para a água subterrânea (LF_{sw})

Esse fator relaciona a concentração do contaminante em fase dissolvida na água subterrânea com a fase retida no solo subsuperficial.

Essa relação se baseia nas seguintes suposições:

- ✓ Concentração constante do composto químico no solo subsuperficial;
- ✓ Partição de equilíbrio linear entre as fases adsorvida, dissolvida e vapor na matriz do solo, onde a partição é uma função de parâmetros químicos e parâmetros específicos do solo constantes;

- ✓ Lixiviação contínua em estado estacionário da zona vadosa para a água subterrânea, resultante de uma taxa de lixiviação constante – l [cm/ano];
- ✓ Não há perdas do contaminante durante a lixiviação em direção a água subterrânea, ou seja, não há biodegradação;
- ✓ Dispersão em equilíbrio, contínua e homogênea, dos compostos lixiviados na zona de mistura da água subterrânea.

$$LF_{sw} \left[\frac{(mg / L - \text{água})}{(mg / kg - \text{solo})} \right] = \frac{\rho_s}{(\theta_{ws} + k_s \rho_s + H\theta_{as}) \left(1 + \frac{U_{gw} \delta_{gw}}{IW} \right)} \times 10^0 \frac{cm^3 - kg}{L - g}$$

Equação 3-7

onde:

ρ_s – densidade do solo (g-solo/cm³-solo);

θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm³-água/cm³-solo);

k_s – coeficiente de partição solo-água (cm³-água/cm³-solo);

θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm³-ar/cm³);

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

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

δ_{gw} – espessura da pluma dissolvida na água subterrânea (cm);

U_{gw} – velocidade de Darcy para a água subterrânea (cm/ano);

l – taxa de infiltração da água no solo ou recarga;

$10^0 \frac{cm^3 - kg}{L - g}$ - fator de conversão.

3.1.4 Fatores de Volatilização (VF_i)

Um fator de transferência é utilizado para estimar a relação entre a concentração de um composto orgânico em um meio contaminado e uma determinada concentração do mesmo composto em um segundo meio contaminado na mesma fase ou em fase diferente. Por exemplo, temos o solo subsuperficial como origem e água subterrânea como destino de um contaminante.

Os fatores de volatilização, especificamente, relacionam as concentrações de um composto na atmosfera com concentrações observadas em qualquer outro meio.

Fator de volatilização do solo superficial para zona de respiração em ambientes abertos (Volatilization Factor – superficial soils → ambient air (vapors) – VF_{ss})

O fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos, representado por VF_{ss} , relaciona a concentração da fase vapor de um determinado composto em ambiente aberto e a concentração da fase vapor desse mesmo composto, retida no solo superficial (CETESB, 2006a; ASTM, 2002).

Para determinação dessa relação são realizadas as seguintes considerações (CETESB, 2006a; ASTM, 2002):

- ✓ Contaminante uniformemente distribuído ao longo da profundidade 0 a d (cm) abaixo da superfície do solo;
- ✓ Partição de equilíbrio linear dentro da matriz do solo entre as fases adsorvida, dissolvida e vapor, onde a partição é uma função de parâmetros químicos e parâmetros específicos do solo constantes;
- ✓ Difusão em fase vapor em estado estacionário, através da zona vadosa até a superfície do solo;
- ✓ Não há perdas do contaminante durante a lixiviação em direção à água subterrânea, ou seja, não há biodegradação;
- ✓ Dispersão atmosférica em equilíbrio estacionário dos vapores presentes na zona de respiração, conforme modelado por um “modelo de caixa” para dispersão do ar;
- ✓ No caso em que o fluxo médio ao longo do tempo exceder aquele que pode ocorrer se todos os compostos químicos inicialmente presentes na zona de solo superficial se volatilizarem durante o período de exposição, então o fator de volatilização passa a ser determinado a partir de um balanço de massa, assumindo que todos os compostos químicos inicialmente presentes na zona de solo superficial se volatilizaram durante o período de exposição.

$$VF_{ss} \left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/kg - solo)} \right] = \frac{2W\rho_s}{U_{air} \times \delta_{air}} \sqrt{\frac{D_s^{eff} H}{\pi(\theta_{ws} + k_s \rho_s + H\theta_{as})\tau}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$$

Equação 3-8

ou

$$VF_{ss} \left[\frac{(mg/m^3 - ar)}{(mg/kg - solo)} \right] = \frac{W\rho_s d}{U_{air} \delta_{air} \tau} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad \text{Equação 3-9}$$

onde:

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

ρ_s – densidade do solo (g-solo/cm³-solo);

δ_{air} – altura da zona de mistura do ambiente aberto(cm);

U_{air} – velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

D_s^{eff} - coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm²/s);

H – coeficiente efetivo da Lei de Henry (cm³-água/cm³-ar)¹;

θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm³-água/cm³-solo);

k_s – coeficiente de partição solo-água (cm³-água/cm³-solo)²;

θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm³-ar/cm³-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.

Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos

(Volatilization Factor – *subsurface soils* → *ambient air vapors* – VF_{samb})

O fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos, representado por VF_{samb} , relaciona a concentração do contaminante em fase vapor em ambiente aberto com a sua concentração em fase retida no solo subsuperficial (CETESB, 2006a).

¹ O símbolo utilizado pela CETESB (CETESB_a, 2006) para o coeficiente efetivo da Lei de Henry é H_{eff} .

² O símbolo utilizado pela CETESB (CETESB_a, 2006) para o coeficiente de partição solo-água é k_d .

Esta relação se baseia nas seguintes considerações:

- ✓ Concentração constante do contaminante no solo subsuperficial;
- ✓ Partição de equilíbrio linear dentro da matriz do solo entre as fases adsorvida, dissolvida e vapor, onde a partição é uma função de parâmetros químicos e parâmetros específicos do solo constantes;
- ✓ Difusão da fase vapor em estado estacionário através da zona vadosa até a superfície do solo;
- ✓ Não há perdas do contaminante durante a lixiviação em direção a água subterrânea, ou seja, não há biodegradação;
- ✓ Na dispersão atmosférica considera-se mistura completa dos vapores emanados do solo para a zona de respiração, de acordo com o “modelo caixa” para dispersão de ar.

$$VF_{samb} \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{H}{(\theta_{ws} + k_s \rho_s + H\theta_{as}) \left(1 + \frac{U_{air} \times \delta_{air} \times L_s}{D_s^{eff} \times W} \right)} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$$

Equação 3-10

onde:

W – comprimento da pluma de hidrocarbonetos, com base na concentração de vapor, que é paralela à direção do vento (cm);

ρ_s – densidade do solo (g-solo/cm³-solo);

δ_{air} – altura da zona de mistura do ambiente aberto(cm);

U_{air} – velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

D_s^{eff} - coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada (cm²/s);

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

θ_{ws} – conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (cm³-água/cm³-solo);

k_s – coeficiente de partição solo-água (cm³-água/cm³-solo);

θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada (cm³-ar/cm³-solo);

L_s – profundidade do solo subsuperficial impactado (cm);

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

Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (*Volatilization Factor – subsurface soils → enclosed-space vapors – VF_{sesp}*)

O fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (VF_{sesp}) relaciona as concentrações do contaminante em fase vapor em ambientes fechados e as concentrações em fase retida no solo subsuperficial.

Esta relação se baseia nas seguintes considerações:

- ✓ Concentração constante do contaminante no solo subsuperficial;
- ✓ Partição de equilíbrio linear dentro da matriz do solo entre as fases adsorvida, dissolvida e vapor, onde a partição é uma função de parâmetros químicos e parâmetros específicos do solo constantes;
- ✓ Difusão da fase vapor em estado estacionário através da zona vadosa até a superfície do solo;
- ✓ Não há perdas do contaminante durante a lixiviação em direção a água subterrânea, ou seja, não há biodegradação;
- ✓ Na dispersão atmosférica considera-se mistura completa dos vapores emanados do solo para a zona de respiração, de acordo com o “modelo caixa” para dispersão de ar.

$$VF_{sesp} \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{H\rho_s \left[\frac{D_s^{eff} / L_s}{ER \times L_B} \right]}{1 + \left[\frac{D_s^{eff} / L_s}{ER \times L_B} \right] + \left[\frac{D_s^{eff} / L_s}{(D_{crack}^{eff} / L_{crack}) \eta} \right]} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$$

Equação 3-11

onde:

ρ_s – densidade do solo (g-solo/cm³-solo);

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

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

H – coeficiente efetivo da Lei de Henry ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{cm}^3\text{-ar}$);

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

k_s – coeficiente de partição solo-água ($\text{cm}^3\text{-água}/\text{cm}^3\text{-solo}$);

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

L_s – profundidade do solo subsuperficial impactado (cm);

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

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

ER – taxa de renovação de ar em espaços fechados (L/s);

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.

Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos (*Volatilization Factor – groundwater → ambient (outdoor) vapors – VF_{wamb}*)

O fator de volatilização de água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos (VF_{wamb}) relaciona as concentrações dos contaminantes em fase vapor com as concentrações em fase dissolvida na água subterrânea.

Esta relação se baseia nas seguintes considerações:

- ✓ Concentração constante do composto químico em fase dissolvida na água subterrânea;
- ✓ Partição de equilíbrio linear entre os compostos dissolvidos na água subterrânea e os compostos na fase vapor da matriz do solo imediatamente acima da zona saturada;
- ✓ Difusão da fase vapor em estado estacionário através da franja capilar, da zona vadosa e das fendas em direção à superfície;

- ✓ Não há perdas do contaminante durante a sua difusão em direção a superfície, ou seja, não há biodegradação;
- ✓ Na dispersão atmosférica considera-se mistura completa dos vapores emanados do solo, de acordo com o “modelo caixa”, onde o transporte por convecção para dentro das construções através de fendas ou aberturas é desprezível em comparação com o transporte por difusão.

$$VF_{wamb} \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / L - \acute{a}gua)} \right] = \frac{H}{1 + \left[\frac{U_{air} \times \delta_{air} \times L_{gw}}{WD_{ws}^{eff}} \right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \quad \text{Equação 3-12}$$

D_{ws}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva entre água subterrânea e solo superficial (cm²/s);

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

δ_{air} – altura de zona de mistura no ambiente aberto (cm);

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

W – comprimento da área da fonte de hidrocarbonetos dissolvidos na água subterrânea que é paralelo ao fluxo (cm);

U_{air} – velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

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

Fator de emissão de partículas do solo (*Volatilization Factor – superficial soils* → *ambient air (particulates) – VF_p*)

O fator de emissão de partículas do solo relaciona a emissão de partícula do composto orgânico para ambientes abertos e as concentrações na fase vapor no solo superficial.

$$VF_p \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{P_e W}{U_{air} \delta_{air}} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad \text{Equação 3-13}$$

onde:

δ_{air} – altura de zona de mistura no ambiente aberto (cm);

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

U_{air} – velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (cm/s);

P_e – taxa de emissão de partículas (g/cm²-s);

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

3.1.5 Cálculo dos RSBLs (Risk-Based Screening Levels)

Segundo a norma E1739-95 (2002), para calcular os valores RSBLs consideram-se a exposição ao vapor de contaminante, água subterrânea, solo superficial e solo subsuperficial contaminados através das seguintes vias:

- ✓ Inalação de vapores;
- ✓ Ingestão de água subterrânea;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea;
- ✓ Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial;
- ✓ Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial;
- ✓ Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea.

Seguem abaixo as equações para cálculo dos RSBLs para cada um dos cenários apresentados acima.

3.1.5.1 Inalação de vapores:

Neste caso, o ingresso do composto químico resulta da inalação de seus vapores. Assume-se que as concentrações dos vapores permanecem constantes ao longo da duração da exposição e que todo o contaminante inalado é absorvido. Caso o valor RBSL, calculado para a meta para risco carcinogênico (*TR*) ou para a meta de índice de perigo para não carcinogênicos (*THQ*), exceda a concentração de saturação do vapor do componente puro, ou seja, caso supere o valor da pressão de vapor do composto, a meta para risco não será atingida nem superada para esse composto, neste cenário de exposição.

