ANÁLISE DA VIABILIDADE DO EMPREGO DE TABELAS DE REFERÊNCIA DE NÍVEIS ALVO BASEADOS NO RISCO (*RBSL – RISK-BASED SCREENING LEVELS*) PARA MACRO-REGIÕES

Dimitri Almeida Barros

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA DE PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS DA ESCOLA DE QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS (M.Sc.)

Aprovada por:

_____

Prof[a] Denize Dias de Carvalho, D.Sc.

_____

Prof. Josimar Ribeiro de Almeida, D.Sc.

_____

Prof[a] Lídia Yokoyama, D.Sc.

_____

Prof[a] Lais Alencar de Aguiar , D.Sc.

_____

Prof. Celso Kolesnikovas, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

FEVEREIRO DE 2008

BARROS, Dimitri Almeida

Análise da viabilidade do emprego de Tabelas de Referência de Níveis Alvo Baseados no Risco (*RBSL* – Risk-Based Screening Levels) para macro-regiões / Dimitri Almeida Barros. Rio de Janeiro: UFRJ/ EQ, 2008.

xvi, 109 p. 29,7 cm

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós- Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2008.

Orientadores: Profª. Denize Dias de Carvalho

Prof. Josimar Ribeiro de Almeida

1. RBCA; 2. RBSL.

I.Título

II. Tese (Mestrado – UFRJ / EQ)

“A mente que se abre a uma nova idéia jamais voltará ao seu tamanho original.”

Albert Einstein

Aos meus pais, Mário e
Helena, pela ajuda e apoio
incondicionais. A vocês todo
meu carinho e minha
gratidão.

À Regina, minha esposa, minha
luz, minha vida!

AGRADECIMENTOS

Agradeço especialmente a Deus e a Nossa Senhora, por sempre me guiarem e me mostrarem o caminho da luz!

Aos meus pais, dos quais tenho muito orgulho, pelo incentivo e apoio sempre, apesar da distância. Amo vocês!

Dizem que "Por trás de um grande homem, sempre tem uma grande mulher". Não me intitulo um brilhante homem, mas definitivamente tenho, ao meu lado, uma grande mulher. Sem a Regina, certamente eu não estaria aqui concluindo a minha dissertação. Te amo! Sempre!

Às minhas tias Eti e Zilda e à minha sogra Ruth pelas orações e pelo carinho nos momentos difíceis.

Aos meus familiares e amigos sempre que torceram por mim.

Aos meus orientadores Prof. Josimar Ribeiro de Almeida e Profª. Denize Dias de Carvalho pelo apoio e compreensão.

Ao Celso Kolesnikovas pela grande ajuda e idéias nos momentos difíceis desta jornada.

À Prof. Maria Cláudia e ao Cláudio Henrique Dias Guimarães, pelas vezes que me receberam e não hesitaram em me ajudar.

Aos amigos Takao, Guiotti, Gilvan e Maurício pela grande ajuda nos momentos de desespero com o Matlab e Excel.

A Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio de Janeiro (SMAC) pelo apoio e fornecimento de dados.

A todos os pesquisadores do Núcleo de Análise de Sistemas Ambientais (NASA) pelos enriquecedores momentos de discussões.

À CAPES pelo apoio financeiro no início do mestrado.

À Petrobras S.A. por oferecer a oportunidade de concluir este trabalho.

Resumo da Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos TPQB/EQ/UFRJ, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

ANÁLISE DA VIABILIDADE DO EMPREGO DE TABELAS DE REFERÊNCIA DE NÍVEIS ALVO BASEADOS NO RISCO (*RBSL – RISK-BASED SCREENING LEVELS*) PARA MACRO-REGIÕES

Dimitri Almeida Barros

Fevereiro/2008

Orientadores: Prof. Denize Dias de Carvalho

Prof. Josimar Ribeiro de Almeida

A metodologia RBCA 1739/95 (*Risk-Based Corrective Action*) é um processo de tomada de decisão para avaliação e resposta a um vazamento de petróleo e seus derivados, baseado na proteção da saúde humana e do meio ambiente. Esta metodologia propõe, no nível 1, a utilização de Tabelas de Referência onde são estabelecidos critérios e valores orientadores referentes aos contaminantes para macro-regiões. Como exemplo tem-se as Tabelas de Referência de para o Estado de São Paulo, desenvolvidas pela CETESB. Este trabalho analisa a viabilidade de serem utilizadas Tabelas de referências para amplas regiões em detrimento à utilização de características do meio físico, específicas para a área contaminada em análise. Para tanto, analisaram-se as equações através dos quais os valores RBSL são determinados. Em seguida, através de gráficos verificou-se o comportamento dos fatores de atenuação em relação a propriedades do meio físico. Por fim, realizaram-se os cálculos do nível 1 da metodologia RBCA para diferentes áreas: dados da CETESB e de duas áreas da região metropolitana do Rio de Janeiro. Os resultados mostraram a importância de serem utilizados parâmetros específicos da área contaminada nos cálculos envolvidos na determinação dos valores Alvo Baseados no Risco (RBSL) do nível 1 da metodologia RBCA.

Abstract of the Dissertation presented to Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos TPQB/EQ/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degreee of Master of Science (M.Sc.)

ANALYSIS OF VIABILITY OF THE USE OF NON-SITE-SPECIFIC *RISK-BASED SCREENING LEVELS (RBSL)* LOOK-UP TABLES

Dimitri Almeida Barros

February/2008

Advisors: Prof. Denize Dias de Carvalho
Prof. Josimar Ribeiro de Almeida

Risk-Based Corrective Action (RBCA 1739/95) is a consistent decision-making process for the assessment and response to a petroleum release, based on the protection of human health and the environment. The RBCA process is implemented in a tiered approach, in Tier 1 non-site-specific values for direct and indirect exposure pathways are developed and applied to all sites that fall into a particular category. In Brazil there is an example of this Tables: a RBSL Look-up Table for the state of São Paulo developed by CETESB. This work analyses the viability of the use of non-site-specific RBSL look-up tables instead of using site-specific characteristics to determine RBSL. In order to proceed the proposed analysis, the equations used to develop Tier 1 Look-up Tables were studied. After that, the behavior of volatilization factors, leaching factor and affective diffusion coefficients were plotted (surface plots) *versus* site-specific parameters. Finally Tier 1 Look-up Tables were calculated using site-specific parameters for three different areas: CETESB data and two other areas in Rio de Janeiro. The results showed that it is important to use parameters specific for the contaminated site to determine RBCA Tier 1 values.

SUMÁRIO

Resumo ..... **vi**
Abstract ..... **vii**
LISTA DE SÍMBOLOS ..... **xv**
I. INTRODUÇÃO **1**
I.1. Relevância 1
I.2. Objetivos 2
I.2.1. Objetivo Geral 2
I.2.2. Objetivos Específicos 2
I.3. Hipóteses 3
II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA **4**
II.1. Solos 4
II.1.1. Características físico-químicas 5
II.1.2. Áreas contaminadas 8
II.2. Contaminantes 10
II.2.1. Volatilidade 11
II.2.2. Solubilidade 12
II.2.3. Coeficiente de partição carbono orgânico-água 12
II.3. Migração de contaminantes 15
II.3.1. Migração de contaminantes em solo 16
II.3.2. Processos de transporte de contaminantes em solo 19
II.4. Risco 21
II.5. Ação Corretiva Baseada no Risco (RBCA – Risk-Based Corrective Action) 22
II.5.1. Detalhamento da metodologia RBCA (ASTM, 2002; CETESB, 2006) 26
III. METODOLOGIA UTILIZADA **31**
III.1. Determinação da influência dos parâmetros do meio físico nos cálculos do Nível 1 da metodologia RBCA 31
III.2. Seleção das áreas para estudo 31
III.3. Utilização da planilha de cálculo dos valores do Nível 1 da metodologia ACBR 32
IV. PARÂMETROS REFERENTES ÀS ÁREAS SELECIONADAS PARA ESTUDO **33**
IV.1. Parâmetros empregados na elaboração das Tabelas de Referências para os RBSL (CETESB, 2006 apud RODRIGUES, 2006) 33
IV.1.1. Parâmetros do meio físico (CETESB) 33
IV.1.2. Parâmetros de exposição (CETESB) 34
IV.1.3. Parâmetros Adicionais (CETESB) 34
IV.2. Dados obtidos através da análise do Relatório 1 35
IV.2.1. Parâmetros do meio físico (ÁREA 1) 35
IV.2.2. Parâmetros de exposição (ÁREA 1) 37
IV.2.3. Parâmetros Adicionais (ÁREA 1) 38
IV.3. Dados obtidos através da análise dos relatórios de (ÁREA 2) 38
IV.3.1. Parâmetros do meio físico (ÁREA 2) 38
IV.3.2. Parâmetros de exposição (ÁREA 2) 40
IV.3.3. Parâmetros Adicionais (ÁREA 2) 40
IV.4. Propriedades físico-químicas e parâmetros referentes aos compostos químicos 40

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO 43
V.1. Análise das equações envolvidas na determinação dos RBSL 43
V.2. Análise da variação dos fatores de atenuação com os parâmetros do meio físico 50
V.2.1. Coeficiente de difusão efetiva no solo baseado na concentração de vapores $\left(D_s^{eff}\right)$ 50
V.2.2. Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar $\left(D_{cap}^{eff}\right)$ 53
V.2.3. Coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea $\left(D_{ws}^{eff}\right)$ 55
V.2.4. Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (LF_{sw}) 61
V.2.5. Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos (VF_{samb}) 67
V.2.6. Fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes abertos (VF_{wamb}) 71
V.3. Determinação dos fatores de atenuação e dos RBSL para as áreas estudadas 76
VI. CONCLUSÕES 103
VII. SUGESTÕES 104
VIII. BIBLIOGRAFIA 105

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Porosidade total dos distintos tipos de solo (PREVEDELLO, 1996)_____ 7
Tabela 2. Classificação de acordo com o diâmetro dos poros (PREVEDELLO, 1996) 8
Tabela 3. Exemplos de classificação de sítios contaminados e ações de resposta em função do risco apresentado (ASTM, 2002)_____ 27
Tabela 4. Valores para as propriedades e parâmetros específicos para os compostos químicos apresentados no documento da CETESB (CETESB, 2006)_____ 41
Tabela 5. Características do benzeno e benzo(a)pireno para cálculo dos coeficiente de difusão efetiva (EPA, 1996 *apud* CETESB, 2006). _____ 51
Tabela 6. Fatores de atenuação calculados para o benzeno._____ 78
Tabela 7. Fatores de atenuação calculados para o tolueno. _____ 79
Tabela 8. Fatores de atenuação calculados para o etilbenzeno. _____ 80
Tabela 9. Fatores de atenuação calculados para os xilenos._____ 81
Tabela 10. Fatores de atenuação calculados para o naftaleno._____ 82
Tabela 11. Fatores de atenuação calculados para o benzo(a)pireno. _____ 83
Tabela 12. Fatores de atenuação para os compostos analisados utilizando dados da ÁREA 1 _____ 86
Tabela 13. Limites de saturação do meio físico. _____ 88
Tabela 14. RBSL calculados para o benzeno. _____ 90
Tabela 15. RBSL calculados para o tolueno. _____ 92
Tabela 16. RBSL calculados para o etilbenzeno._____ 94
Tabela 17. RBSL calculados para os xilenos. _____ 96
Tabela 18. RBSL calculados para o naftaleno._____ 98
Tabela 19. RBSL calculados para o benzo(a)pireno. _____ 100

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principais escalas (em mm) de tamanhos de partículas. (PREVEDELLO, 1996) 5
Figura 2. Diagrama triangular das classes texturais dos solos (PREVEDELLO, 1996) .. 6
Figura 3. Gráfico mostrando a evolução das áreas contaminadas no estado de São Paulo (CETESB, 2008) 9
Figura 4. Gráfico mostrando o número de constatações de grupos de contaminantes nas áreas contaminadas no estado de São Paulo. (CETESB, 2008). 10
Figura 5. Modelo de transporte de contaminante. (GUIMARÃES, 2003) 16
Figura 6. Migração e impacto de um LNAPL no subsolo (alterado a partir de DOMENICO e SCHWARTZ, 1997) 18
Figura 7. Migração e impacto de um DNAPL no subsolo (alterado a partir de DOMENICO e SCHWARTZ, 1997). 19
Figura 8. Fluxograma completo da metodologia RBCA (ASTM, 2002) 25
Figura 9. Variação do coeficiente de difusão efetiva no solo (D_s^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para vários valores de conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO. 51
Figura 10. Variação do coeficiente de difusão efetiva no solo (D_s^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para vários valores de conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO. 52
Figura 11. Variação do coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (D_{cap}^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZENO. 54
Figura 12. Variação do coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (D_{cap}^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZO(A)PIRENO. 54
Figura 13. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO. 56
Figura 14. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A) PIRENO. 57
Figura 15. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO. 58
Figura 16. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO. 59
Figura 17. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZENO. 60
Figura 18. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZO(A)PIRENO. 60

Figura 19. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO. 63
Figura 20. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A) PIRENO. 63
Figura 21. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO. 64
Figura 22. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A) PIRENO. 65
Figura 23. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO. 66
Figura 24. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A) PIRENO. 66
Figura 25. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO. 68
Figura 26. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A)PIRENO. 68
Figura 27. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO. 69
Figura 28. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A)PIRENO. 69
Figura 29. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZENO. 70
Figura 30. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO. 71
Figura 31. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZENO. 72
Figura 32. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO. 73
Figura 33. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZENO. 74
Figura 34. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZO(A)PIRENO. 74

Figura 35. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZENO..... 75
Figura 36. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZO(A)PIRENO... 76

LISTA DE SIGLAS

ASTM – *American Society for Testing and Materials* dos EUA

BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

DNAPL – Fase líquida imiscível mais densa que a água (*Dense non-aqueous phase liquids*)

IBP – Instituto Brasileiro de Petróleo

IRIS – *Integrated Risk Information System*

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

NAPL – Fase líquida imiscível (*Non-aqueous phase liquids*)

PETROBRÁS – Petróleo Brasileiro SA

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

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

RISC – *Risk-Integrated Software for Clean-ups*

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

US EPA – Agência de Proteção Ambiental Americana (*United States Environmental Protection Agency*)

LISTA DE SÍMBOLOS

ADI – dose diária média

AT – Tempo de avaliação

BW – massa corpórea

C_{poe} – concentração no ponto de exposição

C_s^{sat} - concentração de saturação do solo

d – menor profundidade da zona de solo superficial

D_{ws}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva entre a água sunterrânea e o solo superficial

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

D^{wat} - coeficiente de difusão do composto na água

D_{cap}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva na franja capilar

D^{air} - coeficiente de difusão do composto no ar

ED – duração da exposição

EF – freqüência de exposição

ER – razão de troca de ar em espaços fechados

f_{oc} – fração de carbono orgânico no solo

H (ou H_{eff}) – coeficiente da Lei de Henry

h_{cap} – espessura da franja capilar

h_v – espessura da zona não saturada

I – taxa de infiltração de água no solo

IR – taxa de ingresso do contaminante (ingestão ou inalação)

k_{oc} – coeficiente de partição carbono orgânico-água

k_s (ou k_d) – coeficiente de partição solo-água

L_b – razão volume/área de infiltração para ambiente fechado

L_{crack} – espessura das fundações/paredes de construções

LF_{sw} – fator de lixiviação do solo subsuperficial para água subterrânea

L_{gw} – profundidade do nível d'água

L_s – profundidade do solo subsuperficial impactado

L_{ss} – espessura do solo superficial

M – fator de aderência do solo na pele

P_e – taxa de emissão de partículas

P_i – pressão de vapor do composto i puro

P_s – taxa de emissão de partículas

RAF_d – fator de absorção dermal relativa

RAF_o – fator de absorção oral relativa

RfD – dose de referência

S – solubilidade do composto puro em água

SA – área superficial da pele disponível para contato

SF – fator de carcinogenicidade (fator de potência)

THQ – meta para índice de periculosidade

TR – meta para risco carcinogênico

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

U_{gw} – velocidade de Darcy para a água subterrânea

VF_p – fator de emissão de partículas

VF_p – fator emissão de partículas

$VF_{s,amb}$ – fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos

$VF_{s,esp}$ – fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes fechados

VF_{ss} – fator de volatilização do solo superficial para o ar

$VF_{ss,amb}$ – fator de volatilização do solo superficial para ambientes abertos

$VF_{w,amb}$ – fator de volatilização de água subterrânea para ambientes abertos

$VF_{w,esp}$ – fator de volatilização de água subterrânea para ambientes fechados

W – maior comprimento da área da fonte paralela à direção do vento

τ - tempo médio do fluxo de vapor

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

θ_{as} – conteúdo volumétrico de ar na zona não saturada

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 na zona não saturada

I. INTRODUÇÃO

I.1. Relevância

Não só no Brasil, mas em todo mundo, o armazenamento de combustíveis para revenda ao consumidor final, em sua maioria, se dá em tanques subterrâneos. Esta atividade tem se mostrado nociva tanto para o solo quanto para a água subterrânea devido à quantidade de vazamentos ocorridos.

Estes vazamentos resultam em incômodos em virtude do odor de combustível constatado em ambientes residenciais e comerciais, expondo a população a substâncias que apresentam toxicidade à saúde humana como benzeno, tolueno, xileno e etilbenzeno. Além de gerar odor, essas substâncias podem contaminar as águas subterrâneas, algumas vezes utilizadas pela população para ingestão e higiene. Há possibilidade ainda que a contaminação chegue a corpos d'água superficiais que podem ser utilizadas para transporte e recreação. (COIMBRA, 2007).

A solução deste problema envolve a consolidação de um conjunto de medidas técnicas preventivas e corretivas visando minimizar a ocorrência de vazamentos destes produtos, aprimorar as técnicas de atendimento emergencial e de recuperação das áreas contaminadas reduzindo o efeito gerado à saúde humana. (GOUVEIA, 2004).

A partir de um cenário como este, ou seja, de áreas contaminadas por resíduos perigosos (hidrocarbonetos), em 1995 foi criado nos E.U.A uma metodologia para nortear os órgãos ambientais diante do problema em questão. A metodologia RBCA 1739/95 (*Risk-Based Corrective Action*) é um processo de tomada de decisão para avaliação e resposta a um vazamento de petróleo e seus derivados, baseado na proteção da saúde humana e do meio ambiente. No Brasil, a CETESB é o único órgão ambiental que disponibiliza um documento oficial sobre esta metodologia.

Segundo a CETESB (2008), o aumento no número de áreas contaminadas observado durante o último ano (novembro de 2006 a novembro de 2007) no estado de São Paulo, demonstra o esforço na identificação de novas áreas contaminadas, passando de 1.822 para 2.272 o número de áreas contaminadas registradas (aumento de 25%), e principalmente na implementação de medidas de remediação, destacando-se que o número de áreas com remediação em andamento passou de 682 para 884 (aumento de 30%) e o número de remediações concluídas aumentou de 46 para 94 (aumento de 104%).

Isso demonstra que cada vez mais tem se dado importância ao problema e que cabe também a sociedade, cobrar às autoridades competentes e aos respectivos órgãos ambientais estaduais a consolidação destas metodologias bem como sua disseminação por todo país.

A metodologia RBCA emprega uma abordagem de níveis para coleta e análise de dados para dar suporte às tomadas de decisão em relação à área contaminada. Esta metodologia propõe, no nível 1, a utilização de Tabelas de Referência onde são estabelecidos critérios e valores orientadores referentes aos contaminantes para macro-regiões. É de responsabilidade do usuário da metodologia selecionar, dentre as disponíveis, a Tabela de Referência a ser utilizada, garantindo que a mesma seja adequada ao sítio contaminado. Atualmente, verifica-se uma tendência de se desenvolverem estas Tabelas para macro-regiões, como exemplo tem-se as Tabelas de Referência para o Estado de São Paulo, desenvolvidas pela CETESB e apresentadas no documento que trata sobre a metodologia RBCA (ACBR) (CETESB, 2006).

Este trabalho analisa a viabilidade de serem utilizadas Tabelas de referências para amplas regiões em detrimento à utilização de características como porosidade do solo, profundidade do nível d'água e outras características do meio físico, específicas para a área contaminada em análise.

I.2. Objetivos

I.2.1. Objetivo Geral

Analisar a viabilidade do emprego de Tabelas de Referência dos Níveis Alvo Baseados no Risco (*RBSL – Risk-Based Screening Levels*) para macro-regiões ao invés de se empregar os parâmetros do meio físico específicos do sítio contaminado para a determinação destes valores.

I.2.2. Objetivos Específicos

- Analisar a influência das características do meio físico nos valores calculados pelas equações do RBSL (Nível 1 da metodologia RBCA);

- Determinar os valores RBSL para os principais contaminantes típicos em sítios contaminados por vazamento de gasolina em três áreas diferentes e analisar criticamente os resultados obtidos;

I.3. Hipóteses

H1: Inviabilidade do desenvolvimento de valores **não específicos** (Tabelas de Referência com valores RBSL aplicados a todas as áreas que se enquadrem em uma categoria particular) da área para vias de exposição direta ou indireta.

H2: Os parâmetros do meio físico influenciam de forma significativa nos resultados estabelecidos no Nível 1 da metodologia RBCA. Considerou-se significativa uma variação de pelo menos uma ordem de grandeza.

H3: Os resultados obtidos para os RBSL para as áreas analisadas não se opõe à hipótese H2, ou seja, os resultados variam significativamente quando são empregadas características do meio físico referentes a diferentes sítios.

II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O presente trabalho aborda o Nível 1 da metodologia de Ação Corretiva Baseada no Risco (ACBR ou *RBCA – Risk-Based Corrective Action*). Esta metodologia permite que se quantifique o risco e que se estabeleçam metas de remediação por meio da integração das características de vários elementos:

contaminantes - mobilidade, solubilidade e volatilização;

meio físico impactado - porosidade, gradiente hidráulico e condutividade hidráulica;

meios de transporte - água subterrânea, solo superficial, solo subsuperficial e ar;

vias de ingresso - ingestão, inalação e cutânea;

populações potencialmente receptoras - massa corpórea média e expectativa de vida;

A metodologia integra análise do sítio, seleção de ações de remediação e monitoramento, às práticas de análise de risco e exposição recomendadas pela Agência de Proteção Ambiental Americana (US EPA). Dessa forma, as decisões relacionadas às ações corretivas são realizadas de modo a proteger a saúde e o meio ambiente.

Este capítulo apresenta uma visão geral sobre o solo e suas características e sobre as propriedades de alguns contaminantes, que serão empregados nas análises realizadas. É abordada ainda a migração de contaminantes em solo e uma definição geral de risco.

II.1. Solos

O solo pode ser assumido como um sistema multicomponente, integrado pelas fases sólida, líquida e gasosa. Combinadamente, as fases líquida e gasosa chegam a ocupar uma grande parte do volume de solo e compõem a porosidade total. A fase sólida é constituída de partículas minerais, na grande maioria, e de substâncias orgânicas. Esses compostos orgânicos e os minerais sólidos são de várias formas, tamanhos e composições químicas e constituem o que se chama matriz do solo (PREVEDELLO, 1996).

Nesta seção estão dispostas algumas características relevantes do solo quando ocorre contaminação e consequentemente transporte de contaminantes neste meio físico.

II.1.1. Características físico-químicas

II.1.1.1. Fase sólida

A fase sólida do solo é composta pela fração mineral e pela fração orgânica. A seguir veremos cada uma delas detalhadamente.

Fração Mineral

Proveniente da desintegração das rochas, a fração mineral corresponde a menos de 50% do volume do solo e juntamente com a matéria orgânica possui papel importante na formação de agregados e na estruturação do solo. Além disso, esta fração é de vital importância quando se leva em conta a disponibilidade de nutrientes, a aeração, retenção e movimentação da água.

Na fase sólida as partículas minerais do solo estão divididas em três frações: areia, silte e argila. Porém, algumas são consideradas grandes e outras tão pequenas a ponto de apresentarem propriedades coloidais.

Dentre todas as classificações existentes para definir as escalas de tamanho destas partículas, usualmente são adotadas duas: a escala proposta pela Sociedade Internacional de Ciência do Solo (ISSC), que adota a escala originalmente proposta por Atterberg, e a escala proposta pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (PREVEDELLO, 1996).

Na Figura 1, encontram-se esquematizadas estas escalas.

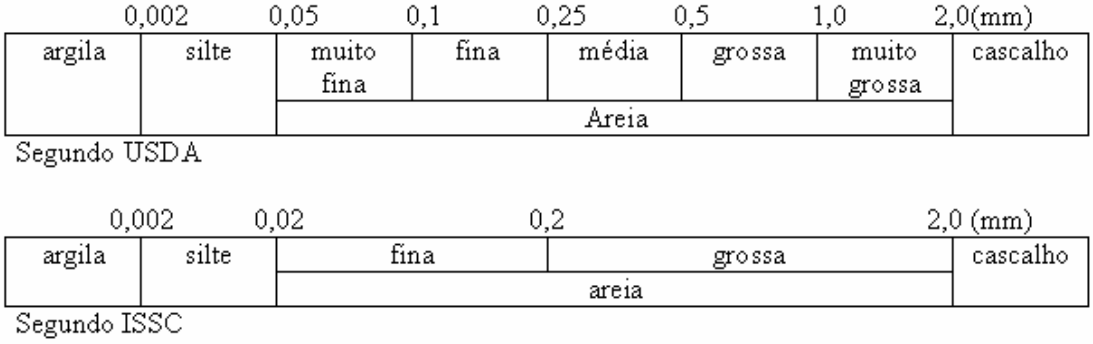

Figura 1. Principais escalas (em mm) de tamanhos de partículas. (PREVEDELLO, 1996)

Diferentes composições de areia, silte e argila compõem diferentes tipos de classes texturais. A Figura 2 mostra um diagrama triangular, proposto pela USDA, que descreve as misturas de areia, silte e argila com seus respectivos nomes.

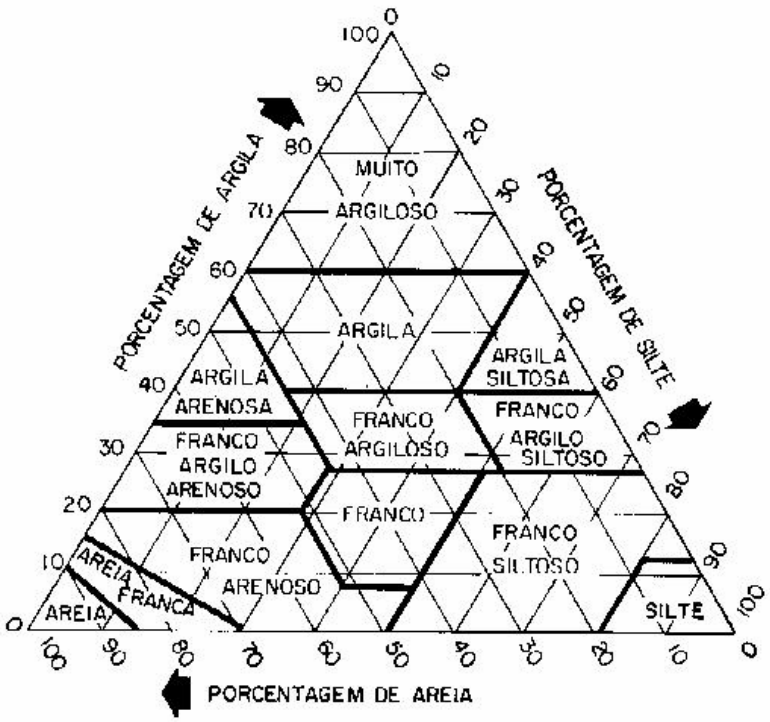

Figura 2. Diagrama triangular das classes texturais dos solos (PREVEDELLO, 1996)

A fração mineral do solo é quimicamente constituída por aluminosilicatos, óxidos, carbonatos e argilas. Dentre estes materiais, as argilas apresentam maior reatividade, pois possuem maior relação superfície/volume. A areia e as outras partículas minerais são formadas por quartzo, feldspatos, micas e outros silicatos. Já a argila é constituída por silicatos que se caracterizam por apresentar propriedades coloidais, com predomínio de cargas eletrostáticas negativas (ESPOSITO, 1999 *Apud* PALA, 2002).

Matéria Orgânica

Materiais orgânicos de origem animal ou vegetal decompostos por atividade microbiana constituem a matéria orgânica presente no solo. Diferentes tipos de matéria orgânica do solo estão associados a diferentes composições da microfauna e da microflora. (ESPOSITO, 1999 *apud* PALA, 2002).

II.1.1.2. Fase líquida

A fase líquida, isoladamente, caracteriza a umidade do solo e é representada pela água ou solução do solo, contendo íons como $H_2PO_4^-$, SO_4^{2-}, NO_3^-, Na^+, K^+, Cl^-, Ca^{2+}, H^+, NH_4^+ etc. (PREVEDELLO, 1996).

Baseado em sua distribuição, reconhecem-se quatro tipos de água no solo:

a) Gravitacional: drena do solo por efeito da gravidade; é extremamente importante no transporte de materiais.
b) Capilar: fica retida no espaço poroso e cumpre um papel similar à água gravitacional.
c) Osmótica: fica retida nas partículas de argila e húmus;
d) Higroscópica: está fortemente retida nas partículas, formando uma película ao seu redor; (PALA, 2002)

II.1.1.3. Fase gasosa

A fase gasosa caracteriza a porosidade de aeração do solo ou porosidade livre de água, a qual contém gases como CO_2, O_2, N_2, NH_3 e vapor de água. (PREVEDELLO, 1996). Em condições normais, o conteúdo de CO_2 é maior que o de O_2 no solo, como resultado do metabolismo microbiano e da lenta velocidade de difusão de ambos os gases (PALA, 2002).

A caracterização da porosidade de um dado solo é determinada pela capacidade dos sólidos de diferentes tamanhos e formas em formar agregados.

Na Tabela 1 estão representados os diferentes tipos de solo e suas respectivas porosidades características.

Tabela 1. Porosidade total dos distintos tipos de solo (PREVEDELLO, 1996)

Classes de solos	Porosidade α (m^3/m^3)
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

O armazenamento, disponibilidade e transporte de líquidos e do ar no solo não só dependem da porosidade total, mas também, e principalmente, de como o espaço poroso total é distribuído por tamanho. Os poros do solo diferem em tamanho e forma. Com base no diâmetro, eles podem ser classificados em macroporos, mesoporos e microporos, esta relação está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação de acordo com o diâmetro dos poros (PREVEDELLO, 1996)

Classes de Poros	*Diâmetro (μm)*
Macroporos	*> 300*
Mesoporos	*50-300*
Microporos	*<50*

Os diversos tipos de transporte que ocorrem nos poros estão diretamente ligados com seus tamanhos e sua conectividade.

