Apetro

Consulta pública da revisão dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica

Projeto de revisão da metodologia de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica

Lisboa, 15 de Setembro de 2020

Apetro

Brownfield
Engineering

CERIS
waterways

RAM
GROUP

ÍNDICE

ENQUADRAMENTO DO PROJETO 1
PARTE 1 – RELATÓRIO DE BENCHMARKING 3
1 Introdução 5
1.1 Enquadramento e âmbito do relatório 5
2 Objetivos 7
3 Metodologia 8
4 Enquadramento legal, institucional e de gestão 10
4.1 Diretiva Quadro da Água (DQA) e a Lei da Água 10
4.2 Diretiva da Água Subterrânea (DAS) 12
4.2.1 Descargas de poluentes nas águas subterrâneas 14
4.2.2 Substâncias perigosas 16
4.2.3 Prevenção ou limitação das descargas diretas ou indiretas de poluentes nas águas subterrâneas 17
4.3 Outra legislação com implicações na titularidade, monitorização, proteção e gestão dos recursos hídricos subterrâneos 20
5 PORTUGAL 24
5.1 Estado das massas de águas subterrâneas 24
5.1.1 Critérios e classificação do estado químico 24
5.1.2 Pressões qualitativas e quantitativas 29
5.2 Responsabilidade Ambiental 33
5.2.1 Danos ambientais solos e águas subterrâneas 33
5.2.2 Medidas de contenção 34
5.2.3 Avaliação da persistência dos efeitos adversos nas águas subterrâneas 35
5.2.4 Avaliação da significância da afetação 36
5.2.5 Avaliação de risco 37
6 ÁUSTRIA 39
6.1 Enquadramento legal 39
6.2 Metodologia 40
6.2.1 Objetivos 40
6.2.2 Modelo conceptual 40

6.2.3 Planeamento e medidas de remediação 41
6.2.4 Monitorização da remediação 44
6.2.5 Encerramento do projeto de remediação e reabilitação da área 44
7 ESPANHA 45
7.1 Enquadramento legal 45
7.1.1 Novo quadro normativo em preparação 46
7.2 Metodologia 48
7.2.1 Programa de remediação de águas subterrâneas contaminadas 50
7.2.2 Definição de valores limiares 51
7.2.3 Monitorização da remediação 57
8 HOLANDA 58
8.1 Enquadramento legal 58
8.2 Metodologia 59
8.2.1 Definição de contaminação grave 63
8.2.2 Necessidade de remediação urgente 63
8.2.3 Objetivo da remediação 64
8.2.4 Estratégia de remediação 65
8.3 Limiares de qualidade 65
8.3.1 Valores objetivo para as águas subterrâneas 65
8.3.2 Valores de intervenção para a remediação de solo 66
8.3.3 Valores indicadores de contaminação grave 66
8.4 Critério de Remediação 67
8.4.1 Riscos para a saúde humana 67
8.4.2 Riscos para o ecossistema 68
9 ITÁLIA 69
9.1 Enquadramento legal 69
9.2 Metodologia 70
9.2.1 Modelo conceptual 72
9.2.2 Cálculo do risco e dos objetivos de remediação da zona afetada 73
9.2.3 Análise crítica do software e critérios de avaliação 75
9.3 Definição dos valores de fundo geoquímico e limiares de qualidade da água subterrânea 75
10 REINO UNIDO 78

10.1 Enquadramento legal 78
10.1.1 Contaminação histórica 79
10.1.2 Contaminação atual 80
10.2 Metodologia 81
10.2.1 Conceitos 83
10.2.2 Avaliação do risco 84
10.2.3 Avaliação de opções e implementação da estratégia de remediação 86
10.3 Definição do valor objetivo de remediação 87
10.3.1 Valores objetivos 95
10.3.2 Pontos de conformidade 98
10.4 Avaliação dos valores objetivos de remediação para solos 102
10.4.1 Nível 1 (solo) 102
10.4.2 Nível 2 (atenuação na zona não saturada e diluição no escoamento subterrâneo imediatamente por baixo da fonte) 103
10.4.3 Nível 3 (processo de atenuação no escoamento subterrâneo) 103
10.4.4 Nível 4 (recetor) 104
10.5 Avaliação dos valores objetivos de remediação para águas subterrâneas 105
10.5.1 Nível 2 (águas subterrâneas) 106
10.5.2 Nível 3 (processo de atenuação no escoamento subterrâneo) 107
10.5.3 Nível 4 (recetor) 108
10.6 Avaliação do valor objetivo de remediação para solos e águas subterrâneas 108
11 ROMÉNIA 111
11.1 Enquadramento legal 111
11.2 Metodologia 113
11.2.1 Objetivos e aplicação 113
11.2.2 Modelo conceptual 114
11.2.3 Avaliação do risco 115
12 Conclusões 116
13 Referências Bibliográficas 118
PARTE 2 – RELATÓRIO FINAL PRBCA 122
14 Enquadramento e objetivos 124
14.1 Introdução 124

14.2 Aplicabilidade 124
14.3 Restrições ao uso do solo 125
15 Resumo do programa PRBCA 126
15.1 Introdução 126
15.2 Sequência do processo de ação corretiva baseada no risco em Portugal 127
15.2.1 Etapa 1: Caracterização inicial e comparação com valores de referência 128
15.2.2 Etapa 2: Desenvolvimento e Validação do Modelo Conceptual do Local (MCL) 129
15.2.3 Etapa 3: Avaliação do risco de nível 1 130
15.2.4 Etapa 5: Avaliação do risco de nível 3 132
15.2.5 Etapa 6: Plano de Gestão de Riscos (PGRisco) 132
15.3 Valores objetivo no processo PRBCA 133
15.4 Motivação e características de uma abordagem faseada 133
15.5 Documentação do processo PRBCA 134
16 Caracterização inicial e comparação com valores de referência 136
16.1 Descoberta e identificação do problema 136
16.2 Descrição do Local 137
16.3 Investigação e recolha de informação 137
16.4 Avaliação do risco para os ecossistemas 138
16.5 Comparação com Valores de Referência 138
16.6 Relatório da Caracterização Inicial Do Local 139
17 Desenvolvimento e validação do Modelo Conceptual do Local 140
17.1 Introdução 140
17.2 Componentes do MCL 140
17.3 Informação do local 141
17.3.1 Mapa da localização 142
17.3.2 Planta do local 142
17.3.3 Condições relativas à superfície do solo 143
17.3.4 Localização das infraestruturas 143
17.3.5 Características dos edifícios 144
17.3.6 Massas de água superficial 144
17.3.7 Utilização das águas subterrâneas no local e na envolvente 144

17.3.8 Características aquíferas e hidrogeológicas locais 145
17.4 Descrição e magnitude do derrame ou acidente 145
17.4.1 Histórico de atividades no local 146
17.4.2 Localização e data de derrame 146
17.4.3 Quantidades libertadas 147
17.4.4 Considerações sobre produtos de petróleo 147
17.5 Usos de solo adjacentes, LAU e informações dobre os recetores 147
17.5.1 Uso do solo atual 148
17.5.2 Uso futuro do solo 149
17.6 Análise da utilização atual e futura das águas subterrâneas 149
17.7 Características do solo da zona vadosa 149
17.7.1 Espessura da zona vadosa 149
17.7.2 Parâmetros geotécnicos da zona vadosa 150
17.7.3 Espessura da Franja Capilar 151
17.8 Características das zonas saturadas 151
17.9 Avaliação do risco para os ecossistemas 152
17.10 Distribuição de COC nos diversos meios 152
17.10.1 Distribuição no Solo 152
17.10.2 Distribuição nas Águas Subterrâneas 153
17.10.3 Distribuição na fração gasosa do solo 154
17.10.4 Distribuição em Sedimentos e Águas Superficiais 154
17.11 Documentação do Modelo Conceptual do Local 154
18 Avaliação do risco de nível 1 156
18.1 Compilação de dados disponíveis e identificação de lacunas 156
18.2 Desenvolvimento do Modelo de Exposição 157
18.3 Recolha de dados para colmatar lacunas, se necessário 158
18.4 Cálculo de concentrações representativas 158
18.5 Seleção de VOBR de nível 1 relevantes e comparação com as concentrações representativas 159
18.6 Recomendações para etapas seguintes 159
19 Avaliação do risco de nível 2 162
19.1 Desenvolvimento de um plano de trabalho 162
19.2 Cálculo do Risco de nível 2 163

19.2.1 Avaliação da Proteção das Águas Subterrâneas 163
19.2.2 Avaliação de Águas Superficiais 165
19.3 Comparação dos riscos de nível 2 com níveis de aceitabilidade de risco ... 166
19.4 Recomendações para etapas seguintes 167
19.5 Documentação da avaliação de nível 2 e recomendações 169
20 Avaliação do risco de nível 3 170
20.1 Desenvolvimento de um plano de trabalho de nível 3 170
20.2 Recolha de dados adicionais, se necessários 172
20.3 Cálculo do risco de nível 3 172
20.3.1 Avaliação da água superficial 172
20.3.2 Avaliação de outras vias de exposição 173
20.4 Comparação entre os riscos calculados e os níveis de aceitabilidade do risco 173
20.5 Determinação dos seguintes passos 173
20.6 Documentação da avaliação de nível 3 e recomendações 175
21 Plano de Gestão de Risco 176
21.1 Necessidade de um plano de gestão de risco 176
21.2 Conteúdo do plano de gestão de risco 177
21.3 Conclusão das atividades de gestão de risco 178
21.4 Pedido de Declaração de Aceitação 178
22 Referências Bibliográficas 179
23 Tabelas 181
24 ANEXO A 229

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Planeamento de gestão das águas em ciclos de seis anos nos termos da DQA..... 6

Figura 4.1Recomendações para a definição de valores limiares para as massas de águas subterrâneas (APA, 2016)..... 13

Figura 4.2. Modelo conceptual sobre as diferentes origens de contaminação das águas subterrâneas e do seu potencial impacto na avaliação do estado químico das massas de águas subterrâneas (Condesso de Melo, 2020)..... 15

Figura 5.1. Fluxograma de atuação do operador aquando da afetação de águas subterrâneas (APA, 2011) 36

Figura 6.1. Categorização dos diferentes níveis de contaminação de água subterrânea na Áustria (adaptado de Müller & Weihs, 2010)..... 42

Figura 6.2. Objetivos de remediação da água subterrânea em locais com contaminações históricas localizadas a uma distância X de um utilizador final da água subterrânea (adaptado de Müller & Weihs, 2010)..... 43

Figura 7.1. Etapas do processo de caracterização do episódio de contaminação das águas subterrâneas. 49

Figura 7.2. Esquema da metodologia adotada pela ACA para a obtenção dos valores de referência para a recuperação de águas subterrâneas (ACA, 2000)..... 52