- Para carcinogênicos:

$$RBSL_{air} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano} \times 10^3 \frac{\mu g}{mg}}{SF_i \times IR_{air} \times EF \times ED} \quad \text{Equação 3-14}$$

- Para não carcinogênicos:

$$RBSL_{air} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right] = \frac{THQ \times RfD_i \times BW \times AT_n \times 365 \frac{dias}{ano} \times 10^3 \frac{\mu g}{mg}}{IR_{air} \times EF \times ED} \quad \text{Equação 3-15}$$

onde:

$RBSL_{air}$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores (ambientes fechados/abertos) ($\mu g/m^3$);

AT_c – tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos (anos);

AT_n – tempo de avaliação para efeitos não carcinogênicos (anos);

BW – massa corpórea (kg);

ED – duração da exposição (anos);

EF – frequência da exposição (dias/ano);

IR_{air} – taxa de inalação de ar (m^3 /dia) – para ambientes fechados ou abertos;

RfD_i – concentração de referência para inalação (mg/kg-dia);

TR – meta para risco carcinogênico;

SF_i – fator de carcinogenicidade para inalação (mg/kg-dia)⁻¹;

THQ – meta para índice de periculosidade;

$10^3 \frac{\mu g}{mg}$ - fator de conversão.

3.1.5.2 Ingestão de água subterrânea

No caso de ingestão de água subterrânea contaminada, assume-se que a concentração de hidrocarbonetos dissolvidos permanece constante durante a exposição. Caso o valor RBSL exceda a solubilidade do composto puro em água, a meta limite de risco selecionada não será atingida e nem superada para este contaminante neste cenário de exposição (a não ser que o produto em fase livre encontre-se misturado à água ingerida).

- Para carcinogênicos:

$$RBSL_w \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano}}{SF_o \times IR_w \times EF \times ED} \quad \text{Equação 3-16}$$

- Para não carcinogênicos:

$$RBSL_w \left[\frac{mg}{L - \text{água}} \right] = \frac{THQ \times RfD_o \times BW \times AT_n \times 365 \frac{dias}{ano}}{IR_w \times EF \times ED} \quad \text{Equação 3-17}$$

onde:

$RBSL_w$ – nível aceitável baseado no risco para ingestão de água subterrânea (mg/L);

AT_c – tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos (anos);

AT_n – tempo de avaliação para efeitos não carcinogênicos (anos);

BW – massa corpórea (kg);

ED – duração da exposição (anos);

EF – frequência da exposição (dias/ano);

IR_w – taxa de ingestão de água (L/dia);

RfD_o – dose de referência oral (mg/kg-dia);

TR – meta para risco carcinogênico (adimensional);
SF_o – fator de carcinogenicidade oral (mg/kg-dia)⁻¹;
THQ – meta para índice de periculosidade (adimensional).

3.1.5.3 Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea

Neste caso o composto químico resulta da inalação em ambientes abertos de vapores originados a partir dos hidrocarbonetos dissolvidos na água subterrânea.

A entrada do contaminante resulta da inalação, em ambientes abertos, de vapores originados a partir dos hidrocarbonetos dissolvidos na água subterrânea localizados numa distância abaixo da superfície. Neste caso, o objetivo é determinar o RBSL do hidrocarboneto dissolvido correspondente ao RBSL alvo para vapores presentes na zona de respiração em ambientes abertos.

$$RBSL_w \left[\frac{mg}{L-água} \right] = \frac{RBSL_{air} \left[\frac{\mu g}{m^3-ar} \right]}{VF_{wamb}} 10^{-3} \frac{mg}{\mu g} \quad \text{Equação 3-18}$$

Para simplificação a relação entre as concentrações do composto de interesse no ar e em solução na água subterrânea é representada através do fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos, *VF_{wamb}* conforme equação 3-10:

$$VF_{wamb} \left[\frac{(mg/m^3-ar)}{(mg/L-água)} \right] = \frac{H}{1 + \left[\frac{U_{air} \times \delta_{air} \times L_{gw}}{WD_{ws}^{eff}} \right]} \times 10^3 \frac{L}{m^3} \quad \text{Equação 3-12.}$$

onde:

RBSL_w – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea (mg/L-água);

RBSL_{air} – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores (ambientes abertos) (μg/m³-ar)

VF_{wamb} – fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes abertos (mg/m³-ar)/(mg/L-água);

3.1.5.4 Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea

Neste caso ocorre a inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea. Os vapores originam a partir dos hidrocarbonetos dissolvidos na água subterrânea localizados numa distância abaixo da superfície e o objetivo é determinar o RBSL do hidrocarboneto dissolvido correspondente ao RBSL alvo para vapores presentes na zona de respiração, assim como no caso de inalação de vapores em ambientes abertos. Para simplificação, a relação entre as concentrações do contaminante no ar e em solução na água subterrânea é representada pelo fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados, $VF_{w,esp}$.

$$RBSL_w \left[\frac{mg}{L-água} \right] = \frac{RBSL_{air} \left[\frac{\mu g}{m^3-ar} \right]}{VF_{wesp}} 10^{-3} \frac{mg}{\mu g}$$

Equação 3-19

onde:

$RBSL_w$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea (mg/L-água);

$RBSL_{air}$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores (ambientes fechados) ($\mu g/m^3$ -ar)

VF_{wesp} – fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes fechados ($(mg/m^3$ -ar)/(mg/L-água);

3.1.5.5 Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial

Neste caso assume-se que o ingresso do contaminante é resultado da combinação de rotas de entrada incluindo: ingestão, absorção através da pele e inalação de partículas e vapores que emanam do solo superficial.

Para se estimar a entrada do contaminante através da ingestão, bem como absorção dermal dos compostos químicos no solo assume-se que suas concentrações e as taxas de ingresso permanecem constantes durante a exposição.

No caso da rota inalação de particulados, admite-se que a concentração atmosférica das partículas também é constante durante a exposição.

Para simplificação, a relação entre a concentração do composto no ar em ambiente aberto e no solo superficial é representada, através do fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração em ambientes abertos, VF_{ss} , definido através da Equação 3-7:

$$VF_{ss} \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{W\rho_s d}{U_{air} \delta_{air} \tau} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g} \quad \text{Equação 3-9}$$

- Para carcinogênicos:

$$RBSL_s \left[\frac{\mu g}{kg - solo} \right] = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \frac{dias}{ano}}{EF \times ED \left[\left(SF_o \times 10^{-6} \frac{kg}{mg} \times (IR_{soil} \times RAF_o + SA \times M \times RAF_d) \right) + (SF_i \times IR_{air} \times (VF_{ss} + VF_p)) \right]}$$

Equação 3-20

- Para não carcinogênicos:

$$RBSL_s \left[\frac{\mu g}{kg - solo} \right] = \frac{THQ \times BW \times AT_n \times 365 \frac{dias}{ano}}{EF \times ED \left[\frac{\left(10^{-6} \frac{kg}{mg} \times (IR_{soil} \times RAF_o + SA \times M \times RAF_d) \right)}{RfD_o} + \frac{(IR_{air} \times (VF_{ss} + VF_p))}{RfD_i} \right]}$$

Equação 3-21

onde:

$RBSL_s$ – nível alvo baseado no risco para ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial ($\mu g/kg$ -solo)

AT_c – tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos (anos);

AT_n – tempo de avaliação para efeitos não carcinogênicos (anos);

BW – massa corpórea (kg);

ED – duração da exposição (anos);

EF – frequência da exposição (dias/ano);
 IR_{soil} – taxa de ingestão de partículas de solo (mg/dia);
 RfD_i – concentração de referência para inalação (mg/kg-dia);
 RfD_o – dose de referência oral (mg/kg-dia);
 SA – área da superfície da pele disponível para contato (cm^2 /dia);
 RAF_d – fator de absorção dermal relativa (adimensional);
 RAF_o – fator de absorção oral relativa (adimensional);
 TR – meta para risco carcinogênico (adimensional);
 THQ – meta para índice de periculosidade (adimensional);
 SF_i – fator de carcinogenicidade para inalação $(mg/kg\text{-dia})^{-1}$;
 SF_o – fator de carcinogenicidade oral $(mg/kg\text{-dia})^{-1}$;
 VF_{ss} – fator de volatilização do solo superficial para o ar $(mg/m^3\text{-ar})/(mg/kg\text{-solo})$;
 VF_p – fator emissão de partículas $(mg/m^3\text{-ar})/(mg/kg\text{-solo})$;
 M – fator de aderência do solo à pele (mg/cm^2) ;
 IR_{air} – taxa de inalação em ambientes fechados ou abertos (m^3 /dia).

3.1.5.6 Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial

Neste caso, o ingresso do contaminante ocorre através da inalação de vapores presentes no ar em ambientes abertos gerados a partir dos hidrocarbonetos contidos no solo subsuperficial. O objetivo é determinar o valor RBSL alvo para solo subsuperficial correspondente ao RBSL alvo para vapores em ambientes abertos na zona de respiração. Para simplificação, a relação entre as concentrações do composto no ar em ambiente aberto e no solo, é representada pelo fator de volatilização do solo subsuperficial para a o ar em ambientes abertos, $VF_{s,amb}$, definido pela Equação 3-8:

$$VF_{samb} \left[\frac{(mg / m^3 - ar)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{H}{(\theta_{ws} + k_s \rho_s + H\theta_{as}) \left(1 + \frac{U_{air} \times \delta_{air} \times L_s}{D_s^{eff} \times W} \right)} \times 10^3 \frac{cm^3 - kg}{m^3 - g}$$

Equação 3-10.

Caso o RBSL obtido para inalação de vapores do contaminante em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial exceda a concentração de saturação do solo, ou seja, o limite de saturação da fase retida no solo, C_s^{sat} , definido pela

$$C_s^{sat} \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{S}{P_e} \times (H\theta_{as} + \theta_{ws} + k_s \rho_s) \times 10^0 \frac{L - g}{cm^3 - kg} \quad \text{Equação 3-6, o risco}$$

representado por este contaminante presente no solo será sempre inferior à meta de risco para este composto neste cenário, mesmo que o composto se apresente em fase livre ou precipitado no solo.

A seguir encontra-se a equação para cálculo do RSBL:

$$RBSL_s \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{RBSL_{air} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]}{VF_{samb}} 10^{-3} \frac{mg}{\mu g} \quad \text{Equação 3-22}$$

onde:

$RBSL_s$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial (mg/kg-solo);

$RBSL_{air}$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores (ambientes abertos) ($\mu g/m^3$ -ar)

VF_{samb} – fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos ($(mg/m^3$ -ar)/(mg/kg-solo).

3.1.5.7 Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial

Neste caso, o ingresso do contaminante ocorre através da inalação de vapores presentes no ar em ambientes fechados gerados a partir dos hidrocarbonetos contidos no solo subsuperficial. O objetivo é determinar o valor RBSL alvo para solo subsuperficial correspondente ao RBSL alvo para vapores em ambientes fechados. Para simplificação, a relação entre as concentrações do composto no ar em ambiente fechado e no solo, é representada pelo fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes fechados, $VF_{s.esp}$, definido pela Equação 3-9:

$$RBSL_s \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{RBSL_{air} \left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]}{VF_{s,esp}} 10^{-3} \frac{mg}{\mu g}$$

Equação 3-23

onde:

$RBSL_s$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial (mg/kg-solo);

$RBSL_{air}$ – nível aceitável baseado no risco para inalação de vapores (ambientes fechados) ($\mu g/m^3$ -ar)

$VF_{s,esp}$ – fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes fechados (mg/ m^3 -ar)/(mg/kg-solo).

3.1.5.8 Ingestão (ou inalação) de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea

Neste caso o ingresso do contaminante resulta da lixiviação dos compostos a partir do solo subsuperficial, seguida da ingestão (ou inalação de vapores em ambientes abertos ou fechados). Vale lembrar que a inalação dos vapores de fase dissolvida a partir de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea não é considerada pela CETESB (CETESB, 2006a) e nem na tabela de referência dos RBSL apresentada no exemplo da norma E 1739-95 (ASTM, 2002). Conforme apresentado na norma E 1739-95 (ASTM, 2002), o fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea, LF_{sw} , definido através da

$$LF_{sw} \left[\frac{(mg / L - \acute{a}gua)}{(mg / kg - solo)} \right] = \frac{\rho_s}{(\theta_{ws} + k_s \rho_s + H\theta_{as}) \left(1 + \frac{U_{gw} \delta_{gw}}{IW} \right)} \times 10^0 \frac{cm^3 - kg}{L - g}$$

Equação 3-7, representa a relação entre as concentrações do contaminante na água subterrânea e no solo.