Os macroporos são mais importantes para a drenagem do excesso de água após a ocorrência de fortes chuvas ou inundações, por exemplo. Quando os macroporos são drenados, os mesosporos ganham importância na redistribuição da água, sem haver uma diferenciação nítida nesta passagem. Parte desta água é que garante a sobrevivência de muitas espécies vegetais. Nos microporos predomina a retenção de água por adsorção, o que acaba diminuindo a sua infiltração a arejamento (trocas gasosas) (PREVEDELLO, 1996).

II.1.2. Áreas contaminadas

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. A CETESB tem feito um extenso trabalho cadastrando e monitorando essas áreas contaminadas no estado de São Paulo. A Figura 3 mostra a evolução das áreas contaminadas, remediações concluídas e não concluídas neste estado. (CETESB, 2008). O número de áreas contaminadas passa de 255 em maio de 2002 para 2.272 em novembro de 2007, isso significa um aumento de 890%. Já o número de remediações concluídas ainda é pequeno, mas teve um aumento

considerado de maio de 2002 a vovembro de 2007 onde passou de 4 para 95, mostrando um aumento de 1880%.

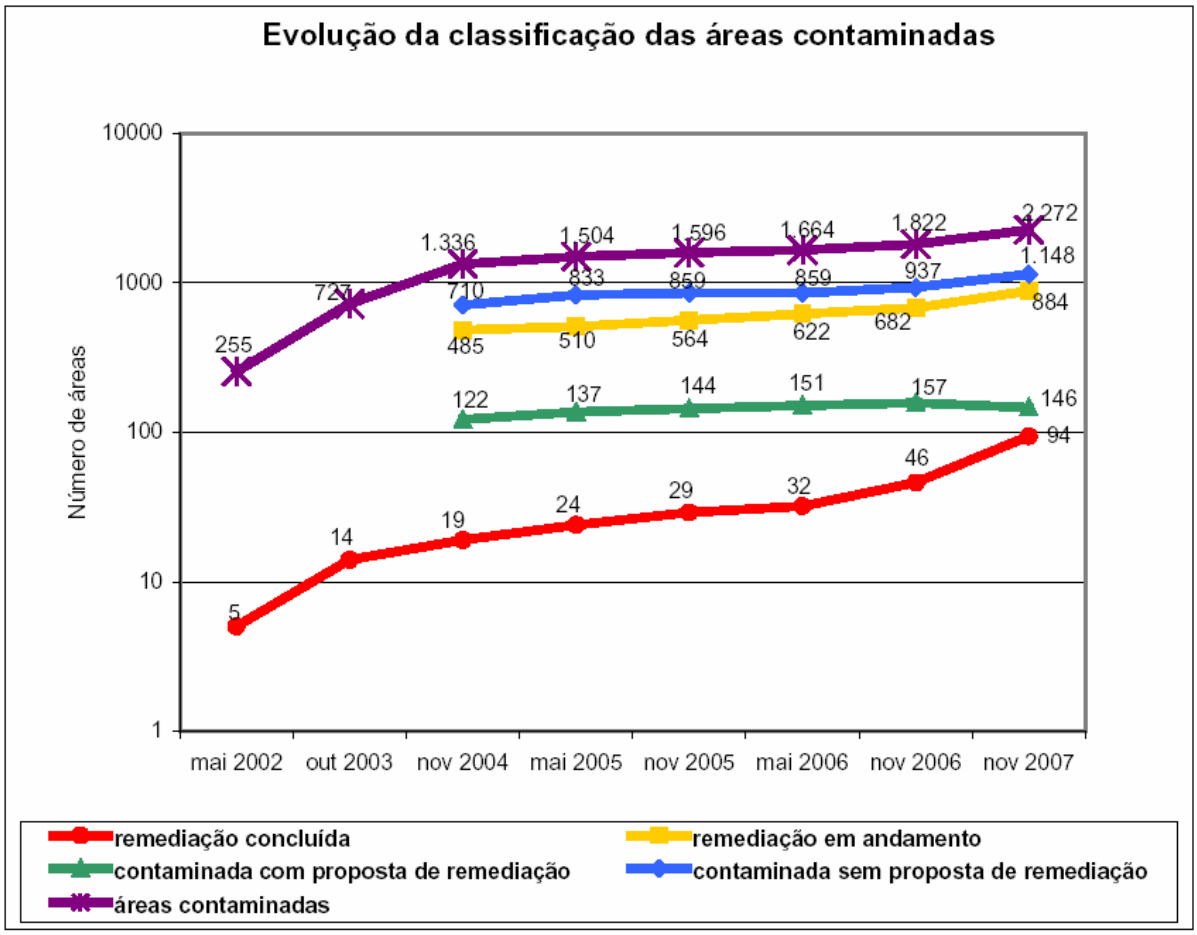

Figura 3. Gráfico mostrando a evolução das áreas contaminadas no estado de São Paulo (CETESB, 2008).

É importante ressaltar não só a quantidade de áreas contaminas, mas também que tipo de contaminação estes solos estão sendo expostos bem como, consequentemente, a população.

A Figura 4 mostra quantas vezes cada grupo de contaminante específico foi constatado, nestas áreas investigadas pela CETESB, até novembro de 2007. Em primeiro lugar vêem os solventes aromáticos com 1495 constatações em sítios contaminados no estado de São Paulo, seguido dos combustíveis líquidos e dos PAHs com 1455 e 902 constatações respectivamente.

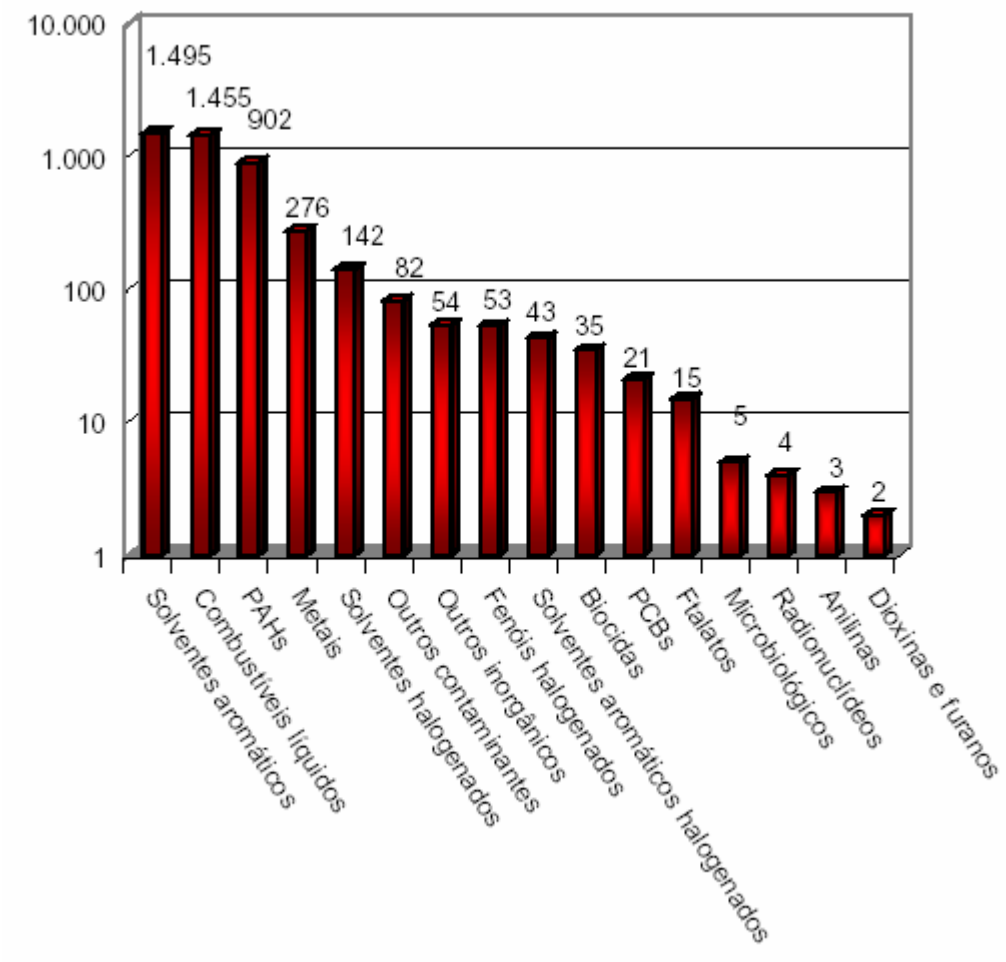

Figura 4. Gráfico mostrando o número de constatações de grupos de contaminantes nas áreas contaminadas no estado de São Paulo. (CETESB, 2008).

II.2. Contaminantes

De acordo com ARPEL (1998 *apud* GUIMARÃES, 2003), contaminantes constituem quaisquer substâncias introduzidas ao meio ambiente como produto de uma atividade humana, independentemente de suas concentrações nos meios em que se encontram.

As propriedades químicas de transporte dos contaminantes, tais como: volatilidade, solubilidade e potencial de adsorção, são freqüentemente utilizadas para avaliar e prever quais são os compostos com maior probabilidade de se separar da mistura. Através do conhecimento destas propriedades pode-se prever o meio físico mais provável de ser afetado por um vazamento e prever as potenciais vias de exposição. (ATSDR, 1999).

II.2.1. Volatilidade

A volatilidade é definida como a propensão de um composto químico a se particionar para o ar e migrar sob a forma de vapor. Esta propriedade é essencialmente uma função da pressão de vapor do composto, ou seja, é função da pressão empregada pelo seu vapor quando em equilíbrio com a sua forma líquida ou sólida.

Sabe-se que os produtos de petróleo são uma mistura complexa de inúmeros compostos; aqueles caracterizados por pressões de vapor relativamente elevadas tendem a volatilizar e compor a fase vapor. A composição exata destes vapores depende da composição do produto original. Utilizando a gasolina como exemplo, tem-se que compostos como butano, propano, benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno são preferencialmente volatilizados (BAUMAN, 1998 *apud* ATSDR, 1999).

Uma vez que a volatilidade representa a transferência do composto a partir da mistura ou da fase líquida para o ar, espera-se que a concentração do composto em questão na mistura original, ou na fase líquida decresça na medida em que a sua concentração no ar aumente.

Em geral, compostos com pressão de vapor superiores a 10^{-2} mmHg possuem maior tendência de estar presentes no ar do que na fase líquida. Por sua vez, compostos caracterizados por pressões de vapor inferiores a 10^{-7} mmHg tendem a estar associados à fase líquida. Os compostos com pressões de vapor intermediárias, ou seja, entre 10^{-2} e 10^{-7} mmHg, tendem a existir tanto na fase líquida, quanto na fase vapor (KNOX, 1993 *apud* ATSDR, 1999).

Apesar de a volatilidade ser função da pressão de vapor, fatores ambientais afetam a taxa de volatilização. Por exemplo, temperaturas mais elevadas aumentam a volatilização, em particular quando os solos começam a ficar secos. A taxa de volatilização também é uma função da temperatura, umidade do ar e do solo, velocidade do vento, tipo de solo, composição da mistura do solo e radiação solar.

A tendência de um contaminante volatilizar a partir de uma fase aquosa pode ser grosseiramente estimada empregando-se o coeficiente da lei de Henry, que relaciona pressão de vapor, solubilidade e peso molecular. Esta constante é frequentemente empregada para avaliar o comportamento de compostos orgânicos na subsuperfície (ATSDR, 1999).

II.2.2. Solubilidade

A solubilidade é um dos fatores chave para determinação do comportamento de um contaminante e, portanto, de seu impacto no meio ambiente. Uma vez que a solubilidade de um composto orgânico determina sua tendência de dissolver na água; quanto maior a solubilidade do composto, maior a probabilidade de que este dissolva na água de chuva que infiltra no solo, ou na água subterrânea e migre, deixando a área onde ocorreu o vazamento.

Como regra geral, a solubilidade decresce com o aumento do peso molecular do hidrocarboneto. Para compostos com pesos moleculares semelhantes, os hidrocarbonetos aromáticos são mais solúveis e móveis em água do que os hidrocarbonetos alifáticos (ASTM, 1995). Dentre os alifáticos, os ramificados, são menos solúveis em água do que os de cadeia linear. COLEMAN et al. (1994 *apud* ATSDR, 1999), determinou que os compostos com maior probabilidade de serem medidos em água em contato com gasolina, querosene e óleo combustível são os hidrocarbonetos aromáticos da fração leve tais como: benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos.

É importante notar que o comportamento de particionamento dos compostos orgânicos é afetado pela presença de outros hidrocarbonetos na subsuperfície. Sabe-se que, quando um contaminante configura um dos muitos constituintes de um derivado de petróleo, as concentrações máximas deste composto dissolvidos na água em subsuperfície são sempre inferiores à concentração do composto puro. Por exemplo, a solubilidade do benzeno puro em água é de 1.780 mg/L, entretanto, a fase residual calculada para o benzeno em um aqüífero imediatamente abaixo de um vazamento de gasolina foi estimado em aproximadamente 62 mg/L (DAUGHERTY, 1991 *apud* ATSDR, 1999).

II.2.3. Coeficiente de partição carbono orgânico-água

O coeficiente de partição carbono orgânico-água (K_{oc}) descreve a tendência de um composto orgânico particionar entre água e carbono orgânico no solo (SCHMIDT, 2004). A mobilidade do contaminante pode ser determinada com base na probabilidade de particionar para o carbono orgânico no substrato ou para a água. Se o

composto químico está fortemente associado ao substrato (isto é, adsorvido), este é relativamente imóvel e não será lixiviado ou transportado para locais distantes da área onde ocorreu o vazamento. Por outro lado, se o composto encontra-se fracamente adsorvido ao substrato, é provável que este seja transportado ao longo de maiores distâncias. Desta forma, é mais provável que este atinja receptores humanos.

Em suma, derivados leves de petróleo como a gasolina contêm constituintes mais voláteis e solúveis em água e com menor potencial de sorção do que derivados pesados como óleo combustível. Dados obtidos através de derramamento de gasolina indicam que estes hidrocarbonetos de frações leves tendem a migrar através do solo, ameaçando ou atingindo suprimentos de água subterrânea. Derivados de petróleo com constituintes de maior peso molecular, tais como óleo combustível, são, em geral, mais persistentes no solo devido à sua solubilidade em água, volatilidade relativamente baixa e sua alta adsorção no solo. (ASTM, 2002).

A seguir são apresentados sucintamente algumas características dos contaminantes para os quais serão realizados os cálculos do Nível 1 da metodologia RBCA para três áreas (a serem descritas posteriormente) com solos de diferentes características, tais sejam: benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos, conhecidos como BTEX, bem como, naftaleno e benzo(a)pireno. Estes contaminantes são comumente encontrados em áreas contaminadas por vazamentos de gasolina.

Benzeno

O benzeno é um composto carcinogênico, altamente volátil quando submetido a condições de temperatura e pressão ambiente. Devido a sua solubilidade em água (1780 mg/L) e adsorção das partículas no solo relativamente baixa (log K_{oc} = 1,77 L/Kg), tem-se que este contaminante apresenta mobilidade em solos. Desta forma, tem alto potencial de lixiviar para águas subterrâneas.

Através de testes laboratoriais, constatou-se que quando há gasolina em fase livre ou fase residual em equilíbrio com água, a faixa de concentrações do benzeno em água é de 24,2 a 111 mg/L. Ou seja, como a gasolina é uma mistura de vários componentes, a concentração do benzeno na água será bem menor do que a sua solubilidade em água considerando o componente puro (ASTM, 2002; CETESB, 2006).

Tolueno

Da mesma forma que o benzeno, o tolueno volatiliza rapidamente sob condições de temperatura e pressão ambiente. Este composto não é considerado carcinogênico. A solubilidade do tolueno puro em água é 526 mg/L e a adsorção às partículas do solo é relativamente pobre (estima-se um log K_{oc} = 2,26 L/Kg). Portanto, de maneira análoga ao benzeno, este contaminante caracteriza-se por alta mobilidade no solo, apresentando potencial para lixiviar para águas subterrâneas (ASTM, 2002; CETESB, 2006).

Etilbenzeno

Sob condições usuais de temperatura e pressão ambiente, o etilbenzeno volatiliza rapidamente. Baseado na sua moderada solubilidade em água (169 mg/L) e moderada capacidade de adsorção ao solo (log K_{oc} = 2,56 L/Kg), tem-se que este composto apresenta mobilidade moderada no solo, podendo ocorrer lixiviação para as águas subterrâneas (ASTM, 2002; CETESB, 2006).

Xilenos

Os xilenos são compostos voláteis e apresentam solubilidade moderada em água (em média 180 mg/L para compostos puros). Estes compostos tem capacidade moderada de adsorção ao solo estimada em log K_{oc} = 2,38 L/Kg. Desta forma caracteriza-se por ser móvel no solo e pode lixiviar para água subterrânea (ASTM, 2002; CETESB, 2006).

Naftaleno

O naftaleno é um composto volátil, de solubilidade moderada em água (31 mg/L) e log K_{oc} = 3,30 L/Kg. Sendo assim, este contaminante tem potencial para lixiviar para águas subterrâneas (ASTM, 2002; CETESB, 2006).

Benzo(a)pireno

O benzo(a)pireno é um hidrocarboneto poliaromático (HPA) e , como tal, quando em contato com a água não apresenta rápida volatilização sob condições ambientes de temperatura e pressão. Os HPA possuem baixos valores de solubilidade e tendem a adsorver no solo e sedimentos e fixar-se no meio. A solubilidade dos HPA com 3 anéis, tais como antraceno e fenantreno, são da ordem de 1 mg/L. Para moléculas maiores deste grupo, a solubilidade decresce substancialmente. O benzo(a)pireno, por exemplo, quando puro em água, apresenta solubilidade de $1,62 \times 10^{-3}$ mg/L. Os HPA possuem valores do coeficiente de partição carbono orgânico – água (log K_{oc}) elevados (para o benzo(a)pireno log K_{oc}= 6,01 mg/L). Desta forma espera-se que estes compostos adsorvam fortemente às partículas do solo.

II.3. Migração de contaminantes

Os modelos de transporte de contaminantes, mesmo restrito ao meio físico solo, consideram todas as possibilidades de mecanismos de transporte; sejam intramídias (através do solo, através da água, através do ar) sejam intermídias (solo-água, solo-ar, água-ar) (GUIMARÃES, 2003). A Figura 5 mostra uma modelagem completa abordando todas as possibilidades de transporte do contaminante.

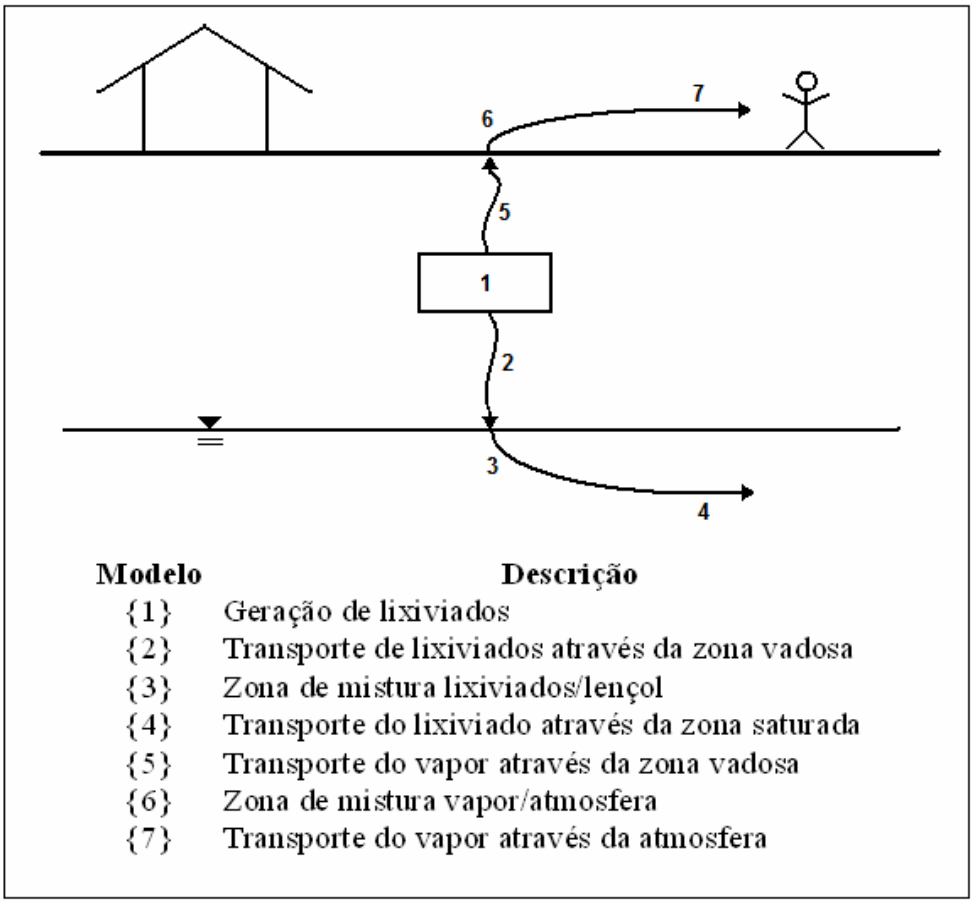

Figura 5. Modelo de transporte de contaminante. (GUIMARÃES, 2003)

II.3.1. Migração de contaminantes em solo

Compostos químicos com efeitos deletérios à saúde humana podem estar presentes no ambiente como resultado de processos naturais ou através de atividades humanas. As fontes de contaminação de origem antropogênica mais comuns são decorrentes de vazamentos e derrames durante o transporte por caminhões-tanque; vazamentos em tubovias e em tanques de estocagem superficiais e subterrâneos; infiltração em áreas de disposição de resíduos, como aterros sanitários, industriais e processos de "landfarming"; infiltração de efluentes líquidos sanitários ou industriais; lixiviação de pesticidas e fertilizantes em solos cultivados; entre outros (Mercer e Coeheb, 1990; Pankow e Cherry, 1996).

Um dos problemas ambientais mais sérios enfrentados pela emissão de poluentes é a contaminação de aqüíferos. A baixa velocidade de deslocamento da água

subterrânea faz com que o efeito da diluição dos contaminantes seja mais discreto do que nas águas superficiais, tornando o problema mais difícil de analisar.

São inúmeros os fenômenos que controlam o transporte de contaminantes em meios porosos, em que o contaminante considerado é a massa de alguma substância tóxica dissolvida (poluente ou soluto), movendo-se com algum fluido (solvente) nos vazios do meio poroso (solo), esteja ele saturado ou não (NOBRE, 1987 Apud JESUS, 2004).

O processo de migração e retenção de poluentes no solo é influenciado por diversos fatores relacionados ao fluido percolante, ao próprio solo e às condições ambientais: o tipo de solo, a mineralogia, a CTC (Capacidade de Troca Catiônica), as espécies de cátions adsorvidos, a velocidade de percolação, o teor de matéria orgânica, a concentração do contaminante, a presença de outras substâncias na solução percolante, as condições hidrogeológicas, a temperatura e o pH do meio (JESUS, 2004).

Uma porção de água subterrânea contendo um contaminante será transportada na direção preferencial do fluxo de acordo com a velocidade média do aqüífero. O contaminante dissolvido sofrerá diluição devido à difusão molecular e à dispersão mecânica e poderá ficar adsorvido ao material poroso. Efeitos como esses são alguns dos únicos processos que podem gerar diluição da concentração do contaminante na água subterrânea. Além disso, a análise do efeito desses processos é bastante complexa (JACOMINO, 2006).

A questão dos aqüíferos contaminados se torna ainda mais complicada se a contaminação for causada pelos NAPL (*Non Aqueous Phase Liquids* ou Compostos orgânicos não miscíveis), que se dividem em LNAPL (*Light Non Aqueous Phase Liquids* ou Compostos orgânicos não miscíveis menos densos que a água) e DNAPL (*Dense Non Aqueous Phase Liquids* ou Compostos orgânicos não miscíveis mais densos que a água).

Os LNAPL, forçados pela fonte, por gravidade, migram através da zona não saturada do solo. A fase livre do LNAPL ao atingir o lençol d'água permanece sobre a franja capilar ou flutuando sobre o nível d'água, gerando uma pluma de LNAPL. Parte dessa pluma se dissolve pelo contato permanente com a água, gerando uma pluma dissolvida na água subterrânea. Quando a quantidade de NAPL é muito pequena, todo o contaminante pode ficar retido nos poros como fase residual. Nesse caso a

contaminação atinge o aqüífero por infiltração de água onde se dissolvem os NAPLs mais solúveis. A Figura 6 mostra esquematicamente a migração de LNAPL em solo.

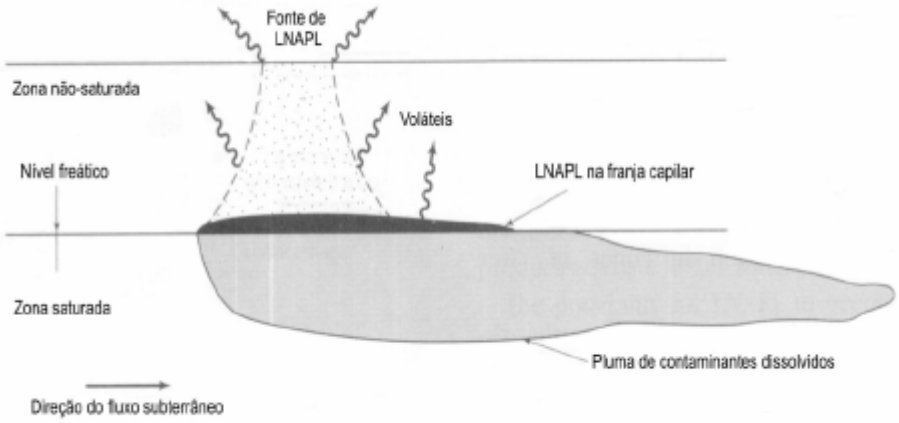

Figura 6. Migração e impacto de um LNAPL no subsolo (alterado a partir de DOMENICO e SCHWARTZ, 1997)

Os LNAPL não ultrapassam o nível d'água (na realidade o nível da franja capilar) por terem a densidade mais baixa que a da água. Assim, não deveria ocorrer LNAPL residual na zona saturada do solo. Apesar disso, registra-se a existência de LNAPL residual na zona saturada, devido a variações do nível d'água. Ao rebaixar-se o nível d'água, por qualquer motivo, o LNAPL sobrenadante desce junto com a superfície do lençol. Ao retornar o nível à posição anterior, parte do LNAPL fica retida sob a forma de gânglios, agora na zona saturada.

Os compostos do grupo BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) são exemplos de LNAPL, que se constituem os mais comuns alvos de remediação (SCHMIDT, 2004).

Os DNAPL são especialmente problemáticos devido à sua baixa solubilidade e alta densidade, que os permite penetrar a maiores profundidades que os LNAPL. Os DNAPL, sendo mais densos que a água, ultrapassam a superfície da zona saturada e continuam migrando até encontrarem uma camada de permeabilidade muito baixa, onde permanecem sob a forma de piscinas (pools), que são regiões de alta saturação residual (entre 60 e 70%). Podem ainda romper a estrutura da camada de baixa permeabilidade e penetrar através de fissuras. Por esse motivo os DNAPL atingem grandes profundidades e são de mais difícil remediação que os LNAPL. Devido a

heterogeneidades no solo a distribuição dos DNAPL no subsolo é irregular, o que torna ainda mais difíceis, tanto sua caracterização quanto sua remediação, em relação aos LNAPL. A Figura 7 mostra uma distribuição típica de DNAPL no subsolo.

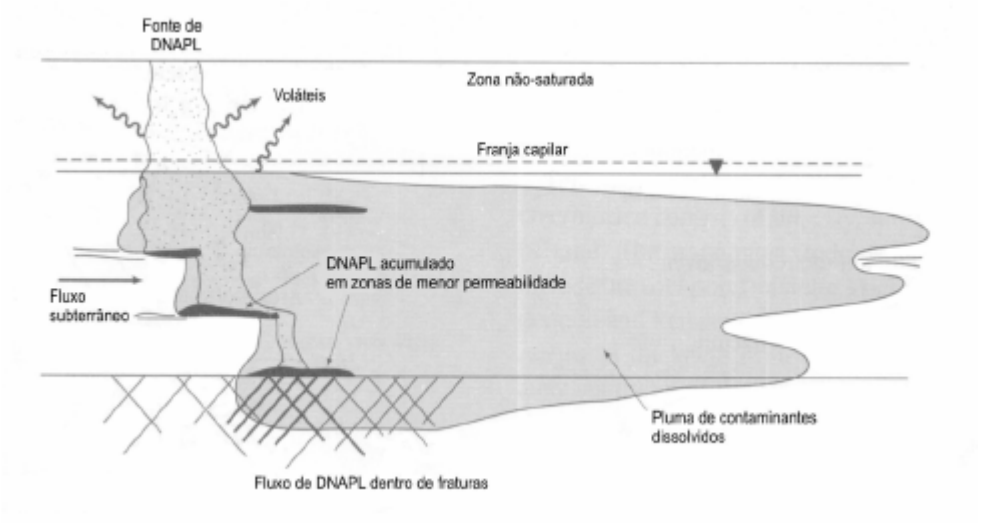

Figura 7. Migração e impacto de um DNAPL no subsolo (alterado a partir de DOMENICO e SCHWARTZ, 1997).

II.3.2. Processos de transporte de contaminantes em solo

São inúmeros os fenômenos que controlam o transporte de contaminantes em meios porosos, em que o contaminante considerado é a massa de alguma substância tóxica dissolvida (poluente ou soluto), movendo-se com algum fluido (solvente) nos vazios do meio poroso (solo), esteja ele saturado ou não (NOBRE, 1987).

O processo de migração e retenção de poluentes no solo é influenciado por diversos fatores relacionados ao fluido percolante, ao próprio solo e às condições ambientais: o tipo de solo, a mineralogia, a CTC, as espécies de cátions adsorvidos, a velocidade de percolação, o teor de matéria orgânica, a concentração do contaminante, a presença de outras substâncias na solução percolante, as condições hidrogeológicas, a temperatura e o pH do meio.