Figura 8.1. Diagrama do processo de remediação do solo e água subterrânea na Holanda 61

Figura 8.2. Ilustração gráfica dos padrões de qualidade dos solos da Holanda. 62

Figura 9.1. Definição do diagrama de fluxo para a construção do modelo conceptual necessário para a análise de risco. A construção do modelo conceptual tem em conta os mecanismos de transporte do poluente e pode ser feito diretamente da fonte de contaminação para o recetor ou vice-versa (APAT, 2008). 72

Figura 9.2. Métodos para a análise de risco. 73

Figura 9.3. Critérios de cálculo de risco para os recursos hídricos subterrâneos. 75

Figura 9.4. Metodologia para definição dos valores de fundo geoquímico das águas subterrâneas..... 76

Figura 10.1. Processo de gestão de solos contaminados (Environmental Agency, 2006). 83

Figura 10.2. Esquema explicativo dos termos chave para a análise de contaminações e definição de valores objetivo de remediação. 84

Figura 10.3. Sumário da avaliação dos valores de remediação para solos (Níveis 1-3) no Reino Unido. 90

Figura 10.4. Sumário da avaliação do valor de remediação para as águas subterrâneas (Níveis 2-3) no Reino Unido. 92

Figura 10.5. Metodologia para a determinação dos valores objetivo no Reino Unido.. 96

Figura 10.6. Atenuação e ponto de conformidade..... 101

Figura 10.7. Avaliação da contaminação de solos e águas subterrâneas no Reino Unido. 110

Figura 15.1 – Principais atividades realizadas no âmbito do processo PRBCA..... 127

Figura 15.2 – Sequência de etapas do processo PRBCA 128

Figura 17.1 – Exemplo de mapa de uso do solo. 148

Figura 17.2 – Exemplo de apresentação de um Modelo de Exposição. 155

Figura 19.1 – Fluxograma de seleção do Ponto de Exposição apropriado. 165

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1 – Listagem de entidades contactadas a nível internacional. 9

Tabela 5.1 Valores limiares definidos no âmbito dos PGRH a nível nacional (APA, 2016) 26

Tabela 5.2 Exceções aos valores limiares das águas subterrâneas tendo por base os valores de fundo geoquímico (APA, 2016). 27

Tabela 5.3 Massas de água identificadas com estado químico medíocre em cada região hidrográfica (APA, 2016). 28

Tabela 5.4 Identificação dos passivos ambientais por RH (2.º ciclo de planeamento 2016-21). 31

Tabela 7.1. Valores genéricos de não risco e valores genéricos de intervenção para o conjunto de compostos derivados pela ACA (2010). Os valores apresentam-se em notação científica (E(núm.)). 54

Tabela 7.2. Valores genéricos de alerta para o conjunto de compostos derivados pela ACA (2010). Os valores apresentam-se em notação científica (E(núm.)). 56

Tabela 8.1. Fluxograma para fundamentação ecológica da decisão sobre a urgência da remediação. 68

Tabela 9.1 Enquadramento legal relativa à utilização dos valores limiares das águas subterrâneas. 77

Tabela 10.1 Definição de termos chave para a análise de um projeto de contaminação e definição de valores objetivo de remediação. 83

Tabela 10.2 Principais fases para a determinação de etapas de remediação e das necessidades de ações de remediação. 85

Tabela 10.3. Sumário dos níveis de avaliação para solos 88

Tabela 10.4. Sumário da avaliação do valor de remediação para as águas subterrâneas (Níveis 2-3) 91

Tabela 12.1. Síntese das metodologias de análise de risco em caso de contaminação pontual das águas subterrâneas 117

Tabela 23.1 - Comparação entre os diferentes níveis de avaliação (processo PRBCA) 182

Tabela 23.2 – Valores de referência para os solos (processo PRBCA) 183

Tabela 23.3 – Valores de referência para águas superficiais e subterrâneas (processo PRBCA) 197

Tabela 23.4 – Constituintes de diversos produtos de hidrocarbonetos (processo PRBCA) 199

Tabela 23.5 – Valores Objetivo Baseados no Risco para uso Residencial – nível 1 (processo PRBCA) 200

Tabela 23.6 – Valores Objetivo Baseados no Risco para uso Comercial / Industrial – nível 1 (processo PRBCA) 209

Tabela 23.7 – Valores Objetivo Baseados no Risco o trabalhador da construção – nível 1 (processo PRBCA)..... 218

Tabela 23.8 – Concentrações no solo protetoras das Águas Subterrâneas para diferentes distâncias do PdE – nível 1 (processo PRBCA) 222

Tabela 23.9 – FAD para diferentes distâncias ao PdE – nível 1 (processo PRBCA) . 225

Tabela 23.10 – Avaliação de Risco para os Ecossistemas (processo PRBCA) 226

LISTA DE ABREVIATURAS

ACBR	Ação Corretiva Baseada no Risco
AR	Análise de Risco
ARE	Análise de Risco para os Ecossistemas
ARSH	Análise de Risco para a Saúde Humana
ASTM	American Society for Testing and Materials
CIL	Caracterização Inicial do Local
CL	Caracterização do Local
COC	Contaminantes de Interesse
CR	Concentração Representativa
DA-NFA	Declaração de Aceitação
DNAPL	Líquido Denso de Fase Não Aquosa
FAD	Fator de atenuação e diluição
GR	Gestão de Risco
HI	Índice de Perigo
HPT	Hidrocarbonetos Totais de Petróleo
HQ	Quociente de Perigo
IELCR	Excesso Vitalício de Risco Cancerígeno Individual
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
LAU	Limitação de Atividade e Utilização
LCS	Limite de Confiança Superior
LNAPL	Líquido Leve de Fase Não Aquosa
MCL	Modelo Conceptual do Local
ME	Modelo de Exposição
NAPL	Líquido de Fase Não Aquosa
NJDEP	New Jersey Department of Environmental Protection
NQA	Normas de Qualidade da Água
PdD	Ponto de Demonstração
PdE	Ponto de Exposição

PGRisco	Plano de Gestão de Risco
PID	Detetor de Fotoionização
PR	Parte Responsável
PRBCA	Ação Corretiva Baseada no Risco - Portugal
RLP	Responsabilidade a Longo Prazo
USA	United States of America
VdE	Via de Exposição
VO	Valor Objetivo
VOBR	Valor Objetivo Baseado no Risco
VOEL	Valor Objetivo Específico do Local
VR	Valores de Referência
VRAP	Valor de referência para água potável
VRIV	Valores de Referência para Intrusão de Vapores

ENQUADRAMENTO DO PROJETO

Um dos valores da **Apetro – Energia em Evolução**, reflexo da indústria que representa, consiste no estabelecimento de Normas e Boas Práticas de procedimento e conduta nas áreas de Segurança e Proteção Ambiental.

Desde 2013 que a Apetro tem desenvolvido vários projetos em colaboração com a APA, Agência Portuguesa do Ambiente, com o objetivo de promover e partilhar conhecimentos técnicos no âmbito da proteção de solos e águas subterrâneas, desenvolvendo orientações técnicas para o sector petrolífero[1] [2].

Nos últimos anos, a renovação das instalações das empresas associadas traduziu-se na identificação de diversas situações onde os solos e/ou as águas subterrâneas se mostraram impactadas pela presença de substâncias químicas.

A resolução destas situações tem sido pautada pela transparência, através da pronta comunicação à APA e da delineação conjunta de estratégias de resolução das situações identificadas. Porém, a ausência de uma metodologia nacional que guie o processo de avaliação e resolução, tanto a nível dos solos como águas subterrâneas, tem-se mostrado crescentemente penalizadora. Assim, torna-se cada vez mais necessária a presença de regras que, impostas transversal e adequadamente, regulamentam e clarificam os modos de desenvolver estes processos e, especialmente, a concretização dos seus objetivos.

Mostra-se então premente o desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação da contaminação das águas subterrâneas que permita uma avaliação tecnicamente defensável, voltada para a efetiva proteção da saúde humana e do ambiente, e que ao mesmo tempo, defina o enquadramento para o lançamento de uma política de gestão de locais contaminados.

Como ferramentas frequentemente utilizadas na avaliação da contaminação das águas subterrâneas, parece evidente a pertinência de, no âmbito da consulta pública para revisão do 3º ciclo dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), promovida pela APA, a Apetro lançar a iniciativa do projeto "Revisão da metodologia de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação, em parceria com a Brownfield Engineering, CERIS IST e RAM Group.

Este projeto surge da necessidade de desenvolver uma metodologia técnica para a avaliação da contaminação da água subterrânea, e respetivas medidas de gestão, no caso de contaminação antrópica em locais com derrames ou outras fontes pontuais de contaminação, em Portugal.

[1] APETRO (2013) - Benchmarking Legal e Metodológico para a Proteção de Solos e Águas Subterrâneas - Contaminação por Produtos Petrolíferos.
[2] APETRO (2016) - Guia Setorial para a Proteção e Remediação de Solos e Águas Subterrâneas no Setor Petrolífero

Os resultados do projeto são apresentados no presente documento, composto por duas partes. Primeiro apresenta-se o relatório de benchmarking, onde é realizado um enquadramento legal, institucional e de gestão a nível nacional e europeu, assim como uma revisão e comparação das principais metodologias de análise de risco na avaliação da qualidade da água subterrânea no caso de contaminação antrópica de origem pontual utilizadas pelos diversos países europeus.

Suportada pela análise desenvolvida no relatório do benchmarking, a segunda parte do documento propõe uma metodologia robusta para a análise de risco por contaminação de solos e águas subterrâneas – ***Portugal Risk-Based Corrective Action*** **(PRBCA)** – cientificamente defensável e implementável, consistente com os procedimentos seguidos internacionalmente. A correta implementação da metodologia PRBCA resultará na proteção da saúde humana, meio ambiente e recursos hídricos terrestres, otimizando a sustentabilidade dos recursos sociais, ambientais e económicos.

Pretende-se que este relatório e os resultados deste estudo sejam incorporados como contribuição científica nas questões significativas relativas à gestão da água (QSiGA) para as regiões hidrográficas a nível nacional, sustentando cientificamente os processos de tomada de decisão em situações em que, embora os objetivos ambientais definidos não estejam em risco, a qualidade local das massas de água subterrânea poderá estar comprometida.

Na discussão das QSiGA deve ser considerada a existência de uma pressão transversal a todas as Bacias hidrográficas, decorrente do risco de *Contaminação de águas subterrâneas por substâncias perigosas* e que, como medida correspondente, seja abraçada a metodologia aqui exposta, que visa a proteção da saúde humana, do ambiente, e a definição do lançamento de um enquadramento metodológico técnico para a gestão de locais contaminados.

A contaminação das águas subterrâneas deve ser considerada uma matéria de destacada importância, e a par com a sua prevenção, a definição de como a remediar devem fazer parte fundamental da agenda da revisão dos PGRH.