A seguir apresenta-se a equação aplicada no cálculo do RBSL para a ingestão (ou inalação) de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea.

$$RBSL_s \left[\frac{mg}{kg - solo} \right] = \frac{RBSL_w \left[\frac{mg}{L - \acute{a}gua} \right]}{LF_{sw}}$$

Equação 3-24

onde:

$RBSL_s$ – nível aceitável baseado no risco ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (mg/kg-solo);

$RBSL_w$ – nível aceitável baseado no risco para ingestão de água subterrânea (mg/L-água)

LF_{sw} – fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (mg/L-água)/(mg/kg-solo).

3.1.6 Parâmetros Considerados:

Os parâmetros utilizados para cálculo dos RSBLs foram divididos em quatro grupos:

- ✓ Parâmetros de exposição
- ✓ Parâmetros Adicionais
- ✓ Parâmetros do contaminante
- ✓ Parâmetros do meio físico

Como o foco deste trabalho é verificar a sensibilidade da metodologia na análise de cada textura de solo, os parâmetros de exposição, do contaminante e os adicionais serão mantidos constantes, variando apenas o do meio físico.

3.1.6.1 Parâmetros de exposição:

Os parâmetros de exposição abaixo relacionados são apresentados com valores para receptores adultos, assim como apresentado na norma E1739-95 (ASTM, 2002) e foram considerados os cenários residenciais e comerciais/industriais.

- ✓ Meta para risco carcinogênico (TR): 10^{-6} (1:1.000.000);
- ✓ Meta de índice de perigo para não carcinogênicos (THQ): 1;

- ✓ Tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos (AT_c): 70 anos (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Tempo de avaliação para efeitos não carcinogênicos (AT_n):
 - Cenário residencial: 30 anos (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - Cenário comercial/industrial: 25 anos (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Massa corpórea (BW): 70 kg (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Duração da exposição (ED):
 - Cenário residencial: 30 anos (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - Cenário comercial/industrial: 25 anos (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Freqüência da exposição (EF):
 - Cenário residencial: 350 dias/ano (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - Cenário comercial/industrial: 250 dias/ano (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Taxa de inalação diária de ar (IR_{air}):
 - Cenário residencial:
 - ambientes fechados: 15m³/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - ambientes abertos: 20 m³/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - Cenário comercial/industrial:
 - ambientes fechados: 20m³/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - ambientes abertos: 20 m³/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Taxa de ingestão diária de água (IR_w):
 - Cenário residencial: 2 L/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - Cenário comercial/industrial: 1L/dia.
- ✓ Taxa de Ingestão diária de solo (IR_{soil}):
 - Cenário residencial: 100 mg/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
 - Cenário comercial/industrial: 50 mg/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Área superficial da pele disponível para contato (SA): 3160 cm²/dia (EPA, 1989a *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Fator de aderência do solo na pele (M): 0,50 mg/cm² (EPA, 1989b *apud* ASTM, 2002);
- ✓ Fator de absorção oral relativa (RAF_o): 1,0;
- ✓ Fator de absorção dermal relativa, voláteis/HPA (hidrocarbonetos poliaromáticos) (RAF_d): 0,5/0,05 (EPA, 1989b *apud* ASTM, 2002).

3.1.6.2 Parâmetros Adicionais

- ✓ Razão de troca de ar em espaços fechados (ER):
 - Cenário residencial: $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$;
 - Cenário comercial/ industrial: $2,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$;
- ✓ Razão volume/ área de infiltração para ambiente fechado (L_B):
 - Cenário residencial: 200 cm;
 - Cenário comercial/industrial: 300 cm;
- ✓ Espessura das fundações/paredes de construções (L_{crack}): 15 cm;
- ✓ Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes (η): $0,01 \text{ cm}^2\text{-rachaduras/cm}^2 \text{ área total}$;
- ✓ Conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes (θ_{crack}): $0,26 \text{ cm}^3\text{-ar/cm}^3\text{-volume total}$;
- ✓ Conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes (θ_{wcrack}): $0,12 \text{ cm}^3\text{-água/cm}^3\text{-volume total}$;
- ✓ Taxa de emissão de partículas (Pa): $6,9 \cdot 10^{-14} \text{ g/cm}^2\text{-s}$;
- ✓ Velocidade do ar na zona de respiração (U_{air}) 225 cm/s;
- ✓ Altura da zona de respiração em ambiente aberto (δ_{air}): 200 cm;
- ✓ Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea (δ_{gw}): 200 cm;
- ✓ Tempo médio do fluxo de vapor (τ):
 - Cenário residencial: $9,46 \cdot 10^8 \text{ s}$;
 - Cenário comercial/industrial: $7,88 \cdot 10^8 \text{ s}$;
- ✓ Comprimento longitudinal da área fonte de contaminação (W): 1500 cm.

3.1.6.3 Parâmetros do Contaminante

Na Tabela 4 encontram-se as propriedades físico-químicas específicas dos contaminantes em estudo, Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno, conforme apresentadas na norma E1739-95 (ASTM, 2002). Estes valores foram mantidos constantes para todas as análises realizadas.

Tabela 4 - Parâmetros do Contaminante

Propriedade	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos	Unidade
<i>Solubilidade – S</i>	1750	535	152	198	mg/L
<i>Peso Molecular – MW</i>	78	92	106	106	g/mol
<i>Coefficiente efetivo da Lei de Henry – H</i>	0,22	0,26	0,32	0,29	$\frac{L - \acute{a}gua}{L - ar}$
<i>Coefficiente de difusão no ar – D^{air}</i>	0,093	0,085	0,076	0,072	cm ² /s
<i>Coefficiente de difusão na água – D^w</i>	1,10E-05	9,40E-06	8,50E-06	8,50E-06	cm ² /s
<i>Coefficiente de partição carbono-orgânico água – log(K_{oc})</i>	1,58	2,13	3,11	2,38	L/kg
<i>Coefficiente de partição octanol água – log(K_{ow})</i>	2,13	2,65	3,13	3,26	L/kg
<i>Fator de carcinogenicidade oral – SF_o</i>	0,029	NA	NA	NA	$\frac{1}{mg / kg - dia}$
<i>Fator de carcinogenicidade por inalação – SF_i</i>	0,029	NA	NA	NA	$\frac{1}{mg / kg - dia}$
<i>Dose de referência oral – RfD_o</i>	NA	0,2	0,1	2	mg/kg-dia
<i>Concentração de referência para inalação – RfD_i</i>	NA	0,11	0,29	2	mg/kg-dia
<i>Fator de absorção oral relativa - RAFO</i>	1,00	1,00	1,00	1,00	-
<i>Fator de absorção dermal relativa - RAFd</i>	0,50	0,50	0,50	0,50	-
<i>Coefficiente de partição solo-água - ks</i>	0,23	0,81	7,73	1,44	mg/kg-dia

Fonte: Rodrigues, 2006

3.1.6.4 Parâmetros do meio físico:

Na natureza há uma mistura das composições e estruturas dos solos que variam de uma região para outra e até mesmo dentro de uma região. Verifica-se que o tamanho das partículas influencia direta e indiretamente diversas propriedades dos solos. Serão estudados e analisados as propriedades dos solos e outros parâmetros específicos que fazem parte do banco de dados do programa. Os estudos, análises e justificativas para cada valor escolhido encontram-se descritos a seguir.

A. Profundidade até o Nível D'Água

Este parâmetro representa a distância entre a superfície do solo e a camada subterrânea de água. É influenciado pela região onde está localizado o solo e a sua formação geológica independe da textura, portanto decidiu-se fixar o valor para as três texturas em estudo.

Foram consultados relatórios de investigação ambiental e analisando o perfil litográfico observou-se que o valor mais encontrado foi de 3 metros, o que foi adotado neste trabalho.

B. Porosidade Total do Solo

Porosidade é a capacidade que o solo tem para armazenar água. Pode ser definido como a relação entre o volume de espaços vazios e o volume total.

A textura e a estrutura dos solos explicam em grande parte o tipo, tamanho, quantidade e continuidade dos poros (Reinert, 2006).

Geralmente os solos argilosos apresentam uma porosidade menor do que os solos siltosos e arenosos, entretanto, segundo Borges et al. (1999) o aumento da compactação do solo acarreta o aumento da umidade e, conseqüentemente, a diminuição da porosidade (Vieira, 2006).

A porosidade é dependente de outros fatores tais como estrutura, distribuição do tamanho de partículas e textura do solo e os seus valores padrões encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5 - Porosidade dos Diferentes Tipos de Solos

Texturas	Porosidade
Arenosos	0,35 - 0,50
Siltosos e Francos	0,30 - 0,55
Argilosos	0,40 - 0,65
Humíferos	0,60 - 0,80
Turfosos	0,80 - 0,85

Fonte: Prevedello, 1996

A classificação mais utilizada da porosidade refere-se à sua distribuição de tamanho e é dividida em duas classes: micro e macroporosidade. O diâmetro dos poros divide estas duas classes, sendo este menor e maior do que cerca de 0,05 mm de diâmetro, respectivamente. Os microporos são os responsáveis pela retenção e armazenamento da água no solo e os macroporos pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água no solo.

Foram escolhidos valores intermediários dentro da faixa de variação da porosidade proposta por Prevedello (1996), que podem ser observados na Tabela 6. Não foram consideradas as influências da compactação e dos sistemas de cultivo dos solos.

Tabela 6 - Porosidade considerada para a análise

Textura	Porosidade (cm³/cm³-solo)
Areia	0,4
Silte	0,45
Argila	0,50

C. Densidade do Solo

Densidade do solo é a relação entre a quantidade de massa de solo seco por unidade de volume que o solo ocupa e é inversamente proporcional à porosidade. Quanto mais agregada estiverem às partículas do solo maior será a quantidade de massa por metro cúbico. No volume de solo é incluído o volume de sólidos e o de poros, portanto havendo qualquer modificação do espaço poroso haverá modificação da densidade.

Segundo Reinert (2006), os valores normais para solos arenosos variam de 1,2 a 1,9 g-solo/cm³-solo, enquanto solos argilosos apresentam valores mais baixos, de 0,9 a 1,7 g-solo/cm³-solo.

Foram utilizados valores dentro da faixa de variação proposta por Reinert (2006) que podem ser observados na Tabela 7. Não foram consideradas as influências da compactação e dos sistemas de cultivo dos solos.

Tabela 7 – Densidade considerada para a análise

Textura	Densidade (g-solo/cm³-solo)
Areia	1,4
Silte	1,2
Argila	1,0

D. Fração de Carbono Orgânico no Solo

A matéria orgânica presente no solo é formada por todas as matérias ou substâncias vivas e mortas do solo que contêm compostos de carbono. É difícil determinar o teor de matéria orgânica presente no solo visto que este é um parâmetro muito variável, dependente da vegetação e da textura do mesmo. Solos argilosos, por apresentarem partículas menores conseguem reter a matéria orgânica enquanto os arenosos não conseguem segurá-la.

Para facilitar o nosso estudo, não foram utilizados solos com altos teores de matéria orgânica (solos orgânicos), pois estes apresentam uma alta capacidade de troca catiônica o que influenciaria a solubilidade dos compostos em estudo e afetaria a análise final.

Foram utilizados valores típicos de solos brasileiros, conforme orientação de especialistas da área (“ad doc”). Os valores apresentados na Tabela 8 foram utilizados para a análise.

Tabela 8 – Fração de Carbono Orgânico considerada para a análise

Textura	Fração de Carbono Orgânico
Areia	0,002
Silte	0,006
Argila	0,010

E. Espessura da Franja Capilar

A força capilar explica a ascensão da água em vasos ou no campo, de baixo para cima contra a gravidade. A equação fundamental da capilaridade estabelece que a força de retenção da água é inversamente proporcional ao diâmetro do capilar multiplicado por uma constante dependente das condições locais (gravidade, densidade, temperatura).

A textura e a estrutura do solo, que definem a área superficial e a arquitetura do sistema poroso, são os principais fatores associados à habilidade dos solos de deixar passar água (Reinert, 2006).

Através de resultados laboratoriais da altura de capilaridade, foi possível obter valores diferenciados para cada textura em estudo e assim estimar a espessura da franja capilar. Os valores apresentados na Tabela 9 foram utilizados na presente análise.

Tabela 9 – Espessura da Franja Capilar considerada para a análise

Textura	Espessura da Franja Capilar (cm)
Areia	15
Silte	40
Argila	100

F. Taxa de Infiltração de Água no Solo

A infiltração é o processo pelo qual a água penetra nas camadas superficiais do solo, se move para baixo através dos vazios pela ação da gravidade, até atingir uma camada impermeável (lençol d'água). A capacidade de infiltração de água no solo é um processo importante, uma vez que determina quanto de água da chuva penetra no solo e quanto escoar superficialmente. É um parâmetro afetado pelo tempo, vegetação, compactação, umidade inicial, clima, porosidade e textura, condutividade hidráulica, entre outros (Klein, 1998).