O transporte de contaminantes dissolvidos através de solos saturados depende de processos físicos, químicos e biológicos. Os principais e mais bem conhecidos processos de transporte de massa dissolvida no fluido dos poros do solo são os processos físicos de advecção, difusão e dispersão mecânica, sendo que os dois

últimos compõem a dispersão hidrodinâmica. Processos químicos e biológicos de interação solo contaminante também influenciam o transporte de miscíveis. (SCHMIDT, 2004).

A advecção é o processo pelo qual os solutos são transportados pelo fluido (água, em geral), na direção das linhas de fluxo, como conseqüência de um gradiente na carga hidráulica total, sem que haja alteração de sua concentração na solução (SHACKELFORD, 1993). É o principal mecanismo de transporte de massa. Pode variar muito, em função da condutividade hidráulica do solo.

Segundo SCHMIDT (2004), a difusão é o processo de transporte de massa provocado por um gradiente de concentração, onde a frente dissolvida se desloca no fluido, de um ponto de maior concentração para um ponto de menor concentração. A difusão não depende, portanto, de um gradiente hidráulico, mas sim de um gradiente de concentração.

A dispersão do contaminante envolve a mistura e o espalhamento do contaminante devido a heterogeneidades no aqüífero (FREEZE & CHERRY, 1979). À medida que o soluto é transportado através do meio poroso, o processo de dispersão atua de maneira a diluir o soluto e reduzir sua concentração (CARVALHO et al., 1999).

Quanto aos mecanismos químicos que regem o transporte de contaminantes em solução, diversos processos podem ocorrer dependendo do tipo de solo e da solução contaminante. Estes processos dependem da constituição química dos solutos: se são reativos ou não; orgânicos ou inorgânicos; dos constituintes e das características do solo, e do pH do sistema. Incluem também, reações de trocas iônicas – a adsorção e a desorção; a precipitação que é a acumulação de material (solutos) na interface das partículas sólidas insolúveis; e a complexação que envolve a remoção de metais da solução por meio da interação com a matéria orgânica presente no solo. Em geral, as reações químicas causam um retardamento do fenômeno de transporte de poluentes em solos (JESUS, 2004).

De acordo com JESUS (2004), a adsorção é definida como o processo físico-químico em que a atração molecular fixa os solutos à superfície dos sólidos, tais como matéria orgânica, rocha ou partículas de solos. As forças que atraem o soluto da fase líquida para a superfície das partículas sólidas podem ser físicas (forças eletrostáticas: atração e repulsão, interações dipolo-dipolo, forças de van der Waals e pontes de hidrogênio) ou químicas.

A absorção ocorre quando o soluto sofre difusão no interior das partículas quando estas são porosas; o soluto é sorvido para o interior das partículas (BOSCOV, 1997). Já a sorção química corresponde ao processo em que o soluto é incorporado à partícula sólida por uma reação química. (JESUS, 2004).

II.4. Risco

De acordo com AlChE (2000), risco é uma medida de dano ao homem, degradação ambiental ou perda econômica em termos de probabilidade de ocorrência do evento e da magnitude da perda ou do dano associado ao evento.

Matematicamente, risco pode ser definido como sendo o produto da probabilidade de ocorrência de um evento, dentro de um período de tempo, pela magnitude dos danos que este evento possa causar a um indivíduo, aos trabalhadores, ao público, à propriedade privada ou pública ou ao meio ambiente. Deste modo, ele pode ser definido como:

$$R_i = F_i \times M_i$$

onde:

R_i = Risco associado ao evento indesejado tipo i;

F_i = a freqüência de acidente do tipo i;

M_i = a magnitude da conseqüência do acidente tipo i.

O risco está sempre associado à chance de acontecer um evento indesejado. Assim, deve-se entender que perigo é uma propriedade intrínseca de uma situação, ser ou coisa, e não pode ser controlado ou reduzido. Por outro lado, o risco sempre pode ser gerenciado, atuando-se na sua freqüência de ocorrência, nas conseqüências ou em ambas.

II.5. Ação Corretiva Baseada no Risco (RBCA – Risk-Based Corrective Action)

A avaliação de risco foi incorporada às práticas de remediação a fim de se ter instrumentos para priorizar os locais contaminados e consequentemente, embasar e até mesmo otimizar os recursos em critérios científicos visando garantir proteção à saúde humana e aos recursos ambientais e ainda de modo a se estabelecerem os graus de remediação (valores alvo) em função do risco envolvido.

A criação da metodologia RBCA (*Risk-Based Corrective Action*) originou-se da necessidade americana de um guia que pudesse ser utilizado para nortear o programa de remediação de solos contaminados por resíduos perigosos. Esta metodologia tem sido amplamente empregada pelas autoridades ambientais nos Estados Unidos visando aprimorar o gerenciamento de áreas contaminadas (CONNOR e McHUGH, 2002; CETESB, 2000). A primeira norma que apresenta o detalhamento da metodologia é a E 1739-95, *Standard Guidelines for Risk-Based Corrective Action at Petroleum Release Sites*, da ASTM (*American Society for Testing and Materials*), originalmente publicada como ES 38-94, que trata especificamente de contaminações por petróleo e derivados (ASTM, 2002). A norma E 1739-95 (ASTM, 2002), aprovada em setembro de 1995 e revisada em 2002, foi, portanto, a que primeiro detalhou a metodologia RBCA para gerenciamento de áreas com solo e águas subterrâneas contaminados (CONNOR e McHUGH, 2002 *apud* RODRIGUES, 2006).

No Brasil, a CETESB é o único órgão ambiental que disponibiliza um documento oficial sobre a metodologia RBCA. A primeira versão, vigente até o final de 2005 baseava-se na norma ASTM E 1739-95. A versão atual é intitulada "Ações Corretivas Baseadas em Risco (ACBR) Aplicadas a Áreas Contaminadas com Hidrocarbonetos Derivados de Petróleo e outros Combustíveis Líquidos – Procedimentos". Esta última versão (CETESB, 2006) dispõe sobre os novos procedimentos para o Licenciamento de Postos e Sistemas Retalhistas de Combustíveis contribuindo para o gerenciamento da contaminação em Postos de Abastecimento, Postos Revendedores, Sistemas Retalhistas, Bases de Distribuição de Combustíveis e Terminais onde se manipulem e/ou armazenem compostas derivados do refino de petróleo cru.

O RBCA ou ACBR é um processo de tomada de decisão para avaliação e resposta a um vazamento de petróleo, baseado na proteção da saúde humana e do meio ambiente.

As áreas contaminadas por petróleo e seus derivados variam muito em termos de complexidade, características químicas e físicas, e no risco que elas podem causar à saúde humana e ao meio ambiente. O processo do RBCA reconhece a diversidade e, utiliza uma abordagem por níveis onde as ações corretivas são feitas sob medida para as condições e riscos específicos. O processo de decisão integra as práticas de avaliação de risco e exposição, como sugerido pela agência de proteção ambiental americana (USEPA), com o intuito de garantir que a ação selecionada seja capaz de proteger a saúde humana e o meio ambiente (ASTM, 2002).

O RBCA prescreve uma seqüência geral de eventos após o processo ter sido iniciado pela suspeita ou confirmação de um vazamento de petróleo:

- Execução de uma investigação de área;
- Classificação da área em função da urgência da resposta inicial;
- Implementação de uma ação de resposta inicial apropriada para a classificação da área selecionada;
- Comparação das concentrações dos compostos químicos de interesse da área, com os valores dos Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (NABR ou RBSL – *Risk-Based Screening* Levels) para o Nível 1, dados em uma tabela de referência;
- Decidir onde é justificável a avaliação em um grau mais elevado, se a implementação de ações interinas de remediação são justificáveis e se os RBSL podem ser aplicados como valores alvo para remediação;
- Coleta de informações adicionais específicas da área conforme necessário, caso seja justificável a avaliação em um grau mais elevado;
- Desenvolvimento de Concentração Meta Específica para a Área (CMEA ou SSTL – *Site Specific Target Level*) e pontos de conformidade (Avaliação Nível 2);
- Comparação da concentração dos compostos químicos de interesse na área, com os SSTL de avaliação do Nível 2 no(s) ponto(s) de conformidade determinado(s) ou na(s) área(s) de fonte;
- Decidir onde é justificável a avaliação em um grau mais elevado, se a implementação de ações interinas de remediação são justificáveis ou se os SSTL do Nível 2 podem ser aplicados como valores alvo para remediação;

- Coletar informações adicionais específicas da área conforme necessário, caso seja justificável a avaliação em um grau mais elevado;
- Desenvolvimento dos SSTL e ponto(s) de conformidade (Avaliação Nível 3);
- Comparação da concentração dos compostos químicos de interesse da área, no(s) ponto(s) de conformidade determinado(s) ou área(s) de fonte, com os valores do Nível 3 para SSTL; e
- Desenvolvimento de um plano de remediação para atingir os SSTL, quando aplicável.

Segundo (ASTM, 2002), RBCA é a integração de avaliação de área, seleção de ação de remediação e monitoramento, em conjunto com as práticas de avaliação de risco e exposição, recomendadas pela "USEPA". Isso cria um processo pelo qual as decisões sobre ações corretivas são tomadas de forma consistente sendo capaz de proteger a saúde humana e o meio ambiente.

O processo de RBCA é implementado em uma abordagem por Níveis (Tiers), envolvendo níveis de sofisticação progressivos para coleta de dados e análise. As considerações dos níveis anteriores são substituídas por informações e dados específicos da área, com base na avaliação de cada nível, o usuário revê os resultados e recomendações e decide se mais análises específicas serão necessárias.

A seqüência das principais tarefas e decisões envolvidas na aplicação da metodologia RBCA está esquematizada no fluxograma apresentado na Figura 8.

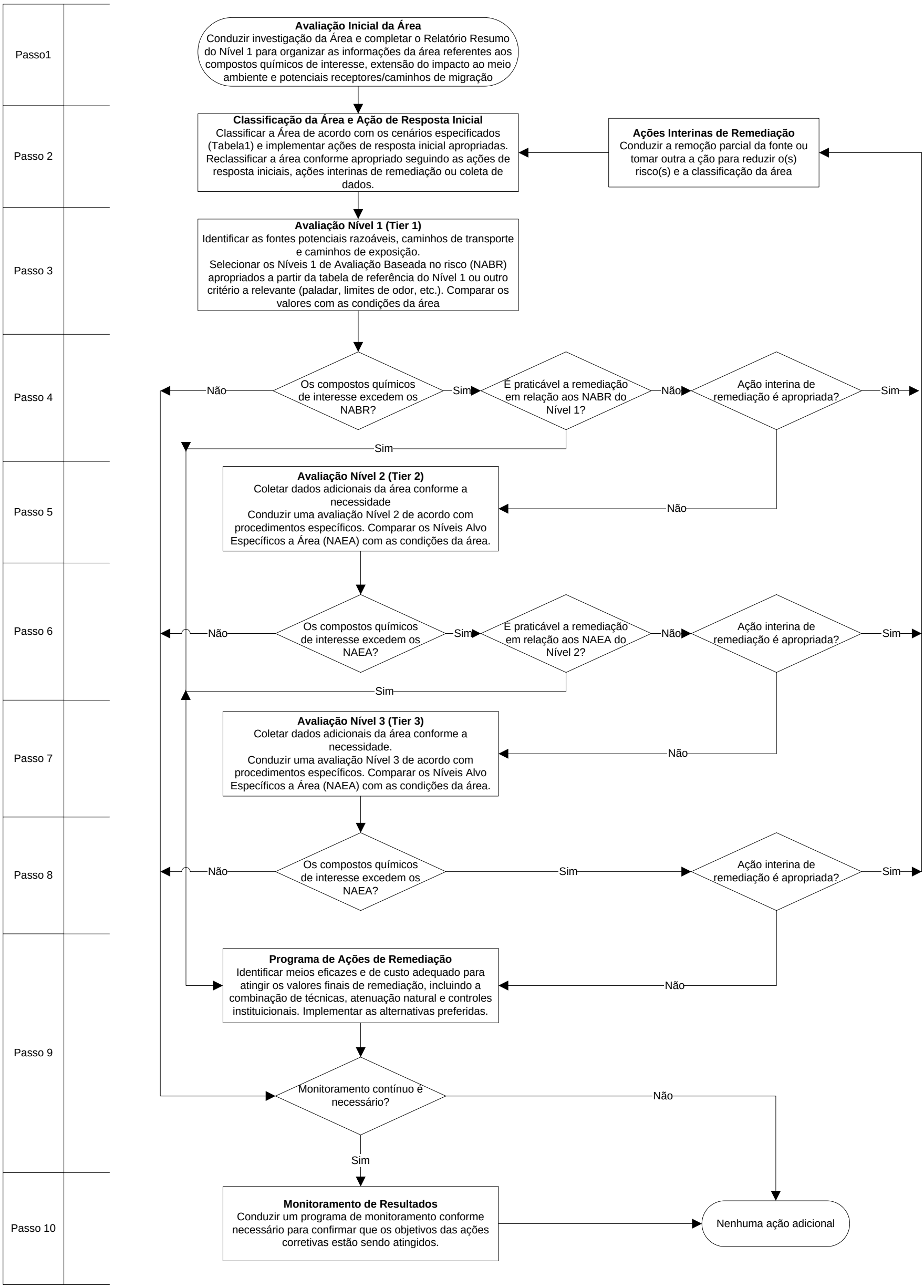

Figura 9. Fluxograma completo da metodologia RBCA (ASTM, 2002)

II.5.1. Detalhamento da metodologia RBCA (ASTM, 2002; CETESB, 2006)

II.5.1.1. Investigação da área

O processo inicia-se com uma *Investigação da Área,* que envolve a coleta das informações necessárias para: classificação da área; indicação da necessidade de se realizar ações de resposta inicial, ou seja, orientação em relativa à implementação ou não de ações emergenciais tais como: prevenir a migração da fase livre através de medidas de contenção, iniciar a recuperação da fase livre e restringir o acesso à área; comparação com os RBSL (Níveis Aceitáveis Baseados no Risco) e determinação dos SSTL (Valores Alvo Específicos para o Sítio). Devem-se identificar as fontes dos compostos químicos de interesse, impactos ambientais evidentes (caso existam) e receptores potencialmente impactados, além de coletar informações relativas a registros históricos e inspeções visuais na área. Caso seja detectada a presença de fase livre esta deverá ser removida a fim de que se possa prosseguir o procedimento de avaliação de risco. A análise de risco toxicológico deve ser realizada apenas após a eliminação da fase livre.

II.5.1.2. Classificação da área

Numa etapa seguinte, referente à *Classificação da Área*, em função dos dados coletados durante a investigação da área, podem-se avaliar as condições do local e implementar-se uma ação de resposta inicial. Desta forma, tem-se uma ação de resposta consistente com as características apresentadas pelo sítio contaminado. Caso se verifique, através da obtenção de informações adicionais sobre este sítio ou de implementação de ações de resposta provisórias, mudanças significativas nas condições do local, deve-se avaliar a necessidade de reclassificação da área.

A classificação da área baseia-se em informações coletadas durante a etapa de investigação e consiste na avaliação do sítio em relação ao risco imediato à saúde humana, à segurança da população, ao patrimônio e aos recursos naturais. De acordo com a existência de risco imediato e com a urgência da necessidade de ações emergenciais, o sítio contaminado pode ser enquadrado em uma de quatro diferentes classes, tais sejam:

- *Classe 1* – associadas a riscos imediatos à saúde humana e ao meio ambiente;
- *Classe 2* – associadas a riscos de curto prazo (0-2 anos) à saúde humana, à segurança e ao meio ambiente;

- *Classe 3* – associadas com riscos de longo prazo (maiores que 2 anos) à saúde humana, à segurança e ao meio ambiente;
- *Classe 4* – não estão associadas a nenhum risco potencial razoável à saúde humana, à segurança ou ao meio ambiente.

Associada a cada uma das classes supracitadas há uma ação de resposta inicial que deve ser implementada a fim de eliminar impactos potenciais imediatos à saúde humana e ao meio ambiente e minimizar o potencial para impactos futuros que possam ocorrer durante o processo RBCA. As ações resposta inicial não necessariamente envolvem técnicas de remediação, há casos em que é necessário apenas monitoramento ou investigação futura das condições da área para assegurar que o risco imposto pela área não ultrapassa os limites aceitáveis ao longo do tempo.

A Tabela 3 apresenta exemplos de cenários e ações emergenciais (ações de resposta inicial) de acordo com a classificação supracitada.

Tabela 3. Exemplos de classificação de sítios contaminados e ações de resposta em função do risco apresentado (ASTM, 2002)

Classe	Cenário	Ação de resposta
1	Áreas em que poço(s) de captação de água ativo(s), linha de abastecimento de água ou captação superficial de água para consumo humano estejam contaminados ou imediatamente ameaçados.	Notificar o(s) usuário(s) para que não utilize(m) a água contaminada, prover fonte alternativa de água para a população afetada, controlar hidraulicamente a água contaminada e tratar a água no ponto de consumo.
2	Casos que impliquem em impactos à água superficial, água de chuva ou descargas de água subterrânea em um raio de 152m de um habitat sensível ou um corpo d'água superficial de onde se capte água para consumo humano ou que seja utilizado para recreação de contato.	Instituir medidas de contenção, restringir o acesso à áreas próximas ao local de descarga e avaliar a magnitude e o impacto da descarga.
3	Cenários que envolvam contaminação rasa de solos superficiais abertos ao acesso público e que apresentem, a uma distância superior a 152m, moradias, parques, áreas destinadas à recreação, creches, escolas e outras instalações de uso similar a estes.	Restringir o acesso ao solo impactado.
4	Situações em que se tenha aqüífero de água não potável que não apresente utilização local impactado.	Realizar monitoramento da água subterrânea e avaliar o efeito da atenuação natural sobre a migração da pluma dissolvida.

II.5.1.3. Avaliação nível 1

Segue-se então para a *Avaliação NÍVEL 1 (Tier 1)* na qual se utiliza uma Tabela de Referência com valores de RBSL. Esta tabela pode ser desenvolvida no NÍVEL 1 ou, caso se tenha uma tabela previamente desenvolvida, apropriada à realização da análise do sítio

contaminado, utilizam-se os RBSL existentes. É importante lembrar que é de responsabilidade do usuário da metodologia a decisão acerca da aplicabilidade de uma tabela pré-existente ao sítio.

Para realizar-se esta etapa algumas informações se fazem necessárias. Entre elas podem-se citar:

- Identificação do(s) composto(s) químico(s) de interesse (COC);
- Localização das fontes principais deste(s) composto(s);
- Localização das concentrações máximas (no solo e água subterrânea);
- Localização dos receptores humanos e ambientais potenciais (ponto(s) de exposição);
- Identificação de importantes vias potenciais de exposição e transporte;
- Determinação do uso atual e potencial futuro da área e dos terrenos circunvizinhos, da água superficial, subterrânea e habitats sensíveis e
- Determinação de características geológicas e hidrogeológicas regionais (por exemplo, profundidade do aqüífero freático, direção do fluxo, gradientes hidráulicos, qualidade da água subterrânea).

O guia E 1739-95 da ASTM (ASTM, 2002) define avaliação NÍVEL 1 como: "uma análise baseada em risco para desenvolver valores não específicos da área para vias de exposição direta ou indireta utilizando fatores de exposição e modelos de previsão e transporte conservadores para vias potenciais e várias categoria de uso da propriedade (residencial, comercial e industrial). Valores estabelecidos neste nível serão aplicados a todas as áreas que se enquadrarem em uma categoria particular."

A avaliação NÍVEL 1 é conservadora, uma vez que se admite que o ponto de exposição (POE) localiza-se dentro da área da fonte (desconsiderando desta forma mecanismos de transporte e atenuação dos contaminantes) ou no local onde são encontradas as concentrações mais elevadas dos contaminantes de interesse e não se utilizam parâmetros específicos do sítio, desconsiderando as peculiaridades de cada local, e utilizando os dados de uma tabela de referência dos RBSL. Os RBSL do NÍVEL 1 são valores tipicamente originários de cenários padrão de exposição, utilizando valores de exposição máxima razoável (*RME*[1] – *Reasonable Maximum Exposure*) e parâmetros toxicológicos conforme recomendações da US EPA. Estes valores podem sofrer alterações conforme sejam desenvolvidas novas metodologias e parâmetros e é importante mantê-los atualizados.

[1] Segundo define a norma E 1739-95 (ASTM, 2002), *RME* é a máxima exposição esperada para o sítio. Os valores de *RME* são estimados para vias de exposição individuais ou para uma combinação de vias de exposição.

II.5.1.4. Avaliação nível 2 e nível 3

Caso as concentrações dos compostos químicos de interesse verificadas no sítio excedam os valores de referência e a implementação da remediação necessária para que se atinjam estas concentrações (valores alvo) não seja tecnologica e/ou economicamente viável, realiza-se a *Avaliação NÍVEL 2 (Tier 2)*. Nesta etapa, utilizam-se basicamente os mesmos modelos utilizados no NÍVEL 1, entretanto, as hipóteses conservadoras da etapa anterior são substituídas por dados específicos da área para que possam ser obtidas as concentrações meta baseadas no risco (*SSTL*[2] – *Site Specific Target Level*) e os pontos de exposição podem encontrar-se fora da área da fonte. Deve-se ressaltar que os RBSL do NÍVEL 1 e os SSTL do NÍVEL 2 são baseados na obtenção de níveis similares de proteção à saúde humana e ao meio ambiente (por exemplo, níveis de risco de câncer incremental de 10^{-4} a 10^{-6}).

Além das informações utilizadas na etapa anterior, o NÍVEL 2 necessita de outras, tais como:

- Determinação das características hidrogeológicas locais;
- Determinação das mudanças nas concentrações dos compostos químicos de interesse em função do tempo;
- Determinação das concentrações dos contaminantes nos pontos de exposição.

Comparam-se as concentrações dos contaminantes no sítio, com os valores de SSTL obtidos. No caso destes valores superarem os valores alvo e não ser viável iniciar-se uma ação de remediação, realiza-se a *Avaliação NÍVEL 3.* Esta etapa, em geral, necessita de substancial esforço incremental em relação às anteriores, pois envolve uma avaliação muito mais complexa, incluindo avaliações probabilísticas e modelos sofisticados de previsão e transporte. A avaliação NÍVEL 3 inclui coleta de dados suficientes a fim de refinar estimativas de parâmetros específicos para o sítio (por exemplo, taxas de biodegradação) levando a uma superior precisão do modelo obtendo-se metas menos conservadoras e, conseqüentemente, minimizando os custos envolvidos nas ações de remediação.

II.5.1.5. Ação de remediação

Caso as concentrações dos contaminantes excedam os valores alvo no(s) ponto(s) de conformidade ou na área da fonte, ou ambos, pode-se determinar que estes sejam utilizados como níveis alvo de ações de remediação. Neste caso, desenvolve-se um plano de *Ação de Remediação* a fim de reduzir o potencial de impactos adversos. Este programa de remediação

[2] Neste trabalho utiliza-se a sigla *SSTL* apresentada pela ASTM (2002), a CETESB (2006a) utiliza a sigla CMEA (Concentração Meta Baseada no Risco).

pode envolver a combinação de remoção da fonte, tratamento do solo e água contaminados e tecnologia de contenção, bem como controles institucionais e de engenharia. A ação de remediação segue até que o monitoramento indique que as concentrações dos contaminantes no(s) ponto(s) de conformidade ou área(s) fonte encontram-se inferiores aos valores alvo estabelecidos (Tabelas de Referência).

II.5.1.6. Monitoramento e encerramento

Ao se atingirem as metas de remediação, faz-se necessário implementar um programa de *Monitoramento* e *Encerramento*. De acordo com a CETESB (2006), o monitoramento contempla a coleta e análise química trimestral de amostras nos poços de monitoramento e no poço sentinela. Este último deve ser instalado fora da pluma inferida de fase dissolvida e à jusante da mesma. As análises devem ser realizadas durante pelo menos um ano e neste período deve ser avaliado o processo de atenuação natural e a ocorrência de risco toxicológico á saúde humana. Verificando-se indicativo de atenuação natural, nenhuma ação adicional será necessária, caso contrário, deve-se estender o período de monitoramento.

Se, durante o monitoramento, for constatada elevação das concentrações dos contaminantes de interesse ultrapassando os valores alvo estabelecidos (RBSL ou SSTL) deve ser realizada uma avaliação custo-benefício de modo a subsidiar a decisão de implementação de ações de resposta (remediação, controle institucional, ações de engenharia) ou retomar a avaliação de risco específica para o sítio (NÍVEL 2 ou 3) de modo a se obterem novas metas de remediação. (RODRIGUES, 2006).

III. METODOLOGIA UTILIZADA

III.1. Determinação da influência dos parâmetros do meio físico nos cálculos do Nível 1 da metodologia RBCA

Para verificar a influência da variação dos parâmetros do meio físico nos valores RBSL determinados no Nível 1 da metodologia RBCA, primeiramente, analisaram-se as equações através dos quais estes valores são determinados. Em seguida, sabendo-se que os valores RBSL calculados para cenários que envolvem exposição indireta ao contaminante dependem dos fatores relacionados ao transporte deste composto no meio físico (fatores de atenuação), estudou-se o comportamento destes fatores frente à variação de parâmetros referentes ao meio físico. Para tanto, variaram-se as características do meio físico (duas a duas) e verificando as alterações correspondentes para os fatores de atenuação através de gráficos de superfície.

Para fins de análise, selecionaram-se seis dos onze fatores de atenuação, a saber: D_s^{eff} (coeficiente de difusão efetiva na zona não saturada), D_{cap}^{eff} (coeficiente de difusão efetiva na franja capilar), D_{ws}^{eff} (coeficiente de difusão efetiva entre a água subterrânea e o solo superficial), LF_{sw} (fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea), VF_{wamb} (fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos) e VF_{samb} (fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos). Foram plotados gráficos de superfície para estes parâmetros em função de características do meio para dois contaminantes distintos: benzeno e benzo(a)pireno, desta forma verificaram-se as variações para dois compostos de comportamentos bastante distintos (solubilidade, pressão de vapor, coeficiente de partição carbono-orgânico água). As faixas de variação dos valores dos parâmetros do meio físico foram determinadas considerando-se um desvio padrão de 50% sobre os valores apresentados para os mesmos no documento da ACBR da CETESB (CETESB, 2006).

III.2. Seleção das áreas para estudo

Foram selecionadas duas áreas para realização dos estudos de caso. A seleção destas áreas deu-se através da análise de relatórios de Caracterização Geológica e Hidrogeológica para Licenciamento Ambiental de Postos de Gasolina, bem como de Investigação Ambiental de Solo e Águas Subterrâneas e Análise de Risco. Os relatórios analisados fazem parte do conjunto de documentos encaminhados à Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC)

do Rio de Janeiro. Desta maneira, selecionaram-se para estudo dois casos de vazamento de combustível em postos de abastecimento situados na região metropolitana do Rio de Janeiro.

Através do estudo dos relatórios, foram obtidos os dados de caracterização das áreas contaminadas selecionadas, necessários para a elaboração do presente trabalho. Dentre eles destacam-se os parâmetros do meio físico: porosidade, condutividade hidráulica e teor de matéria orgânica no solo.

III.3. Utilização da planilha de cálculo dos valores do Nível 1 da metodologia ACBR

Para cálculo dos fatores de atenuação (Coeficientes de difusão efetiva; Fator de lixiviação do solo subsuperficial para água subterrânea e Fatores de volatilização) e dos valores RBSL utilizou-se uma planilha de cálculo desenvolvida por RODRIGUES (2006). Os cálculos realizados pela planilha baseiam-se nas equações apresentadas na Norma E1739 da ASTM (ASTM, 2002) para Nível 1, bem como nas apresentadas no documento ACBR da CETESB (CETESB, 2006) para cálculo das Tabelas de Referência para o Estado de São Paulo.

Para obtenção dos resultados deste trabalho, implementaram-se nesta planilha os parâmetros do meio físico referentes às ÁREAS 1 e 2, bem como os utilizados pela CETESB para desenvolvimento das Tabelas de Referência para o Estado de São Paulo. Para os parâmetros de exposição e alguns parâmetros adicionais foram empregados os valores apresentados no documento da CETESB (CETESB, 2006) conforme exposto a seguir.

IV. PARÂMETROS REFERENTES ÀS ÁREAS SELECIONADAS PARA ESTUDO

Para fins de apresentação dos dados referentes às áreas para estudo, estas serão denominadas ÁREA 1 e ÁREA 2. Referir-se-á aos documentos utilizados como fonte de dados sobre as áreas analisadas como RELATÓRIO 1 para o documento relativo à ÁREA 1 e RELATÓRIO 2 para o documento relativo à ÁREA 2. Os valores obtidos para as áreas analisadas serão comparados ainda com aqueles calculados através da planilha RBCA Tier 1 adaptada (RODRIGUES, 2006) empregando-se os valores dos parâmetros utilizados na elaboração das Tabelas de Referência para os níveis aceitáveis baseados no risco (RBSL – *Risk-Based Screening Levels*) no documento da CETESB (CETESB, 2006)

IV.1. Parâmetros empregados na elaboração das Tabelas de Referências para os RBSL (CETESB, 2006 apud RODRIGUES, 2006)

IV.1.1. Parâmetros do meio físico (CETESB)

1. Profundidade do nível d'água (L_{gw}): 392,27 cm;
2. Porosidade total do solo (θ_t): 0,54 cm^3-vazios/cm^3-solo;
3. Densidade do solo (ρ_s): 1,19 g-solo/cm^3-solo;
4. Fração de carbono orgânico no solo (f_{oc}): 0,01 (adimensional);
5. Espessura da franja capilar (h_{cap}): 5,00 cm;
6. Espessura do solo superficial (L_s): 150,00 cm;
7. Taxa de infiltração de água no solo (I): 66,1 cm/ano;
8. Espessura da zona não saturada (h_v): 387,27 cm;
9. Conteúdo volumétrico de água na franja capilar (θ_{wcap}): 0,48 cm^3-água/cm^3-solo;
10. Conteúdo volumétrico de água no solo (θ_{ws}): 0,21 cm^3-água/cm^3-solo;
11. Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar (θ_{acap}): 0,038 cm^3-ar/cm^3-solo;
12. Conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{as}): 0,33 cm^3-ar/cm^3-solo;
13. Velocidade de Darcy para a água subterrânea (U_{gw}): 1143,65 cm/ano;
14. Menor profundidade da zona de solo superficial (d): 100 cm.