PARTE 1 – RELATÓRIO DE BENCHMARKING

Documento:

R07.01.20190708.01 – Relatório de Benchmarking

Projeto:

Projeto de revisão da metodologia de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica

Cliente:

APETRO - Associação Portuguesa de Empresas Petrolíferas

Resumo Executivo:

É apresentado o Relatório de Benchmarking, onde se desenvolve a revisão e síntese das principais metodologias de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica de origem pontual utilizadas por diversos países europeus e que tenham por base uma avaliação de risco das pressões antropogénicas sobre as massas de águas subterrâneas e dos impactes resultantes dessas ações.

Controlo do documento:

VERSÃO	DATA DE PUBLICAÇÃO
R01.0120190708.01	10.09.2020

Elaboração:

Maria Teresa Condesso de Melo, Nuno Miguel de Jesus Barreiras, Ana Isabel Baião Ramos de Oliveira, João Nuno Palma Nascimento.

Figuras:

Carla Candeias, Maria Teresa Condesso de Melo

Coordenação IST CERIS – Waterways:

Maria Teresa Condesso de Melo

Supervisão Brownfield Engineering:

Marco Rocha

Equipa técnica:

Ana Isabel Baião Ramos de Oliveira	Mestre em Engenharia Civil (Hidráulica e Recursos Hídricos), Instituto Superior Técnico (IST), Universidade de Lisboa. Licenciada em Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico (IST), Universidade de Lisboa.
João Nuno Palma Nascimento	Doutorado em Ciências de Engenharia, Instituto Superior Técnico (IST), Universidade de Lisboa. Licenciado em Engenharia de Recursos Hídricos, Universidade de Évora.
Maria Teresa Condesso de Melo	Doutorada em Geociências, Universidade de Aveiro. Licenciada em Geologia, Universidade de Coimbra.
Nuno Miguel de Jesus Barreiras	Doutorado em Ciências de Engenharia, Instituto Superior Técnico (IST), Universidade de Lisboa. Licenciado em Engenharia Geológica, Universidade Nova de Lisboa.
Marco Rocha	Licenciado em Engenharia Geológica, Universidade Nova de Lisboa.

1 Introdução

1.1 Enquadramento e âmbito do relatório

A **Diretiva-Quadro da Água** (DQA), Diretiva n.º 2000/60/EC e do Conselho, de 23 de outubro, transposta para ordem jurídica nacional pela Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, Lei da Água (LA), alterada pelo Decreto-Lei n.º 245/2009, de 22 de setembro; pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho; e, pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, alterado pelo Decreto-Lei n.º 103/2010, de 24 de setembro, estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, define uma estratégia de luta contra a poluição da água e prevê outras medidas específicas em matéria de controlo da poluição e de normas de qualidade ambiental (NQA).

A DQA tem como objetivos ambientais principais (artigo 4.º DQA), proteger, melhorar e recuperar as diversas tipologias de massas de água (MA) - superficiais interiores, de transição, costeiras e subterrâneas, de forma a alcançarem um bom estado químico e quantitativo, salvaguardando e desenvolvendo as suas potenciais utilizações (nomeadamente para o abastecimento de água destinada ao consumo humano) e garantindo a proteção dos ecossistemas terrestres e aquáticos dependentes. A DQA estabelece ainda que os Estados-Membros com o objetivo de alcançar, pelo menos, o bom estado das suas massas de água devem definir e executar programas de medidas ajustados às condições existentes a nível local ou regional, enquadrados à escala da região hidrográfica e tendo em conta as exigências comunitárias em vigor.

A DQA reconhece a água subterrânea como um recurso com múltiplos usos e estabelece, pela primeira vez, a necessidade de ser protegida pelo seu valor ambiental. Neste contexto, a DQA propõe um quadro legislativo que é um desafio, ao estabelecer objetivos ambientais para todas as águas – interiores (superficiais e subterrâneas), de transição e costeiras. Esta ferramenta legislativa da UE estabelece objetivos claros, mas permite aos Estados-Membros flexibilidade na forma como serão alcançados. Baseia-se em pilares como **a avaliação de risco de pressões antropogénicas e impactes**, **programas de monitorização**, **desenvolvimento de planos de gestão de região hidrográfica (PGRH)** (os planos referentes ao 1.º ciclo de planeamento estiveram vigentes até ao final de 2015; os planos referentes ao 2.º ciclo de planeamento estarão vigentes até ao final de 2021), e **conceção e execução de programas de medidas** (Figura 1.1).

Neste sentido, os PGRH atualmente em vigor para o período 2016-2021, referentes ao 2.º ciclo de planeamento, começaram a ser revistos três anos antes do início do período a que se refere o 3.º ciclo (2022-2027), com a publicação do Calendário e do Programa de Trabalhos para a sua elaboração e a sua consulta pública de 22 dezembro a 22 junho de 2019. A segunda fase de revisão inclui a síntese das Questões Significativas da Gestão da Água (QSiGA) e é fundamental uma vez que, sendo anterior à elaboração do plano, permite antever as questões e os temas que serão necessariamente integrados

no mesmo, tendo por base, a caracterização da região hidrográfica, a análise das pressões e dos seus impactes sobre as massas de água e a avaliação do seu estado.

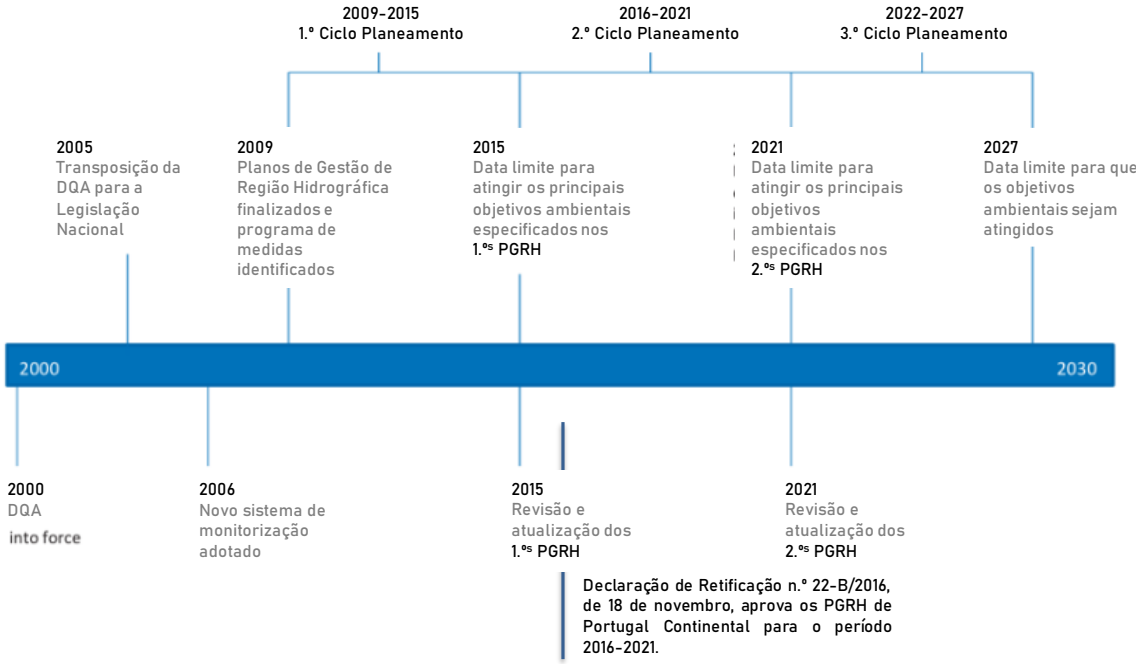


Figura 1.1 – Planeamento de gestão das águas em ciclos de seis anos nos termos da DQA.

Podem ser identificadas como QSiGA, as **pressões decorrentes das ações antrópicas sobre as massas de água**, os **impactes resultantes dessas ações** e os aspetos de ordem normativa, organizacional, económica, ou outros, que dificultem ou coloquem em causa o cumprimento dos objetivos da DQA/LA. O procedimento de participação pública das QSiGA é promovido pela APA, através dos seus departamentos regionais de Administração da Região Hidrográfica, durante um período de seis meses, entre 22 de dezembro de 2019 e 15 de agosto de 2020, nos termos preconizadas pela DQA e LA.

Este relatório foi solicitado pela Brownfield Engineering, Lda no âmbito de uma prestação de serviços à APETRO e que tem como objetivo a preparação de uma proposta de “Revisão da metodologia de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica pontual” e que será apresentada por esta associação à APA no âmbito das QSiGA do 3.º ciclo de planeamento (2022-2027).

2 Objetivos

O objetivo principal do presente relatório é uma revisão e síntese das principais metodologias de **avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica de origem pontual** utilizadas pelos diversos países europeus e que tenham por base uma avaliação de risco das pressões antropogénicas sobre as massas de águas subterrâneas e dos impactes resultantes dessas ações.

Saliente-se que as normas de qualidade estabelecidas no âmbito da definição do bom estado químico de uma massa de águas subterrâneas podem ser excedidas devido a pressões locais (ex. fontes de poluição pontuais) que não colocam em perigo o estado geral da massa de águas subterrâneas. Assim, a diretiva abre a possibilidade de investigar as razões pelas quais as normas são excedidas e decidir a **classificação do estado químico com base no risco efetivo para a massa de águas subterrâneas** em geral (i.e., riscos para a saúde humana, ecossistemas aquáticos associados ou ecossistemas terrestres relacionados e legitimar usos e funções da água subterrânea).

Isto significa que podem ocorrer situações onde as normas tenham sido excedidas, que corresponderão a pressões locais que é necessário controlar e possivelmente remediar sem classificar a massa de águas subterrâneas como em “mau estado”. E, outras situações, que poderão representar uma séria ameaça para a massa de águas subterrâneas e conduzir à classificação de “mau estado”. As decisões deverão ser tomadas **caso a caso**, no âmbito do plano de gestão de região hidrográfica da DQA e tendo por base uma análise de risco (Comissão Europeia, 2008).

3 Metodologia

A metodologia seguida para a elaboração deste relatório incluiu três fases distintas. Numa PRIMEIRA FASE foi feita uma pesquisa genérica na internet para perceber a informação disponível para um grupo significativo de países. Por um lado, selecionaram-se países com características hidrogeológicas e socioeconómicas mais próximas de Portugal (Espanha, França, Itália e Roménia) e, por outro lado, países que são reconhecidos como tendo já uma longa experiência e suporte legislativo na utilização de metodologias de análise de risco na avaliação da qualidade da água subterrânea no caso de contaminação antrópica de origem pontual (Reino Unido, Holanda, Bélgica, Áustria, Dinamarca e Alemanha).