Sendo esse um parâmetro muito variável e dependente de fatores externos, conforme orientações de especialistas da área, foram utilizados valores de um mesmo local para que variações influenciadas por esses fatores fossem minimizadas. Os valores considerados para análise encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10 – Taxa de Infiltração de Água no Solo considerada para a análise

Textura	Taxa de Infiltração (cm/ano)
Areia	30
Silte	25
Argila	20

G. Conteúdo Volumétrico de Água e Ar

De acordo com Buckman & Brady (1976), ao examinar o conteúdo de água e o de ar no solo verifica-se que estes variam especificamente com a textura. Os solos de textura mais fina retêm maior percentagem de água que pode ser explicado pelos maiores percentuais de: matéria coloidal, espaço poroso e superfície adsortiva.

Segundo Reinert (2006), a textura e a estrutura do solo, que definem a área superficial e a arquitetura do sistema poroso, são os principais fatores associados ao armazenamento e à disponibilidade da água nos solos na sua matriz para camadas profundas do perfil do solo e da camada terrestre.

As argilas têm poros tão pequenos que não deixam passar água, sendo por isso consideradas praticamente impermeáveis. Outras rochas sedimentares, como os arenitos e areias não consolidadas possuem tanto a porosidade quanto a permeabilidade elevadas.

O cálculo para obtenção do conteúdo volumétrico de ar e de água na franja capilar foi desenvolvido conforme sugerido por especialistas da área. Foram utilizadas as seguintes equações:

Solo Argiloso:

$$\Theta_{\text{ar/franja}} = \theta T \times 0,15 \quad \text{Equação 3-25}$$

$$\Theta_{\text{água/franja}} = \theta T \times 0,85 \quad \text{Equação 3-26}$$

onde θ_T é a porosidade total do solo argiloso.

Solo Siltoso:

$$\Theta_{ar/franja} = \theta_T \times 0,25 \quad \text{Equação 3-27}$$

$$\Theta_{\acute{a}gua/franja} = \theta_T \times 0,75 \quad \text{Equação 3-28}$$

onde θ_T é a porosidade total do solo siltoso.

Solo Arenoso:

$$\Theta_{ar/franja} = \theta_T \times 0,35 \quad \text{Equação 3-29}$$

$$\Theta_{\acute{a}gua/franja} = \theta_T \times 0,65 \quad \text{Equação 3-30}$$

onde θ_T é a porosidade total do solo arenoso.

O cálculo para obtenção do conteúdo volumétrico de ar e de água no solo foi desenvolvido de maneira análoga ao anterior, de acordo com as seguintes equações:

Solo Argiloso:

$$\Theta_{ar/solo} = \theta_T \times 0,50 \quad \text{Equação 3-31}$$

$$\Theta_{\acute{a}gua/solo} = \theta_T \times 0,50 \quad \text{Equação 3-32}$$

onde θ_T é a porosidade total do solo argiloso.

Solo Siltoso:

$$\Theta_{ar/solo} = \theta_T \times 0,60 \quad \text{Equação 3-33}$$

$$\Theta_{\acute{a}gua/solo} = \theta_T \times 0,40 \quad \text{Equação 3-34}$$

onde θ_T é a porosidade total do solo siltoso.

Solo Arenoso:

$$\Theta_{\text{ar/solo}} = \theta_T \times 0,70 \quad \text{Equação 3-35}$$

$$\Theta_{\text{água/solo}} = \theta_T \times 0,30 \quad \text{Equação 3-36}$$

onde θ_T é a porosidade total do solo arenoso.

A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos para o conteúdo volumétrico de ar e água na franja capilar e no solo, e que foram utilizados no estudo.

Tabela 11 – Conteúdo volumétrico de água e ar considerados para a análise

Textura	Porosidade Total	Conteúdo Volumétrico			
		Fanja Capilar		Solo	
		ar	água	ar	água
Areia	0,40	0,140	0,260	0,280	0,120
Silte	0,45	0,113	0,338	0,270	0,180
Argila	0,50	0,075	0,425	0,250	0,250

Unidade: (cm³/cm³-solo)

H. Condutividade Hidráulica / Velocidade de Darcy

A condutividade hidráulica é a medida da capacidade do solo em transportar um fluido. Essa propriedade leva em conta as características do meio, incluindo a porosidade, tamanho e distribuição das partículas, forma, arranjo, bem como características do fluido que está escoando. Pode ser expressa conforme Equação 3-37.

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} = \frac{kg}{\nu}$$

Equação 3-37

Onde:

K - condutividade hidráulica [L/T];

k - permeabilidade intrínseca do meio poroso [L²];

ρ e μ - representam as características do fluido, respectivamente a massa específica e a viscosidade absoluta;

u ($u = \mu / \rho$) - viscosidade cinemática [L²/T];

g - aceleração da gravidade [L/T²].

Quanto maior a condutividade hidráulica maior é a facilidade com que a água se movimentará no solo. Na Tabela 12 apresenta-se a faixa de valores da condutividade hidráulica.

Tabela 12 – Faixa de valores de Condutividade Hidráulica

Material	Condutividade Hidráulica K (cm/s)
Argila	10 ⁻⁹ - 10 ⁻⁶
Silte, silte arenoso	10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁴
Areia siltosa	10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁴
Areia siltosa, areia fina	10 ⁻⁵ - 10 ⁻³
Areia bem distribuída	10 ⁻³ - 10 ⁻¹
Cascalho bem distribuído	10 ⁻² - 10 ⁻¹

Fonte: Fetter, 1994

Foram utilizados valores dentro da faixa de variação da condutividade hidráulica proposta por Fetter (1994). Já para o cálculo da velocidade de Darcy para a água subterrânea foi usada a seguinte equação:

$$U_{gw} = k \times i \quad \text{Equação 3-38}$$

Onde:

k - condutividade hidráulica (cm/ano);

i – gradiente hidráulico (adimensional).

Foi utilizado o valor constante de 0,008 para o gradiente hidráulico conforme orientação de especialistas da área.

Os resultados obtidos para a velocidade de Darcy para a água subterrânea estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Velocidade de Darcy considerada para a análise

Textura	Gradiente	Condutividade Hidráulica (cm/s)	Condutividade Hidráulica (cm/ano)	Velocidade de Darcy (cm/ano)
Areia	0,008	0,01	315360	2520
Silte	0,008	0,0001	3153,6	25,2
Argila	0,008	0,000001	31,536	0,252

Consolidação dos Dados de Entrada:

Esses parâmetros são as principais variáveis do presente trabalho, pois é base do estudo. Foram pesquisados os parâmetros para os três tipos de solos em estudo, conforme descrição anterior, e os resultados estão apresentados na Tabela 14.

Optou-se por fixar alguns parâmetros: Espessura da Zona Não Saturada, Menor Profundidade da Zona de Solo Superficial e Profundidade até o Topo do Solo Subsuperficial Contaminado, para as três diferentes texturas de solo em estudo, visto que estes são parâmetros referentes ao ambiente no qual o solo está localizado e foge ao escopo do presente trabalho.

Para esses parâmetros foram escolhidos valores constantes, de acordo com orientações de especialistas da área de geotecnia.

Tabela 14 - Parâmetros do meio físico

Parâmetro	Texturas			Unidade
	Argila	Silte	Areia	
<i>Profundidade do nível d'água (L_{gw})</i>	300	300	300	cm
<i>Porosidade total do solo (θ_t)</i>	0,5	0,45	0,4	cm ³ /cm ³ -solo
<i>Densidade do solo (ρ_s)</i>	1	1,2	1,4	g-solo/cm ³ -solo
<i>Fração de carbono orgânico no solo (f_{oc})</i>	0,01	0,006	0,002	(adimensional)
<i>Espessura da franja capilar (h_{cap})</i>	100,00	40,00	15,00	cm
<i>Profundidade até o topo do solo subsuperficial contaminado (L_s)</i>	0,10	0,10	0,10	cm
<i>Taxa de infiltração de água no solo (I)</i>	20	25	30	cm/ano
<i>Espessura da zona não saturada (h_v)</i>	300	300	300	cm
<i>Conteúdo volumétrico de água na franja capilar (θ_{wcap})</i>	0,425	0,3375	0,26	cm ³ -água/cm ³ -solo
<i>Conteúdo volumétrico de água no solo (θ_{ws})</i>	0,25	0,18	0,12	cm ³ -água/cm ³ -solo
<i>Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar (θ_{acap})</i>	0,075	0,1125	0,14	cm ³ -ar/cm ³ -solo
<i>Conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{as})</i>	0,25	0,27	0,28	cm ³ -ar/cm ³ -solo
<i>Velocidade de Darcy para a água subterrânea (U_{gw})</i>	0,252	25,2	2520	cm/ano
<i>Menor profundidade da zona de solo superficial (d)</i>	400	400	400	cm

4 Resultados e Discussão

Neste item, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos para as diferentes texturas de solos e contaminantes em estudo, através da Planilha em Excel com equações baseadas na metodologia RBCA.

4.1 Dados de Saída do Programa

Os dados de saída do programa para os solos arenosos, siltosos e argilosos podem ser visualizados nas tabelas 15, 16 e 17, respectivamente.

As três primeiras vias de exposição observadas nas três tabelas, “Inalação de vapores em ambientes abertos”, “Inalação de vapores em ambientes fechados” e “Ingestão de água subterrânea”, apresentaram o mesmo valor RSBL para os três tipos de solo analisados. Conforme já esperado, os valores não se alteram com a variação da textura do solo visto que suas fórmulas matemáticas não dependem de nenhum parâmetro específico do solo. Sendo assim, estas não serão analisadas detalhadamente neste trabalho.

Tabela 15 - Dados de Saída para um Solo Tipicamente Arenoso

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos	
carcinogênico?				sim	não	não	não	
não carcinogênico?				não	sim	sim	sim	
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]$	residencial	carcinogênico	2,94E-01				
			não carcinogênico		4,02E+02	1,06E+03	7,30E+03	
		comercial/ industrial	carcinogênico	4,93E-01				
			não carcinogênico		5,62E+02	1,48E+03	1,02E+04	
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]$	residencial	carcinogênico	3,92E-01				
			não carcinogênico		5,35E+02	1,41E+03	9,73E+03	
		comercial/ industrial	carcinogênico	4,93E-01				
			não carcinogênico		5,62E+02	1,48E+03	1,02E+04	
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	2,94E-03				
			não carcinogênico		7,30E+00	3,65E+00	7,30E+01	
		comercial/ industrial	carcinogênico	9,87E-03				
			não carcinogênico		2,04E+01	1,02E+01	2,04E+02	
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	2,05E+00				
			não carcinogênico		2,59E+03	6,21E+03	4,99E+04	
		comercial/ industrial	carcinogênico	3,44E+00				
			não carcinogênico		3,63E+03	8,70E+03	6,99E+04	
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	1,40E-02				
			não carcinogênico		1,77E+01	4,23E+01	3,40E+02	
		comercial/ industrial	carcinogênico	4,34E-02				
			não carcinogênico		4,57E+01	1,10E+02	8,80E+02	
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	4,57E+00				
			não carcinogênico		9,08E+03	7,11E+03	1,14E+05	
		comercial/ industrial	carcinogênico	7,51E+00				
			não carcinogênico		1,20E+04	1,02E+04	1,56E+05	
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	9,86E-05				
			não carcinogênico		2,47E-01	3,96E+00	7,27E+00	
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,66E-04				
			não carcinogênico		3,46E-01	5,54E+00	1,02E+01	
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	2,35E-03				
			não carcinogênico		5,89E+00	9,44E+01	1,73E+02	
		comercial/ industrial	carcinogênico	7,29E-03				
			não carcinogênico		1,52E+01	2,44E+02	4,49E+02	
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	7,37E-03				
			não carcinogênico		3,63E+01	1,21E+02	5,55E+02	
		comercial/ industrial	carcinogênico	2,48E-02				
			não carcinogênico		1,02E+02	3,40E+02	1,55E+03	