IV.1.2. Parâmetros de exposição (CETESB)

Os parâmetros de exposição relacionados abaixo, extraídos do documento DD 010-2006-C CETESB ANEXO VII (CETESB, 2006a) são referentes a receptores adultos considerando-se os ambientes residencial e comercial/industrial. Nos casos em que o valor para o ambiente residencial for o mesmo adotado para ambiente comercial/industrial, o valor do parâmetro em questão será apresentado sem explicitar o ambiente a que se refere.

1. Meta para risco carcinogênico (*TR*): 10^{-5} (1:100.000);
2. Meta de índice de perigo para não carcinogênicos (*THQ*): 1;
3. Tempo de avaliação para efeitos carcinogênicos (AT_c): 68 anos;
4. Tempo de avaliação para efeitos não carcinogênicos (AT_n): 45 anos;
5. Massa corpórea (*BW*): 60 kg;
6. Duração da exposição (*ED*): 45 anos;
7. Freqüência da exposição (*EF*):
   - Cenário residencial: 350 dias/ano;
   - Cenário comercial/industrial: 250 dias/ano.
8. Taxa de inalação diária de ar em ambientes fechados e abertos (IR_{air}): 22m^3/dia;
9. Taxa de ingestão diária de água (IR_w):
   - Cenário residencial: 2 L/dia;
   - Cenário comercial/industrial: 1 L/dia;
10. Taxa de Ingestão diária de solo (IR_{soil}):
    - Cenário residencial: 100 mg/dia;
    - Cenário comercial/industrial: 50 mg/dia;
11. Área superficial da pele disponível para contato (*SA*):
    - Cenário residencial: 3180 cm^2/dia;
    - Cenário comercial/industrial: 2000 cm^2/dia;
12. Fator de aderência do solo na pele (*M*): 0,50 mg/cm^2.

IV.1.3. Parâmetros Adicionais (CETESB)

1. Razão de troca de ar em espaços fechados (*ER*):
   - Cenário residencial: 12 dia^{-1} (= 1,39.10^{-4} s^{-1});
   - Cenário comercial/industrial: 20 dia^{-1} (= 2,31.10^{-4} s^{-1}).
2. Razão volume/área de infiltração para ambiente fechado (L_B):

- Cenário residencial: 200 cm;
- Cenário comercial/industrial: 300 cm.

3. Espessura das fundações/paredes de construções (L_{crack}): 15 cm;
4. Fração da área de rachaduras/fendas nas fundações/paredes (η): 0,01 cm^2-rachaduras/cm^2 área total;
5. Conteúdo volumétrico de ar nas fundações/paredes (θ_{acrack}): 0,4366 cm^3-ar/cm^3-volume total;
6. Conteúdo volumétrico de água nas fundações/paredes (θ_{wcrack}): 0,1457 cm^3-água/cm^3-volume total;
7. Taxa de emissão de partículas (Pa): $6{,}9.10^{-14}$ g/cm-s^2;
8. Velocidade do ar na zona de respiração (U_{air}) 225 cm/s;
9. Altura da zona de respiração em ambiente aberto (δ_{air}): 200 cm;
10. Espessura da pluma dissolvida na água subterrânea (δ_{gw}): 200 cm;
11. Tempo médio do fluxo de vapor (τ): 45 anos ou 1.420.061.668,86 s;
12. Comprimento longitudinal da área fonte de contaminação (W): 4500 cm.

IV.2. Dados obtidos através da análise do Relatório 1

IV.2.1. Parâmetros do meio físico (ÁREA 1)

A seguir serão apresentados os parâmetros do meio físico necessários para a realização dos cálculos dos RBSL. Os parâmetros do meio físico da ÁREA 1 foram extraídos dos RELATÓRIOS 1 (RELATÓRIO 1, 2005). Para os parâmetros necessários que não constam nos relatórios analisados, ou seja, no caso de não haverem dados disponíveis específicos para o sítio analisado, serão utilizados valores sugeridos em CETESB (2006). Estas informações serão apresentadas a seguir obedecendo a mesma ordem de apresentação do documento da CETESB (CETESB, 2006).

1. Profundidade do nível d'água (L_{gw}): 370,00 cm

   Segundo os relatórios analisados, foram instalados 05 poços de monitoramento (PM-01 a PM-05) com profundidade média de 4,10m. *Atingiu-se o lençol freático a uma profundidade média de 3,70m.*
2. Porosidade total do solo (θ_t): 0,3398 cm^3-vazios/cm^3-solo;

   Segundo RELATÓRIO 1 (2005), a porosidade total do solo para o sítio contaminado em questão foi obtida através do ensaio geotécnico.

3. Densidade do solo (ρ_s): 2,740 g-solo/cm^3-solo;

   Analogamente à porosidade total, a densidade total do solo para o sítio contaminado foi obtida através do ensaio geotécnico (RELATÓRIO 1, 2005).

4. Fração de carbono orgânico no solo (f_{oc}): 0,00545 (adimensional)

   RELATÓRIO 1 (2005) apresenta o percentual de matéria orgânica o solo (0,94%)o que corresponde a uma fração de carbono orgânico igual a 0,00545. A conversão dos valores foi realizada através da seguinte equação:

   A conversão do percentual de matéria orgânica (%MO) presente no solo em fração de carbono orgânico foi realizada dividindo-se o %MO pelo por 1,724, conforme sugerido em JARAMILLO (1996).

5. Espessura da franja capilar (h_{cap}): 5,00 cm (CETESB, 2006);
6. Espessura do solo superficial (L_s): 150,00 cm (CETESB, 2006 *apud* RODRIGUES, 2006);
7. Taxa de infiltração de água no solo (I): 66,1 cm/ano (CETESB, 2006);
8. Espessura da zona não saturada (h_v): 365,00 cm;

   A espessura da zona não saturada foi obtida conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

   $$h_v = L_{gw} - h_{cap}$$

9. Conteúdo volumétrico de água na franja capilar (θ_{wcap}): 0,3058 cm^3-água/cm^3-solo;

   O conteúdo volumétrico de água na franja capilar foi obtido conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

   $$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0{,}90$$

10. Conteúdo volumétrico de água no solo (θ_{ws}): 0,27 cm^3-água/cm^3-solo;

    A obtenção do valor do conteúdo volumétrico de água no solo foi realizada de maneira indireta utilizando-se os valores de massa específica do solo seco e do solo úmido apresentadas em RELATÓRIO 1 (2005), ou seja, 1,809 e 2,079 g/cm^3, respectivamente.

    Segundo PREVEDELLO (1996) pode-se expressar a umidade volumétrica (θ_{ws}) em termos das massas específicas úmida e seca, conforme apresentado a seguir:

    $$\theta \approx \frac{\rho_{su} - \rho_{ss}}{\rho_{água}} \quad \text{(m}^3\text{ água/m}^3\text{ solo)}$$

    onde:

ρ_{su} – massa específica do solo úmido;

ρ_{ss} – massa específica do solo seco;

$\rho_{água}$ – massa específica da água.

Conforme sugerido por PREVEDELLO (1996), adotou-se, para propósitos práticos, o valor 1 g/cm^3 para a massa específica da água (massa específica da água pura a 277K). Entretanto, sabe-se que este valor depende da composição dos eletrólitos em solução.

11. Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar (θ_{acap}): 0,0340 cm^3-ar/cm^3-solo;

    O conteúdo volumétrico de ar na franja capilar foi obtido conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

    $$\theta_{acap} = \theta_t \times 0{,}10$$

12. Conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{as}): 0,067 cm^3-ar/cm^3-solo;

    O conteúdo volumétrico de ar no solo foi obtido conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

    $$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$$

13. Velocidade de Darcy para a água subterrânea (U_{gw}): 7,67.10^4 cm/ano

    Para cálculo da velocidade de Darcy adotou-se a equação sugerida em CETESB (2006):

    $$U_{gw} = k \times i$$

    onde: k – condutividade hidráulica (cm/ano)

    i – gradiente hidráulico (adimensional)

    Para o sítio analisado tem-se gradiente hidráulico igual a 7,845% e condutividade hidráulica de 9,78.10^5 cm/ano, de onde se obtém o valor 7,67.10^4 cm/ano para velocidade de Darcy.

14. Menor profundidade da zona de solo superficial (d): 100 cm (CETESB, 2006 *apud* RODRIGUES, 2006).

IV.2.2. Parâmetros de exposição (ÁREA 1)

Os parâmetros de exposição utilizados foram baseados nos valores disponíveis em CETESB (2006) para receptor adulto considerando-se os cenários residenciais e comerciais/industriais. Estes valores constam no item IV.1.2.

IV.2.3. Parâmetros Adicionais (ÁREA 1)

Da mesma maneira realizada para os parâmetros de exposição, os parâmetros que serão listados a seguir têm como base os valores apresentados em CETESB (2006), listados no item IV.1.3.

IV.3. Dados obtidos através da análise dos relatórios de (ÁREA 2)

IV.3.1. Parâmetros do meio físico (ÁREA 2)

A seguir serão apresentados os parâmetros do meio físico necessários para a realização dos cálculos dos RBSL. Os parâmetros do meio físico da ÁREA 2 foram extraídos do RELATÓRIO 2 (RELATÓRIO 2, 2003). Da mesma maneira que para a ÁREA 2, os valores dos parâmetros necessários que não constam nos relatórios analisados foram extraídos de ASTM (2002) e ASTM (2001 apud CETESB, 2006). Novamente, a ordem de apresentação dos dados segue o padrão da CETESB (2006).

1. Profundidade do nível d'água (L_{gw}): 147,0 cm

   Segundo os relatórios analisados, foram instalados 04 poços de monitoramento (PM-01 a PM-04) com profundidade média de 2,4m. *Atingiu-se o lençol freático a uma profundidade média de 1,47m*. (RELATÓRIO 2, 2003)

2. Porosidade total do solo (θ_t): 0,38 cm^3/cm^3-solo;

   Conforme apresentado no RELATÓRIO 2 (2003), a porosidade total do solo da ÁREA 2 foi determinada através da análise de amostra indeformada.

3. Densidade do solo (ρ_s): 1,70 g-solo/cm^3-solo

   O valor apresentado no RELATÓRIO 2 (2003) para densidade do solo é 1,70 g-solo/cm^3-solo (*default* do software utilizado no citado relatório). Este valor é o mesmo apresentado no exemplo que consta na norma E1739-95 para elaboração da tabela de referência dos RBSL.

4. Fração de carbono orgânico no solo (f_{oc}): 0,001 (adimensional) (RELATÓRIO 2, 2003)

5. Espessura da franja capilar (h_{cap}): 5,00 cm (CETESB, 2006);

   O valor assumido para a espessura da franja capilar foi o valor conservador sugerido em ASTM (2002).

6. Espessura do solo superficial (L_{ss}): 150,00 cm (CETESB, 2006 *apud* RODRIGUES, 2006)

7. Taxa de infiltração de água no solo (I): 66,1 cm/ano (CETESB, 2006);
8. Espessura da zona não saturada (h_v): 142,00 cm

   A espessura da zona não saturada foi obtida conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

   $$h_v = L_{gw} - h_{cap}$$

9. Conteúdo volumétrico de água na franja capilar (θ_{wcap}): 0,342 (adimensional)

   O conteúdo volumétrico de água na franja capilar foi obtido conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

   $$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0{,}90$$

10. Conteúdo volumétrico de água no solo (θ_{ws}): 0,23 (adimensional) (RELATÓRIO 2, 2003)
11. Conteúdo volumétrico de ar na franja capilar (θ_{acap}): 0,038 (adimensional)

    O conteúdo volumétrico de ar na franja capilar foi obtido conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

    $$\theta_{acap} = \theta_t \times 0{,}10$$

12. Conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{as}): 0,15 (adimensional)

    O conteúdo volumétrico de ar no solo foi obtido conforme sugerido em ASTM (2002), empregando-se a seguinte equação:

    $$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$$

13. Velocidade de Darcy para a água subterrânea (U_{gw}): $8{,}14.10^4$ cm/ano

    Para cálculo da velocidade de Darcy adotou-se a equação sugerida em CETESB (2006):

    $$U_{gw} = k \times i$$

    onde: k – condutividade hidráulica (cm/ano)

    i – gradiente hidráulico (adimensional)

    Para o sítio analisado tem-se gradiente hidráulico igual a 8,722% e condutividade hidráulica de $9{,}33.10^5$ cm/ano, de onde se obtém o valor $8{,}14.10^4$ cm/ano para velocidade de Darcy.
14. Menor profundidade da zona de solo superficial (d): 100 cm (CETESB, 2006 *apud* RODRIGUES, 2006).

IV.3.2. Parâmetros de exposição (ÁREA 2)

Os parâmetros de exposição utilizados foram os mesmos empregados para os cálculos referentes à ÁREA 1, baseados nos valores disponíveis em CETESB (2006) (item IV.1.2) para receptor criança e adulto considerando-se os cenários residenciais e comerciais/industriais.

IV.3.3. Parâmetros Adicionais (ÁREA 2)

Da mesma forma que os parâmetros de exposição, os parâmetros adicionais empregados são os mesmos utilizados para a ÁREA 1 e constam no item IV.1.3.

IV.4. Propriedades físico-químicas e parâmetros referentes aos compostos químicos

A Tabela 4 apresenta os valores das propriedades específicas dos compostos químicos descritos no documento da CETESB (CETESB, 2006). Os compostos selecionados são os mesmos apresentados no exemplo da norma E1739 (ASTM, 2002).

Tabela 4. Valores para as propriedades e parâmetros específicos para os compostos químicos apresentados no documento da CETESB (CETESB, 2006)

Propriedade	**Unidade**	**Benzeno**	**Tolueno**	**Etilbenzeno**	**Xilenos**	**Naftaleno**	**Benzo(a)pireno**
Solubilidade – S (EPA, 1994** *apud* CETESB, 2006)	*mg/L*	1750	526	169	180	31,0	0,00162
Peso Molecular – M_w (MACKAY, 1992 *apud* CETESB, 2006)	*g/mol*	78,1	92,4	106,2	106,2	128,2*	252,3
Coeficiente efetivo da Lei de Henry – H	$\frac{L-água}{L-ar}$	0,231	0,276	0,328	0,218	0,0201	$4{,}70.10^{-5}$
Coeficiente de difusão no ar – D^{air} (EPA, 1996 *apud* CETESB, 2006)	cm^2/s	0,088	0,087	0,075	0,0714	0,059	0,043
Coeficiente de difusão na água – D^{w} (EPA, 1996 *apud* CETESB, 2006)	cm^2/s	$9{,}80.10^{-6}$	$8{,}60.10^{-6}$	$7{,}80.10^{-6}$	$9{,}34.10^{-6}$	$7{,}50.10^{-6}$	$9{,}00.10^{-6}$
Coeficente de partição carbono-orgânico água – $\log(K_{oc})$ (WSPA**, 1993 *apud* CETESB, 2006)	-	1,77	2,26	2,56	2,38	3,30*	6,01
Coeficente de partição octanol água – $\log(K_{ow})$ (EPA, 1996 *apud* CETESB, 2006)	-	2,12	2,75	3,14	3,15	3,36	6,11
Fator de carcinogenicidade oral – SF_o (IRIS, 1993 *apud* CETESB, 2006)	$\frac{1}{mg/kg-dia}$	0,055	...	$3{,}85.10^{-3}$	...	...	7,30
Fator de carcinogenicidade por inalação – SF_i (IRIS, 1993 *apud* CETESB, 2006)	$\frac{1}{mg/kg-dia}$	0,0273	...	$3{,}85.10^{-3}$	...	...	7,30
Dose de referência oral – RfD_o (IRIS, 1993 *apud* CETESB, 2006)	*mg/kg-dia*	$3{,}00.10^{-3}$	0,20	0,1	0,2	0,02	...

*EPA, 1996 *apud CETESB, 2006*

** Referência citada no texto do documento ACBR (CETESB, 2006), mas não apresentada no item Bibliografia Consultada do mesmo.

Tabela 4. Valores para as propriedades e parâmetros específicos para os compostos químicos apresentados no documento da CETESB (CETESB, 2006) (continuação)

Propriedade	**Unidade**	**Benzeno**	**Tolueno**	**Etilbenzeno**	**Xilenos**	**Naftaleno**	**Benzo(a)pireno**
Concentração de referência para inalação – RfD_i (IRIS, 1993 *apud* CETESB, 2006)	*mg/kg-dia*	$5{,}95.10^{-3}$	0,114	0,286	0,0286	$8{,}57.10^{-4}$	...
Fator de absorção oral relativa – RAF_o (IRIS, 1993 *apud* CETESB, 2006)	-	1,00	0,2	1,00	2,00	1,00	1,00
Fator de absorção dermal relativa – RAF_d (IRIS, 1993 *apud* CETESB, 2006)	-	0,1	0,5	0,5	0,5	0,05	0,13
Pressão de Vapor (EPA, 1994** *apud* CETESB, 2006)	*mmHg*	95,2	30,0	9,51	8,5	0,182	$1{,}62.10^{-3}$

** Referência citada no texto do documento ACBR (CETESB, 2006), mas não apresentada no item Bibliografia Consultada do mesmo.

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO

V.1. Análise das equações envolvidas na determinação dos RBSL

As equações finais para cálculo do risco empregadas na metodologia RBCA podem ser resumidas em duas equações gerais, sendo uma delas referente a efeitos carcinogênicos e, a outra, a efeitos não carcinogênicos dos contaminantes. (IBP, 2006)

Para efeitos não carcinogênicos, tem-se como equação geral:

$$THQ = ADI / RfD$$

Para efeitos carcinogênicos:

$$TR = ADI \times SF$$

onde:

TR – risco carcinogênico

THQ – índice de periculosidade

ADI – dose diária média

RfD – dose de referência

SF – fator de potência

A dose de referência (*RfD*) representa uma estimativa da dose diária (mg/kg/dia) em que uma população humana não está sujeita à nenhum efeito adverso durante uma vida inteira de exposição. O fator de potência ou fator de carcinogenicidade (*SF*), por sua vez, representa o risco produzido pela exposição diária durante toda a vida a 1mg/kg.dia do composto (IBP, 2006).

A dose diária média (*ADI*) é determinada pela concentração do contaminante no ponto de exposição, parâmetros de exposição e características do receptor. Esta dose é obtida através da seguinte equação:

$$ADI = C_{poe} \frac{IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

onde:

C_{poe} – concentração no ponto de exposição

BW – massa corpórea

AT – tempo de avaliação

IR – taxa de ingresso do contaminante

EF – freqüência de exposição

ED – duração da exposição

Desta forma, tem-se que o cálculo do risco, tanto para efeitos carcinogênicos, quanto para não carcinogênicos, envolve parâmetros como tempo, freqüência, duração de exposição, massa do corpo do indivíduo exposto ao contaminante, bem como parâmetros referentes à toxicidade do composto analisado e sua concentração no ponto de exposição. Esta concentração é determinada por cálculos que envolvem modelagem de transporte nos diversos meios. Na metodologia RBCA, para determinação das metas para remediação, é estabelecido um valor "tolerável" do risco. Em geral, o valor empregado para o incremento de risco carcinogênico (meta para risco carcinogênico – *TR*) varia entre 10^{-4} e 10^{-6}, ou seja, entre 1 caso adicional de câncer em 10.000 e um caso adicional em 1.000.000. A CETESB estabelece *TR* igual a 10^{-5}, isto é, 1 caso adicional em 100.000. O valor estabelecido para a meta para índice de periculosidade (não carcinogênicos) é 1, o que significa que, neste ponto, a dose diária média de ingresso do contaminante é igual à dose de referência para o mesmo. Vale lembrar que a dose de referência é aquela em que a população humana não está sujeita a nenhum efeito adverso durante uma vida inteira de exposição.

Para determinação dos valores RBSL (RBCA - Nível 1) para carcinogênicos, tem-se a seguinte equação geral:

$$RBSL = \frac{TR.BW.AT.365}{SF.IR.EF.ED}$$

Para não carcinogênicos:

$$RBSL = \frac{THQ.RfD.BW.AT.365}{IR.EF.ED}$$

onde:

TR – risco carcinogênico

THQ – índice de periculosidade

BW – massa corpórea

AT – tempo de avaliação

IR – taxa de ingresso do contaminante

EF – freqüência de exposição

ED – duração da exposição

RfD – dose de referência

SF – fator de carcinogenicidade.

É importante ter em mente que as metas para risco carcinogênico e para índice de periculosidade são fixadas pelo usuário da metodologia ou pelo órgão ambiental (para a CETESB, 10^{-5} e 1, respectivamente). Para os parâmetros de exposição *BW*, *AT*, *IR*, *EF* e *ED* são utilizados valores médios para a população considerada; *RfD* e *SF* são parâmetros referentes à toxicidade do composto e, desta forma dependem do contaminante em questão.

Os valores *RBSL*, calculados representam as concentrações máximas toleradas dos contaminantes em um determinado meio, dependendo do cenário considerado. Em alguns casos, este cálculo não envolve modelos de transporte de contaminantes, por exemplo, ao se considerar a ingestão de água subterrânea, a concentração (*RBSL*) calculada é a concentração do composto em água subterrânea. Estes cenários são cenários de exposição direta. No entanto, apesar de no Nível 1 da metodologia RBCA, considerar que o receptor encontra-se sobre a fonte e desta forma, a modelagem de transporte não envolver cálculos para grandes distâncias, determinação de direção de fluxo, etc., ainda assim, tem-se o transporte da fonte ao receptor. Serão apresentados a seguir alguns exemplos associados aos cenários correspondentes:

- Fonte do contaminante em água subterrânea e ingresso via inalação (Cenário: Inalação de vapores a partir da água subterrânea): envolve volatilização do composto a partir da água subterrânea, transporte do mesmo através da matriz do solo, atingindo a zona de respiração. O *RBSL* calculado neste caso representa a concentração máxima do contaminante em água subterrânea e é calculado considerando-se a concentração meta

para o ar e o fator de atenuação relativo ao transporte do composto da água subterrânea até o ar, através da matriz do solo (VF_{wamb} e VF_{wesp}, fator de volatilização da água para o ar em ambientes abertos e fechados, respectivamente). Este cálculo é realizado através da seguinte equação:

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

onde:

$RBSL_w$ – nível (concentração) aceitável baseado no risco para inalação de vapores a partir da água subterrânea (em ambientes abertos ou fechados, dependendo do fator de volatilização empregado);

$RBSL_{air}$ – nível (concentração) aceitável baseado no risco para inalação de vapores;

VF_w – fator de volatilização da água subterrânea para o ar (ambientes abertos ou fechados)

- Fonte do contaminante no solo subsuperficial e ingresso via inalação (Cenário: Inalação de vapores a partir de solo subsuperficial): envolve volatilização do contaminantes e seu transporte através dos poros do solo. O *RBSL* calculado neste caso representa a concentração máxima do contaminante no solo subsuperficial e é calculado considerando-se a concentração meta para o ar e o fator de atenuação relativo ao transporte do composto do solo subsuperficial até o ar, através da matriz do solo (VF_{samb} e VF_{sesp}, fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos e fechados, respectivamente). Este cálculo é realizado através da seguinte equação:

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

onde:

$RBSL_s$ – nível (concentração) aceitável baseado no risco para inalação de vapores a partir do solo subsuperficial (em ambientes abertos ou fechados, dependendo do fator de volatilização empregado);

$RBSL_{air}$ – nível (concentração) aceitável baseado no risco para inalação de vapores;

VF_s – fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar (ambientes abertos ou fechados)

- Fonte do contaminante em solo superficial com as vias de ingresso: ingestão, inalação e contato dérmico (Cenário: Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial): assume-se para este cenário que o ingresso do contaminante é resultado da combinação de rotas de entrada. Estas rotas incluem: ingestão, absorção através da pele e inalação de partículas e vapores que emanam do solo superficial. Como se trata de solo superficial, as vias de contato direto (ingestão e contato dérmico) não envolvem transporte de contaminante no meio, apenas para inalação de vapores e partículas que envolve a emissão de partículas do solo e a volatilização do composto do solo superficial para o ar. Os fatores de atenuação envolvidos são o fator de volatilização do solo superficial para o ar (VF_{ss}) e fator de emissão de partículas (VF_p). As equações para determinação dos RBSL para este cenário são apresentadas a seguir:
  - Para carcinogênicos:

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

  - Para não carcinogênicos:

$$RBSL_s\left[\frac{\mu g}{kg-solo}\right]=$$

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

onde:

$RBSL_s$ – nível alvo baseado no risco para ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial (μg/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 – freqüência da exposição (dias/ano);

IR_{soil} – taxa de ingestão de parículas 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-ar)/(mg/kg-solo);

VF_p – fator emissão de partículas (mg/m^3-ar)/(mg/kg-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).

- Fonte do contaminante no solo subsuperficial e via de ingresso, ingestão de água subterrânea contaminada (Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea): envolve transporte do contaminante no solo de por lixiviação de sua fase retida atingindo a água subterrânea. O *RBSL* calculado neste caso representa a concentração máxima do contaminante no solo subsuperficial e é calculado considerando-se a concentração meta para ingestão de água e o fator de atenuação relativo ao transporte do composto do solo subsuperficial até a água, através da matriz do solo (LF_{sw}, fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea). Este cálculo é realizado através da seguinte equação:

$$RBSL_s\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{RBSL_w\left[\frac{mg}{mL-água}\right]}{LF_{sw}}$$

onde:

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

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

LF_{sw} – fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea.

Sendo assim, as características do solo e dos contaminantes têm influência no cálculo dos valores de referência para o Nível 1 da metodologia RBCA (valores RBSL) devido aos modelos de transporte envolvidos nestes cálculos. Esta influência pode ser analisada determinando-se a variação dos fatores de atenuação decorrente da alteração do solo onde ocorreu a contaminação (itemV.3).

V.2. Análise da variação dos fatores de atenuação com os parâmetros do meio físico

V.2.1. Coeficiente de difusão efetiva no solo baseado na concentração de vapores $\left(D_s^{eff}\right)$

Um dos fatores de atenuação cujo comportamento frente à variação de parâmetros do meio físico estudado foi o coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores $\left(D_s^{eff}\right)$, que pode ser expresso pela seguinte equação (ASTM, 2002; CETESB, 2006):

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

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 ($cm^3_{\text{-água}}/cm^3_{\text{-solo}}$);

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

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

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

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

Conforme sugerido pela ASTM (ASTM, 1995 *apud* CETESB, 2006), como o valor de θ_{as} é determinado subtraindo-se o conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) da porosidade total do solo (θ_t), ou seja:

$$\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws} \qquad \textbf{equação 2}$$

substitui-se θ_{as} na equação 1 e plotou-se D_s^{eff} em função de θ_{ws} e θ_t tanto para o benzeno (Figura 9), quanto para o benzo(a)pireno (Figura 10).

Para a construção dos gráficos, empregaram-se as características dos contaminantes (Tabela 5), e variou-se θ_t entre 0,27 e 0,81 $cm^3_{\text{vazios}}/cm^3_{\text{solo}}$ e θ_{ws} entre 0 e θ_t. Os parâmetros do meio físico foram variados em uma faixa determinada pelo valor da CETESB (CETESB,2006) $\pm$ desvio padrão referente à 50% deste valor, pois

com esse desvio padrão já foi possível alcançar as tendências dos gráficos e analisar os resultados pretendidos. A exceção a esta regra é o conteúdo volumétrico de água no solo θ_{ws}, cuja variação será sempre entre 0 e θ_t, pois de acordo com a equação 2, quando θ_{ws} for maior que θ_t, θ_{as} se torna negativo.

Tabela 5. Características do benzeno e benzo(a)pireno para cálculo dos coeficiente de difusão efetiva (EPA, 1996 *apud* CETESB, 2006).

Parâmetro	Benzeno	Benzo(a)pireno
D^{air} (cm^2/s)	0,088	0,043
D^{wat} (cm^2/s)	$9{,}8.10^{-6}$	$9{,}00.10^{-6}$
$H\ (L_{água}/L_{ar})$	0,231	$4{,}70.10^{-5}$

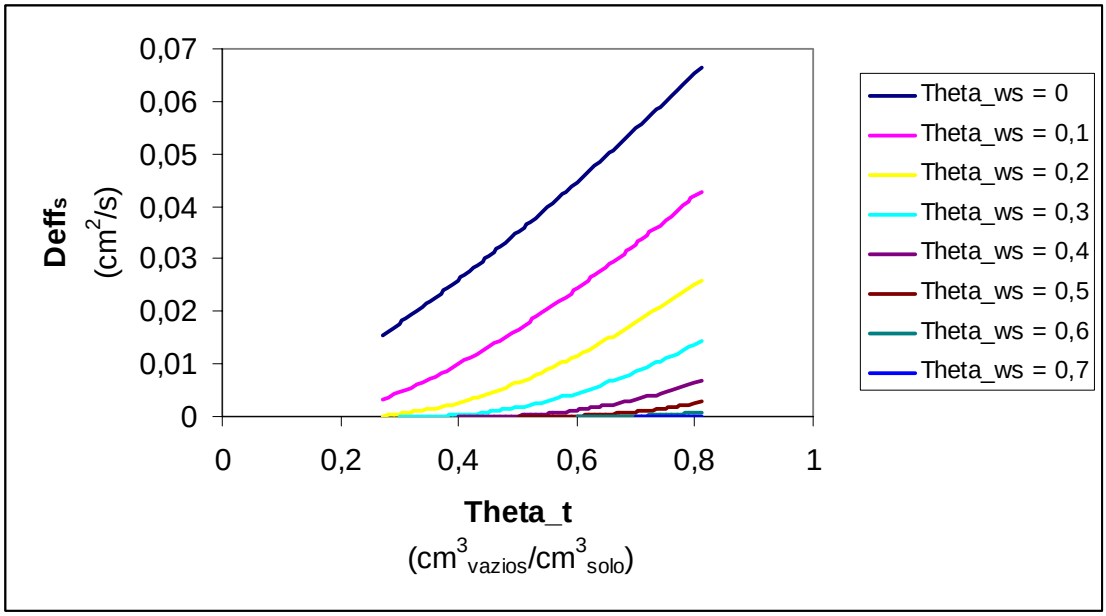

Figura 9. Variação do coeficiente de difusão efetiva no solo (D_s^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para vários valores de conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO.