Durante esta fase deparámo-nos com algumas limitações na pesquisa online e associadas por exemplo à língua oficial de alguns destes países, nomeadamente no caso da Alemanha e Bélgica (Flandres) que têm grande parte da informação em alemão e neerlandês, respetivamente; e, com a falta de documentação oficial em outros países como a França. O caso da Dinamarca que depende totalmente dos recursos hídricos subterrâneos para abastecimento público é diferente pois está atualmente a preparar uma nova metodologia de avaliação de risco que será publicada este verão ("Groundwater Risk Assessment – GrundRisk"). Este projeto resulta de uma parceria entre a Agência Ambiente Dinamarquesa (EPA) e Universidade Técnica da Dinamarca (DTU) e deveria ser acompanhado no futuro por outros países. O objetivo é melhorar a forma como é feita a avaliação de riscos para locais contaminados que representam uma ameaça para as águas subterrâneas na Dinamarca. O projeto trata do desenvolvimento de modelos analíticos para avaliação de riscos em diferentes níveis. O projeto também se concentra na priorização de medidas corretivas e na avaliação da sustentabilidade dessas medidas.

Assim, numa SEGUNDA FASE, optou-se pelo contacto por e-mail com colegas de instituições que nestes países lidam diretamente com as questões relativas à contaminação antrópica de origem pontual das águas subterrâneas e à análise de risco e que nos indicaram *sites* e facilitaram documentos específicos que nos facilitaram a tarefa de recolha de informação. Numa fase de confinamento devido ao surto de COVID-19 e em que a maioria destes colegas se encontrava em teletrabalho, gostaríamos de salientar a importância da sua colaboração e incluímos na Tabela 3.1 uma listagem das suas instituições para que seja feita uma melhor avaliação sobre a origem dos dados recolhidos.

Tabela 3.1 – Listagem de entidades contactadas a nível internacional.

País	Contacto	Entidade
Áustria	Dietmar Müller-Grabherr	Environment Agency Austria, Contaminated Sites Department. AUSTRIA
Bélgica (Flandres)	Jan Bronders	Flemish Institute for Technological Research (VITO). BELGIUM.
Dinamarca	Christian Andersen	Danish Regions – Environment and Resources Danske Regioner, DENMARK
Espanha	Jorge Hornero	IGME, Madrid, ESPAÑA
	Emilio Orejudo e Mireia Iglesias	ACA - Agencia Catalana del Agua, Barcelona, ESPAÑA
França	Valerie Guerin Corinne Merly	BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), FRANCE
Holanda	Linda Maring	Deltares, Urban water and soil management, THE NETHERLANDS.
	Matthijs Bonte	Shell Global Solutions. Soil and Groundwater. THE NETHERLANDS.
Itália	Marco Falconi	ISPRA, Contaminated Sites, ITALIA.
Reino Unido **Roménia**	Robert S. Ward Daniela Podoleanu	British Geological Survey. Groundwater Science and Science Policy. (anteriormente da Environment Agency) RAMBOLL

O presente relatório reúne dois tipos de informação, um relativo ao enquadramento legal da avaliação da qualidade das águas subterrâneas; e, outro relativo à utilização de metodologias de análise de risco na avaliação da qualidade da água subterrânea no caso de contaminação antrópica de origem pontual.

No Capítulo 4 é feito o enquadramento legal, institucional e de gestão das águas subterrâneas em Portugal, articulando a informação disponível no Quadro Normativo Europeu e Português com os objetivos deste relatório. No Capítulo 5 é feito um enquadramento da análise da contaminação das águas subterrâneas em Portugal no âmbito dos Planos de Região Hidrográfica que são do ponto de vista legal os instrumentos que visam a gestão, proteção e valorização ambiental, social e económica das águas subterrâneas (e, demais águas) ao nível das diferentes regiões hidrográficas. Nos Capítulos 6 a 11 são descritas as metodologias de análise de risco em caso de contaminação das águas subterrâneas utilizada aplicadas em alguns países europeus que se considerou terem metodologias relevantes para Portugal. Por fim, o Capítulo 12 inclui uma síntese e recomendações para a proposta metodológica de análise de risco da contaminação das águas subterrâneas em caso de contaminação pontual para Portugal.

4 Enquadramento legal, institucional e de gestão

4.1 Diretiva Quadro da Água (DQA) e a Lei da Água

A Lei da Água para além de proceder à transposição da DQA, veio estabelecer as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. Com a publicação da Lei Orgânica do Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território, aprovada pelo Decreto-Lei n.º 7/2012, de 17 de janeiro, e pela orgânica da Agência Portuguesa do Ambiente, I. P., aprovada pelo Decreto-Lei n.º 56/2012, de 12 de março, a Agência Portuguesa do Ambiente, I. P., veio assumir funções de Autoridade Nacional da Água, designadamente para efeitos de aplicação da Lei da Água e das demais legislações complementares.

No âmbito da Lei da Água, o planeamento implica fundamentar e orientar a proteção e a gestão das massas de água e compatibilizar as suas utilizações com as suas disponibilidades de forma a:

- Garantir a sua utilização sustentável, assegurando a satisfação das necessidades das gerações atuais sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades;
- Proporcionar critérios de afetação aos vários tipos de usos pretendidos, tendo em conta o valor económico de cada um deles, bem como assegurar a harmonização da gestão das águas com o desenvolvimento regional e as políticas sectoriais, os direitos individuais e os interesses locais; e,
- Fixar as normas de qualidade ambiental e os critérios relativos ao estado das massas de água.

Compete à APA, como Autoridade Nacional da Água, instituir um sistema de planeamento integrado das águas adaptado às suas características nas regiões hidrográficas.

A Lei da Água estipula como objetivos ambientais o bom estado, ou o bom potencial, das massas de água, que deviam ser atingidos numa primeira fase de planeamento até 2015 e atualmente na segunda fase de planeamento até 2021, através da aplicação dos programas de medidas especificados nos planos de gestão das regiões hidrográficas (PGRH).

A região hidrográfica, constituída por uma ou mais bacias hidrográficas e respetivas águas costeiras, é a unidade principal de planeamento e gestão das águas. A competência para elaboração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), enquanto instrumentos de planeamento das águas que visam a gestão, a proteção e a valorização ambiental, social e económica das águas ao nível das bacias hidrográficas integradas numa região hidrográfica é da APA.

No âmbito dos PGRH e de acordo com a DQA/LA são estabelecidos os seguintes objetivos ambientais:

- Prevenir ou limitar as descargas de poluentes nas massas de água e evitar a deterioração do estado de todas as massas de água.
- Manter e alcançar o bom estado das massas de água - bom estado químico e quantitativo garantindo o equilíbrio entre captações e recargas.
- Inverter qualquer tendência significativa persistente para aumentar a concentração de poluentes.

No entanto, podem ser identificadas algumas situações de exceção podendo os objetivos ambientais ser prorrogados em determinadas situações para efeitos de uma realização gradual dos objetivos, desde que não se verifique mais nenhuma deterioração no estado da massa de água afetada. São condições necessárias para justificar uma prorrogação, o facto de as necessárias melhorias no estado da massa de água não poderem ser razoavelmente alcançadas devido à inexequibilidade técnica ou a custos desproporcionados.

A água subterrânea é uma das componentes chave da DQA, com relevo para os objetivos dos estados quantitativo e químico. Na DQA e pela primeira vez, as águas subterrâneas tornaram-se parte integrante do sistema de gestão da água, um enquadramento mais que justificado para esta componente essencial do ciclo da água e do ambiente. A DQA contempla as águas subterrâneas nos planos de gestão de região hidrográfica e define objetivos claros para as massas de águas (subterrâneas) em termos de delineação, análise económica, caracterização (análise de pressões e impactos), acompanhamento e conceção de programas de medidas.

As medidas básicas incluem, em particular, o controlo da extração de água subterrânea e o controlo (com autorização prévia) da recarga artificial de massas de águas subterrâneas (desde que não comprometa o alcance dos objetivos ambientais). Descargas de fontes pontuais e difusas passíveis de causar poluição também são reguladas ao abrigo das medidas básicas. No âmbito do presente relatório, as medidas mais significativas da DQA são:

- Artigo 4(1)(b)(i), que indica que os Estados Membros tomarão as medidas necessárias a fim de evitar ou limitar a descarga de poluentes nas águas subterrâneas. Este objetivo de prevenir ou limitar a descarga de poluentes nas águas subterrâneas foi introduzido na DQA para garantir a continuidade do regime de proteção da água subterrânea estabelecido pela Diretiva 80/68/EEC após a sua revogação em 2013;
- Artigo 4(1)(b)(ii), que requer a proteção, melhoramento e reconstituição de todas as massas de águas subterrâneas, com o objetivo de atingir um bom estado das massas de águas subterrâneas, tal como está definido no Anexo V da DQA;

- Artigo 4(1)(b)(iii), que requer a inversão de tendências significativas persistentes para o aumento da concentração de poluentes que resulte do impacto da atividade humana; e,
- Artigo 11(3)(j), que introduz a proibição de TODAS as descargas diretas de poluentes nas águas subterrâneas, sob reserva de algumas disposições específicas. Uma descarga direta em águas subterrâneas é definida no Artigo 2(32) como uma descarga de poluentes para a água subterrânea sem passagem no solo e subsolo.

A DQA no seu artigo 17.º estabelece ainda a necessidade de aprovar um programa de medidas específicas com o objetivo de prevenir e controlar a poluição das águas subterrâneas e que antecipava a preparação da Diretiva da Água Subterrânea (DAS) com especificações técnicas adicionais e relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração.

4.2 Diretiva da Água Subterrânea (DAS)

Na DQA os objetivos para o estado quantitativo das massas de águas subterrâneas são claros. O intuito é assegurar um balanço entre as extrações e a recarga da água subterrânea, mas os critérios para definir o estado químico são mais complexos e não foram totalmente resolvidos na altura em que a DQA foi adotada. Assim, o Parlamento Europeu e o Conselho requereram à Comissão o desenvolvimento de uma proposta para uma diretiva que clarificasse os critérios que definem o bom estado químico e as especificações relacionadas com a identificação e inversão de tendências de poluição.

Assim, a proteção das massas de águas subterrâneas é reforçada pela **Diretiva da Água Subterrânea** (DAS), Diretiva n.º 2006/118/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de dezembro, transposta para o direito interno através do Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, que estabelece o regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração e regulamenta a avaliação do estado químico das massas de água. Por sua vez, a Portaria n.º 1115/2009, de 29 de setembro, regula o procedimento para a avaliação e monitorização do estado quantitativo das massas de águas subterrâneas com o objetivo de assegurar o bom estado quantitativo. E, na sequência do Artigo 22(2) da DQA, a Diretiva 80/68/CEE foi revogada em dezembro 2013, mas o nível de proteção das águas subterrâneas estabelecido nesta Diretiva foi assegurado e mesmo reforçado no âmbito da implementação da DQA e DAS.