Tabela 16 - Dados de Saída para um Solo Tipicamente Siltsoso

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos
carcinogênico?				sim	não	não	não
não carcinogênico?				não	sim	sim	sim
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]$	residencial	carcinogênico	2,94E-01			
			não carcinogênico		4,02E+02	1,06E+03	7,30E+03
		comercial/industrial	carcinogênico	4,93E-01			
			não carcinogênico		5,62E+02	1,48E+03	1,02E+04
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]$	residencial	carcinogênico	3,92E-01			
			não carcinogênico		5,35E+02	1,41E+03	9,73E+03
		comercial/industrial	carcinogênico	4,93E-01			
			não carcinogênico		5,62E+02	1,48E+03	1,02E+04
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	2,94E-03			
			não carcinogênico		7,30E+00	3,65E+00	7,30E+01
		comercial/industrial	carcinogênico	9,87E-03			
			não carcinogênico		2,04E+01	1,02E+01	2,04E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	6,16E+00			
			não carcinogênico		7,82E+03	1,88E+04	1,51E+05
		comercial/industrial	carcinogênico	1,03E+01			
			não carcinogênico		1,09E+04	2,63E+04	2,11E+05
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	2,21E-02			
			não carcinogênico		2,80E+01	6,72E+01	5,39E+02
		comercial/industrial	carcinogênico	6,87E-02			
			não carcinogênico		7,25E+01	1,74E+02	1,40E+03
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	4,78E+00			
			não carcinogênico		9,70E+03	7,25E+03	1,19E+05
		comercial/industrial	carcinogênico	7,92E+00			
			não carcinogênico		1,30E+04	1,04E+04	1,64E+05
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	2,92E-04			
			não carcinogênico		8,81E-01	1,65E+01	2,75E+01
		comercial/industrial	carcinogênico	4,91E-04			
			não carcinogênico		1,23E+00	2,31E+01	3,86E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	6,18E-03			
			não carcinogênico		1,86E+01	3,48E+02	5,82E+02
		comercial/industrial	carcinogênico	1,92E-02			
			não carcinogênico		4,82E+01	9,01E+02	1,51E+03
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	1,42E-03			
			não carcinogênico		8,43E+00	3,29E+01	1,37E+02
		comercial/industrial	carcinogênico	4,79E-03			
			não carcinogênico		2,36E+01	9,22E+01	3,84E+02

Tabela 17 - Dados de Saída para um Solo Tipicamente Argiloso

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos
carcinogênico?				sim	não	não	não
não carcinogênico?				não	sim	sim	sim
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]$	residencial	carcinogênico	2,94E-01			
			não carcinogênico		4,02E+02	1,06E+03	7,30E+03
		comercial/industrial	carcinogênico	4,93E-01			
			não carcinogênico		5,62E+02	1,48E+03	1,02E+04
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar} \right]$	residencial	carcinogênico	3,92E-01			
			não carcinogênico		5,35E+02	1,41E+03	9,73E+03
		comercial/industrial	carcinogênico	4,93E-01			
			não carcinogênico		5,62E+02	1,48E+03	1,02E+04
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	2,94E-03			
			não carcinogênico		7,30E+00	3,65E+00	7,30E+01
		comercial/industrial	carcinogênico	9,87E-03			
			não carcinogênico		2,04E+01	1,02E+01	2,04E+02
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	4,08E+01			
			não carcinogênico		5,32E+04	1,30E+05	1,03E+06
		comercial/industrial	carcinogênico	6,85E+01			
			não carcinogênico		7,44E+04	1,82E+05	1,44E+06
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água} \right]$	residencial	carcinogênico	6,86E-02			
			não carcinogênico		8,87E+01	2,16E+02	1,71E+03
		comercial/industrial	carcinogênico	2,13E-01			
			não carcinogênico		2,30E+02	5,59E+02	4,44E+03
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	5,01E+00			
			não carcinogênico		1,04E+04	7,59E+03	1,25E+05
		comercial/industrial	carcinogênico	8,37E+00			
			não carcinogênico		1,40E+04	1,11E+04	1,73E+05
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	7,46E-04			
			não carcinogênico		2,29E+00	4,36E+01	7,22E+01
		comercial/industrial	carcinogênico	1,25E-03			
			não carcinogênico		3,21E+00	6,11E+01	1,01E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	1,22E-02			
			não carcinogênico		3,76E+01	7,15E+02	1,18E+03
		comercial/industrial	carcinogênico	3,79E-02			
			não carcinogênico		9,72E+01	1,85E+03	3,06E+03
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{mg}{kg - solo} \right]$	residencial	carcinogênico	2,02E-03			
			não carcinogênico		1,22E+01	4,83E+01	1,99E+02
		comercial/industrial	carcinogênico	6,77E-03			
			não carcinogênico		3,41E+01	1,35E+02	5,57E+02

4.2 RBSL Comercial / Industrial x RBSL Residencial

Os valores limites obtidos para a área residencial são menores do que os obtidos para a área comercial/industrial, o que está de acordo com o esperado visto que estes são mais restritivos ao nível de segurança. O cenário residencial possui condições adversas à dispersão dos contaminantes. Possuem edifícios e altas construções que os concentram em uma determinada região. Em contrapartida, a área industrial caracteriza um cenário mais aberto, onde a pluma dispersa mais facilmente, fornecendo uma menor concentração de poluentes.

Visando identificar o impacto que cada uma das texturas apresentava, foram calculados os percentuais de variação entre elas, através das seguintes equações:

Equação 4-1

$$\text{Variação \% do solo siltoso} = \frac{(\text{RSBL solo argiloso} - \text{RSBL solo siltoso})}{\text{RSBL solo argiloso}} \times 100$$

Equação 4-2

$$\text{Variação \% do solo arenoso} = \frac{(\text{RSBL solo argiloso} - \text{RSBL solo arenoso})}{\text{RSBL solo argiloso}} \times 100$$

Estas foram utilizadas tanto para a área residencial quanto para a área industrial/comercial, como se pode observar na Tabela 18 e Tabela 19. Identificou-se que não há diferença entre os valores desses cenários visto que tanto os parâmetros de exposição quanto os parâmetros adicionais utilizados para o cálculo dos RSBLs são semelhantes para as áreas comercial/industrial e residencial, conforme se pode observar nos itens 3.1.6.1 e 3.1.6.2. Sendo assim, a análise será focada apenas em um cenário, o residencial, visto que este apresenta o cenário mais conservador. Para análises qualitativas, os resultados obtidos são os mesmos, independente do cenário escolhido.

Tabela 18 – Variações dos valores limites para uma área residencial

RBSL Residencial (%)					
Vias de Exposição	Solo	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	Areia	95%	95%	95%	95%
	Silte	85%	85%	86%	85%
	Argila				
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	Areia	80%	80%	80%	80%
	Silte	68%	68%	69%	69%
	Argila				
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	Areia	9%	9%	6%	9%
	Silte	9%	9%	6%	9%
	Argila				
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	Areia	87%	89%	91%	90%
	Silte	61%	62%	62%	62%
	Argila				
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	Areia	81%	84%	87%	85%
	Silte	49%	50%	51%	51%
	Argila				
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	Areia	-266%	-198%	-151%	-179%
	Silte	29%	31%	32%	31%
	Argila				

Tabela 19 - Variações dos valores limites para uma área comercial / industrial

RBSL Comercial / Industrial (%)					
Vias de Exposição	Solo	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	Areia	95%	95%	95%	95%
	Silte	85%	85%	86%	85%
	Argila				
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	Areia	80%	80%	80%	80%
	Silte	68%	68%	69%	69%
	Argila				
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	Areia	9%	9%	6%	9%
	Silte	9%	9%	6%	9%
	Argila				
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	Areia	87%	89%	91%	90%
	Silte	61%	62%	62%	62%
	Argila				
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	Areia	81%	84%	87%	85%
	Silte	49%	50%	51%	51%
	Argila				
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	Areia	-266%	-198%	-151%	-179%
	Silte	29%	31%	32%	31%
	Argila				

4.3 BTEX

Os valores limites obtidos para os contaminantes em estudo estão apresentados na Tabela 20. Independentemente da via de exposição a ser analisada pode-se verificar que os menores valores limites foram obtidos para o benzeno, seguido do tolueno, etilbenzeno e xileno. Isso deve-se ao fato da rápida absorção do benzeno pela via respiratória, grande afinidade pelos tecidos ricos em gorduras, tais como o sistema nervoso central e a medula óssea. Cerca de 50 % do total de benzeno inalado é absorvido pelo organismo (Mariano, 2005).

Tabela 20 - RBSL Residencial do BTEX

RBSL Residencial					
Vias de Exposição	Solo	Benzeno	Tolueno	Etilbenzeno	Xilenos
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	Areia	2,05	2.593,23	6.213,88	49.907,03
	Silte	6,16	7.820,92	18.775,24	150.581,51
	Argila	40,79	53.174,91	130.029,18	1.028.322,40
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	Areia	0,01	17,67	42,34	340,13
	Silte	0,02	28,02	67,17	539,25
	Argila	0,07	88,75	215,89	1.714,07
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	Areia	4,57	9.082,23	7.114,43	113.650,15
	Silte	4,57	9.700,80	7.251,82	118.866,72
	Argila	5,01	10.409,80	7.588,55	124.585,21
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	Areia	0,0001	0,25	3,96	7,27
	Silte	0,0003	0,88	16,48	27,54
	Argila	0,0007	2,29	43,64	72,20
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	Areia	0,002	5,89	94,36	173,35
	Silte	0,006	18,61	348,32	582,20
	Argila	0,012	37,56	714,54	1.182,18
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	Areia	0,007	36,29	121,40	555,27
	Silte	0,001	8,43	32,92	137,02
	Argila	0,002	12,17	48,31	198,99

4.4 Análise das vias de Exposição para cada textura de solo

Considerando uma determinada via de exposição, os valores limites obtidos para cada tipo de solo variam de acordo com o contaminante. Conforme já mencionado eles são menores para o benzeno seguido do tolueno, etilbenzeno e xileno. No entanto, vale ressaltar que os valores limites apresentam o mesmo perfil para todos os contaminantes. Ou seja, para uma determinada via de exposição, o solo arenoso apresenta valores menores quando comparados ao solo siltooso e que por sua vez são menores que o argiloso, conforme ilustrado nas figuras 13, 14, 15 e 16.

Além disso, a variação entre os RSBLs possui a mesma proporção. A ilustração foi realizada para a via de exposição “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”. Para essa via, a variação entre os RSBLs do arenoso e siltooso é 3 vezes e entre o siltooso e argiloso é aproximadamente 7 vezes, independente do contaminante. Esta mesma tendência pode ser observada nas demais vias, com exceção da “Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea”, cujo detalhamento será apresentado mais adiante.

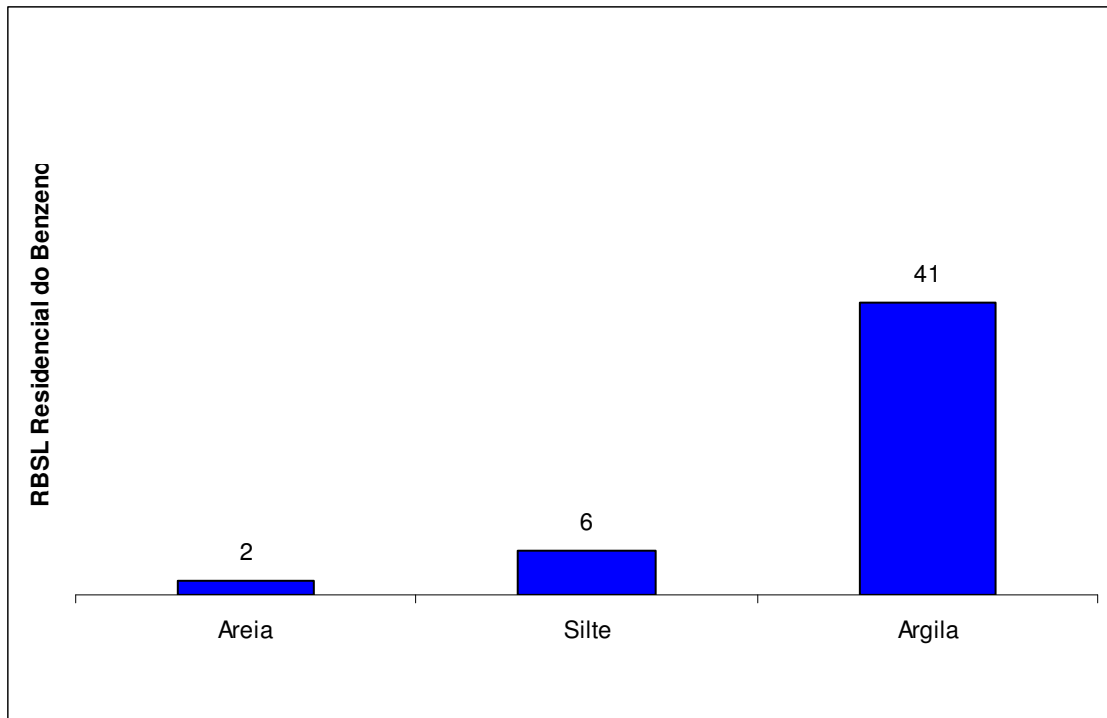


Figura 13 – Gráfico dos valores limites do Benzeno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”