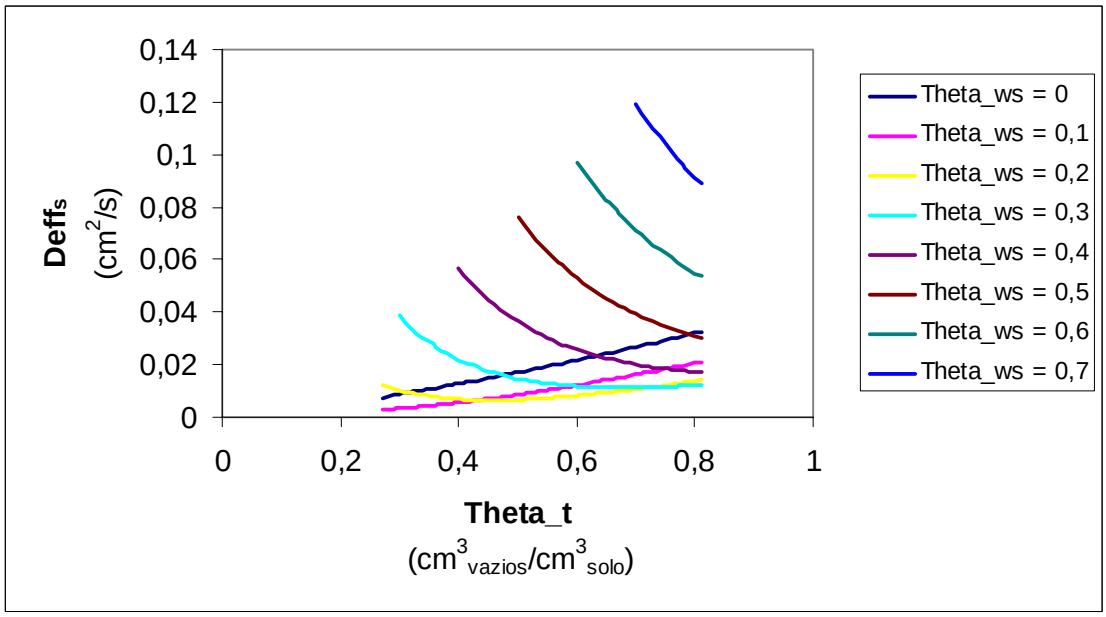

Figura 10. Variação do coeficiente de difusão efetiva no solo (D_s^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para vários valores de conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO**.**

A Figura 9 mostra que, no caso do benzeno, para solos mais porosos (maiores valores de θ_t), o coeficiente de difusão efetiva no solo baseado na concentração de vapores é maior. Esta tendência é mais acentuada para solos mais secos, ou seja, com menores valores θ_t. Isto por que, para solos com elevado teor de água (0,6 ou 0,7cm^{3}água/cm^{3}solo), por exemplo, a maior parte dos poros está preenchida com líquido e, desta forma, indisponível para a migração de vapores. Vale lembrar que variou-se o valor da porosidade total do solo numa faixa entre 0,27 e 0,81 cm$^3_{vazios}$/cm$^3_{solo}$ e que, em hipótese alguma, θ_{ws} supera θ_t.

Já para o benzo(a)pireno, o comportamento do coeficiente de difusão efetiva no solo baseado na concentração dos vapores (D^{eff}_s) depende muito do conteúdo volumétrico de água no solo (Figura 10). Para baixos valores de θ_{ws}, ou seja, nenhuma ou pouquíssima água no solo (θ_{ws} igual a 0 e 0,1cm$^3_{água}$/cm$^3_{solo}$), o comportamento de D^{eff}_s em função da porosidade total do solo é análogo ao que ocorre para o benzeno. As variações, entretanto, são menores para o benzo(a)pireno do que para o benzeno para os mesmo valores de θ_{ws} (0 e 0,1cm$^3_{água}$/cm$^3_{solo}$). Para solos com conteúdo volumétrico

de água superiores à 0,2cm$^3_{água}$/cm$^3_{solo}$, o aumento do coeficiente de difusão corresponde a menores valores de porosidade total.

V.2.2. Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar $\left(D_{cap}^{eff}\right)$

Analisaram-se ainda as alterações no coeficiente de difusão efetiva na franja capilar $\left(D_{cap}^{eff}\right)$, frente a alterações de parâmetros do meio físico que influem neste fator de atenuação. A determinação do coeficiente de difusão efetiva na franja capilar é realizada através da seguinte equação (ASTM, 2002; CETESB, 2006):

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

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).

O cálculo para obtenção do conteúdo volumétrico de água e de ar na franja capilar (θ_{wcap} e θ_{acap}) foram desenvolvido como sugerido pela ASTM (ASTM, 1995 ap*ud* CETESB, 2006), de acordo com as seguintes equações:

$$\theta_{wcap} = \theta_t \times 0{,}90 \qquad \textbf{equação 4}$$

$$\theta_{awcap} = \theta_t \times 0{,}10 \qquad \textbf{equação 5}$$

substiuindo na equação 3, e sabendo que D^{air}, D^{wat} e H são parâmetros referentes aos contaminantes (Tabela 5) tem-se D_{cap}^{eff} em função de θ_t. Analogamente à análise para o coeficiente de difusão efetiva no solo, variou-se θ_t entre 0,27 e 0,81 cm$^3_{\text{vazios}}$/cm$^3_{\text{solo}}$. Verificou-se, portanto, as alterações nos valores de D_{cap}^{eff} em resposta à variação da porosidade total do solo para o benzeno e para o benzo(a)pireno (Figura 11 e Figura 12).

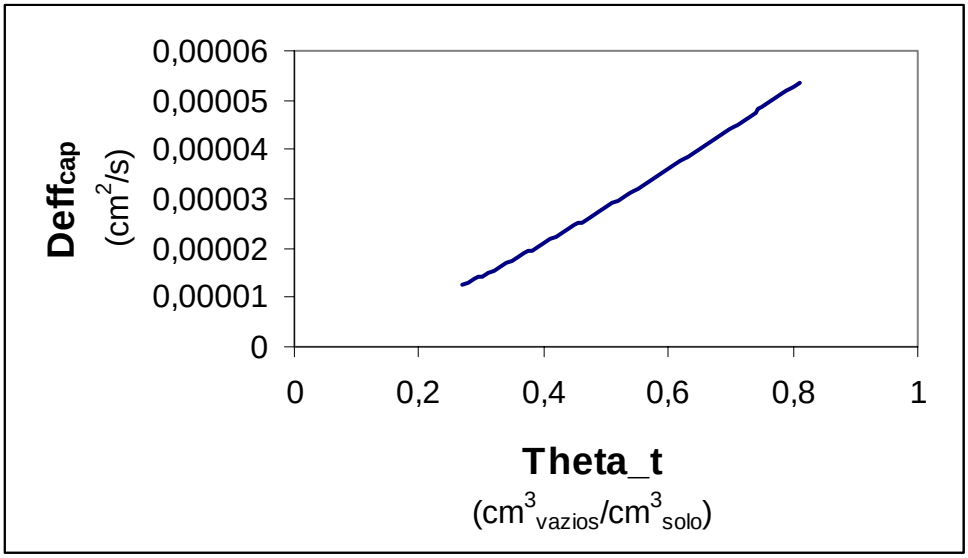

Figura 11. Variação do coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (D_{cap}^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZENO.

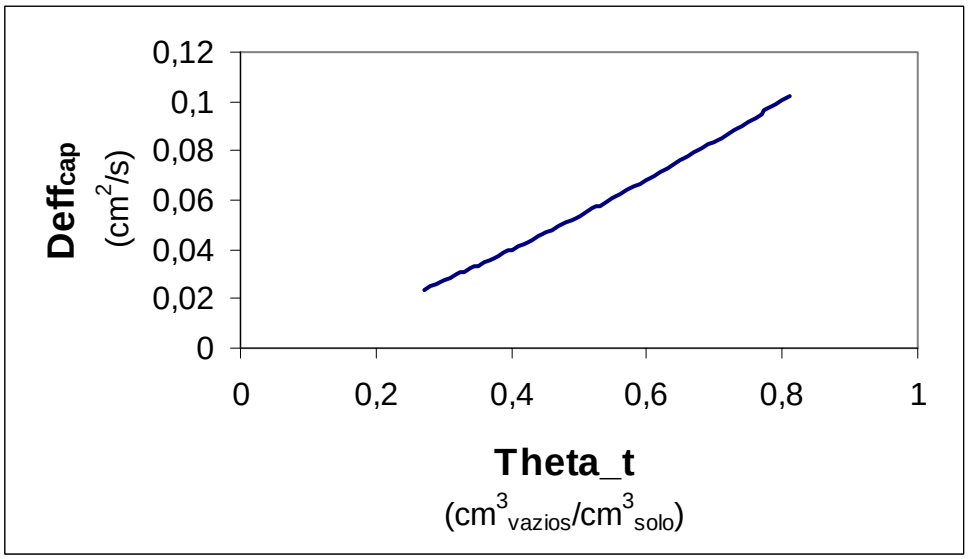

Figura 12. Variação do coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (D_{cap}^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZO(A)PIRENO.

De acordo com as Figuras 12 e 13, pode-se verificar que quanto maior é a porosidade total do solo maior é o coeficiente de difusão efetiva na franja capilar. Isto pode ser observado para os dois contaminantes analisados mostrando que com o

aumento de θ_t temos um aumento de D_{cap}^{eff} independendo da solubilidade e volatilidade do contaminante. Observa-se ainda que, apesar do comportamento análogo, tanto os valores, quanto a faixa de variação do coeficiente de difusão efetiva na franja capilar para o benzeno são bem menores do que para o benzo(a)pireno (os valores máximos para o benzeno são da ordem de 10^{-6}, enquanto para o benzo(a)pireno, da ordem de 10^{-1}).

V.2.3. Coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea $\left(D_{ws}^{eff}\right)$

Outro fator de atenuação cujo comportamento foi analisado foi o coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea $\left(D_{ws}^{eff}\right)$. Este fator é determinado através da seguinte equação.

$$D_{ws}^{eff}\left[\frac{cm^2}{s}\right] = (h_{cap} + h_v)\left[\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}}\right]^{-1} \qquad \textbf{equação 6}$$

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 (cm^2/s);

D_s^{eff} - coeficiente de difusão efetiva do composto na zona não saturada (cm^2/s).

Conforme verifica-se através da **equação 6**, o coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água $\left(D_{ws}^{eff}\right)$ depende dos coeficientes de difusão no solo e na franja capilar (D_s^{eff} e D_{cap}^{eff}). Estes, por sua vez dependem da porosidade total do solo (θ_t) e do conteúdo volumétrico da água no solo (θ_{ws}). Sendo assim, D_{ws}^{eff} depende dos seguintes parâmetros do meio físico: θ_t, θ_{ws}, h_v e h_{cap}. Será analisado o comportamento do coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água em relação a variações de θ_t, θ_{ws} e h_v. A escolha destes parâmetros se deve à dificuldade de se determinar h_{cap} em análises de campo. O valor empregado para a espessura da

franja capilar foi fixado em 5cm, este valor é o mesmo empregado pela CETESB na confecção das Tabelas de Referência para o Estado de São Paulo (CETESB, 2006), bem como, pela ASTM, para confeção das Tabelas de Referência de RBSL do exemplo na norma E1739-95 (ASTM, 2002). Segundo a CETESB, o emprego deste valor se dá "em virtude de não terem sido identificados valores específicos para o Estado de São Paulo" (CETESB, 2006). Para analisar o comportamento deste fator de atenuação em resposta a variações destes parâmetros, três gráficos de superfície foram plotados para o benzeno e três para o benzo(a)pireno: D_{ws}^{eff} em função de θ_t e θ_{ws}, fixando-se h_v (Figura 13 e Figura 14); D_{ws}^{eff} em função de θ_{ws} e h_v, fixando-se θ_t (Figura 15 e Figura 16) e D_{ws}^{eff} em função de θ_t e h_v, fixando-se θ_{ws} (Figura 17 e Figura 18).

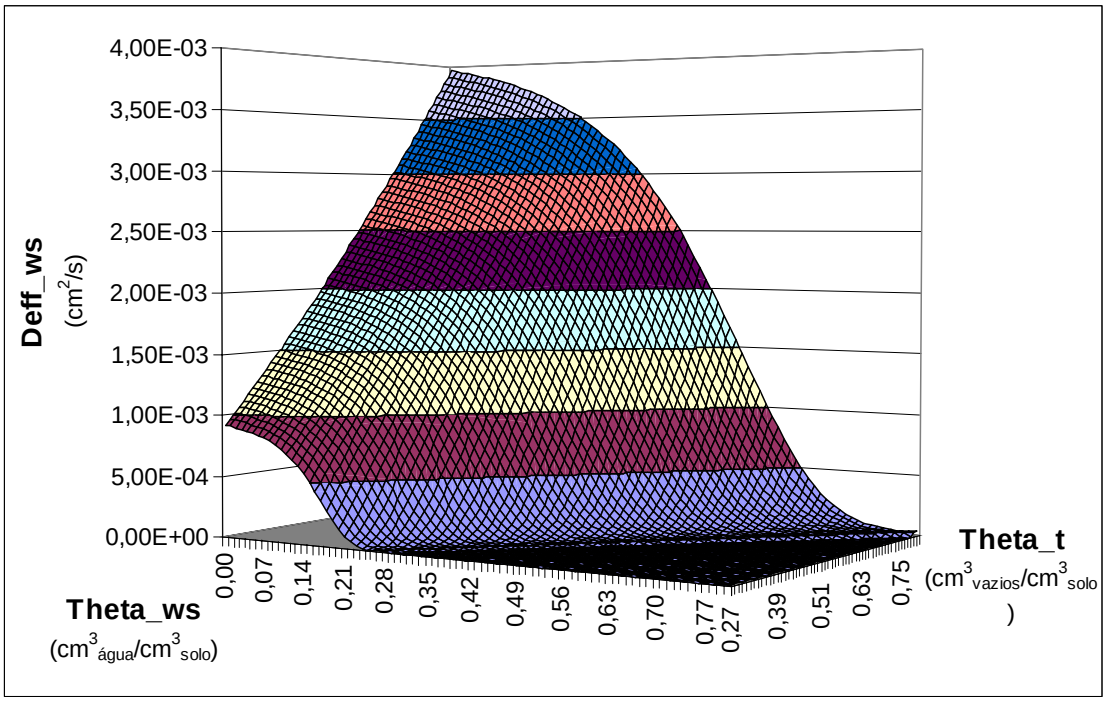

Figura 13. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da porosidade total do solo (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO.

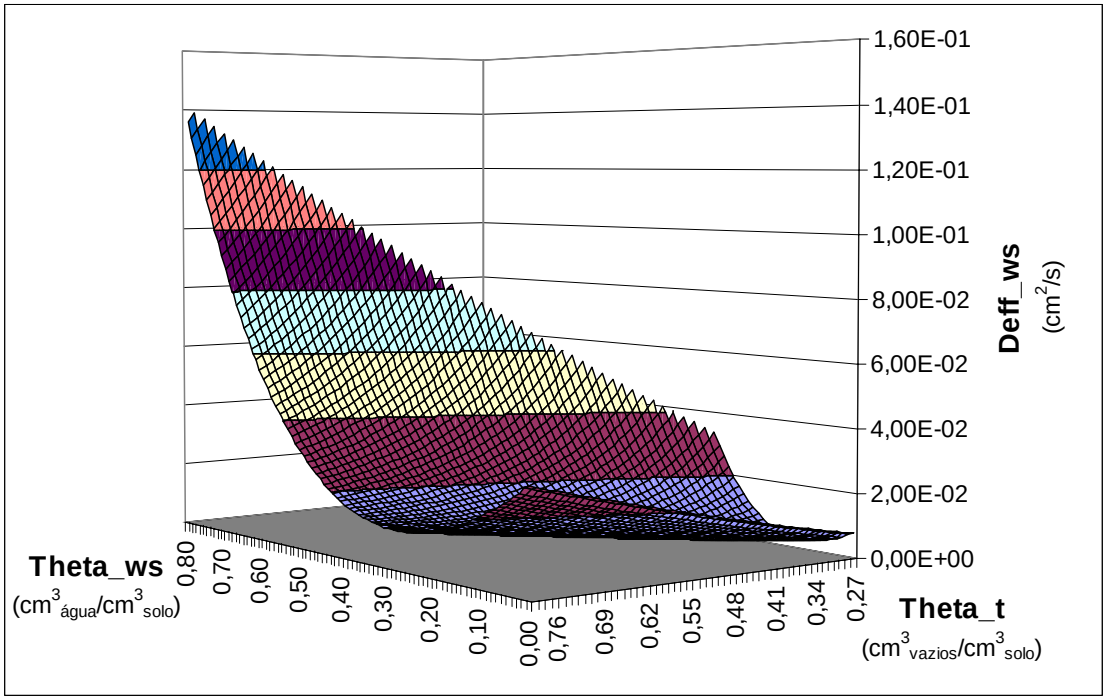

Figura 14. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A) PIRENO.

As Figuras 14 e 15, mostram que tanto para o benzeno como para o benzo(a)pireno, o maior valor do coeficiente de difusão efetivo (D_{ws}^{eff}) se dá quando temos um maior valor de θ_t. Fisicamente falando, quanto mais poroso for o solo, maior será a difusão do contaminante. Isso faz bastante sentido. Porém, o interessante é como a água interfere neste processo. Para o benzeno, a quantidade de água no solo (θ_{ws}) influi negativamente, pois sendo o benzeno um composto de alta volatilidade (Pv = 95,2 mmHg) e coeficiente efetivo da Lei de Henry relativamente elevado (H = 0,231 $L_{água}/L_{ar}$), necessitaria de poros livres para se difundir. Já com benzo(a)pireno ocorre um pouco diferente: por se particionar preferencialmente para a fase dissolvida do que para a fase vapor (coeficiente efetivo da Lei de Henry baixo, $H = 4{,}70.10^{-5}$ $L_{água}/L_{ar}$) a difusão deste composto é favorecida pela presença de água no solo. Desta forma podemos dizer o seguinte: a quantidade de água presente no solo influencia no coeficiente de difusão efetiva (D_{ws}^{eff}) dependendo da volatilidade do contaminante e de sua interação com a água.

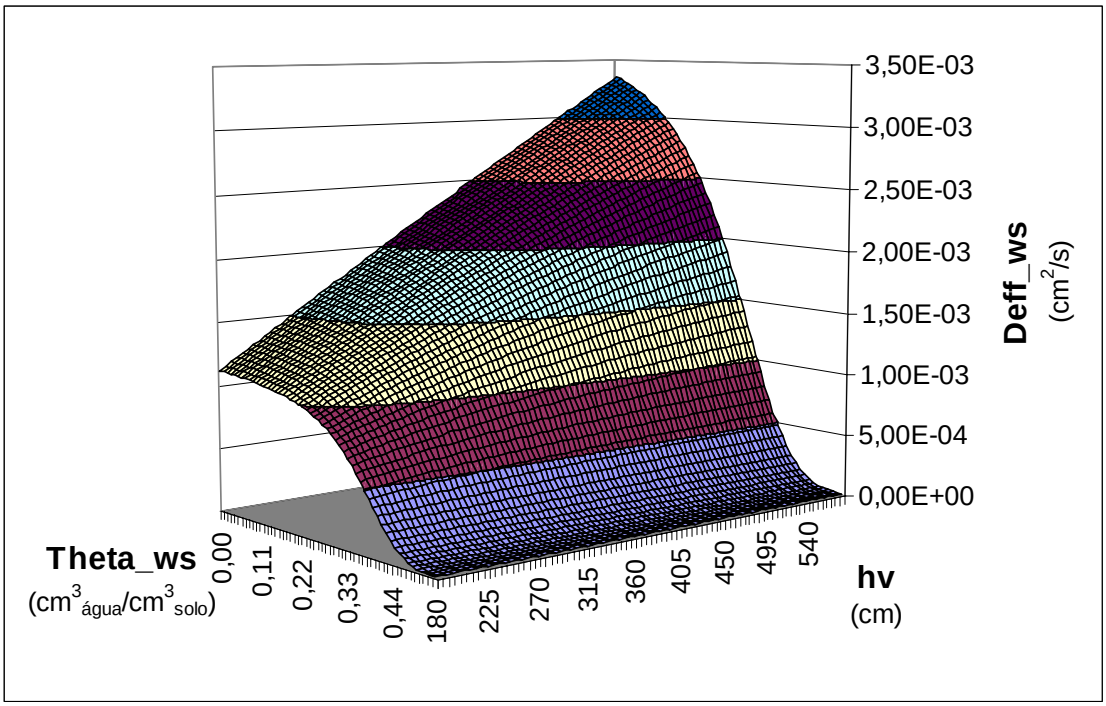

Figura 15. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO.

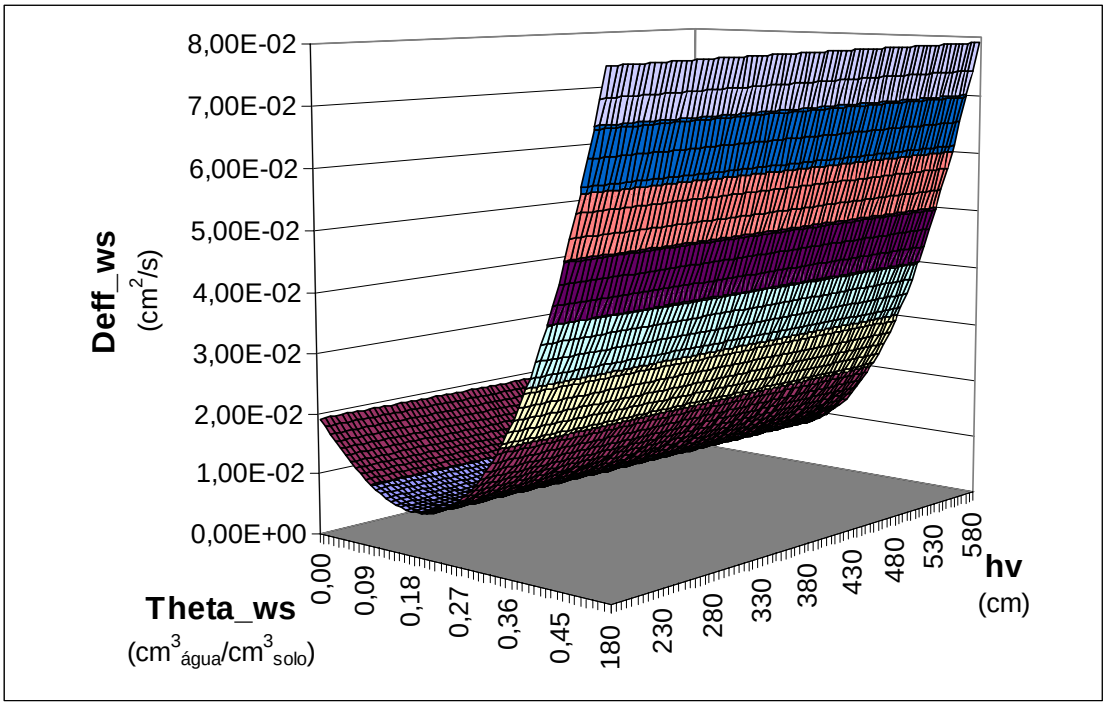

Figura 16. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO.

Observando-se as Figuras 16 e 17, verifica-se que a espessura da zona não saturada do solo (h_v), praticamente não exerce influência sobre o valor de D_{ws}^{eff} . Para o benzo(a)pireno, a influência deste parâmetro (h_v) é nula e para o benzeno, se dá apenas para baixos valores de θ_{ws} (θ_{ws} <0,3).

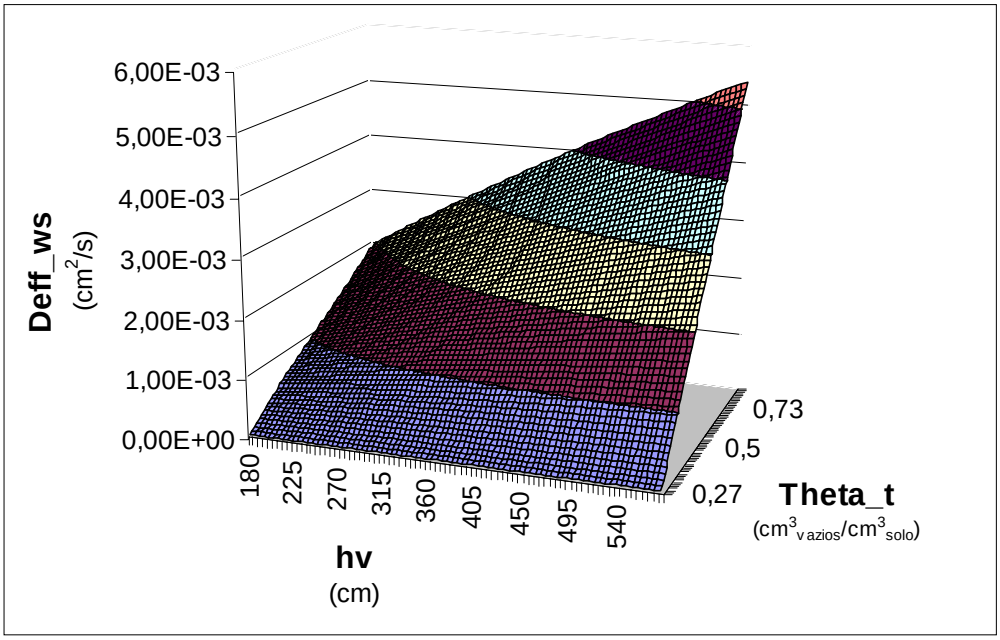

Figura 17. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZENO.

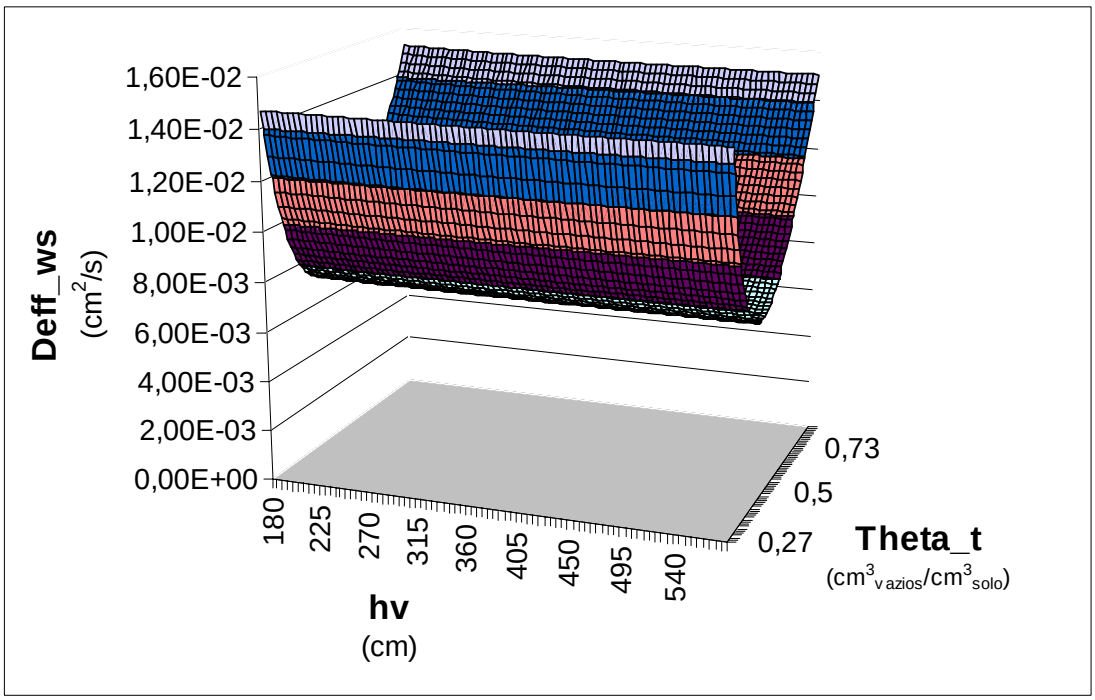

Figura 18. Variação do coeficiente de difusão efetiva acima do nível da água subterrânea (D_{ws}^{eff}) em função da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) e da porosidade total do solo (θ_t) para o BENZO(A)PIRENO.

A Figura 17 mostra que fixando a quantidade de água no solo (θ_{ws}), teremos um maior coeficiente de difusão quando aumentamos a porosidade total do solo e a espessura da zona vadosa. O comportamento do benzeno é bem diferente do benzo(a)pireno, como mostra a Figura 18. A influência de hv para este contaminante é praticamente nula, ou seja, neste caso, D_{ws}^{eff} é maximizado nos valores extremos de θ_t.

V.2.4. Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (LF_{sw})

Analisou-se também o comportamento do fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em relação às características do meio físico para o benzeno e para benzo(a)pireno. Este fator de atenuação é determinado através da seguinte equação (ASTM, 2002; CETESB, 2006):

$$LF_{sw}\left[\frac{(mg/L-água)}{(mg/kg-solo)}\right]=\frac{\rho_s}{(\theta_{ws}+k_s\rho_s+H\theta_{as})\left(1+\frac{U_{gw}\delta_{gw}}{IW}\right)}\times 10^0\,\frac{cm^3-kg}{L-g} \quad \textbf{equação 7}$$

onde:

ρ_s – densidade do solo (g-solo/cm^3-solo);

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

k_s – coeficiente de partição solo-água (cm^3-água/cm^3-solo);

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

H – coeficiente efetivo da Lei de Henry (cm^3-água/cm^3-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 agua subterrânea (cm/ano);

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

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

Como pode ser verificado na equação 7, o fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea, depende das seguintes características relacionadas ao meio físico: velocidade de Darcy para a água subterrânea (U_{gw}); espessura da pluma dissolvida na água subterrânea (δ_{gw}), maior comprimento da área da fonte paralela à direção do vento (W), conteúdo volumétrico de ar no solo ($\theta_{as} = \theta_t - \theta_{ws}$), conteúdo volumétrico de água no solo (θ_{ws}), e densidade do solo (ρ_s). Para análise da variação do fator de lixiviação, plotaram-se três gráficos de superfície:

- Fixando θ_{ws} e variando θ_t e ρ_s;
- Fixando ρ_s e variando θ_t e θ_{ws};
- Fixando θ_t e variando ρ_s e θ_{ws}.

Lembrando que para os valores fixados, bem como os demais parâmetros do meio físico dos quais depende LF_{sw}, adotaram-se os valores utilizados pela CETESB para confecção das Tabelas de Referência para o Estado de São Paulo (CETESB, 2006). Novamente, as faixas de variação dos parâmetros analisados foram $valor_{CETESB} \pm 50\%$.

Cabe salientar que os parâmetros utilizados para plotar os gráficos (ρ_s, θ_{ws} e θ_t) foram escolhidos por estarem presente em qualquer análise preliminar de solo, não necessitando assim de análises mais complexas ou minuciosas.