Para as águas subterrâneas, os Estados-Membros para além dos requisitos de bom estado, devem de acordo com a DAS, estabelecer critérios de identificação de eventuais tendências significativas e persistentes para o aumento das concentrações de poluentes e de definição do ponto de partida para a inversão dessas tendências, tendo em conta também a probabilidade de efeitos adversos nos ecossistemas terrestres e aquáticos dependentes. Assim, os limiares aplicáveis à definição do bom estado químico das

águas subterrâneas devem basear-se na proteção da massa de água, mas concedendo uma particular atenção às suas repercussões sobre, e à sua interação com as águas de superfície associadas e os ecossistemas terrestres e as zonas húmidas diretamente dependentes.

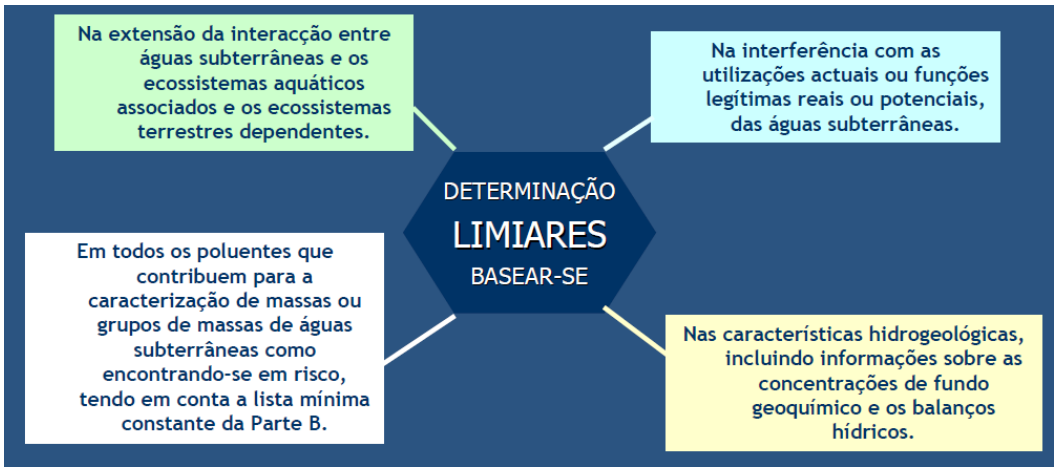


Figura 4.1Recomendações para a definição de valores limiares para as massas de águas subterrâneas (APA, 2016)

Se, para uma dada massa de águas subterrâneas, se considerar que as normas de qualidade das águas subterrâneas podem resultar no não cumprimento dos objetivos ambientais especificados no artigo 4.º da DQA para as águas de superfície associadas ou provocar uma diminuição significativa da qualidade ambiental ou química dessas massas, ou eventuais danos significativos aos ecossistemas terrestres diretamente dependentes da massa de águas subterrâneas, deverão ser estabelecidos limiares mais rigorosos em conformidade com o artigo 3.º e com o Anexo II da DAS.

Os programas e as medidas necessárias em relação a esse limiar serão igualmente aplicáveis às atividades abrangidas pelo âmbito de aplicação da Diretiva 91/676/CEE relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. No que respeita a outros poluentes, a gestão da poluição da água subterrânea deve concentrar-se em riscos reais identificados através da análise de pressões e impactes ao abrigo do artigo 5.º da DQA e os Estados-Membros devem estabelecer os seus limiares de qualidade para todos os poluentes que coloquem a massa de águas subterrâneas em risco de não atingir o objetivo de bom estado químico, tendo em conta os riscos identificados e a lista de poluentes do Anexo II da diretiva.

A definição do estado das massas de águas subterrâneas (MAS) resulta da análise conjunta do seu estado quantitativo e químico, definidos de acordo com o Anexo 5 da DQA, sendo necessário identificar e inverter qualquer tendência significativa e persistente para o aumento da concentração de poluentes. A DQA/ DAS salientam a necessidade de proteção das águas subterrâneas para evitar a sua deterioração e poluição química. Tal proteção é particularmente importante no que respeita à utilização

destas águas para o abastecimento de água destinada ao consumo humano e para os ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas (ETDAS).

A composição química da massa de águas subterrâneas deve ser tal que as concentrações de poluentes não devem reduzir significativamente a qualidade química ou ecológica das massas de águas superficiais associadas, nem provocar danos significativos nos ecossistemas terrestres diretamente dependentes da massa de águas subterrâneas. Por outro lado, do ponto de vista do estado quantitativo, os níveis freáticos não deverão estar sujeitos a alterações antropogénicas que possam provocar danos significativos nos ecossistemas terrestres diretamente dependentes da massa de águas subterrâneas.

4.2.1 Descargas de poluentes nas águas subterrâneas

Um elemento importante que foi incluído na DAS foi o enquadramento para operacionalizar o objetivo da DQA de prevenir ou limitar as descargas de poluentes nas massas de águas subterrâneas. Assim, a DAS clarifica quais as substâncias que se deve prevenir ou limitar a sua entrada na água subterrânea e indicando quais são as exceções que podem ser consideradas. O Guia n.º 17 “Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater Directive 2006/118/EC” (Comissão Europeia, 2007) completa esta informação fornecendo orientações metodológicas e explicando a relação entre os objetivos de prevenir ou limitar as descargas de poluentes e outros objetivos da DQA/ DAS, esclarecendo em concreto os requisitos referentes a entradas diretas e indiretas nas águas subterrâneas.

O objetivo de “prevenir ou limitar" a entrada de poluentes no âmbito DQA/ DAS visa proteger todas as massas de águas subterrâneas do impacto de poluentes e pretende proteger uma ampla gama de recetores, mas é importante salientar que se trata de uma proteção das águas subterrâneas relativa ao risco de poluição à escala local ou pontual.

Isto contrasta claramente com os requisitos para um bom estado químico de uma massa de águas subterrâneas, uma vez que a avaliação do estado químico é realizada pela Autoridade Nacional da Água à escala das massas de águas subterrâneas. Na maioria dos casos, esta será uma grande extensão (escala regional). A avaliação é realizada uma vez em cada ciclo de planeamento dos PGRH, permitindo assim uma avaliação do estado das massas de águas subterrâneas cada seis anos. Esta avaliação permite-nos saber se uma dada massa de águas subterrâneas pode atingir o bom estado químico tal como está definido na DQA/DAS. De salientar, que esta definição está limitada a apenas alguns recetores e circunstâncias específicas, e não protege necessariamente a qualidade das águas subterrâneas à escala local.

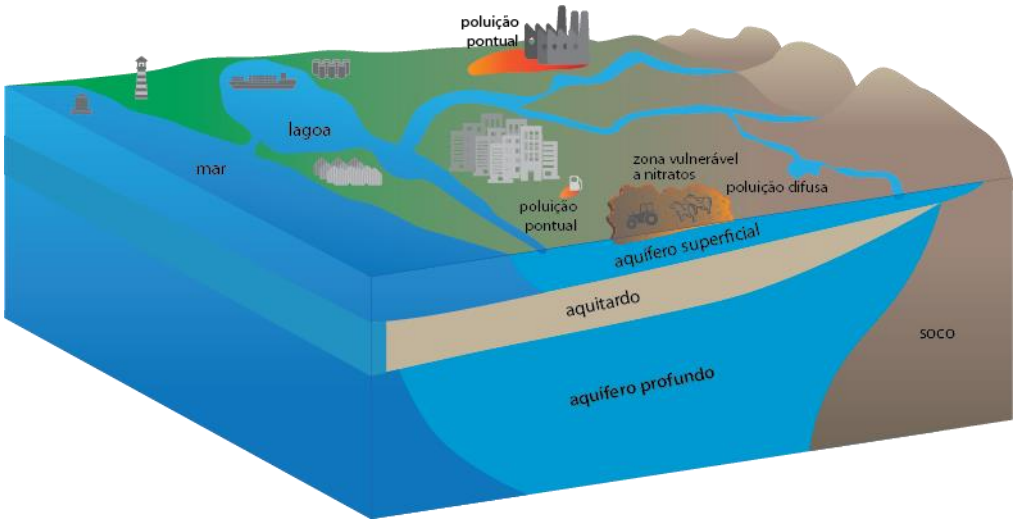


Figura 4.2. Modelo conceptual sobre as diferentes origens de contaminação das águas subterrâneas e do seu potencial impacto na avaliação do estado químico das massas de águas subterrâneas (Condesso de Melo, 2020).

Para afetar um recetor, um poluente deve mover-se fisicamente através da massa de águas subterrâneas. Esse movimento varia de acordo com as características físicas e químicas das principais formações geológicas que constituem o meio aquífero. Para além disso, o poluente pode estar sujeito a diluição e atenuação ao longo do seu trajeto até aos recetores. Por essa razão, muitas das descargas de poluentes só têm efeitos locais nas massas de águas subterrâneas. Estas descargas podem mesmo resultar numa poluição pontual, mas que pode ter pouco ou nenhum impacto sobre os recetores considerados na definição de bom estado químico das águas subterrâneas. De acordo com a DQA/ DAS é bastante possível ter poluição localizada dentro de uma massa de águas subterrâneas que está em bom estado químico. No entanto, quanto mais difusa for essa poluição, mais provável é que condicione a definição do estado químico da massa de águas subterrâneas como medíocre.

A poluição pontual ou localizada deve ser evitada (e, remediada, se necessário) através de um programa de medidas que deve contribuir para prevenir e limitar a descarga de poluentes nas águas subterrâneas. Em princípio, estas medidas são a primeira linha de defesa na prevenção de entrada de poluentes nas águas subterrâneas (e, assim, evitar a poluição). A implementação efetiva do objetivo de prevenção ou limite via regulamentação das atividades potencialmente poluentes deve garantir que a qualidade das águas subterrâneas seja sempre protegida.

Esta regulamentação pode consistir em licenças de produção e gestão de resíduos, licenças ambientais, Títulos de Utilização de Recursos Hídricos, ou mesmo códigos de boas práticas para controlar atividades específicas na superfície terrestre e que podem ser usados para garantir que não ocorre nenhuma entrada de poluentes nas águas subterrâneas.

No entanto, pode bem acontecer que apesar do tempo necessário para permitir que um foco pontual de contaminação histórica seja degradado ou disperso, uma massa de

água seja definida em bom estado químico se todos os demais limiares de concentração forem cumpridos nos diversos pontos de monitorização. Assim, os objetivos de prevenção ou limitação de descarga de poluentes definidos pela DQA/ DAS e os requisitos de avaliação do estado químico são complementares e, quando utilizados em conjunto, podem fornecer um quadro eficaz para a proteção das águas subterrâneas em toda a UE.