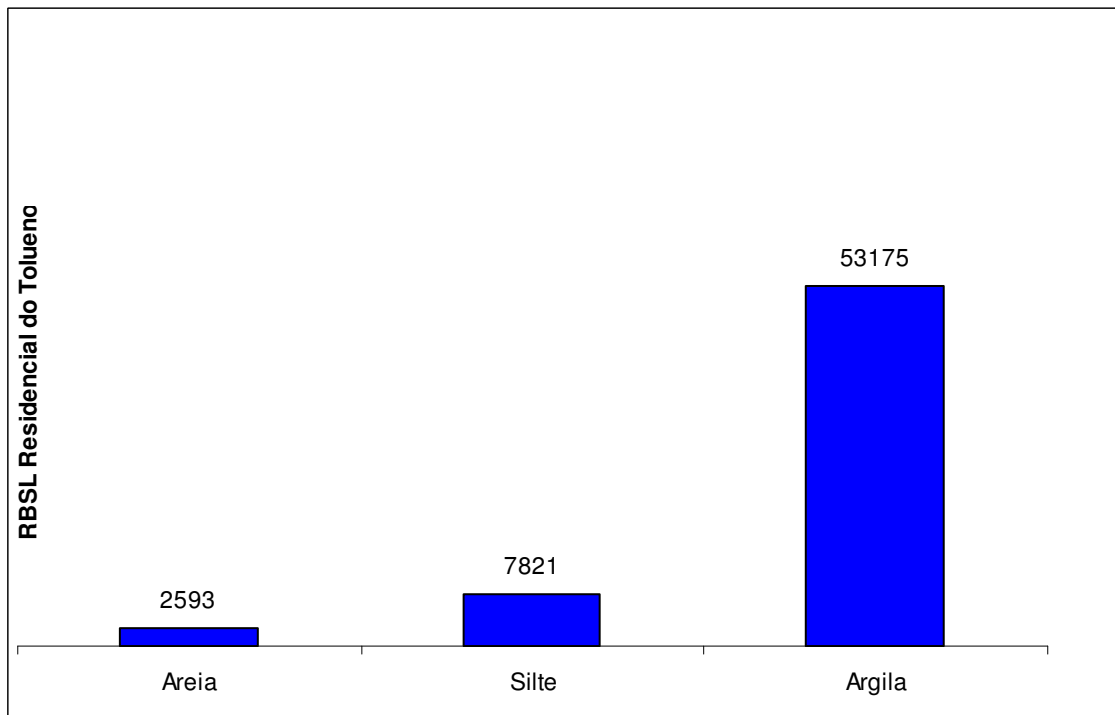


Figura 14 - Gráfico dos valores limites do Tolueno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”

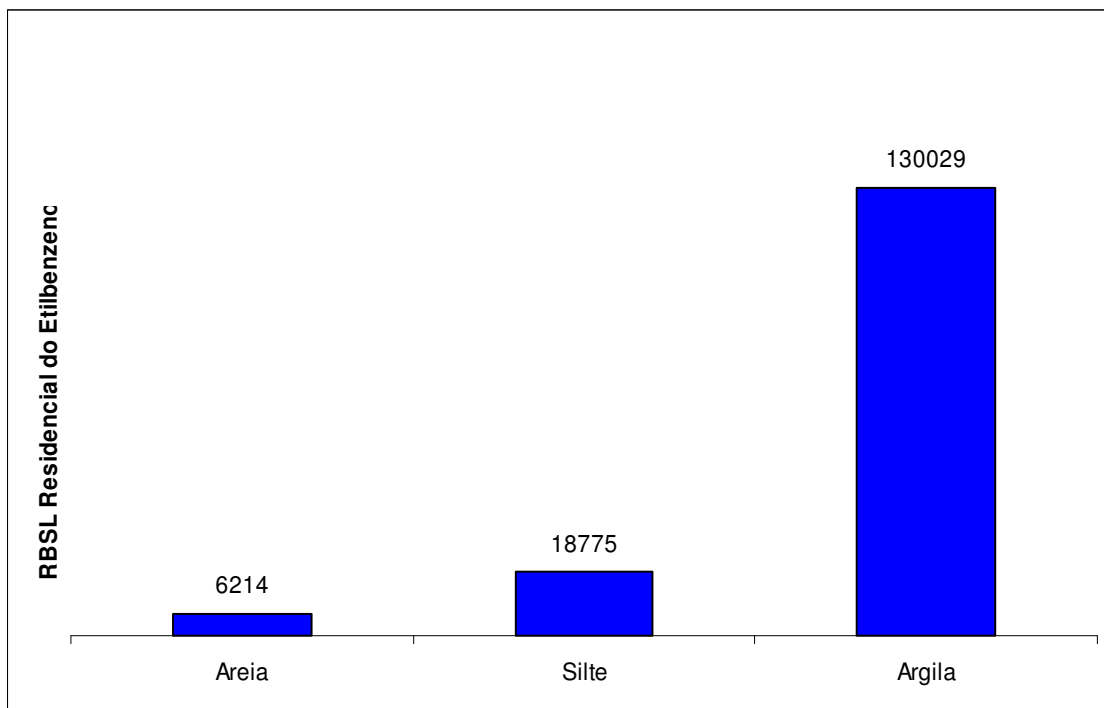


Figura 15 – Gráfico dos valores limites do Etilbenzenc para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”

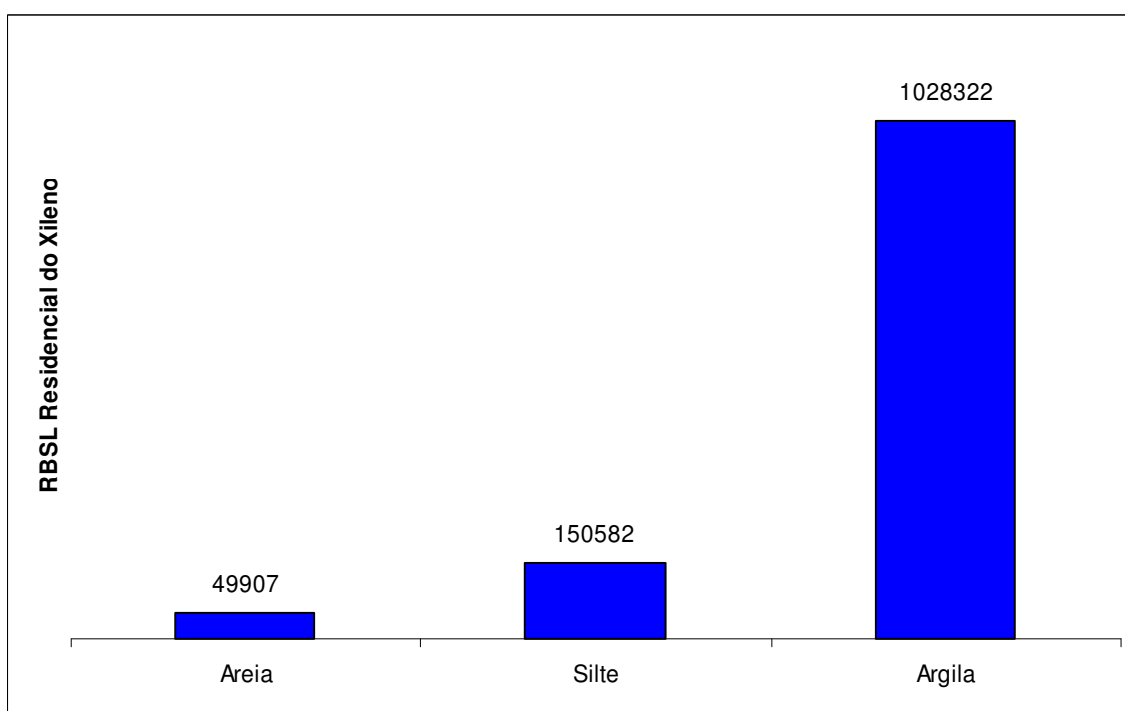


Figura 16 - Gráfico dos valores limites do Xileno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes abertos a partir de água subterrânea”

Tendo em vista que para cada via de exposição os três tipos de solo possuem a mesma tendência, independentemente do contaminante, a análise foi focada em apenas um dos contaminantes, o Benzeno, que foi escolhido de forma aleatória. Vale ressaltar que as análises podem ser utilizadas para os demais contaminantes em estudo.

O detalhamento dos resultados obtidos para cada uma das vias de exposição será visualizado nos próximos itens.

4.4.1 Inalação de Vapores em ambientes abertos (ou fechados) a partir da água subterrânea:

Os valores limites para o composto químico Benzeno para a referida via de exposição, considerando ambientes abertos e área residencial, foram ilustrados na Figura 13 do tópico 4.4. Os valores de RBSL considerando ambientes fechados são visualizados nas figuras a seguir.

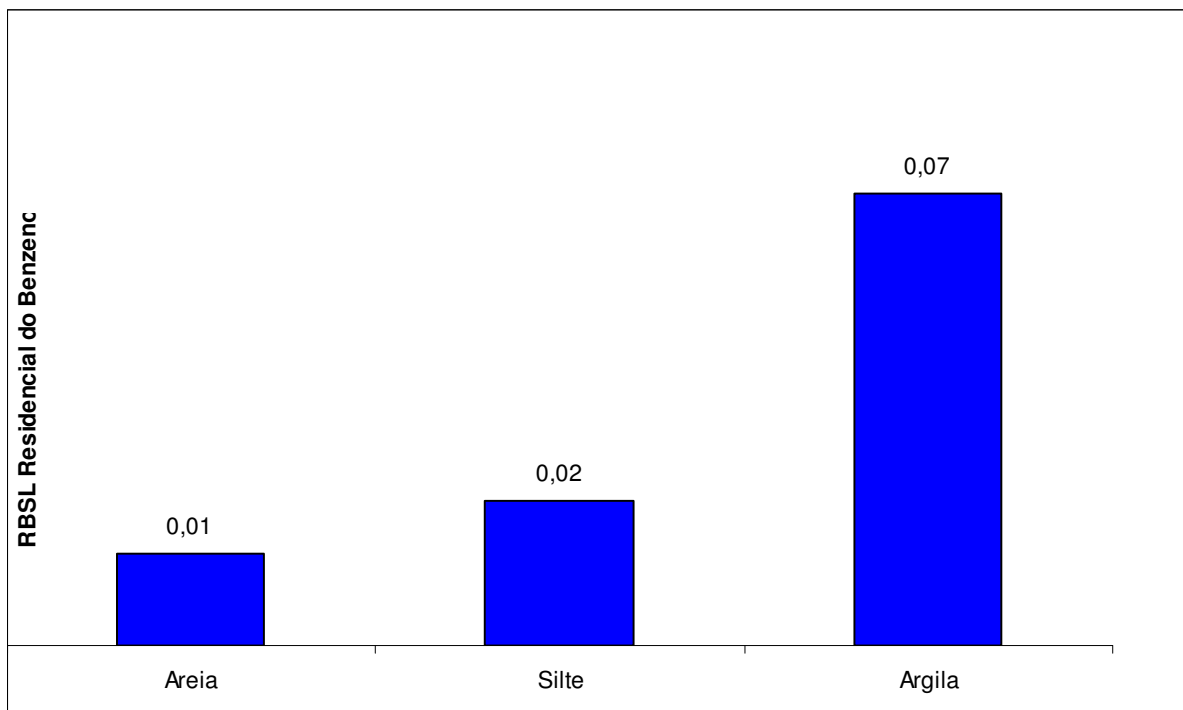


Figura 17 - Gráfico dos valores limites do Benzeno para uma área residencial - “Inalação de Vapores em ambientes fechados a partir de água subterrânea”

Conforme já observado, os valores limites para um solo arenoso são menores do que um solo siltoso que por sua vez são menores que um solo argiloso. Isto ocorre porque a variação do tamanho dos poros está diretamente relacionada com o conteúdo volumétrico de ar e água na franja capilar.

Solos arenosos apresentam poros maiores e espessura da franja capilar menor. Isto facilita a passagem de ar e água quando comparado às outras texturas em estudo, o que auxilia na dispersão dos contaminantes e diminui o RSBL.