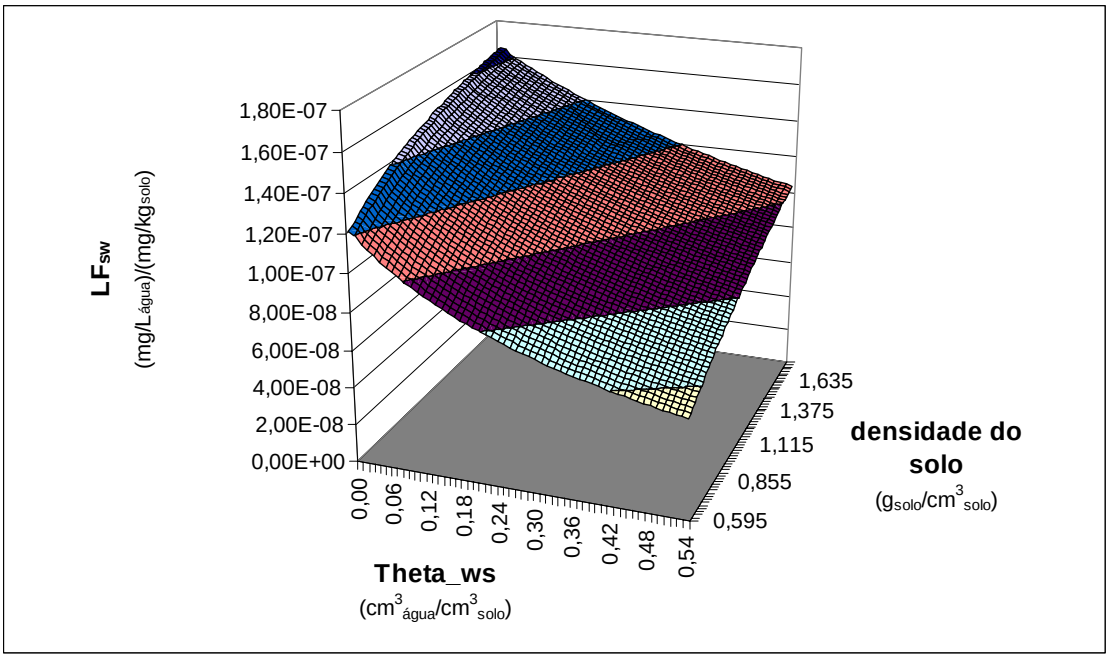

Figura 19. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO.

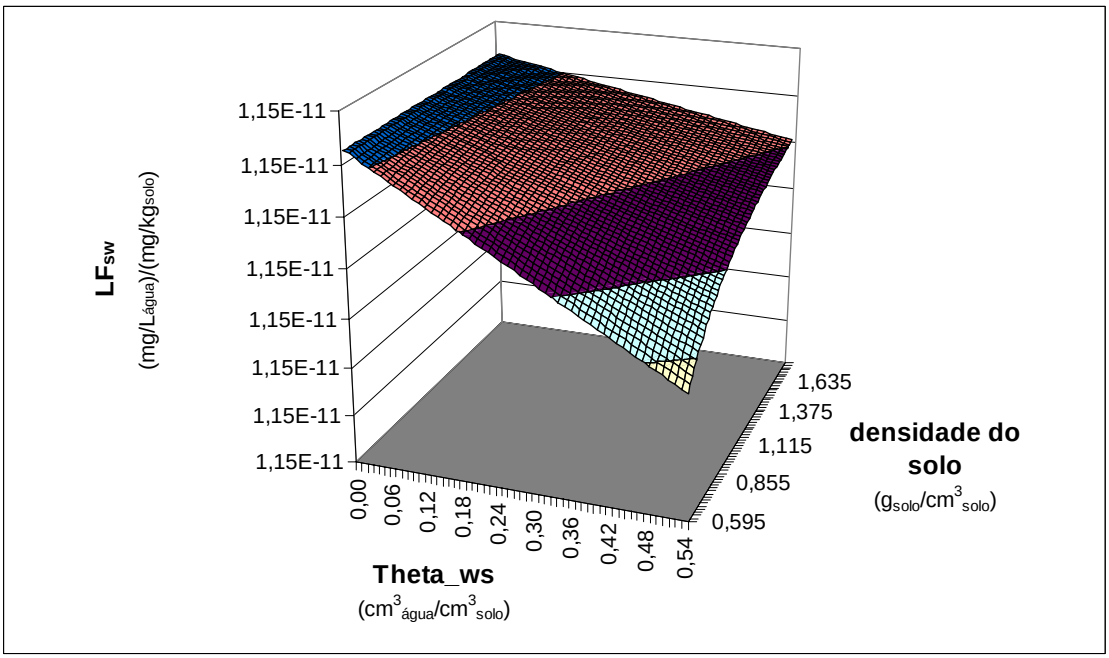

Figura 20. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A) PIRENO.

Observando as Figuras 20 e 21 pode-se dizer que o gráfico do benzeno e do benzo(a)pireno mostram a mesma tendência, ou seja, LF_{sw} aumenta quando aumenta a densidade do solo e diminui a quantidade de água. A faixa de variação do LF_{sw} para o benzeno é maior do que para o benzo(a)pireno e isto pode ser explicado pelo fato de o bezno(a)pireno ter uma maior interação com o solo. A mesma explicação vale para os valores baixos de LF_{sw} encontrados na Figura 20 (benzo(a)pireno).

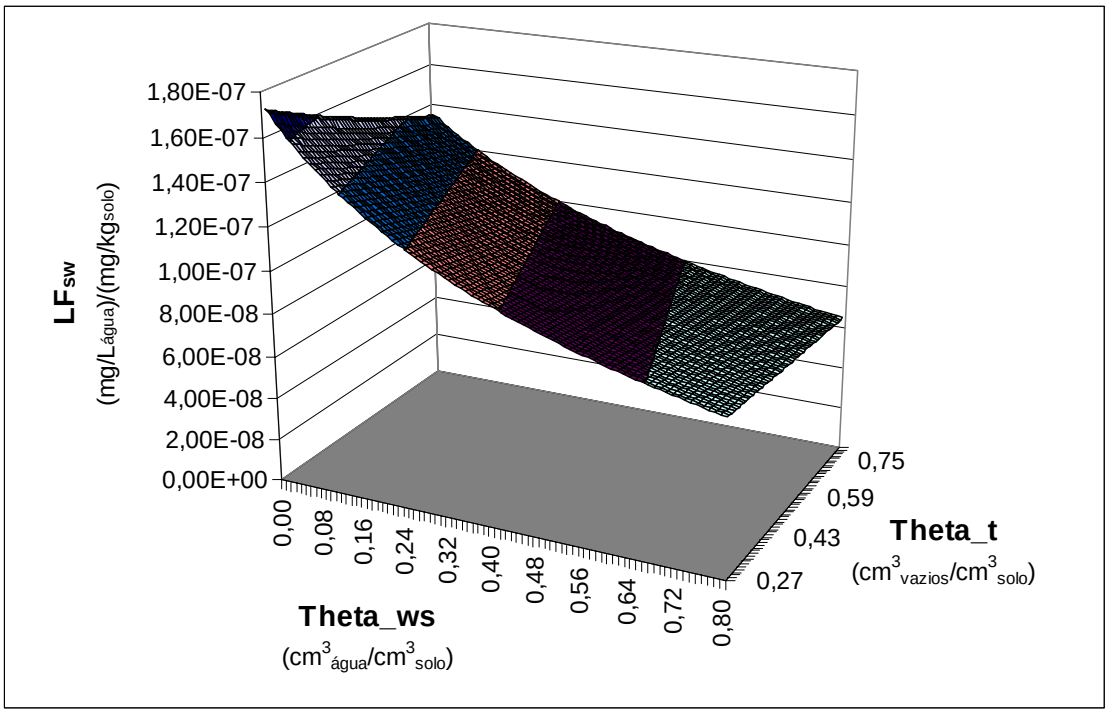

Figura 21. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZENO.

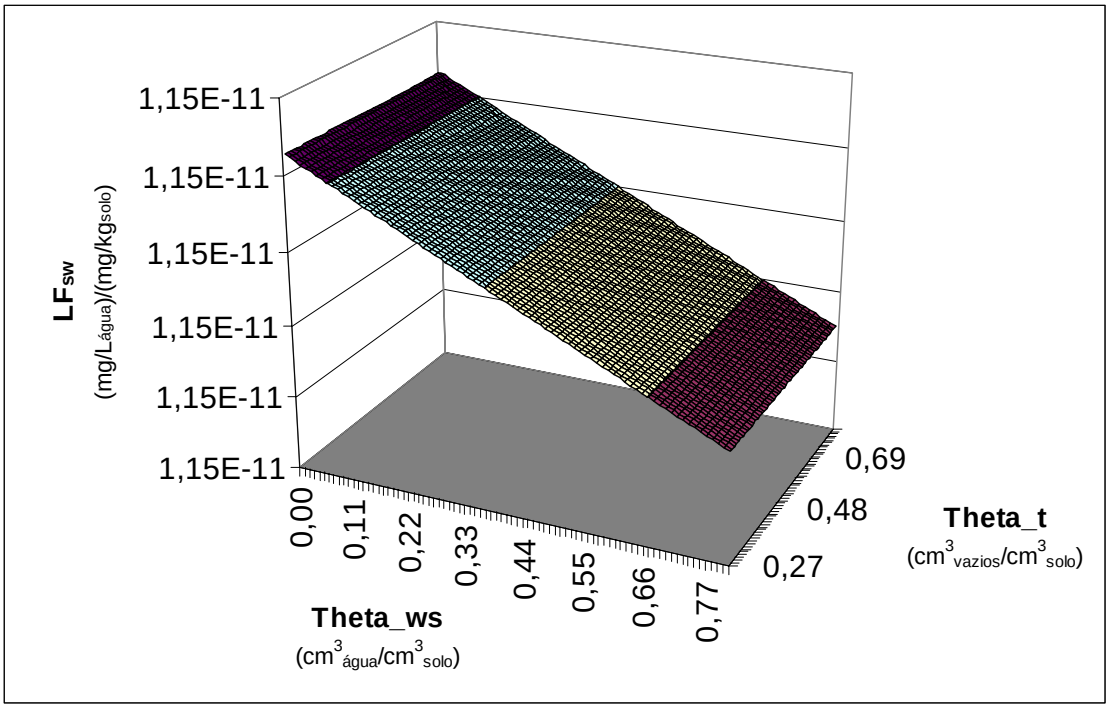

Figura 22. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de água na zona não saturada (θ_{ws}) para o BENZO(A) PIRENO.

As figuras 22 e 23 mostram que o fator de lixiviação aumenta de acordo com a diminuição do conteúdo volumétrico de água na zona saturada e que a porosidade do solo não causa maiores impactos nesta tendência até mesmo quando se leva em consideração contaminantes de diferentes volatilidades (benzeno e benzo(a)pireno). Isto acontece, pois quanto maior o valor de θ_t, maior é a porosidade de retenção significando em maior intercomunicação dos poros do solo.

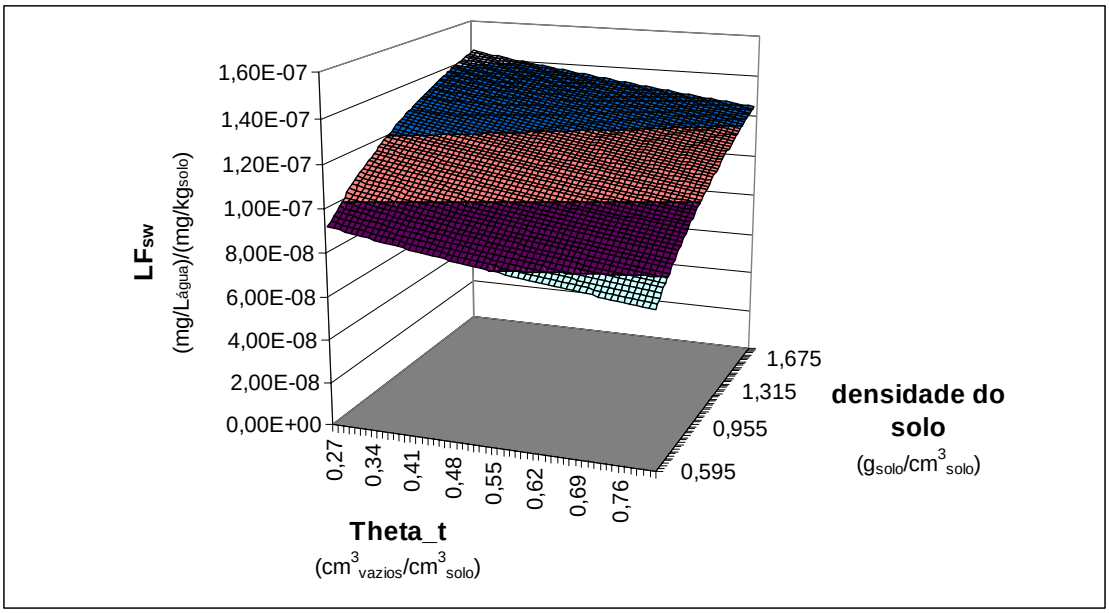

Figura 23. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO.

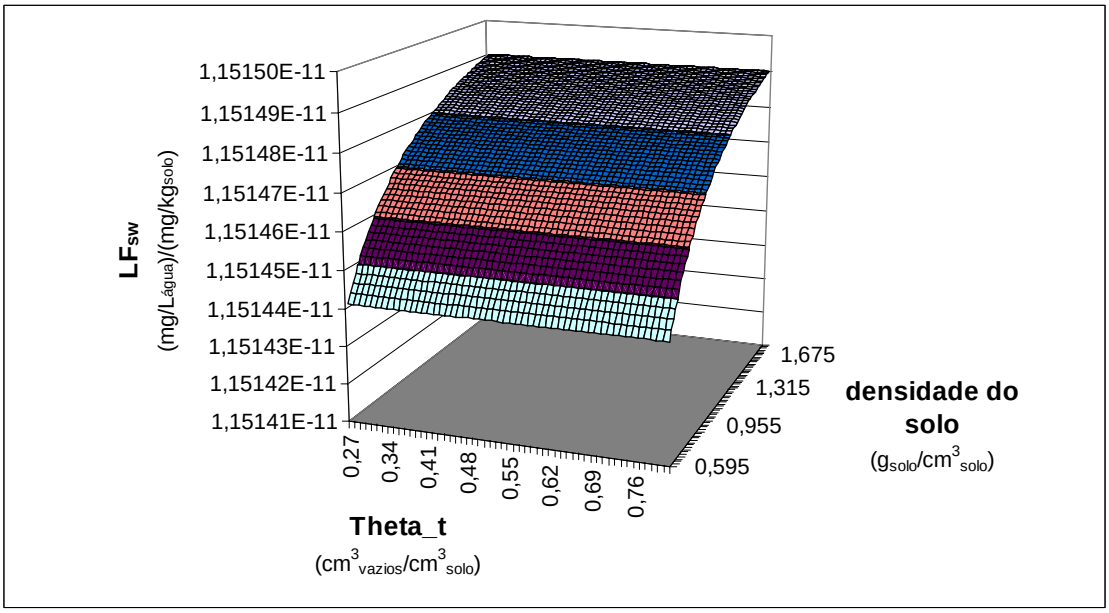

Figura 24. Variação do fator de lixiviação do solo superficial para a água subterrânea (LF_{sw}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A) PIRENO.

Quando se diz respeito à densidade do solo, observa-se nas figuras 24 e 25 que o aumento deste parâmetro aumenta o fator de lixiviação, independente da porosidade total do solo.

V.2.5. Fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos (VF_{samb})

Além dos fatores de atenuação citados, analisou o comportamento do fator de volatilização do solo subsuperficial para ambientes abertos (VF_{samb}) em função da variação de alguns parâmetros do meio físico.

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

equação 8

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/cm^3-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 (cm^2/s);

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

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

k_s – coeficiente de partição solo-água (cm^3-água/cm^3-solo);

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

L_s – profundidade do solo subsuperficial impactado (cm);

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

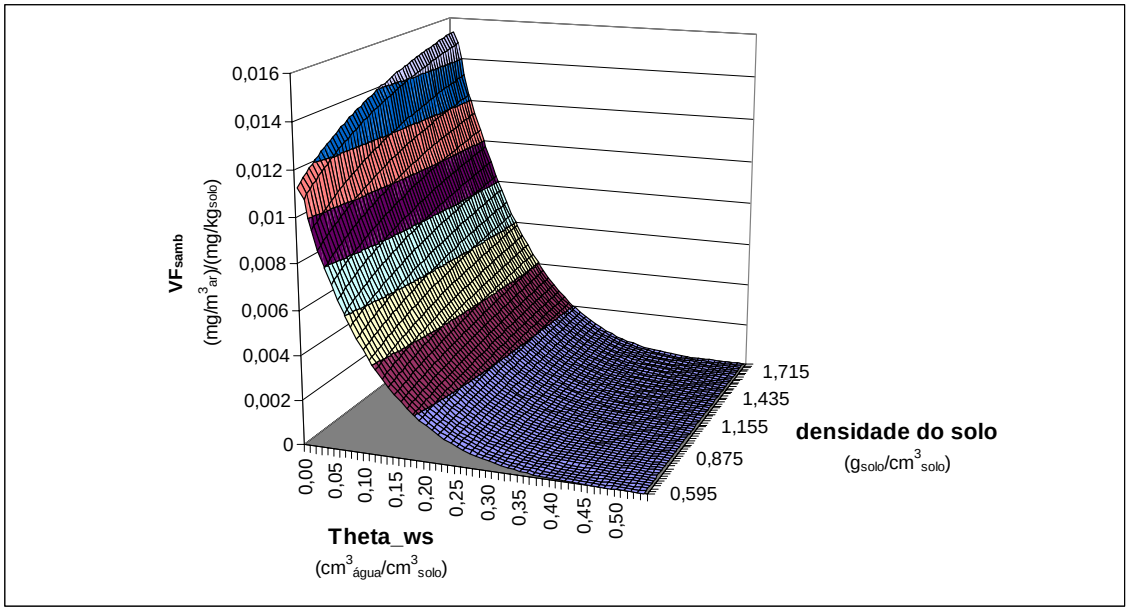

Figura 25. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO.

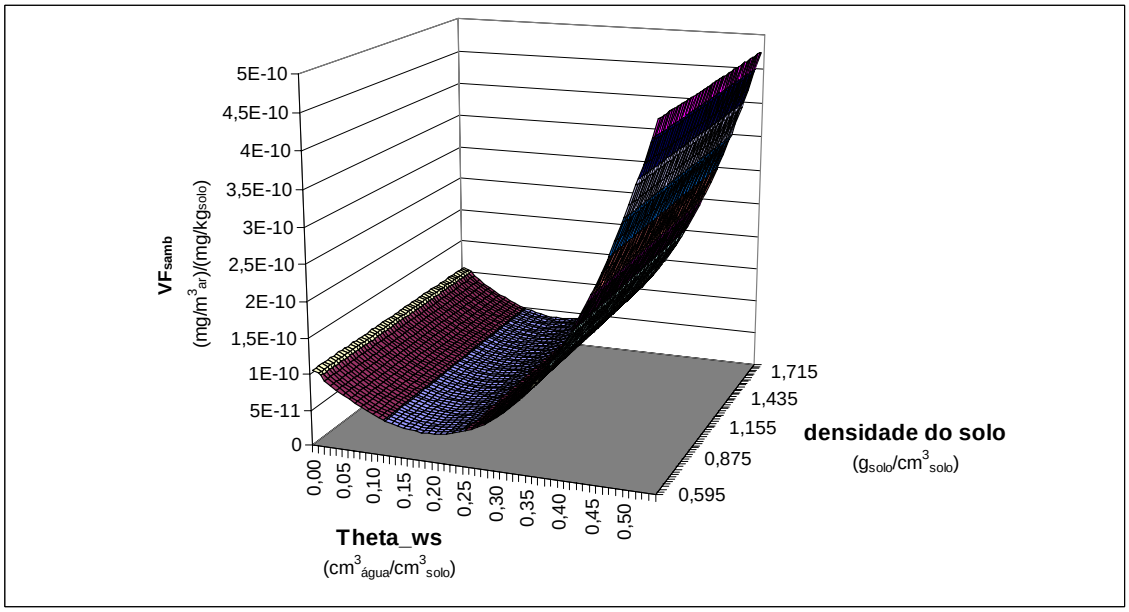

Figura 26. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A)PIRENO.

De acordo com a figura 27 e a figura 28, a densidade do solo pouco influencia no fator de volatilização em ambientes abertos (VF_{samb}), isto considerando o nível 1 da

Metodologia RBCA. Por outro lado, com a quantidade de água no solo, o efeito depende do tipo de contaminante. Para o benzo(a)pireno, quanto maior a quantidade de água no solo, maior será VF_{samb}. Já para o bezeno, o maior valor de VF_{samb} se dá para menores quantidades de água no solo (zona não saturada).

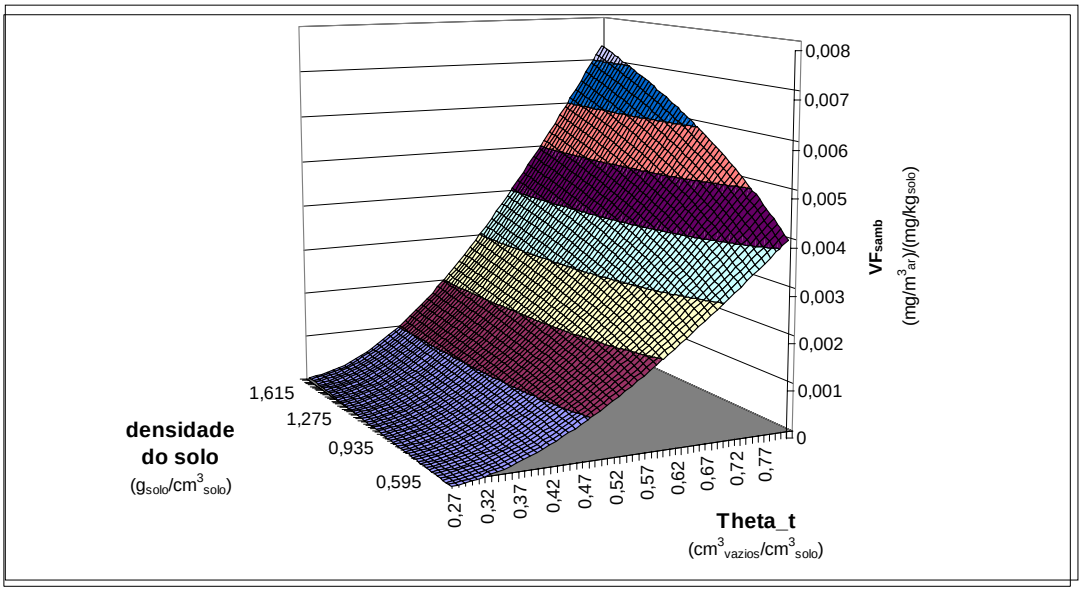

Figura 27. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZENO.

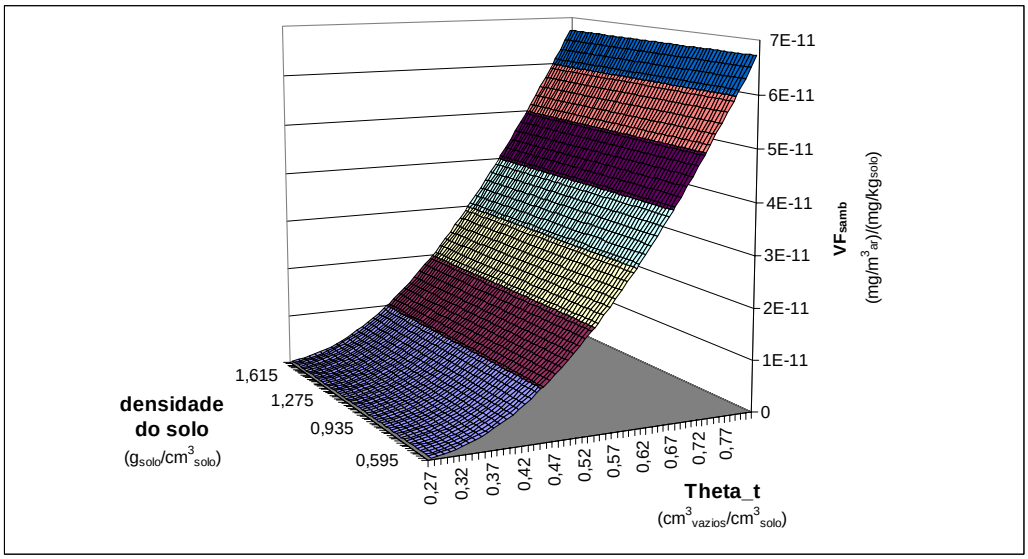

Figura 28. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da densidade do solo (ρ_s) para o BENZO(A)PIRENO.

Já nas figuras 28 e 29, pode-se constatar que tanto para o bezeno, quanto para o benzo(a)pireno, θ_t é importante, visto que quanto maior a porosidade do solo, maior é o valor de VF_{samb}.

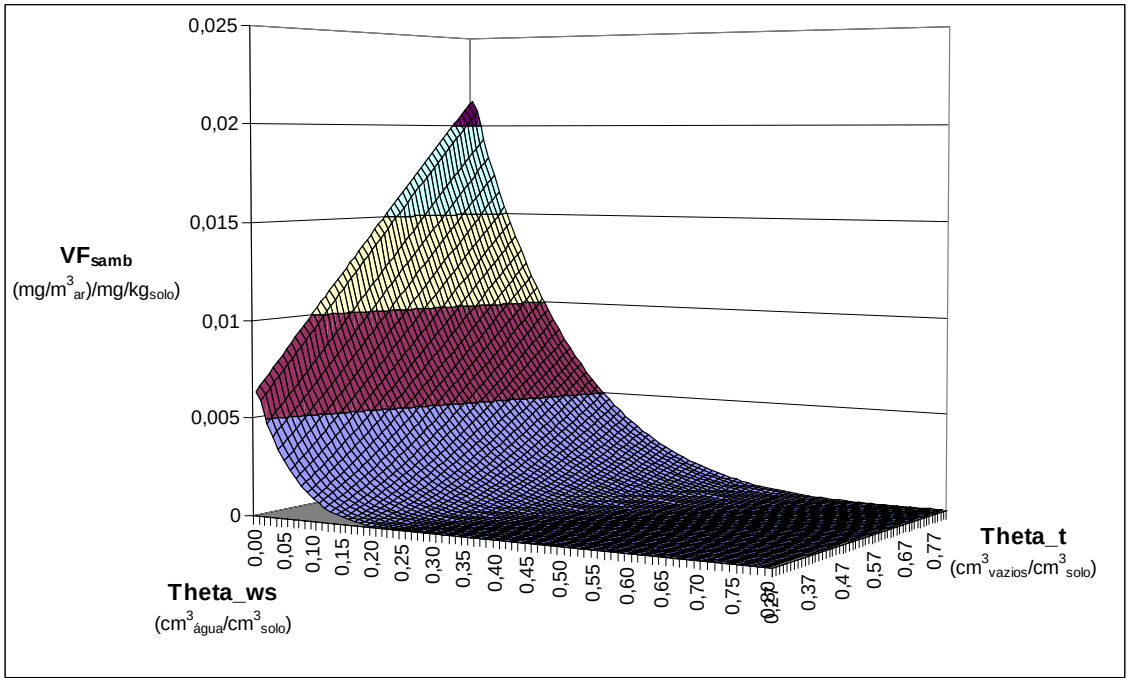

Figura 29. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZENO.

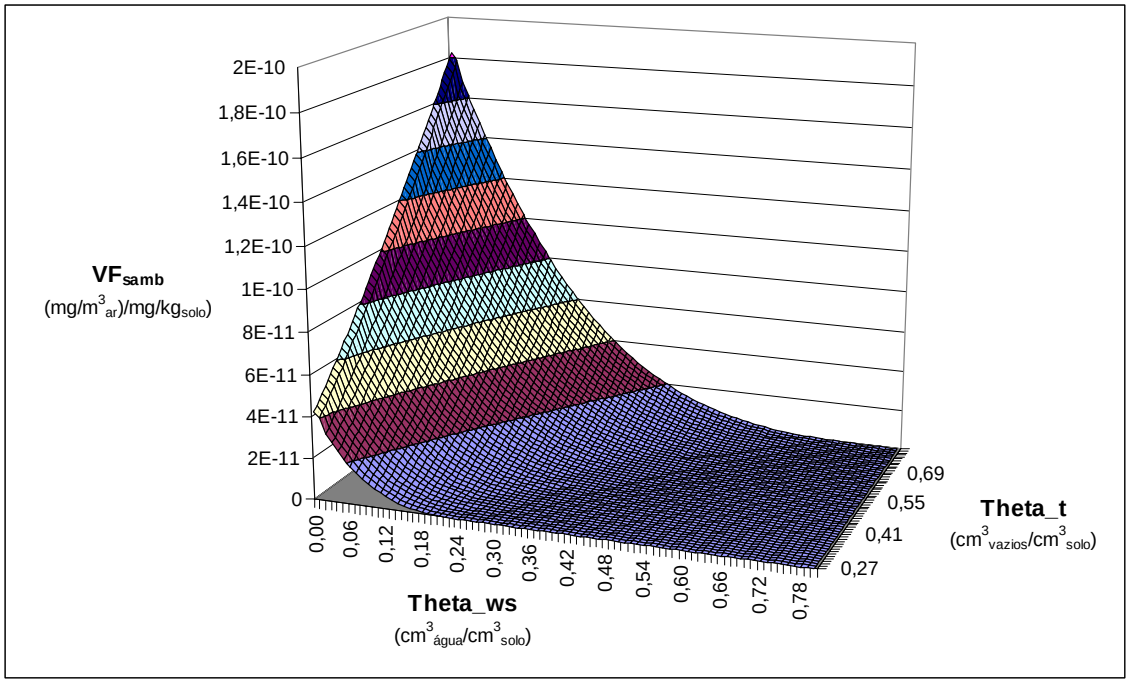

Figura 30. Variação do fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar em ambientes abertos (VF_{samb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO.

Como os demais gráficos onde temos a variação de θ_t e θ_{ws}, as Figuras 30 e 31 mostram que os valores de VF_{samb} aumentam de acordo com o aumento destes valores. Cabe ressaltar que os valores de VF_{samb} para o benzo(a)pireno são muito menores que para o benzeno devido a constante de Henry e volatilidade respectivamente.