4.2.2 Substâncias perigosas

No contexto da DQA/ DAS, a designação substâncias perigosas significa "substâncias ou grupos de substâncias tóxicas, persistentes e passíveis de acumulação biológica e outras substâncias ou grupos de substâncias que suscitam um nível equivalente de preocupação". Os critérios para designar uma substância como tóxica, persistente e suscetível de se acumular biologicamente não são fornecidos pela DQA. Os critérios para definir "perigoso" são fornecidos, por exemplo, nos Guias de Orientação Técnica (ECHA, 2020) adotados para apoiar a avaliação de risco de substâncias perigosas na União Europeia.

Segundo a DAS, é necessário estabelecer uma distinção entre as substâncias perigosas, cuja introdução deve ser evitada, por um lado, e outros poluentes, cuja introdução deverá ser limitada, por outro. O Anexo VIII da DQA, que enumera os principais poluentes relevantes para o meio aquático, deverá ser atualizado pela Autoridade Nacional da Água no âmbito dos Planos de Região Hidrográfica para que identifique as substâncias perigosas e não perigosas que apresentam um risco real ou potencial de contaminação das águas subterrâneas

Na identificação de tais substâncias, os Estados-Membros devem ter especialmente em conta as substâncias perigosas pertencentes às famílias ou grupos de poluentes referidos nos pontos 1 a 6 do Anexo VIII da DQA (compostos organo-halogenados e substâncias suscetíveis de formar esses compostos no meio aquático; compostos organofosforados; compostos organoestanhosos; substâncias e preparações, ou os seus subprodutos, com propriedades comprovadamente carcinogénicas ou mutagénicas ou com propriedades suscetíveis de afetar a tiróide esteroidogénica, a reprodução ou outras funções endócrinas no meio aquático ou por intermédio deste; hidrocarbonetos persistentes e substâncias orgânicas tóxicas persistentes e bioacumuláveis; cianetos), bem como as substâncias pertencentes às famílias ou grupos de poluentes referidos nos pontos 7 a 9 do mesmo anexo (metais e respetivos compostos; arsénio e respetivos compostos; biocidas e produtos fitofarmacêuticos; matérias em suspensão; substâncias que contribuem para a eutrofização (em especial, nitratos e fosfatos); substâncias com influência desfavorável no balanço de oxigénio), quando consideradas perigosas.

Exceto nos casos em que outra legislação da UE estabeleça requisitos mais rigorosos, as medidas preventivas podem excluir, nomeadamente, os resultados de descargas

diretas autorizadas, os poluentes presentes em quantidades tão reduzidas que se exclua qualquer risco, os resultados de acidentes ou catástrofes naturais, ou os poluentes resultantes de descargas consideradas pelas autoridades competentes como tecnicamente impossíveis de prevenir ou limitar sem recurso a medidas suscetíveis de aumentar os riscos para a saúde humana ou para o ambiente, ou a medidas desproporcionadamente onerosas.

4.2.3 Prevenção ou limitação das descargas diretas ou indiretas de poluentes nas águas subterrâneas

A Diretiva 2006/118/CE relativa às águas subterrâneas estabelece a necessidade de os Estados-Membros tomarem as medidas necessárias para impedir que as substâncias indicadas do Anexo I (nitratos e substâncias ativas dos pesticidas, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação) contaminem as águas subterrâneas; e, ainda para limitar a entrada das substâncias indicadas na Parte B do Anexo II (arsénio, cádmio, chumbo, mercúrio, azoto amoniacal, cloreto, sulfato, tricloroetileno e tetracloroetileno; e, a condutividade como indicador de contaminação).

O documento guia n.º 17 da Comissão Europeia (2007) estabelece uma série de recomendações, para ajudar os Estados Membros a prevenirem ou limitarem as descargas diretas ou indiretas de poluentes nas águas subterrâneas e que incluem a definição de valores de conformidade e valores limite; o estabelecimento de pontos de monitorização para a verificação dessa conformidade; e, um conjunto de recomendações para a avaliação de locais contaminados, que se resumem nas secções seguintes.

4.2.3.1 Definição de valores de conformidade e valores limite

O valor de conformidade para uma determinada substância é um valor que permite verificar a conformidade da qualidade da água subterrânea é a concentração que não sendo excedida no ponto de monitorização (POC 1, 2 ou 3) impedirá a poluição e evitará também que seja excedido no recetor. Os valores de conformidade geralmente relacionam-se com a proteção do uso da água, como a água para consumo humano ou a qualidade das massas de águas superficiais. No entanto, salienta-se que valores paramétricos da água para consumo humano ou normas de qualidade ambiental (NQA) não devem ser usados sem uma análise aprofundada da sua relevância na área envolvente do foco de contaminação, principalmente quando o regime de conformidade é diferente. O uso indevido de tais padrões de qualidade pode levar à sobre- ou sub-proteção dos recursos de água subterrânea.

Os valores de conformidade diferem dos valores limite quer na sua definição quer onde são aplicados.

Um valor-limite para uma substância é a concentração e o regime de conformidade associado que, quando não excedidos na origem, impedem que sejam libertados e afetem as águas subterrâneas. São medidos na fonte de contaminação, ou seja, no ponto de potencial libertação do poluente (POC 0).

Os valores limite podem ser expressos como uma concentração ou carga aceitável. Eles podem ser definidos no âmbito de uma licença de emissão como condição ou especificados como um objetivo de remediação para solos em áreas contaminadas visando a proteção das águas subterrâneas.

4.2.3.2 Pontos de monitorização da conformidade

Embora os valores limiares que devem ser estabelecidos nos termos do artigo 3º do DAS ajudem a avaliar o bom estado químico, esses valores (e, o regime de conformidade associado) muitas vezes não serão os mais apropriados para atender aos requisitos mais rigorosos do objetivo de prevenir ou limitar das descargas de poluentes no âmbito dos focos de poluição localizada.

Para ajudar a determinar se uma descarga de um poluente é aceitável ou para decidir até que nível um determinado local contaminado tem de ser alvo de medidas de remediação para minimizar uma poluição histórica é necessário definir valores que verifiquem a conformidade dos valores limites estabelecidos de acordo com a APA em um ou mais pontos de monitorização.

Existem dois tipos de ponto de monitorização para verificar a conformidade dos valores estabelecidos:

- um ponto teórico dentro de um modelo para calcular uma concentração de poluente aceitável ou o nível necessário de remediação para um local contaminado;
- um ponto de monitorização real (por exemplo, um piezómetro) com o objetivo de medir a conformidade com uma licença ou um regime de remediação.

Um ponto de monitorização da conformidade da qualidade da água pode estar no próprio recetor ou num ponto entre o recetor e a fonte de contaminação. Esta última opção pode ser a mais conveniente, pois quando o ponto de conformidade é definido entre o recetor e a fonte de contaminação, os valores de conformidade devem também ter em conta os efeitos previstos dos processos de diluição e atenuação/ degradação do poluente a jusante do recetor.

No âmbito da implementação da DAS devem ser identificados quatro pontos diferentes de conformidade (POC):

- **POC 0**: este POC está localizado na base do foco de contaminação na zona não saturada (para fontes pontuais e fontes difusas). Portanto, poderia estar situado logo abaixo da superfície do solo. O objetivo do POC 0 é avaliar se ocorre uma

libertação de poluentes, quais são os poluentes e se as águas subterrâneas podem ser afetadas;

- **POC 1**: este POC está localizado no ponto de entrada nas águas subterrâneas. Para uma entrada direta, o POC 0 é igual ao POC 1, porém a função é diferente. No POC 1 é principalmente considerada a concentração real do poluente nas águas subterrâneas enquanto no POC 0, são observadas principalmente as propriedades do próprio foco de contaminação.
- **POC 2**: este POC está localizado na direção do gradiente hidráulico entre o foco de contaminação (POC 1) e um recetor. O objetivo deste ponto de conformidade é fornecer um aviso com antecedência de que um recetor pode ser afetado. Também é usado durante o processo de avaliação de risco para prever o impacto potencial da introdução do poluente. O POC 2 pode ser localizado tanto na direção horizontal como vertical do espalhamento do poluente.
- **POC 3**: este POC é usado para avaliar se a qualidade da água subterrânea desejada é alcançada e para monitorizar o impacto no recetor. Se uma avaliação de risco mostrar que o poluente excederá o valor de conformidade neste POC, é provável que a poluição ocorra como resultado da entrada na massa de águas subterrâneas. Será então necessário implementar medidas para remover esse impacto.

As especificações no POC 0, POC 1 e/ ou POC 2 devem ser definidas de tal forma que permitam que no POC3 os valores de conformidade para as águas subterrâneas nunca sejam excedidos.

4.2.3.3 Recomendações para a avaliação de locais contaminados

A entrada de poluentes com origem em atividades recentes, recém planeadas, deve ser tratada de forma diferente das contaminações históricas associadas a passivos ambientais significativos. Como referido anteriormente, as descargas, emissões e fugas envolvendo substâncias perigosas não devem resultar na introdução dessas substâncias nas águas subterrâneas. O recetor neste caso é a própria água subterrânea e, portanto, todas as propostas que envolvam substâncias perigosas devem ser avaliadas no POC 1 (no sistema aquífero).

Para atividades planeadas que envolvam substâncias não perigosas, a avaliação precisa de garantir que as substâncias não excedem as concentrações aceitáveis nas águas subterrâneas, para que não ocorra poluição (ou, uma tendência crescente significativa e sustentada). A conformidade deve ser avaliada no POC 3, dependendo do recetor. Os valores de conformidade no POC 2 devem ser definidos tendo em conta as características do meio aquífero, o tipo de poluentes, os processos no solo, zona não saturada e nas águas subterrâneas, e tendo por objetivo garantir a conformidade no POC 3.

A remediação de uma área contaminada deve ser direcionada para impedir que substâncias perigosas entrem nas águas subterrâneas (POCs 0 e 1), a menos que possa ser demonstrado por avaliação de risco e análise de custo-benefício que isso é inviável ou, que se aplica uma das isenções descritas no artigo 6 (3) da DAS.

Nos casos em que a poluição das águas subterrâneas já ocorreu, a necessidade e os objetivos de remediação para os diversos poluentes deverão ser determinados em função dos recetores que estão ou podem estar em risco. O objetivo principal da estratégia de remediação será impedir a ocorrência de poluição ou reduzir o risco de poluição adicional pelo espalhamento da pluma de contaminação (artigo 5.5) tendo em conta uma análise de risco. Isso deve ser avaliado nos POCs 2 e 3.

Uma vez realizada a remediação apropriada, admite-se que ainda poderá permanecer uma pluma de contaminação pois muitas vezes é demasiado dispendioso ou não é tecnicamente viável remediar as águas subterrâneas até às condições originais. Nestas circunstâncias, a Comissão Europeia considera que não seria razoável esperar que os Estados-Membros adotassem medidas adicionais para remediar toda a poluição, e isso está permitido sob as isenções para impedir ou limitar a poluição definidas no artigo 6 (3) da DAS (secção 5.3). Naturalmente, que esta situação exige o acompanhamento da pluma de contaminação com programas de monitorização com objetivos ambientais e horizontes temporais bem definidos, que podem e devem ser reavaliados ao longo do tempo.