Os solos argilosos apresentam uma espessura da franja capilar seis vezes maior que a dos solos arenosos (Vargas, 1977) e com isso apresentam uma barreira maior a passagem de vapores para a atmosfera, permitindo assim RSBL bem maiores que o dos solos arenosos.

Os solos siltosos possuem características intermediárias aos demais solos citados.

4.4.2 Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial:

Os valores limites do Benzeno numa área residencial para a referida via de exposição considerando ambientes abertos foram mencionados no tópico 3.5.

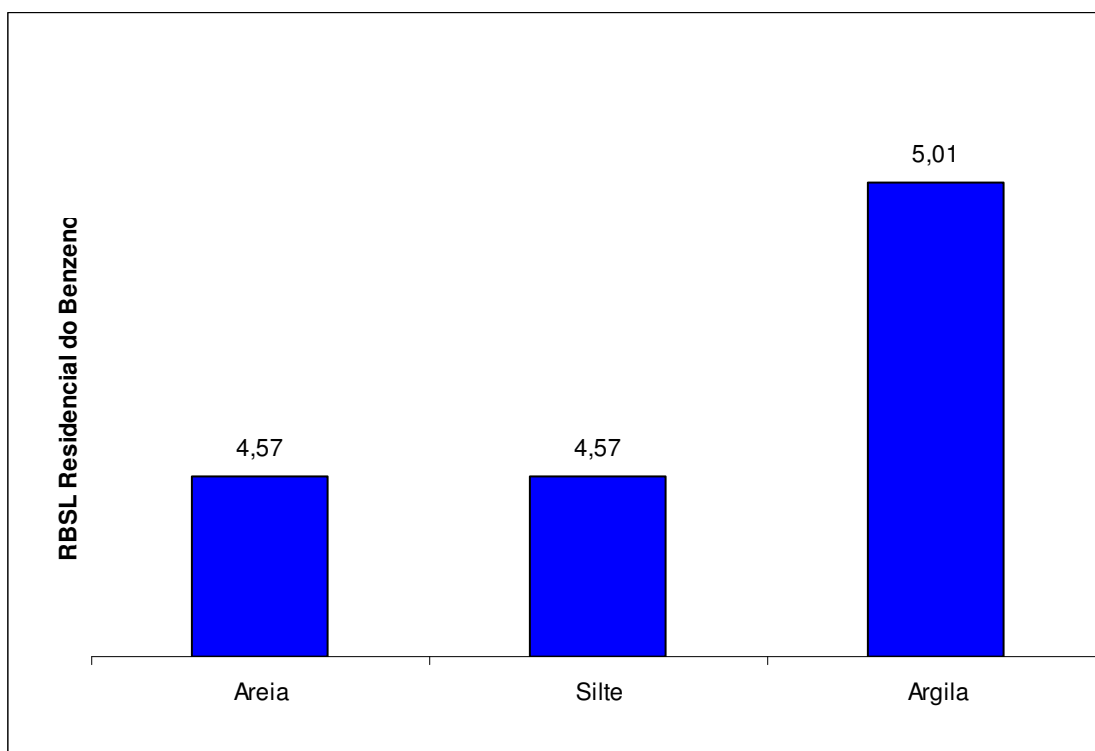


Figura 18 – RBSL Residencial do benzeno – “Ingestão, Inalação de Vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial”

Essa via de exposição é influenciada pelo tamanho das partículas e pela quantidade de matéria orgânica presente que, dependendo do tipo de solo, forma uma barreira para a liberação dos vapores e retém os contaminantes presos nos solos. Os solos argilosos, por serem compostos por partículas menores e conseqüentemente mais compactos, conseguem segurar os contaminantes e reter o material orgânico. Sendo assim a barreira para a passagem dos vapores para a atmosfera será maior.

A variação da quantidade de matéria orgânica dos solos arenosos e siltosos é muito pequena, na ordem de 4×10^{-3} (conforme Tabela 8), e não altera os dados de saída do programa. A variação do RSBL é maior quando se compara essas texturas com o solo argiloso, onde a quantidade de matéria orgânica é maior.

4.4.3 Inalação de vapores em ambientes abertos (ou fechados) a partir do solo subsuperficial:

Para a via de exposição “Inalação de vapores a partir do solo subsuperficial”, ambientes fechados e abertos, os RSLs encontram-se nas figuras 19 e 20, respectivamente.

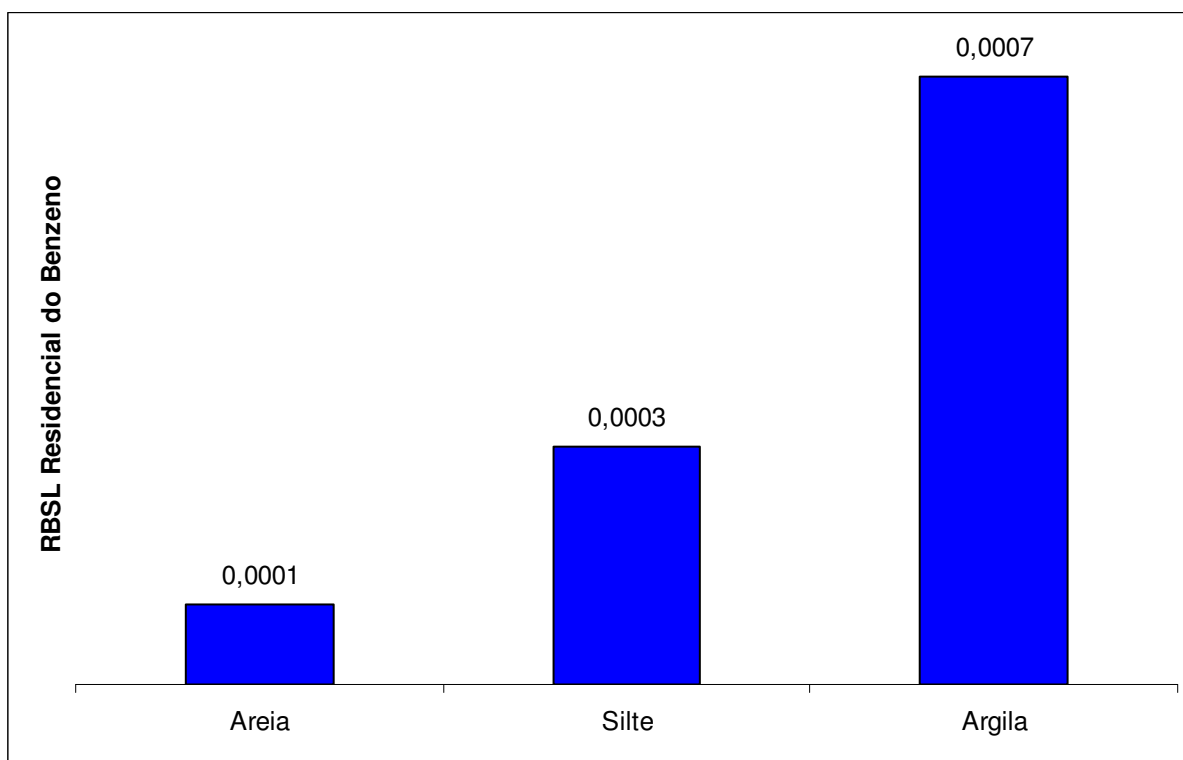


Figura 19- RBSL Residencial do benzeno – “Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial”

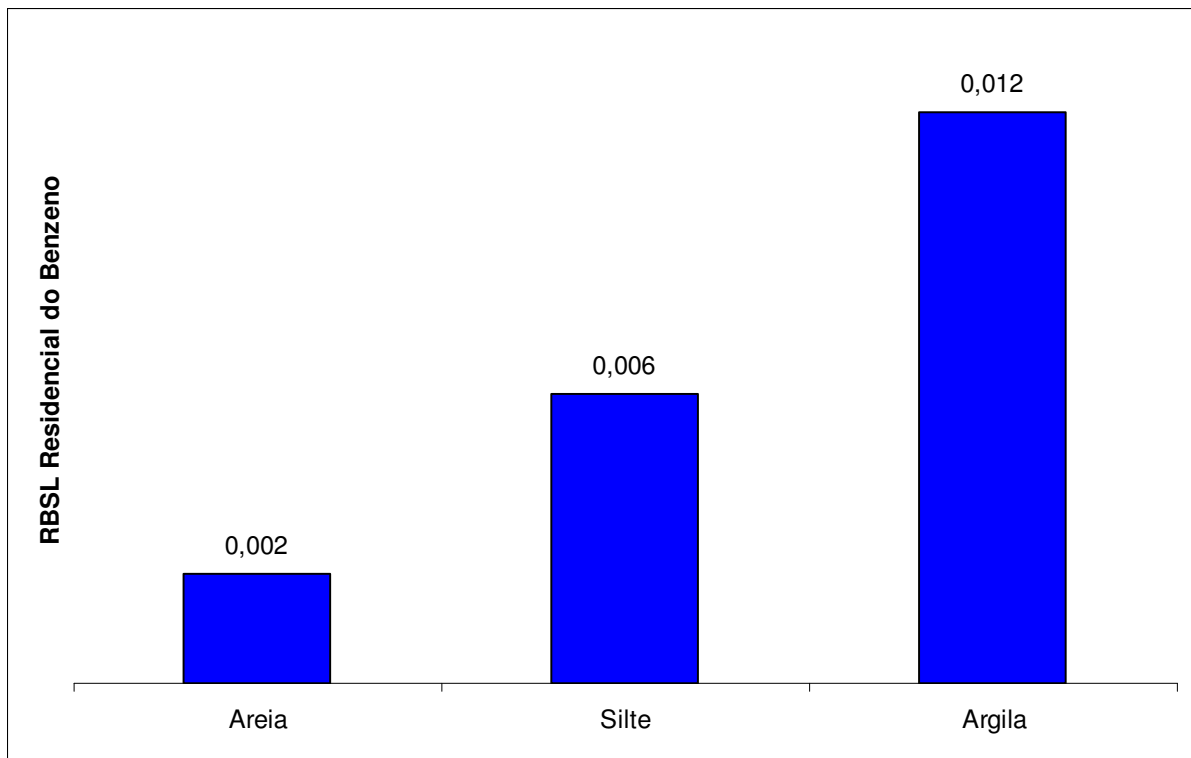


Figura 20 - RBSL Residencial do benzeno – “Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial”

Essa via de exposição apresenta resultados baseados em análises análogas às realizadas no item 3.4.1. O tamanho dos poros é diretamente proporcional ao conteúdo volumétrico de ar e água solo.

Solos arenosos apresentam poros maiores, conteúdo volumétrico de água no solo menor e o conteúdo volumétrico de ar no solo maior do que as outras texturas. Assim há uma passagem facilitada dos vapores através dos locais ocupados pelo ar. Isto diminui a concentração deste contaminante em uma mesma região, diminuindo o grau de risco, o que nos fornece um RSBL maior. Desta forma, os solos arenosos apresentam valores limites menores quando comparados ao solo siltoso e argiloso.

Solos argilosos apresentam em média 50% dos poros preenchidos por água, o que forma uma grande barreira para a passagem dos vapores (Fredlund,1993).