V.2.6. Fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes abertos (VF_{wamb})

Um último fator cujo comportamento em relação à variação dos parâmetros do meio físico foi analisado foi o fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambientes abertos (VF_{wamb}). VF_{wamb} pode ser estimado através da seguinte equação:

$$VF_{wamb}\left[\frac{(mg/m^3-ar)}{(mg/L-água)}\right]=\frac{H}{1+\left[\frac{U_{air}\times\delta_{air}\times L_{gw}}{WD_{ws}^{eff}}\right]}\times 10^3\,\frac{L}{m^3} \qquad \textbf{equação 9}$$

D_{ws}^{eff} - coeficiente de difusão efetiva entre água subterrânea e solo superficial (cm^2/s);

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

δ_{air} – altura de zona de mistura no ambienta 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.

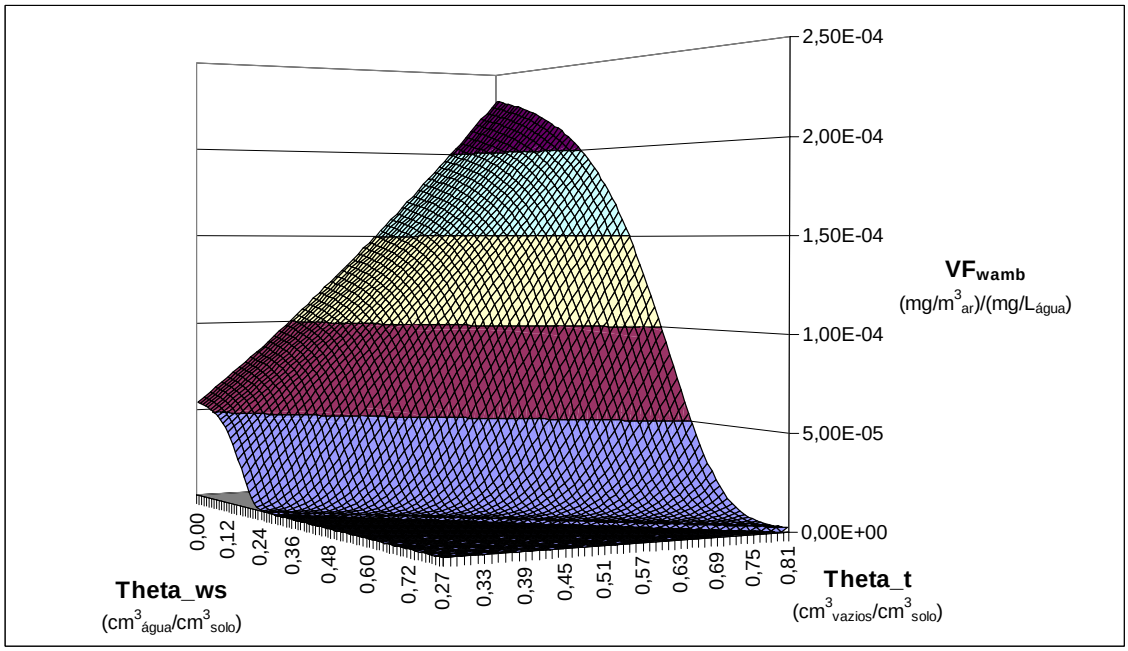

Figura 31. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZENO.

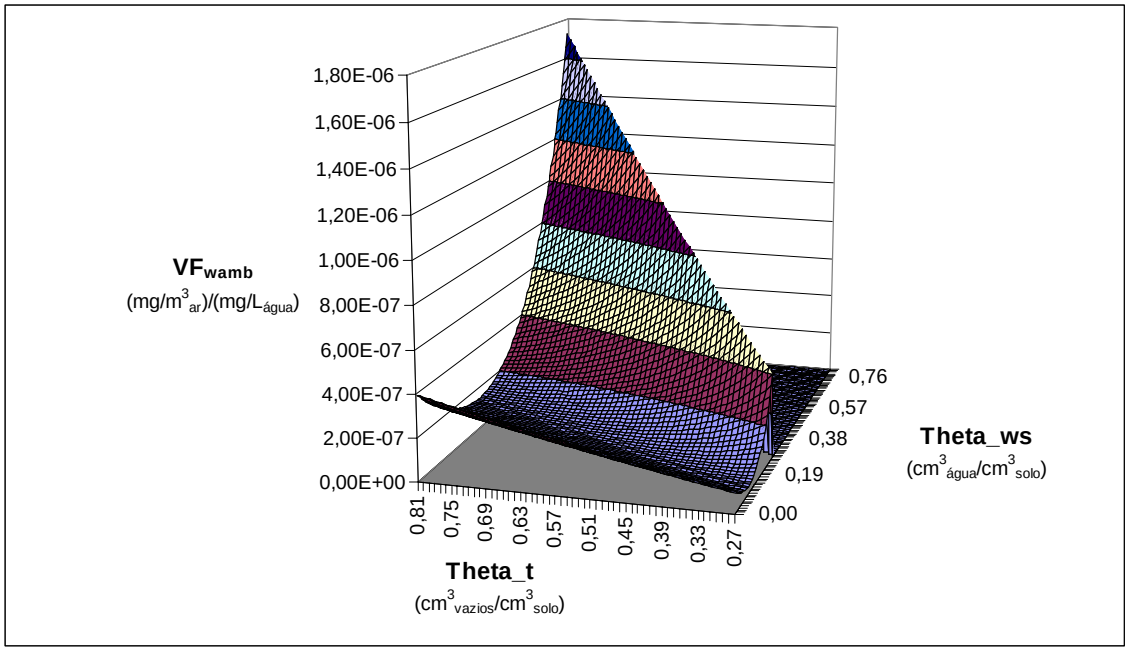

Figura 32. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) para o BENZO(A)PIRENO.

Quando analisamos o fator de volatilização a partir da água subterrânea, observamos (Figura 31 e Figura 32) que θ_{ws} exerce influencias opostas para os contaminantes analisados. Para o benzeno, baixos valores de θ_{ws} condizem com altos valores de VF_{wamb}. Já para o benzo(a)pireno, para maximizar o valor de VF_{wamb}, necessitamos de altos valores de θ_{ws}.

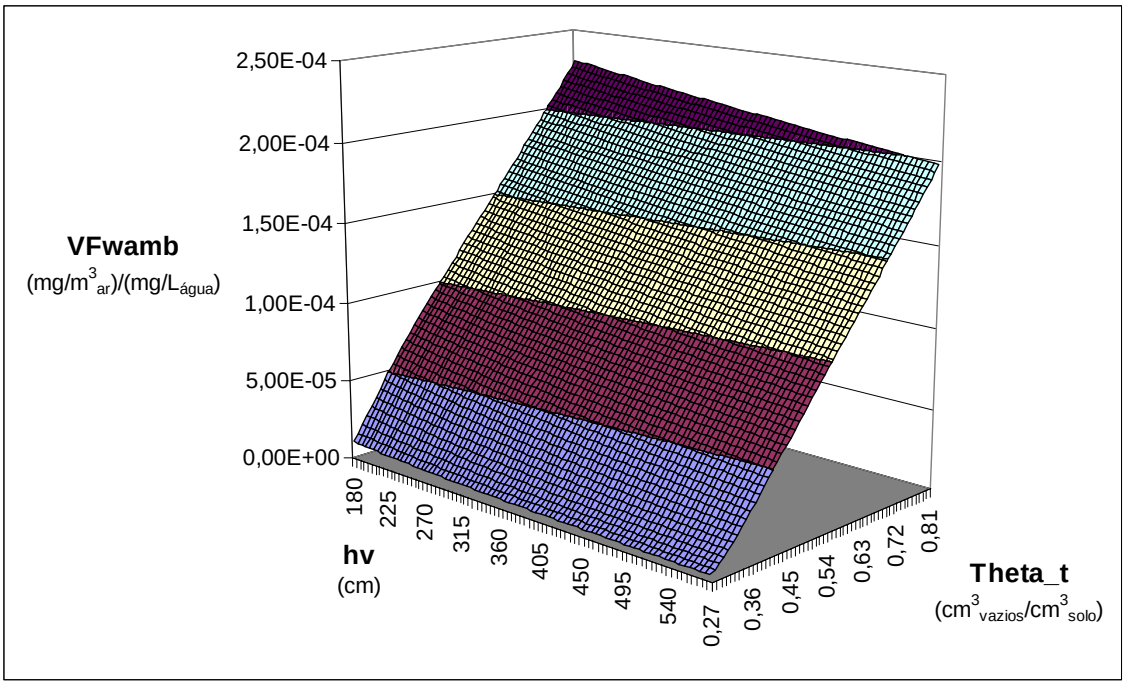

Figura 33. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZENO.

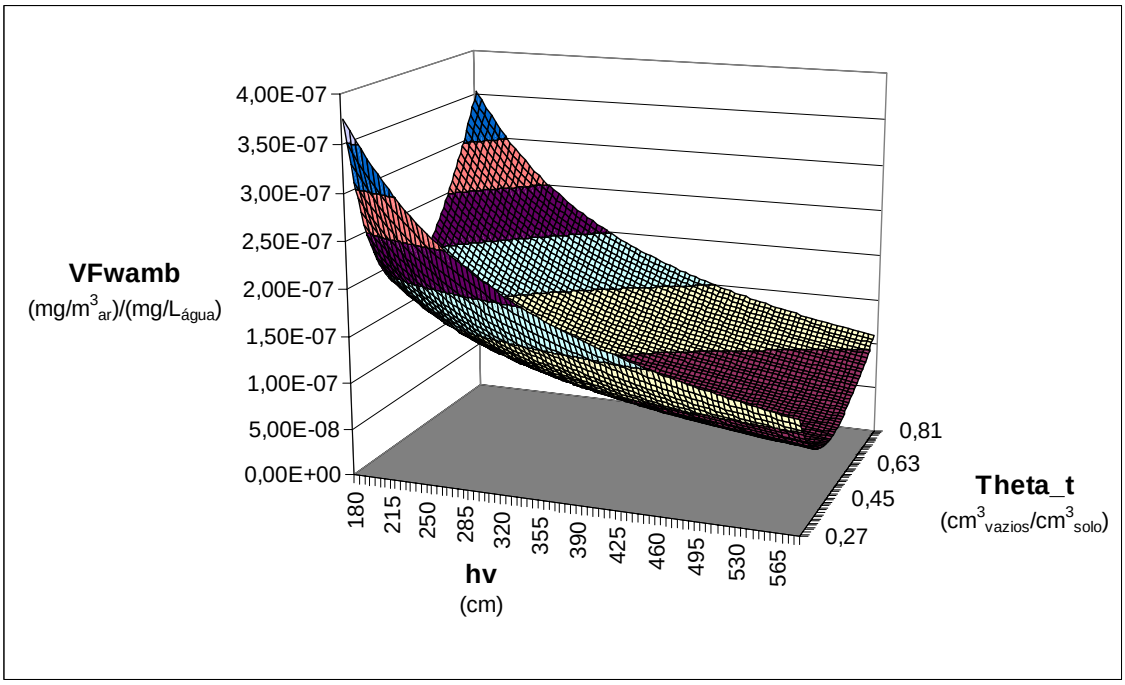

Figura 34. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função da porosidade do solo total (θ_t) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZO(A)PIRENO.

O comportamento do $\boldsymbol{VF_{wamb}}$ em relação ao $\boldsymbol{\theta_t}$ e $\boldsymbol{h_v}$ é semelhante ao comportamento do D_{ws}^{eff} em relação aos mesmos parâmetros. Para o benzeno a influencia é praticamente nula e para o benzo(a)pireno, os maiores valores de $\boldsymbol{VF_{wamb}}$ se dão para pequenos valores de hv. A principal diferença é a correlação com $\boldsymbol{\theta_t}$ que aumenta o fator de volatilização tanto em valores pequenos quanto em valores grandes. Isso pode ser explicado pelo fato de $\boldsymbol{\theta_{ws}}$ estar fixo, ou seja, a quantidade de água no solo não varia. Então um maior $\boldsymbol{\theta_t}$ indica que há mais poros vazios (conteúdo volumétrico de ar no solo maior) favorecendo $\boldsymbol{VF_{wamb}}$. Quando $\boldsymbol{\theta_t}$ é menor, os poros do solo estão com maior quantidade de água e neste caso temos a influencia do coeficiente efetivo da lei Henry que mostra a partição entre água e ar. È importante que se observe também que o fator de volatilização, bem como a sua variação, para o benzo(a)pireno é bem menor que para o benzeno.

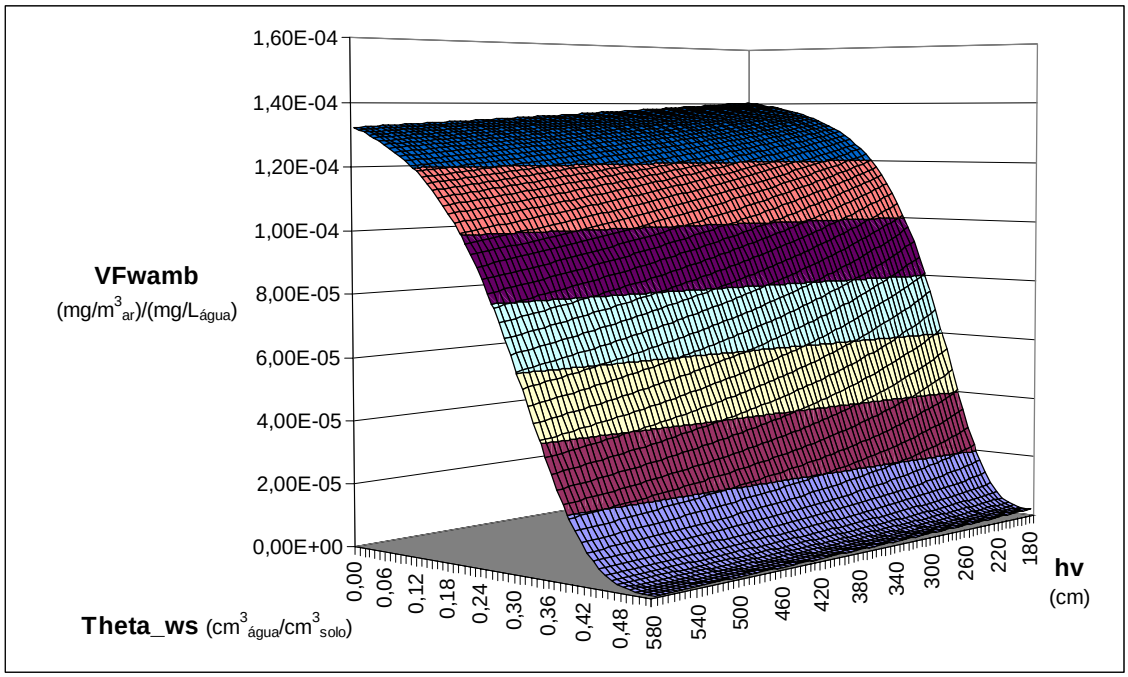

Figura 35. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZENO.

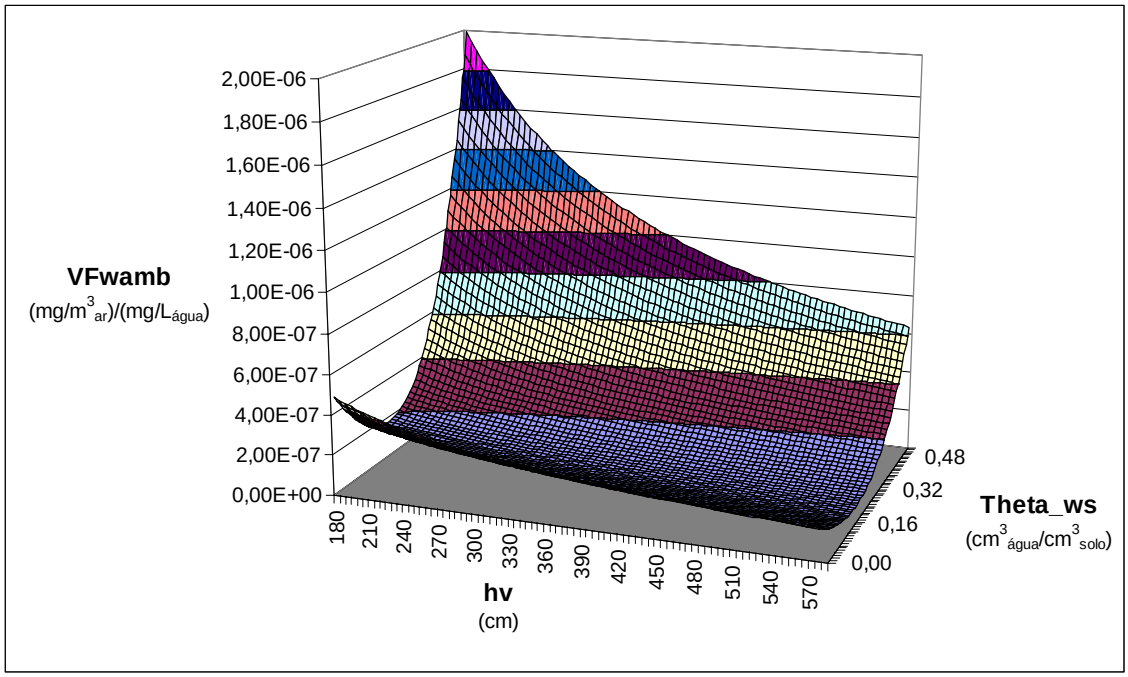

Figura 36. Variação do fator de volatilização da água subterrânea para ambientes abertos (VF_{wamb}) em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_{ws}) e da espessura da zona não saturada (zona vadosa) (h_v) para o BENZO(A)PIRENO.

O comportamento de VF_{wamb} variando $\boldsymbol{\theta_{ws}}$ e $\boldsymbol{h_v}$ e fixando $\boldsymbol{\theta_t}$ é análogo ao comportamento de VF_{wamb} variando $\boldsymbol{\theta_t}$ e $\boldsymbol{h_v}$, fixando $\boldsymbol{\theta_{ws}}$. Estes gráficos (Figura 35 e Figura 36) comprovam a influencia da água no solo, conteúdo volumétrico de água no solo, discutidos anteriormente na análise dos gráficos (Figura 33 e Figura 34) . A água favorece apenas os compostos com valores baixos de coeficiente efetivo da lei Henry (neste caso, benzo(a)pireno).

V.3. Determinação dos fatores de atenuação e dos RBSL para as áreas estudadas

A seguir serão apresentados os resultados obtidos através dos cálculos dos fatores de atenuação para os seis contaminantes estudados a saber: benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos, naftaleno e benzo(a)pireno. Da Tabela 6 à Tabela 11, encontram-se os valores dos fatores de atenuação para estes compostos, relativos às duas áreas objetos de estudo de caso, bem como os obtidos através dos cálculos com os

parâmetros para meio físico utilizados pela CETESB para confecção das Tabelas de Referência dos RBSL para o Estado de São Paulo (CETESB, 2006).

O importante a observar nestes casos são as alterações nos valores calculados para os diferentes solos estudados (ÁREA 1, ÁREA 2 E CETESB), tanto fatores de atenuação, quanto RBSL. Foram consideradas significativas as variações iguais ou superiores à uma ordem de grandeza.

Um outro ponto relevante é que uma alteração de uma ordem de grandeza em fatores de volatilização ou de lixiviação, implica em uma alteração da mesma ordem no RBSL para os cenários que envolvem transporte do contaminante, a saber:

- Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com o solo superficial, influenciado pelo fator de volatilização do solo superficial para o ar (VF_{ss}) e pelo fator de emissão de partículas (VF_p);
- Inalação de vapores em ambientes aberto e fechados a partir do solo subsuperficial, inversamente proporcional ao fator de volatilização do solo subsuperficial para o ar (VF_s);
- Inalação de vapores em ambientes aberto e fechados a partir da água subterrânea, inversamente proporcional ao fator de volatilização da água subterrânea para o ar (VF_w);
- Ingestão de fase dissolvida a partir de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea, inversamente proporcional ao fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea (LF_{sw}).

Tabela 6. Fatores de atenuação calculados para o benzeno.

	Unidade	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2	VARIAÇÃO SIGNIFICATIVA?
Coeficientes de difusão efetiva					
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	cm^2/s	7,52E-03	9,86E-05	1,10E-03	SIM
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	cm^2/s	1,91E-02	4,83E-02	3,86E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	cm^2/s	1,83E-05	1,69E-05	1,96E-05	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	cm^2/s	1,21E-03	9,26E-05	3,83E-04	SIM
Fatores de Volatilização					
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	2,06E-02	2,06E-03	1,97E-02	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	8,25E-03	8,28E-04	7,89E-03	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	$(mg/m^3)/(mg/L)$	7,10E-05	5,78E-06	6,02E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	8,38E-06	1,93E-05	1,20E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	(mg/m3)/(mg/kg)	8,38E-06	1,93E-05	1,20E-05	SIM
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	1,40E-03	3,57E-05	7,91E-04	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	1,02E-01	1,26E-02	2,21E-01	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	4,08E-02	5,05E-03	8,88E-02	SIM
Fator de Lixiviação					
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	(mg/L)/(mg/kg)	6,82E-01	4,47E-02	8,36E-02	SIM

Tabela 7. Fatores de atenuação calculados para o tolueno.

	Unidade	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2	VARIACAO SIGNIFICATIVA?
Coeficientes de difusão efetiva					
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	cm^2/s	7,44E-03	9,63E-05	1,09E-03	SIM
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	cm^2/s	1,89E-02	4,77E-02	3,81E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	cm^2/s	1,48E-05	1,49E-05	1,73E-05	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	cm^2/s	1,01E-03	8,97E-05	3,50E-04	SIM
Fatores de Volatilização					
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	2,12E-02	2,39E-03	2,16E-02	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	8,50E-03	9,58E-04	8,68E-03	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	$(mg/m^3)/(mg/L)$	7,10E-05	6,69E-06	6,58E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	8,38E-06	1,93E-05	1,20E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	(mg/m3)/(mg/kg)	8,38E-06	1,93E-05	1,20E-05	SIM
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,60E-04	1,62E-05	5,86E-04	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	4,81E-02	5,70E-03	1,64E-01	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	1,93E-02	2,29E-03	6,58E-02	SIM
Fator de Lixiviação					
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	(mg/L)/(mg/kg)	2,73E-01	1,73E-02	5,25E-02	SIM

Tabela 8. Fatores de atenuação calculados para o etilbenzeno.

	Unidade	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2	VARIAÇÃO SIGNIFICATIVA?
Coeficientes de difusão efetiva					
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	cm^2/s	6,41E-03	8,27E-05	9,39E-04	SIM
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	cm^2/s	1,63E-02	4,11E-02	3,29E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	cm^2/s	1,19E-05	1,23E-05	1,43E-05	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	cm^2/s	8,15E-04	7,68E-05	2,94E-04	SIM
Fatores de Volatilização					
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	2,06E-02	2,43E-03	2,16E-02	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	8,25E-03	9,75E-04	8,66E-03	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	$(mg/m^3)/(mg/L)$	6,81E-05	6,81E-06	6,55E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	8,38E-06	1,79E-05	1,20E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	(mg/m3)/(mg/kg)	8,38E-06	1,79E-05	1,20E-05	SIM
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	3,60E-04	8,67E-06	3,89E-04	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	2,62E-02	3,06E-03	1,09E-01	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	1,05E-02	1,23E-03	4,37E-02	SIM
Fator de Lixiviação					
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	(mg/L)/(mg/kg)	1,45E-01	9,12E-03	3,40E-02	SIM

Tabela 9. Fatores de atenuação calculados para os xilenos.

	Unidade	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2	VARIAÇÃO SIGNIFICATIVA?
Coeficientes de difusão efetiva					
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	cm^2/s	6,10E-03	8,10E-05	8,95E-04	SIM
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	cm^2/s	1,55E-02	3,92E-02	3,13E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	cm^2/s	1,73E-05	1,51E-05	1,76E-05	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	cm^2/s	1,11E-03	7,65E-05	3,31E-04	SIM
Fatores de Volatilização					
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	1,75E-02	1,61E-03	1,60E-02	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	7,01E-03	6,45E-04	6,40E-03	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	$(mg/m^3)/(mg/L)$	6,19E-05	4,51E-06	4,91E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	8,38E-06	1,75E-05	1,20E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	(mg/m3)/(mg/kg)	8,38E-06	1,75E-05	1,20E-05	SIM
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	3,37E-04	8,34E-06	3,30E-04	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	2,45E-02	2,94E-03	9,22E-02	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	9,84E-03	1,18E-03	3,70E-02	SIM
Fator de Lixiviação					
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	(mg/L)/(mg/kg)	2,14E-01	1,35E-02	4,55E-02	SIM

Tabela 10. Fatores de atenuação calculados para o naftaleno.

	Unidade	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2	VARIAÇÃO SIGNIFICATIVA?
Coeficientes de difusão efetiva					
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	cm^2/s	5,05E-03	1,04E-04	7,57E-04	SIM
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	cm^2/s	1,28E-02	3,24E-02	2,59E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	cm^2/s	1,15E-04	6,91E-05	8,02E-05	SIM
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	cm^2/s	3,26E-03	1,04E-04	5,88E-04	SIM
Fatores de Volatilização					
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	3,05E-03	2,00E-04	2,35E-03	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	1,22E-03	8,01E-05	9,42E-04	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	$(mg/m^3)/(mg/L)$	1,67E-05	5,63E-07	8,04E-06	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	7,33E-06	2,17E-06	1,04E-05	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	(mg/m3)/(mg/kg)	7,33E-06	2,17E-06	1,04E-05	SIM
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	3,36E-06	1,27E-07	4,76E-06	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	2,45E-04	4,44E-05	1,32E-03	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	9,81E-05	1,78E-05	5,31E-04	SIM
Fator de Lixiviação					
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	(mg/L)/(mg/kg)	2,81E-02	1,73E-03	8,41E-03	SIM

Tabela 11. Fatores de atenuação calculados para o benzo(a)pireno.

	Unidade	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2	VARIAÇAO SIGNIFICATIVA?
Coeficientes de difusão efetiva					
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	cm^2/s	7,31E-03	2,12E-02	1,05E-02	SIM
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	cm^2/s	1,03E-02	2,45E-02	1,98E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	cm^2/s	5,70E-02	3,21E-02	3,72E-02	NÃO
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	cm^2/s	7,39E-03	2,13E-02	1,07E-02	SIM
Fatores de Volatilização					
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	8,48E-06	2,15E-05	1,89E-05	SIM
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	$(mg/m^3)/(mg/L)$	3,40E-06	8,63E-06	7,57E-06	NÃO
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	$(mg/m^3)/(mg/L)$	8,86E-08	2,71E-07	3,43E-07	SIM
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	1,89E-08	6,63E-08	8,56E-08	NÃO
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	(mg/m3)/(mg/kg)	1,89E-08	6,63E-08	8,56E-08	NÃO
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	NÃO
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	2,24E-11	1,19E-10	3,21E-10	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	9,91E-10	4,44E-09	1,83E-08	SIM
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	$(mg/m^3)/(mg/kg)$	3,98E-10	1,78E-09	7,35E-09	SIM
Fator de Lixiviação					
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	(mg/L)/(mg/kg)	5,52E-05	3,41E-06	1,75E-05	SIM

Através da análise das Tabelas 6 a 11, pode-se perceber que os únicos fatores de atenuação que não apresentaram variação significativa da variação das características da área foram:

- Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções,
- Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar (exceção: naftaleno);
- Fator de emissão de partícula e
- Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados e fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (apenas para o benzo(a)pireno).

Para o coeficiente de difusão efetiva nas fendas das construções, esta observação é facilmente explicada. Este fator, apesar de ser influenciado pela porosidade do solo, depende principalmente de características das fundações (conteúdo volumétrico de ar e de água nas fendas das fundações). Desta forma, não se esperam grandes variações para este valor, mesmo quando se trata de diferentes áreas contaminadas.

O coeficiente de difusão efetiva na franja capilar sofre variação significativa com a mudança de sítio apenas para o naftaleno. Fato semelhante pôde ser observado na análise das curvas de D_{cap}^{eff} vs θ_t (Figuras 12 e 13), onde se verificou que para o benzeno, a variação do coeficiente de difusão efetiva com a porosidade é pequena (de 10^{-5} à 6.10^{-5} cm^2/s). Para o benzo(a)pireno, a variação é maior para a faixa de porosidades variada no gráfico, mas também não atinge uma ordem de grandeza para a faixa de porosidade total de solo das áreas estudadas (0,3398; 0,38 e 0,54 cm^2/s para as ÁREAS 1, 2 e CETESB, respectivamente). Então, tem-se que para as áreas e contaminantes estudados, apenas para o naftaleno D_{cap}^{eff} apresenta uma variação de uma ordem de grandeza.

O fator de emissão de partícula não sofre variação alguma para as áreas estudadas. Este fator é influenciado pelos seguintes fatores: altura da zona de mistura no ambiente aberto (δ_{air}), maior comprimento da área da fonte paralela à direção do vento (W), velocidade do ar acima da superfície do solo na zona de mistura do ambiente aberto (U_{air}) e taxa de emissão de partículas (P_e). Todos os fatores citados foram considerados iguais para as três áreas em estudo, decorrendo em variação nula para este fator de atenuação.

Em relação aos fatores de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (VF_{wamb}) e do solo superficial para a zona de

respiração (VF_{ss}) para o benzo(a)pireno, o fato de a variação observada para as diferentes áreas ser menor do que a dos demais contaminantes, deve às suas características. Este composto possui baixa solubilidade ($1{,}62.10^{-3}$ mg/L), coeficiente da lei de Henry muito menor do que para os demais contaminantes ($H = 4{,}70.10^{-5}$ $L_{água}/L_{ar}$) e coeficiente de partição carbono orgânico-água superior à dos demais contaminantes analisados ($\log(K_{ow}) = 6{,}11$).

Um dos pontos deste trabalho é a investigação da influência das características dos contaminantes sobre estes fatores. Para tanto, serão analisados os valores calculados para todos os contaminantes quando expostos a um solo com as características da ÁREA 1 (Tabela 12).