4.3 Outra legislação com implicações na titularidade, monitorização, proteção e gestão dos recursos hídricos subterrâneos

A atual legislação existente em Portugal relativa à titularidade, monitorização, proteção e gestão dos recursos hídricos subterrâneos resulta em grande parte dos requisitos inerentes à gradual implementação Lei da Água, de 29 de dezembro (Lei n.º 58/2005) e transposição para a ordem jurídica nacional da DQA. A Lei da Água realizou o enquadramento para a gestão sustentável tanto das águas superficiais - interiores, de transição e costeiras - quanto das águas subterrâneas e transpôs para o direito interno um conjunto de normas essenciais da Diretiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água (DQA).

O **Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 março** complementa a transposição da DQA, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, em desenvolvimento do regime fixado na Lei da Água. As águas subterrâneas são essencialmente enquadradas nas Parte II do Anexo I no que diz respeito à sua caracterização; no n.º 2 do Anexo III no que diz respeito à avaliação das pressões e da definição de objetivos; na Parte II do Anexo V no que diz respeito à definição do estado das massas de águas subterrâneas; e, no Anexo VII no que diz respeito à monitorização.

No caso particular das águas subterrâneas existem ainda diversas zonas de proteção especial enquadradas por diferentes decretos-lei, nomeadamente:

- **Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de setembro** –Transpõe para o direito interno a Diretiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de dezembro de 1991, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola.
- **Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de março** - Altera o Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de setembro, que transpõe para o direito interno a Diretiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de dezembro, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola.
- **Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de setembro** – Estabelece os perímetros de proteção de captações de águas subterrâneas para abastecimento público.
- **Decreto-Lei n.º 166/2008, de 22 agosto** - Aprova o Regime Jurídico da Reserva Ecológica Nacional e revoga o Decreto-Lei n.º 93/90, de 19 de março, definindo as áreas estratégicas de proteção e recarga de aquíferos (anteriormente designadas por áreas de máxima infiltração). Nas zonas de infiltração máxima deverão ser interditas ou condicionadas as atividades/ instalações que estão definidas no Decreto – Lei n.º 382/99 de 22 de setembro, como interditas ou condicionadas para as zonas de proteção intermédia e alargada, com ligeiras alterações.

Outra legislação relevante para as águas subterrâneas inclui:

- **Decreto-lei n.º 236/98, de 1 de agosto** - Normas de qualidade para proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas e das águas em função dos seus principais usos.
- **Decreto-Lei n.º 506/99, de 20 de novembro** - Fixa os objetivos de qualidade para determinadas substâncias perigosas incluídas nas famílias ou grupos de substâncias da lista II do anexo XIX ao Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto.
- **Decreto-lei n.º 133/2005, de 16 de agosto** - Aprova o regime de licenciamento da atividade das entidades que operam no setor da pesquisa, captação e montagem de equipamentos de extração de água subterrânea.
- **Decreto-Lei n.º 131/2005 de 16 de agosto** - Aprova um regime excecional e transitório de atribuição de licença para a pesquisa e captação de águas subterrâneas e para a instalação de novas captações de águas superficiais destinadas ao abastecimento público e define os critérios mínimos de verificação da qualidade da água tanto na origem como na distribuída para consumo humano.
- **Lei n.º 54/2005, de 15 de novembro** - Estabelece a titularidade dos recursos hídricos.

- Declaração de retificação n.º 4/2006, de 16 de janeiro – Retifica a lei n.º 54/2005, de 15 de novembro.
- **Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro** - Aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Diretiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas.
- **Decreto-lei n.º 77/2006, de 30 de março** - Complementa a transposição da diretiva n.º 2000/60/CE, de 23 de outubro, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da poluição da água.
- **Lei n.º 50/2006**, **de 29 de agosto** - Aprova a Lei Quadro das Contraordenações Ambientais.
- **Decreto-lei n.º 226-A/2007, de 31 de maio** (com as alterações introduzidas pelos decretos-leis n.ºs 391-A/2007, de 21 de dezembro e 93/2008, de 4 de junho) - Estabelece o regime jurídico da utilização dos recursos hídricos.
- **Decreto-lei n.º 311/2007, de 17 de setembro** - Estabelece o regime de constituição e gestão dos empreendimentos de fins múltiplos, bem como o respetivo regime económico e financeiro.
- **Decreto-lei n.º 347/2007, de 19 de outubro** - Aprova a delimitação georreferenciada das regiões hidrográficas.
- **Portaria n.º 1450/2007, de 12 de novembro** - Fixa as regras do regime de utilização dos recursos hídricos estabelecido pelo decreto-lei n.º 226-A/2007, de 31 de maio.
- **Decreto-lei n.º 208/2008, de 28 de outubro** - Estabelece o regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração.
- **Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de Julho** (Diploma RA), alterado pelo **Decreto-Lei n.º 245/2009, de 22 de Setembro**, e **Decreto-Lei n.º 29-A/2011, de 1 de Março**, introduziu no direito nacional o regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais enquanto instrumento para a prevenção e reparação de danos causados ao ambiente, definindo obrigações específicas para os operadores abrangidos.
- **Portaria n.º 702/2009, de 6 de junho** - Estabelece os termos da delimitação dos perímetros de proteção das captações destinadas ao abastecimento público de água para consumo humano, bem como os respetivos condicionamentos.
- **Despacho n.º 14872/2009, de 2 de julho** - Normas para a utilização dos recursos hídricos públicos e particulares.
- **Portaria n.º 1284/2009 de 19 de outubro** - Estabelece o conteúdo dos planos de gestão de bacia hidrográfica.

- **Portaria n.º 164/2010, de 16 de março** - Aprova a lista das zonas vulneráveis e as cartas das zonas vulneráveis do continente.
- **Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 junho** - Procede à segunda alteração à Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, que aprova a Lei da Água, transpondo a Diretiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas.
- **Decreto-Lei n.º 127/2013, de 30 agosto** - Estabelece o regime de emissões industriais aplicável à prevenção e ao controlo integrados da poluição, bem como as regras destinadas a evitar e ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos, transpondo a Diretiva n.º 2010/75/UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de novembro de 2010, relativa às emissões industriais (prevenção e controlo integrados da poluição).
- **Decreto-Lei n.º 117/2015, de 23 junho** - Procede à primeira alteração ao Decreto-Lei n.º 347/2007, de 19 de outubro, que aprova a delimitação georreferenciada das regiões hidrográficas
- **Portaria n.º 204/2016, de 25 julho** - Estabelece a forma e os critérios técnicos a observar na identificação da área de jurisdição da autoridade nacional da água.
- **Decreto-Lei n.º 42/2016 de 1 de agosto** - Altera as normas respeitantes à monitorização dos elementos de qualidade das águas superficiais, das águas subterrâneas e das zonas protegidas relativos ao estado ecológico, procedendo à segunda alteração ao Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, e transpondo a Diretiva 2014/101/UE da Comissão, de 30 de outubro de 2014, que altera a Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000.
- **Lei n.º 44/2017, de 19 junho** - Estabelece o princípio da não privatização do setor da água, procedendo à quinta alteração à Lei da Água, aprovada pela Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro
- **Decreto-lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro** - Altera o Decreto-lei n.º 306/2007, de 27 de agosto - Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, revendo o decreto-lei n.º 243/2001 de 5 de setembro, que transpôs para a ordem jurídica interna a diretiva n.º 98/83/CE, do Conselho, de 3 de novembro.

5 PORTUGAL

Em Portugal e no âmbito da implementação da DQA/LA, a APA elaborou os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) que são instrumentos que visam a gestão, a proteção e a valorização ambiental, social e económica das águas ao nível das diferentes regiões hidrográficas (RH). Os primeiros PGRH para cada região hidrográfica correspondem ao 1.º ciclo de planeamento (2009-2015) e estiveram em vigor até ao fim de 2015. Os segundos PGRH para cada região hidrográfica correspondem ao 2.º ciclo de planeamento (2016-2021) e estarão em vigor até ao final de 2021.

Os PGRH especificam um conjunto de programas de medidas por RH que deverão ser executados para que sejam atingidos de forma equilibrada os objetivos ambientais estabelecidos pela DQA/LA, atendendo, entre outros aspetos, à viabilidade das medidas que têm de ser aplicadas, ao trabalho técnico e científico a realizar, à eficácia dessas medidas e aos custos operacionais envolvidos (APA, 2016).

5.1 Estado das massas de águas subterrâneas

A avaliação do estado das massas de águas subterrâneas engloba a avaliação do estado quantitativo e do estado químico, tendo a APA (2016) adotado a metodologia proposta no Guia n.º 18 “Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment” (Comissão Europeia, 2009). No âmbito do presente relatório só será considerada a metodologia de avaliação do estado químico.

De acordo com o documento guia da Comissão Europeia (2009), para se avaliar o estado químico de uma massa de água é necessário realizar uma série de testes químicos relevantes para os elementos em risco e que se aplicam à massa de águas subterrâneas em questão. A classificação final da massa de água é obtida pela pior classificação dos testes, sendo necessário realizar todos aqueles que são relevantes.

O processo de classificação deverá indexar a cada massa de água uma única classe de estado. Para as águas subterrâneas são estabelecidas duas classes de estado (bom ou medíocre), em resultado das pressões a que a massa de água se encontra sujeita. O estado da massa de água corresponde ao pior estado registado – quantitativo e químico.

5.1.1 Critérios e classificação do estado químico

A definição do estado químico de uma massa de águas subterrâneas teve por base os critérios e termos previstos no n.º 2.3 do anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março e no Decreto-Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, que transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 2006/118/CE, de 12 de dezembro, tendo sido consideradas as normas de qualidade da água subterrânea referidas no anexo I do Decreto-Lei n.º

208/2008, de 28 de outubro, relativas a nitratos e a substâncias ativas dos pesticidas, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação; e, os limiares que vierem a ser estabelecidos em conformidade com o procedimento previsto na parte A do anexo II do Decreto – Lei n.º 208/2008, de 28 de outubro, para os poluentes, grupos de poluentes e indicadores de poluição que tenham sido identificados como contribuindo para a caracterização das massas ou grupo de massas de águas subterrâneas consideradas em risco, tendo em conta, pelo menos, a lista da parte B do anexo II do mesmo decreto-lei:

- Substâncias, iões, ou indicadores, que podem ocorrer naturalmente ou como resultado de atividades humanas: arsénio, cádmio, chumbo, mercúrio, azoto amoniacal, cloreto e sulfato.
- Substâncias sintéticas artificiais: tricloroetileno e tetracloroetileno.
- Parâmetro indicativo de intrusões salinas ou outras: condutividade.