4.4.4 Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea:

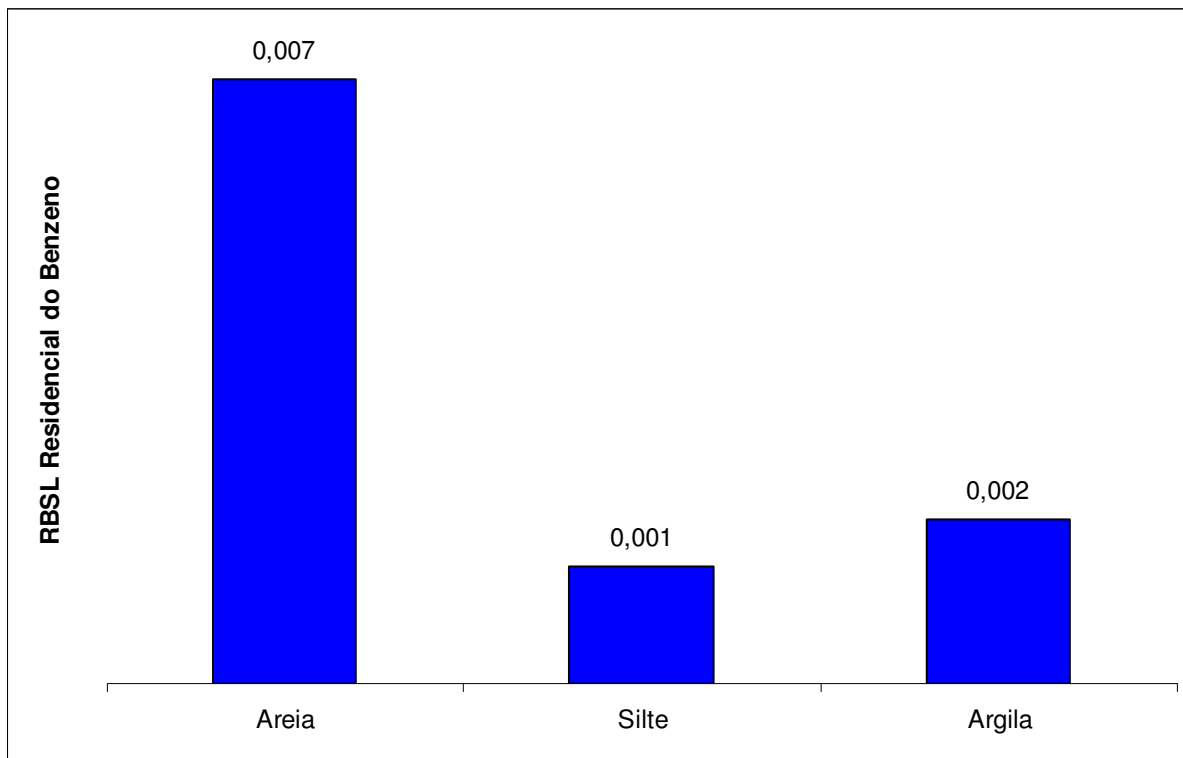


Figura 21– RBSL Residencial do benzeno – “Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea”

Essa via de exposição apresenta valores divergentes do esperado, visto que o solo argiloso apresentou RBSL maior do que o RBSL do solo siltoso. Entretanto nota-se que para o benzeno essa diferença é perfeitamente desprezível visto que é na ordem de 10^{-3} .

O solo argiloso apresenta uma velocidade de Darcy 100 vezes menor do que o solo siltoso e 10.000 vezes menor quando comparado ao solo arenoso. Sendo assim a sua capacidade de transportar um fluido, no caso a gasolina, é menor e os contaminantes ficam retidos no solo aumentando-se o risco de lixiviação para a água subterrânea.

Sendo assim o RBSL do solo argiloso deveria ser menor do que o RBSL do solo siltoso e arenoso.

5 Conclusões

A metodologia RBCA apresentou sensibilidade na análise de diferentes tipos de solo, visto que foram obtidas diferenças percentuais de até 266%, considerando uma mesma via de exposição e mesmo contaminante.

De acordo com as discussões apresentadas, as principais variações nos valores limites (RSBL) para cada um dos diferentes tipos de solo ocorrem devido ao tamanho das partículas, que facilitam ou dificultam a passagem de água, vapor. Está relacionada com a maioria dos parâmetros do meio físico considerados pelo modelo e embasou a análise do presente estudo.

As partículas maiores permitem maiores espaços vazios no solo, e assim, há uma maior facilidade de circulação desses componentes. Conseqüentemente, os valores limites (RSBL) são menores. As partículas menores caracterizam solos mais compactos, como o argiloso, que atuam como barreira a estes mesmos componentes, e realizando uma análise análoga, nos fornecem RSBLs maiores.

Comparando-se as diferenças percentuais entre os RSBLs dos solos em estudo, não foram obtidas variações entre os cenários residencial e comercial/industrial. Verificou-se que isso é aplicável a todas as vias de exposição e contaminantes, para os parâmetros considerados.

Os compostos BTEX não influenciaram o perfil dos solos. Para uma determinada via de exposição, verificou-se que a variação entre os valores limites (RSBL) de duas texturas de solo apresentou a mesma proporção para todos os contaminantes.

No entanto, é importante ressaltar que foram realizadas muitas simplificações principalmente devido às limitações do Modelo. Dentre estas podemos citar:

- Foi considerada apenas uma fonte de contaminação, o que não ocorre geralmente na prática, visto que em um posto de combustível, a fonte de contaminação pode ser mais de uma, o que dificulta a aplicação do modelo;

- O modelo só realiza análises para uma substância química pura e não considera misturas. Os parâmetros de cada um dos compostos presentes em uma mistura são alterados, quando ocorre interação com outros o que pode interferir na aplicação do resultado gerado pelo modelo.

Os parâmetros do solo necessários para aplicação no modelo não foram facilmente encontrados. No Brasil há muita diversidade e os parâmetros típicos de cada um variam de acordo com a região do país. Além disso, o solo não é 100% puro. Contém outros componentes como aterros, cascalhos dentre outros, que influenciam na análise.

Devido ao fato de existir essa diversidade de componentes e de propriedades do solo, alguns dos parâmetros foram obtidos com auxílio de especialistas da área de geotecnia, considerando sempre os valores mais encontrados nos solos brasileiros.

Alguns parâmetros do meio físico foram fixados devido à complexidade na obtenção de valores típicos para cada uma das texturas em estudo.

Para aplicação da análise de risco em uma região específica, deve ser realizado um levantamento do local de modo que os parâmetros sejam obtidos experimentalmente. Os valores típicos não devem ser utilizados para que a análise seja aproxime do real.

Visando complementar o estudo realizado, sugerem-se para trabalhos futuros estudos mais aprofundados, visando analisar o grau de impacto de cada uma das variáveis.

Referências Bibliográficas

ABAS (Associação Brasileira de águas Subterrâneas) Disponível em: http://abas.org.br/index.php?PG=aguas_subterraneas&SPG=aguas_subterraneas_a_s . Acesso em Fevereiro/2007.

ABNT, 1993 NBR 9896 – Glossário de Poluição das Águas, Rio de Janeiro.

Atlas da Energia Elétrica do Brasil, 2º edição, 2002 (Aneel – Agência Nacional de Energia Elétrica).

ASTM, *Standard Guidelines for Risk-Based Corrective Action at Petroleum Release Sites*. Designação ASTM: E 1739-95, 2002.

BUCKMAN, H. O.;BRADY, N. C. *Natureza e propriedades dos solos*. Tradução de Antônio B. Figueiredo Filho. Rio de Janeiro.

CASTRO, C. M.; PEIXOTO, M. N. O.; Pires do Rio, G. A. *Riscos Ambientais e Geografia: Conceitos, Abordagens e Escalas*. UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2005.

CETESB, *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, São Paulo, SP, 1999.

CETESB, *Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo*/Dorothy C.P. Casarini [et al.], São Paulo, 2001.

CETESB, Decisão de Diretoria nº 010-2006-C (ANEXO VII: *Ações Corretivas Baseadas em Risco (ACBR) aplicadas a áreas contaminadas com hidrocarbonetos derivados de petróleo e outros combustíveis líquidos – procedimentos*), São Paulo, SP, 2006.

CETESB, *O que são Áreas Contaminadas*, disponível em: www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/areas.asp São Paulo, SP, 2007b. Acesso em Fevereiro/2007

CETESB, *Propriedades dos Solos*, disponível em: www.cetesb.sp.gov.br/Solo/solo/propriedades.asp. Acesso em Fevereiro/2007

CETESB, *Relação das Áreas Contaminadas*, disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp São Paulo, SP, 2007a. Acesso em Fevereiro/2007.

CORSEUIL, H.X. Enhanced Degradation of Monoaromatic Hydrocarbons in Sandy Aquifer Materials by Inoculation Using Biologically Active Carbon Reactors. *PhD dissertation*, Ann Arbor, MI, EUA, 1992

DRM – 2001, Departamento de Recursos Minerais, *Projeto Planáguia SEMADS/GTZ de Cooperação Técnica Brasil – Alemanha*, 2001

EPA, *Supplemental Risk Assessment Guidance for the Superfund Program*, EPA/901/5-89/001, Environmental Protection Agency Region 1, Washington, DC, 1989b *apud* ASTM, *Standard Guidelines for Risk-Based Corrective Action at Petroleum Release Sites*. Designação ASTM: E 1739-95, 2002.

EPE, Plano Nacional de Energia 2030, Rio de Janeiro, 2006.

FERNANDES, M.; CORSEUIL, H.X. *Contaminação de águas subterrâneas por derramamento de gasolina: efeito cosolvência*. 3º Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Gramado, RS, 1996.

FERREIRA, S. M. F. *Relação entre a espessura real e aparente da gasolina pura em colunas de laboratório*. Dissertação (Doutorado – Pós-graduação em Recursos

Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociência/ USP (Universidade de São Paulo), São Paulo, 2003.

FETTER, C.W. Applied Hidrogeology. New Jersey, 1994.

FREDLUND D.G.; RAHARDJO, H. Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons, Inc., NY, 1993.

FILHO, J. F.; OLIVEIRA, A. S. ; LOPES, L. C.; VELLAME, L. M. – *Análise estatística exploratória e variabilidade da densidade do solo em um perfil de latossolo amarelo coeso dos tabuleiros costeiros da Bahia* , Bahia, 2005.

GOUVEIA, J. L. N. *Atuação de equipes de atendimento emergencial de combustíveis em postos e sistemas retalhistas*. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública da USP (Universidade de São Paulo), São Paulo, 2004.

GUIGUER, N. Poluição das águas subterrâneas e solo causada por vazamentos em postos de abastecimento, Ontário, Waterloo Hydrogeologic, 1996. 351 p.

GUIMARÃES, C.H.D. *Avaliação de Risco Ambiental de Sítios Contaminados por Hidrocarbonetos de Petróleo*. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – COPPE/ UFRJ (Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia/ Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2003.

KLEIN, V.A. *Propriedades físico-hídrico-mecânicas de um Latossolo roxo, sob diferentes sistemas de uso e manejo*. Dissertação (Doutorado em Agronomia) – USP, Piracicaba, 1998.

KOOLESNIKOVAS, C. *Análise do Risco: Metodologia, Conceitos Básicos e Aplicações*, 2001.

MARIANO, J.B. *Impactos Ambientais do Refino de Petróleo*, Interciência, 2005.

PENNER, G.C. *Estudos laboratoriais da contaminação do solo por gasolina com o uso de detector de fotoionização*. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – EESC/ USP (Escola de Engenharia de São Carlos/ Universidade de São Paulo), São Paulo, 2000.

PREVEDELLO, C. L., *Física do solo com problemas resolvidos*. Curitiba, 1996.

RAMOS, D. G. B. *Avaliação da concentração de metais pesados e contaminantes orgânicos através da caracterização pedológica e organocomposicional do solo em ecossistema manguezal*. Dissertação (Mestrado em Geologia) – UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.

REINERT, D. J.; REINERT, J. M. *Propriedades Físicas dos solos*, Universidade Federal de Santa Maria – Centro de Ciências Rurais, Santa Maria, 2006.

RODRIGUES, R. M. O. *Risco ambiental: avaliação da aderência das Tabelas de Referência do documento CETESB/SP (ACBR) ao exemplo apresentado no item X.2 da norma E1739-95 (RBCA/ASTM)*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - EQ/UFRJ (Escola de Química/ Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2006.

SALLES, I. H. *Conceitos de Geografia Física*, Ed. Ícone, 1997.

SILVA, M. A. B. *Sistema de classificação fuzzy para áreas contaminadas*, Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – COPPE/ UFRJ (Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia/ Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2005.

SEMA (Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos), *Roteiro para Licenciamento de Postos e/ou Sistemas Retalhistas de Combustíveis*, Curitiba, PR, 2004.

SEMA (Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Curitiba, PR, 2007. Disponível em

<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=24>

Acesso em Fevereiro/2007.

SILVA, R. L. B. *Contaminação de poços rasos no bairro Brisamar, Itaguaí, RJ, por derramamento de gasolina: concentração de BTEX e avaliação da qualidade da água consumida pela população*. Dissertação (Doutorado em Ciências na área de Saúde Pública) – Departamento de Saneamento Ambiental/ Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

TIRLONE, C. E. *Avaliação dos procedimentos para definição dos responsáveis pela execução de investigação e remediação nos casos de contaminação do solo e água subterrânea no Estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas, 2004.

TAKASHITA, E. V. *Adulteração da gasolina por adição de solventes: análise dos parâmetros físico-químicos*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2006.

VARGAS, M.M. *Introdução à mecânica dos solos*. Ed. da Universidade de São Paulo, SP, 1977.

VIEIRA, M. L., *Propriedades Físico-Hídrico-Mecânicas do solo e rendimento de milho submetido a diferentes sistemas de manejo*. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2006.