Tabela 12. Fatores de atenuação para os compostos analisados utilizando dados da ÁREA 1

	benzeno	tolueno	etilbenzeno	xilenos	naftaleno	Benzo(a)pireno
Coeficientes de difusão efetiva						
Coeficiente de difusão efetiva no solo baseada na concentração de vapores - Deff_s	9,86E-05	9,63E-05	8,27E-05	8,10E-05	1,04E-04	2,12E-02
Coeficiente de difusão efetiva nas fendas das fundações das construções - Deff_crack	4,83E-02	4,77E-02	4,11E-02	3,92E-02	3,24E-02	2,45E-02
Coeficiente de difusão efetiva na franja capilar - Deff-cap	1,69E-05	1,49E-05	1,23E-05	1,51E-05	6,91E-05	3,21E-02
Coeficiente de difusão efetiva acima do nível d'água subterrânea - Deff-ws	9,26E-05	8,97E-05	7,68E-05	7,65E-05	1,04E-04	2,13E-02
Fatores de Volatilização						
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFwesp	2,06E-03	2,39E-03	2,43E-03	1,61E-03	2,00E-04	2,15E-05
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFwesp	8,28E-04	9,58E-04	9,75E-04	6,45E-04	8,01E-05	8,63E-06
Fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambientes abertos - VFwamb	5,78E-06	6,69E-06	6,81E-06	4,51E-06	5,63E-07	2,71E-07
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (residencial) - VFss	1,93E-05	1,93E-05	1,79E-05	1,75E-05	2,17E-06	6,63E-08
Fator de volatilização do solo superficial para a zona de respiração (comercial/industrial) - VFss	1,93E-05	1,93E-05	1,79E-05	1,75E-05	2,17E-06	6,63E-08
Fator de emissão de partícula (residencial) - VFp	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12
Fator de emissão de partícula (comercial/industrial) - VFp	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12	6,90E-12
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes abertos - VFsamb	3,57E-05	1,62E-05	8,67E-06	8,34E-06	1,27E-07	1,19E-10
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (residencial) - VFsesp	1,26E-02	5,70E-03	3,06E-03	2,94E-03	4,44E-05	4,44E-09
Fator de volatilização do solo subsuperficial para a zona de respiração em ambientes fechados (comercial/industrial) - VFsesp	5,05E-03	2,29E-03	1,23E-03	1,18E-03	1,78E-05	1,78E-09
Fator de Lixiviação						
Fator de lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - LFsw	4,47E-02	1,73E-02	9,12E-03	1,35E-02	1,73E-03	3,41E-06

Os coeficientes de difusão efetiva são valores diretamente proporcionais ao coeficiente de difusão no ar e ao coeficiente de difusão na água e inversamente proporcional ao coeficiente efetivo da lei de Henry. Os demais parâmetros dos quais dependem estes coeficientes são inerentes ao meio físico e independem dos contaminantes.

Os compostos de maior solubilidade em água apresentam tendência de lixiviar para água subterrânea. Isto se reflete no valor dos fatores de lixiviação do solo subsuperficial para água subterrânea (Tabela 12). A maior diferença se dá para o benzo(a)pireno cuja ordem de grandeza do fator de lixiviação é de 10^{-6} enquanto que para os demais, as ordens de grandeza variam de 10^{-2} a 10^{-3}. Esta observação é coerente com as solubilidades dos compostos cujo valor para o benzo(a)pireno é de apenas $1{,}62.10^{-3}$ mg/L.

Na análise de contaminações pela metodologia RBCA, é essencial que sejam determinados os limites de saturação dos meios físicos para os contaminantes. Estes limites são: solubilidade, concentração de saturação no solo e a concentração de saturação de vapores. Os valores RBSL (concentrações alvo para remediação), quando ultrapassavam estes valores, determinam a desconsideração do cenário em questão. Isto é explicado pelo fato de ser fisicamente impossível se atingir, em condições ambiente, uma concentração de composto superior à de saturação, ou seja, nunca será atingido o valor RBSL e esta rota não representa risco à saúde humana. A Tabela 13 apresenta os limites de saturação para os contaminantes e áreas estudadas.

Tabela 13. Limites de saturação do meio físico.

			Contaminantes					
Propriedade	**Unidade**	**Área**	**Benzeno**	**Tolueno**	**Etilbenzeno**	**Xilenos**	**Naftaleno**	**Benzo(a) pireno**
Solubilidade – S	*mg/L*		1750	526	169	180	31	0,00162
Limite de saturação da fase retida no solo - *Csats*	mg/kg	área1	7,44E+02	5,77E+02	3,52E+02	2,54E+02	3,40E+02	9,03E+00
		área2	3,75E+02	1,80E+02	8,91E+01	7,10E+01	6,61E+01	1,66E+00
		cetesb	1,45E+03	1,09E+03	6,59E+02	4,74E+02	6,24E+02	1,66E+01
Limite de saturação de vapores	mg/m3ar		4,07E+05	1,52E+05	5,53E+05	4,94E+04	1,28E+03	2,44E-06

O limite de saturação da fase retida no solo é determinado através da seguinte equação (ASTM, 2002):

$$C_s^{sat}\left[\frac{mg}{kg-solo}\right]=\frac{S}{\rho_s}\times\left(H\theta_{as}+\theta_{ws}+k_s\rho_s\right)\times 10^0\,\frac{L-g}{cm^3-kg} \qquad \textbf{equação 10}$$

onde:

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

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

k_s – coeficiente de partição solo-água (cm^3-água/cm^3-solo);

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

ρ_s – densidade do solo (g-solo/cm^3-solo);

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

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

Pode-se verificar na Tabela 13 que este fator varia significativamente (variação maior que uma ordem de grandeza) tanto com as características dos contaminantes, quanto das áreas estudadas.

O cálculo do limite de saturação de vapores é realizado através da seguinte equação (CETESB, 2006):

$$C_{sat,vap}\left[\frac{mg}{m^3{}_{ar}}\right] = \frac{P_v}{760mmHg/atm} \times \frac{MW}{R.T_{amb}} \times 10^6 \frac{mg/m^3}{g/L} \qquad \textbf{equação 11}$$

onde:

MW – peso molecular (g/mol);

P_v – pressão de vapor (mmHg);

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

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

$10^6 \dfrac{mg/m^3}{g/L}$ - fator de conversão.

Este limite de saturação independe da área em questão, sendo influenciado apenas por características dos contaminantes e pela temperatura ambiente.

Os resultados que constam nas Tabelas que seguem (Tabela 14 à Tabela 19) referem-se aos valores RBSL obtidos para cada um dos contaminantes estudados quando em solos correspondentes aos das áreas de estudo de caso e solos com as características apresentadas no documento ACBR da CETESB (CETESB, 2006). Os valores, em negrito, apresentados nestas Tabelas são valores RBSL que superam os limites de saturação do contaminante para a área em questão (Tabela 13).

Tabela 14. RBSL calculados para o benzeno.

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico	1,57E+00	1,57E+00	1,57E+00
			não carcinogênico	1,69E+01	1,69E+01	1,69E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico	2,20E+00	2,20E+00	2,20E+00
			não carcinogênico	2,37E+01	2,37E+01	2,37E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico	1,57E+00	1,57E+00	1,57E+00
			não carcinogênico	1,69E+01	1,69E+01	1,69E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico	2,20E+00	2,20E+00	2,20E+00
			não carcinogênico	2,37E+01	2,37E+01	2,37E+01
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	8,60E-03	8,60E-03	8,60E-03
			não carcinogênico	9,39E-02	9,39E-02	9,39E-02
		comercial/ industrial	carcinogênico	2,41E-02	2,41E-02	2,41E-02
			não carcinogênico	2,63E-01	2,63E-01	2,63E-01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	2,22E+01	2,72E+02	2,62E+01
			não carcinogênico	2,38E+02	**2,93E+03**	2,81E+02
		comercial/ industrial	carcinogênico	3,10E+01	3,81E+02	3,66E+01
			não carcinogênico	3,34E+02	**4,10E+03**	3,94E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	7,65E-02	7,63E-01	8,01E-02
			não carcinogênico	8,23E-01	8,20E+00	8,61E-01
		comercial/ industrial	carcinogênico	2,67E-01	2,66E+00	2,79E-01
			não carcinogênico	2,87E+00	2,86E+01	3,00E+00
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	4,90E+01	3,66E+01	4,41E+01
			não carcinogênico	5,33E+02	3,97E+02	**4,79E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico	9,97E+01	6,67E+01	8,57E+01
			não carcinogênico	1,08E+03	7,22E+02	**9,29E+02**

Tabela 14. RBSL calculados para o benzeno. (continuação)

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	1,13E+00	4,41E+01	1,99E+00
			não carcinogênico	1,21E+01	4,74E+02	2,14E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,58E+00	6,17E+01	2,79E+00
			não carcinogênico	1,70E+01	6,63E+02	3,00E+01
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	1,55E-02	1,25E-01	7,12E-03
			não carcinogênico	1,66E-01	1,34E+00	7,65E-02
		comercial/ industrial	carcinogênico	5,40E-02	4,36E-01	2,48E-02
			não carcinogênico	5,80E-01	4,69E+00	2,67E-01
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	1,26E-02	1,92E-01	1,03E-01
			não carcinogênico	1,38E-01	2,10E+00	1,12E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico	3,53E-02	5,38E-01	2,88E-01
			não carcinogênico	3,86E-01	5,87E+00	3,14E+00

Tabela 15. RBSL calculados para o tolueno.

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,24E+02	3,24E+02	3,24E+02
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	4,54E+02	4,54E+02	4,54E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,24E+02	3,24E+02	3,24E+02
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	4,54E+02	4,54E+02	4,54E+02
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,26E+00	6,26E+00	6,26E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,75E+01	1,75E+01	1,75E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**4,57E+03**	**4,85E+04**	**4,93E+03**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**6,40E+03**	**6,78E+04**	**6,90E+03**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,53E+01	1,36E+02	1,50E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	5,34E+01	4,74E+02	5,23E+01
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**1,10E+04**	**8,02E+03**	**9,80E+03**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**2,10E+04**	**1,40E+04**	**1,80E+04**

Tabela 15. RBSL calculados para o tolueno. (continuação)

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	4,91E+02	**2,01E+04**	**5,53E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,88E+02	**2,81E+04**	**7,74E+02**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,74E+00	5,69E+01	1,98E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,35E+01	1,99E+02	6,90E+00
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,29E+01	3,61E+02	1,19E+02
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,42E+01	**1,01E+03**	**3,34E+02**

Tabela 16. RBSL calculados para o etilbenzeno.

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico	1,12E+01	1,12E+01	1,12E+01
			não carcinogênico	8,13E+02	8,13E+02	8,13E+02
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,56E+01	1,56E+01	1,56E+01
			não carcinogênico	1,14E+03	1,14E+03	1,14E+03
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico	1,12E+01	1,12E+01	1,12E+01
			não carcinogênico	8,13E+02	8,13E+02	8,13E+02
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,56E+01	1,56E+01	1,56E+01
			não carcinogênico	1,14E+03	1,14E+03	1,14E+03
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	1,23E-01	1,23E-01	1,23E-01
			não carcinogênico	3,13E+00	3,13E+00	3,13E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico	3,44E-01	3,44E-01	3,44E-01
			não carcinogênico	8,76E+00	8,76E+00	8,76E+00
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	1,64E+02	**1,64E+03**	**1,70E+02**
			não carcinogênico	**1,19E+04**	**1,20E+05**	**1,24E+04**
		comercial/ industrial	carcinogênico	**2,29E+02**	**2,30E+03**	**2,39E+02**
			não carcinogênico	**1,67E+04**	**1,67E+05**	**1,74E+04**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	5,43E-01	4,59E+00	5,17E-01
			não carcinogênico	3,95E+01	**3,35E+02**	3,77E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,89E+00	1,60E+01	1,80E+00
			não carcinogênico	1,38E+02	**1,17E+03**	1,31E+02
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	2,28E+02	1,91E+02	**2,12E+02**
			não carcinogênico	**6,52E+03**	**6,06E+03**	**6,34E+03**
		comercial/ industrial	carcinogênico	4,68E+02	**3,65E+02**	**4,23E+02**
			não carcinogênico	**1,43E+04**	**1,27E+04**	**1,36E+04**

Tabela 16. RBSL calculados para o etilbenzeno. (continuação)

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	3,10E+01	**1,29E+03**	2,87E+01
			não carcinogênico	**2,26E+03**	**9,38E+04**	**2,09E+03**
		comercial/ industrial	carcinogênico	4,35E+01	**1,80E+03**	4,02E+01
			não carcinogênico	**3,17E+03**	**1,31E+05**	**2,93E+03**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	4,26E-01	3,65E+00	1,03E-01
			não carcinogênico	3,11E+01	2,66E+02	7,47E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,49E+00	1,27E+01	3,58E-01
			não carcinogênico	1,08E+02	**9,28E+02**	2,61E+01
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	8,47E-01	1,35E+01	3,61E+00
			não carcinogênico	2,16E+01	3,43E+02	**9,19E+01**
		comercial/ industrial	carcinogênico	2,37E+00	3,77E+01	1,01E+01
			não carcinogênico	6,04E+01	**9,60E+02**	**2,57E+02**

Tabela 17. RBSL calculados para os xilenos.

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	8,13E+01	8,13E+01	8,13E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,14E+02	1,14E+02	1,14E+02
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	8,13E+01	8,13E+01	8,13E+01
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,14E+02	1,14E+02	1,14E+02
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,26E+00	6,26E+00	6,26E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,75E+01	1,75E+01	1,75E+01
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**1,31E+03**	**1,81E+04**	**1,66E+03**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**1,84E+03**	**2,53E+04**	**2,32E+03**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	4,66E+00	5,06E+01	5,10E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,63E+01	1,77E+02	1,78E+01
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**5,48E+03**	**3,39E+03**	**4,41E+03**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**9,27E+03**	**5,31E+03**	**7,18E+03**

Tabela 17. RBSL calculados para os xilenos. (continuação)

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,42E+02	**9,76E+03**	**2,47E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,38E+02	**1,37E+04**	**3,45E+02**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,32E+00	2,77E+01	8,82E-01
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,16E+01	9,66E+01	3,08E+00
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,92E+01	**4,64E+02**	**1,38E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	8,17E+01	**1,30E+03**	**3,85E+02**

Tabela 18. RBSL calculados para o naftaleno.

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,44E+00	2,44E+00	2,44E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,41E+00	3,41E+00	3,41E+00
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,44E+00	2,44E+00	2,44E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,41E+00	3,41E+00	3,41E+00
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,26E-01	6,26E-01	6,26E-01
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	1,75E+00	1,75E+00	1,75E+00
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**1,46E+02**	**4,33E+03**	**3,03E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**2,04E+02**	**6,07E+03**	**4,24E+02**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	8,00E-01	1,22E+01	1,04E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,79E+00	**4,26E+01**	3,62E+00
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,17E+02	**9,69E+02**	**2,26E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	4,53E+02	**1,45E+03**	**3,21E+02**

Tabela 18. RBSL calculados para o naftaleno. (continuação)

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**7,25E+02**	**1,91E+04**	**5,13E+02**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	**1,02E+03**	**2,68E+04**	**7,18E+02**
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	9,97E+00	5,49E+01	1,84E+00
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	3,48E+01	1,92E+02	6,43E+00
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico			
			não carcinogênico	2,23E+01	**3,61E+02**	**7,44E+01**
		comercial/ industrial	carcinogênico			
			não carcinogênico	6,24E+01	**1,01E+03**	**2,08E+02**

Tabela 19. RBSL calculados para o benzo(a)pireno.

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico	**5,89E-03**	**5,89E-03**	**5,89E-03**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	**8,24E-03**	**8,24E-03**	**8,24E-03**
			não carcinogênico			
Inalação de vapores em ambientes fechados - RBSLair	$\left[\frac{\mu g}{m^3 - ar}\right]$	residencial	carcinogênico	**5,89E-03**	**5,89E-03**	**5,89E-03**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	**8,24E-03**	**8,24E-03**	**8,24E-03**
			não carcinogênico			
Ingestão de água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	6,48E-05	6,48E-05	6,48E-05
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,81E-04	1,81E-04	1,81E-04
			não carcinogênico			
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	**6,65E+01**	**2,17E+01**	**1,72E+01**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	**9,31E+01**	**3,04E+01**	**2,40E+01**
			não carcinogênico			
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir da água subterrânea - RBSLw	$\left[\frac{mg}{L - água}\right]$	residencial	carcinogênico	**6,94E-01**	**2,74E-01**	**3,12E-01**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	**2,42E+00**	**9,55E-01**	**1,09E+00**
			não carcinogênico			
Ingestão, inalação de vapores e partículas e contato dérmico com solo superficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	4,22E-01	4,20E-01	4,20E-01
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	1,01E+00	9,99E-01	9,97E-01
			não carcinogênico			

Tabela 19. RBSL calculados para o benzo(a)pireno. (continuação)

Vias de Exposição	Unidade	RBSL	Risco	CETESB	ÁREA 1	ÁREA 2
Inalação de vapores em ambientes abertos a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	**2,63E+05**	**4,93E+04**	**1,84E+04**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	**3,68E+05**	**6,91E+04**	**2,57E+04**
			não carcinogênico			
Inalação de vapores em ambientes fechados a partir do solo subsuperficial - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	**5,94E+03**	**1,33E+03**	**3,21E+02**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	**2,07E+04**	**4,63E+03**	**1,12E+03**
			não carcinogênico			
Ingestão de fase dissolvida a partir da lixiviação do solo subsuperficial para a água subterrânea - RBSLs	$\left[\frac{\mu g}{kg - solo}\right]$	residencial	carcinogênico	1,17E+00	**1,90E+01**	**3,69E+00**
			não carcinogênico			
		comercial/ industrial	carcinogênico	3,28E+00	**5,32E+01**	**1,03E+01**
			não carcinogênico			

Observou-se nas Tabelas 14 a 19 que os RBSL para os cenários de exposição direta, não variam para as diferentes áreas. Isto ocorre pois, para estes cenários, os fatores de atenuação e por conseqüência as características do meio físico não exercem influência sobre estas rotas de exposição.

Para os demais cenários as variações são correspondentes às variações para os fatores de atenuação (Tabelas 6 a 11) correspondentes a cada RBSL calculado. Por exemplo, variações no fator de volatilização da água subterrânea para a zona de respiração em ambiente abertos implicam em alterações no RBSL para inalação de vapores em ambientes abertos a partir da água subterrânea[3].

É importante notar ainda que para alguns cenários os valores RBSL calculados para as áreas estudadas superam os limites de saturação do contaminante no meio. Isto não necessariamente se dá para todas as áreas mostrando que:

- Para uma determinada área, a concentração do contaminante no meio nunca implicará em risco (RBSL > limite de saturação). Por outro lado, para o mesmo cenário e contaminante em uma área diferente, esta rota deve ser considerada e a concentração deste contaminante no meio, analisada, uma vez que é possível que o composto atinja uma concentração superior ao valor aceitável (RBSL).

---

[3] $RBSL_{wamb} = \frac{RBSL_{air}}{VF_{wamb}}$,

onde: $RBSL_{wamb}$ – RBSL para inalação de vapores a partir da água subterrânea em ambiente aberto;
$RBSL_{air}$ – RBSL para inalação de vapores;
VF_{wamb} – fator de volatilização da água subterrânea para o ar em ambiente aberto.

VI. CONCLUSÕES

- Através das análises das equações envolvidas na determinação dos Níveis Aceitáveis Baseados no Risco (RBSL), constatou-se a importância e a necessidade de serem utilizados dados específicos da área contaminada para a confecção das Tabelas de Referência do nível 1 da metodologia RBCA.
- Analisando-se os resultados dos valores de RBSL, bem como dos fatores de atenuação pra as áreas estudadas, concluiu-se que os parâmetros do meio físico exercem influência significativa (≥ a uma ordem de grandeza) nestes resultados. ***Hipótese H3 corroborada***.
- A influência dos parâmetros do meio físico na determinação dos valores RBSL se dá através dos fatores de atenuação. Deste modo, estes parâmetros não causam alterações nos valores alvos calculados para cenários de exposição direta, que não envolvem transporte do contaminante.
- Dentre os parâmetros do meio físico analisados (porosidade total do solo, conteúdo volumétrico de água no solo, espessura da zona não saturada e densidade do solo), o que menos influencia nos fatores de atenuação estudados é a espessura da zona não saturada.
- Apesar da pequena influência de hv, para a maioria dos fatores de atenuação analisados (em especial para o benzeno), a variação dos parâmetros do meio físico implicou em variação superior a uma ordem de grandeza nos valores destes fatores. ***Hipótese H2 corroborada.***
- O comportamento dos fatores de atenuação, em relação à variação dos parâmetros do meio físico supracitados, se dá de modo variável para diferentes contaminantes. Sendo assim, características do contaminante como: solubilidade, coeficiente de partição carbono orgânico-água, coeficiente de partição água-ar e coeficientes de difusão efetiva no ar e na água, implicam em comportamentos diferentes do transporte destes compostos no solo.
- Verificou-se que o emprego de Tabelas de referência de RBSL não específicas para área contaminada analisada é viável, porém conservadora. ***Hipótese H1 refutada***.

VII. SUGESTÕES

1. Realizar análise de incerteza dos parâmetros e equações envolvidos na confecção das Tabelas de Referência dos RBSL (Nível 1 da metodologia RBCA);
2. Avaliar a influência dos parâmetros do meio físico e das características dos contaminantes no Nível 2 da metodologia RBCA, ou seja, na determinação dos valores SSTL (*Site Specific Target Levels*).
3. Avaliar a influência da porosidade efetiva no solo.
4. Realizar uma análise de sensibilidade para a influência dos parâmetros do meio físico estudados.

Anais do IV Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO'99. São José dos Campos, 1999.

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, *Relação das Áreas Contaminadas,* disponível em: www.cetesb.gov.br/solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp. Acesso em: jan/2008, 2008.

COELHO, H. M. G., SIMÕES, G. F., LANGE, L. C. & FERREIRA, C. F. A. 2003. *Estudo preliminar da contaminação por metais pesados na área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos do Município de Cata Altas – MG*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO'2003. Porto Alegre-RS. *Apud* JESUS, S. C. *Difusão de zinco em camada compacta de solo residual de gnaisse.* Dissertação (Mestrado) – UFV. Viçosa, MG, 2004.

COIMBRA, M. A. C. *Avaliação de sensibilidade dos valores de NABR, para Postos de Combustíveis como resposta à variações dos parâmetros do meio físico*. Dissertação (Mestrado) – IPT, São Paulo, 2007.

COLEMAN, E.; MUNCH, J.W.; STREICHER, R.P. et al. *The identification and measurement of components in gasoline, kerosene, and No. 2 fuel oil that partitions into the aqueous phase after mixing*. Arch Env Cont Tox 13:171-178, 1984 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

CONNOR, J.A.; MCHUGH, T.E. *Impact of Risk-Based Corrective Action (**RBCA)** on State LUST Corrective Action Programs.* Human and Ecological Risk Assessment,

Volume 8, Issue 3, 2002. *Apud* 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) – EQ/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

DAUGHERTY, S.J. *Regulatory approaches to hydrocarbon contamination and underground storage tanks.* In: Hydrocarbon contaminated soils and groundwater: analysis, fate, environmental and public health effects, and remediation. Vol. 1. Chelsea MI: Lewis Publishers, Inc., 23-53, 1991 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

ESPOSITO, E., *Biorremediação de Solos Contaminados*, Apostila do IV Curso de Tratamento Biológico de Resíduos, Florianópolis, 1999 *Apud* PALA, D. M. *Estudo de biorremediação de solo impactado por petróleo.* Dissertação (Mestrado) - COPPE/UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2002.

FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, Inc. U.S. 604 p.

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

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

IBP, Apostila do curso: *Contaminação e Remediação de Solos e Águas Subterrâneas por Compostos Orgânicos*/Ferreira, S.M., Kolesnikovas, C; Oliveira, E., Pede, M.A.Z., Rio de Janeiro, RJ, 2006.

JACOMINO, V. M. F. *Apostila do Curso de Análise de Risco Ambiental* – Belo Horizonte, 2006.

JESUS, S. C. *Difusão de zinco em camada compacta de solo residual de gnaisse.* Dissertação (Mestrado) – UFV. Viçosa, MG, 2004.

KNOX, R.C. *Spatial moment analysis for mass balance calculations and tracing movement of a subsurface hydrocarbon mound.* Ground Water Monitoring & Remediation, 13(3):139-147, 1993 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

NOBRE, M.M.M. *Estudo Experimental do Transporte de Poluentes em Solos Argilosos Compactados*. Dissertação de Mestrado - Pontifícia Universidade Católica - Rio de Janeiro, 1987.

NOBRE, M.M.M. *Estudo Experimental do Transporte de Poluentes em Solos Argilosos Compactados.* Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado - Rio de Janeiro, RJ, 1987 Apud JESUS, S. C. *Difusão de zinco em camada compacta de solo residual de gnaisse.* Dissertação (Mestrado) – UFV. Viçosa, MG, 2004.

PALA, D. M. *Estudo de biorremediação de solo impactado por petróleo*. Dissertação (Mestrado) - COPPE/UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2002.

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

RELATÓRIO 1, *Investigação Ambiental do Solo e das Águas Subterrâneas e Análise de Risco RBCA Tier 2*, 2005.

RELATÓRIO 2, *Análise de Risco RBCA (Risk-Basead Corrective Action) – Tier 2*, Rio de Janeiro, 2003.

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) – EQ/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

SCHMIDT, C.A.B., *Aplicação de técnica eletrocinética em laboratório a dois tipos de solos argilosos*. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – PEC/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.

SHACKELFORD, C.D, DANIEL, D.E. Contaminant transport. *Geotechnical Practice For Waste Disposal*., ed., Chapman & Hall, Londres, 1993.

VIII. BIBLIOGRAFIA

AIChE (American Institute of Chemical Engineering), *Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis*, 2nd edition, 2000.

ASTM, *Guide for Risk Based Corrective Action at Chemical Release Sites.* Designação ASTM: 204-01, 2001 *Apud* 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.

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

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

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

BAUMAN, B.J. *Soils contaminated by motor fuels: Research activities and perspectives of theAmerican Petroleum Institute.* In: Petroleum contaminated soils, vol. 1. Chelsea, MI: Lewis Publishers, 3-19, 1998 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

BOSCOV, M.E.G. *Contribuição ao projeto de sistemas de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos*. Tese de Doutorado – Escola Politécnica - Universidade de São - São Paulo, 1997.

CARVALHO, A. C. M. G., CAMPOS, T. M. P. & VARGAS JR., E. A. *Difusão de solutos orgânicos e inorgânicos em meios não saturados: aspectos teóricos e experimentais.*

Anais do IV Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO'99. São José dos Campos, 1999.

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, *Relação das Áreas Contaminadas,* disponível em: www.cetesb.gov.br/solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp. Acesso em: jan/2008, 2008.

COELHO, H. M. G., SIMÕES, G. F., LANGE, L. C. & FERREIRA, C. F. A. 2003. *Estudo preliminar da contaminação por metais pesados na área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos do Município de Cata Altas – MG*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO'2003. Porto Alegre-RS. *Apud* JESUS, S. C. *Difusão de zinco em camada compacta de solo residual de gnaisse.* Dissertação (Mestrado) – UFV. Viçosa, MG, 2004.

COIMBRA, M. A. C. *Avaliação de sensibilidade dos valores de NABR, para Postos de Combustíveis como resposta à variações dos parâmetros do meio físico*. Dissertação (Mestrado) – IPT, São Paulo, 2007.

COLEMAN, E.; MUNCH, J.W.; STREICHER, R.P. et al. *The identification and measurement of components in gasoline, kerosene, and No. 2 fuel oil that partitions into the aqueous phase after mixing*. Arch Env Cont Tox 13:171-178, 1984 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

CONNOR, J.A.; MCHUGH, T.E. *Impact of Risk-Based Corrective Action (**RBCA)** on State LUST Corrective Action Programs.* Human and Ecological Risk Assessment,

Volume 8, Issue 3, 2002. *Apud* 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) – EQ/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

DAUGHERTY, S.J. *Regulatory approaches to hydrocarbon contamination and underground storage tanks.* In: Hydrocarbon contaminated soils and groundwater: analysis, fate, environmental and public health effects, and remediation. Vol. 1. Chelsea MI: Lewis Publishers, Inc., 23-53, 1991 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

ESPOSITO, E., *Biorremediação de Solos Contaminados*, Apostila do IV Curso de Tratamento Biológico de Resíduos, Florianópolis, 1999 *Apud* PALA, D. M. *Estudo de biorremediação de solo impactado por petróleo.* Dissertação (Mestrado) - COPPE/UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2002.

FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, Inc. U.S. 604 p.

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

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

IBP, Apostila do curso: *Contaminação e Remediação de Solos e Águas Subterrâneas por Compostos Orgânicos*/Ferreira, S.M., Kolesnikovas, C; Oliveira, E., Pede, M.A.Z., Rio de Janeiro, RJ, 2006.

JACOMINO, V. M. F. *Apostila do Curso de Análise de Risco Ambiental* – Belo Horizonte, 2006.

JESUS, S. C. *Difusão de zinco em camada compacta de solo residual de gnaisse.* Dissertação (Mestrado) – UFV. Viçosa, MG, 2004.

KNOX, R.C. *Spatial moment analysis for mass balance calculations and tracing movement of a subsurface hydrocarbon mound.* Ground Water Monitoring & Remediation, 13(3):139-147, 1993 *Apud* ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), *Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Atlanta, GA;US Department of health and human services, Public health service, 1999.

NOBRE, M.M.M. *Estudo Experimental do Transporte de Poluentes em Solos Argilosos Compactados*. Dissertação de Mestrado - Pontifícia Universidade Católica - Rio de Janeiro, 1987.

NOBRE, M.M.M. *Estudo Experimental do Transporte de Poluentes em Solos Argilosos Compactados.* Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado - Rio de Janeiro, RJ, 1987 Apud JESUS, S. C. *Difusão de zinco em camada compacta de solo residual de gnaisse.* Dissertação (Mestrado) – UFV. Viçosa, MG, 2004.

PALA, D. M. *Estudo de biorremediação de solo impactado por petróleo*. Dissertação (Mestrado) - COPPE/UFRJ (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 2002.

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

RELATÓRIO 1, *Investigação Ambiental do Solo e das Águas Subterrâneas e Análise de Risco RBCA Tier 2*, 2005.

RELATÓRIO 2, *Análise de Risco RBCA (Risk-Basead Corrective Action) – Tier 2*, Rio de Janeiro, 2003.

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) – EQ/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2006.

SCHMIDT, C.A.B., *Aplicação de técnica eletrocinética em laboratório a dois tipos de solos argilosos*. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – PEC/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2004.

SHACKELFORD, C.D, DANIEL, D.E. Contaminant transport. *Geotechnical Practice For Waste Disposal*., ed., Chapman & Hall, Londres, 1993.