Em Portugal, os limiares de qualidade aplicáveis ao bom estado químico da água subterrânea baseiam-se na proteção da massa de água, em conformidade com os pontos 1, 2 e 3 da parte A do anexo II, concedendo particular atenção às suas repercussões e inter-relação com as águas de superfície e ecossistemas terrestres associados e as zonas húmidas diretamente dependentes, devendo ter sido tidos em conta, nomeadamente, conhecimentos de toxicologia e de ecotoxicologia.

Os limiares podem ser estabelecidos a nível nacional, a nível da região hidrográfica ou a nível da parte da região hidrográfica internacional situada no território nacional ou ainda a nível da massa ou grupo de massas de águas subterrâneas.

No procedimento de avaliação do estado químico neste ciclo de planeamento foram utilizados os dados de monitorização disponíveis para o período 2010-2013.

De acordo com a APA (2016) neste 2.º ciclo de planeamento foram estabelecidos valores limiares para 32 substâncias, das quais 11 decorrem das obrigações da DQA, resultando as restantes 21 de parâmetros da avaliação de risco do 1º ciclo de planeamento (Tabela 5.1). Estes valores limiares estabelecidos para a avaliação do estado químico das massas de águas subterrâneas foram definidos à escala nacional.

Desta lista constam valores limiares estabelecidos para hidrocarbonetos que foram identificados numa determinada massa de água no país, os quais de acordo com a APA (2016) podem ser utilizados noutras regiões que venham a ter uma pressão significativa com estes poluentes e independentemente de qualquer análise de risco.

Apresentam-se ainda na Tabela 5.2 as exceções aos limiares a nível nacional que foram considerados nalgumas massas de água, uma vez que há substâncias que ocorrem naturalmente sendo a concentração de fundo superior ao limiar estabelecido a nível nacional. Nestes casos estabeleceu-se um limiar específico para essas massas de água, tendo em conta a concentração de fundo.

Tabela 5.1 Valores limiares definidos no âmbito dos PGRH a nível nacional (APA, 2016)

Parâmetro	Número de registo	Limiar	Norma de qualidade
Azoto Amoniacal (mg/L)	CAS_7664-41-7	0,5	
Condutividade (µS/cm)	EEA_3142-01-6	2500	
pH	EEA_3152-01-0	5,5-9	
Arsénio (mg/L)	CAS_7440-38-2	0,01	
Cádmio (mg/L)	CAS_7440-43-9	0,005	
Chumbo (mg/L)	CAS_7439-92-1	0,01	
Mercúrio (mg/L)	CAS_7439-97-6	0,001	
Cloreto (mg/L)	CAS_16887-00-6	250	
Sulfato (mg/L)	CAS_151-21-3	250	
Tricloroetileno (µg/L)	CAS_79-01-6	∑=10	
Tetracloroetileno (µg/L)	CAS_127-18-4		
Nitrato (mg/L)	CAS_14797-55-8		50
Pesticidas (substância individual) (µg/L)	EEA_34-01-5		0,1
Pesticidas (total)[1] (µg/L)	EEA_32-02-0		0,5
Naftaleno (µg/L)	CAS_91-20-3	2,4	
Acenafteno (µg/L)	CAS_83-32-9	0,0065	
Acenaftileno (µg/L)	CAS_208-96-8	0,013	
Antraceno (µg/L)	CAS_120-12-7	0,1	
Fenantreno (µg/L)	CAS_85-01-8	0,0065	
Fluoreno (µg/L)	CAS_86-73-7	0,0065	
Pireno (µg/L)	CAS_129-00-0	0,0065	
Fluoranteno (µg/L)	CAS_206-44-0	0,1	
Benzo[a]antraceno (µg/L)	CAS_56-55-3	0,0065	
Criseno (µg/L)	CAS_218-01-9	0,0065	
Benzo[a]pireno (µg/L)	CAS_50-32-8	0,01	
Benzo[b]fluoranteno (µg/L)	CAS_205-99-2	∑=0,1	
Benzo[k]fluoranteno (µg/L)	CAS_207-08-9		
Benzo[g,h,i]perileno (µg/L)	CAS_191-24-2		
Indeno[1,2,3-cd]pireno (µg/L)	CAS_193-39-5		
Dibenzo[a,h]antraceno (µg/L)	CAS_53-70-3	0,0065	
Benzeno (µg/L)	CAS_71-43-2	1,0	
Etilbenzeno (µg/L)	CAS_100-41-4	1,3	
Tolueno (µg/L)	CAS_108-88-3	1,3	
Xileno (µg/L)	CAS_1330-20-7	1,3	
MTBE (µg/L)	CAS_1634-04-4	0,65	

Entende-se por "total" a soma de todos os pesticidas individuais detetados e quantificados durante o processo de monitorização, incluindo os respetivos metabolitos e produtos de degradação e de reação.

Tabela 5.2 Exceções aos valores limiares das águas subterrâneas tendo por base os valores de fundo geoquímico (APA, 2016).

Parâmetro	Massa de água	Limiar
Condutividade (µS/cm)	Mexilhoeira Grande - Portimão	3424
pH	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Minho	5,4
	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Cávado	5,3
	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Leça	4,7
	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Vouga	5,3
	Luso	5,0
	Torres Vedras	4,0
Chumbo (mg/L)	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Minho	0,019
	Veiga de Chaves	0,02
	Bacia de Alvalade	0,03
Arsénio (mg/L)	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Douro	0,013
	Maciço Antigo Indiferenciado da Bacia do Mondego	0,014
	Cretácico de Aveiro	0,015
	Vieira de Leiria – Marinha Grande	0,04
	Louriçal	0,02
	Viso-Queridas	0,02
Sulfato (mg/L)	Paço	542
	Peral - Moncarapacho	334
Cloreto (mg/L)	Orla Ocidental Indiferenciado das Bacias das Ribeiras do Oeste	293
	Bacia de Alvalade	589
	Zona Sul Portuguesa da Bacia do Guadiana	274
	Monte Gordo	308
	Covões	310
	Mexilhoeira Grande - Portimão	940
	Ferragudo - Albufeira	425
	Albufeira – Ribeira de Quarteira	425
	Quarteira	478
	São João da Venda - Quelfes	262
	Campina de Faro (subsistemas de Vale de Lobo e Faro)	257
	Luz-Tavira	299
	São Bartolomeu	337

De acordo com a metodologia de avaliação do estado químico das massas de águas subterrâneas foi feita a classificação das diferentes massas de águas subterrâneas identificadas nos diferentes planos de gestão de região hidrográfica. Seguidamente apresentam-se as massas de água identificadas com estado químico medíocre em cada região hidrográfica.

Tabela 5.3 Massas de água identificadas com estado químico medíocre em cada região hidrográfica (APA, 2016).

Região Hidrográfica	Massas de água subterrânea com estado químico medíocre	Pressões pontuais devido a passivos ambientais
Minho e Lima (RH1)	Não foram identificadas massas de águas subterrâneas com estado químico medíocre.	Sem passivos ambientais
Cávado, Ave e Leça (RH2)	Foi identificada uma massa de águas subterrâneas com estado químico medíocre. Esta massa de água, identificada como Maciço Antigo Indiferenciado do Baixo Cávado/Ave, apresenta como elementos responsáveis pelo seu estado químico medíocre os nitratos resultantes de atividades agrícolas.	Sem passivos ambientais
Douro (RH3)	Não foram identificadas massas de águas subterrâneas estado químico medíocre.	Escombreiras das antigas minas de São Pedro da Cova
Vouga, Mondego e Lis (RH4A)	Foram identificadas duas massas de águas subterrâneas com estado químico medíocre. Estas massas de água, designadas por Orla Ocidental Indiferenciado da Bacia Vouga e por Quaternário de Aveiro, apresentam como elementos responsáveis pelo seu estado químico medíocre os nitratos resultantes de atividades agrícolas.	Complexo Químico de Estarreja
Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5A)	Foram identificadas duas massas de águas subterrâneas com estado químico medíocre. Estas massas de água, designadas por Estremoz/Cano e Paço, apresentam como elementos responsáveis pelo seu estado químico medíocre os nitratos resultantes de atividades agrícolas.	Siderurgia Nacional Passivo ambiental do Seixal Quimiparque Aterro de lamas da ETAR de Alcanena Estaleiro da Margueira Passivos no território do Seixal Parque das Nações
Sado e Mira (RH6)	Na região hidrográfica do Sado e Mira foi identificada uma massa de águas subterrâneas com estado químico medíocre. Esta massa de água, identificada por Sines – Zona Sul, apresenta como elementos responsáveis pelo seu estado químico medíocre os hidrocarbonetos resultantes de atividades industriais (passivo ambiental).	Bacias de lamas industriais confinadas no Aterro de Resíduos Industriais de Santo André.

Região Hidrográfica	Massas de água subterrânea com estado químico medíocre	Pressões pontuais devido a passivos ambientais
Guadiana (RH7)	Na região hidrográfica do Guadiana foram identificadas duas massas de águas subterrâneas com estado químico medíocre. Estas massas de água, designadas por Gabros de Beja e Elvas – Campo Maior, apresentam como elementos responsáveis pelo seu estado químico medíocre os nitratos resultantes de atividades agrícolas.	Sem passivos ambientais
Ribeiras do Algarve (RH8)	Na região hidrográfica das Ribeiras do Algarve foram identificadas três massas de águas subterrâneas com estado químico medíocre. Estas massas de água, designadas por Mexilhoeira Grande – Portimão, Almansil – Medronhal e Campina de Faro – Subsistema Faro, apresentam como elementos responsáveis pelo seu estado químico medíocre os nitratos resultantes de atividades agrícolas.	Sem passivos ambientais

5.1.2 Pressões qualitativas e quantitativas

Para as águas subterrâneas e no âmbito da análise do estado químico foram consideradas os seguintes grupos de pressões:

- **Pressões qualitativas**, considerando-se como: **pontuais**, as rejeições de águas residuais com origem urbana, doméstica, industrial e provenientes de explorações pecuárias intensivas; e, **difusas**, as rejeições de águas residuais no solo provenientes de fossas séticas individuais e/ou coletivas, de explorações pecuárias intensivas com valorização agrícola dos efluentes pecuários, de explorações pecuárias extensivas, de áreas agrícolas, de campos de golfe e da indústria extrativa, incluindo minas abandonadas.
- **Pressões quantitativas**, as referentes às atividades de captação de água para fins diversos, nomeadamente para produção de água destinada ao consumo humano, para rega ou para a atividade industrial.

As pressões qualitativas responsáveis pela poluição pontual sobre as massas de água consideradas nos PGRH relacionam-se genericamente com a rejeição de águas residuais provenientes de diversas atividades, nomeadamente de origem urbana, industrial e pecuária. Não parecem ter sido tidas em conta as pressões pontuais resultantes de passivos ambientais, nomeadamente os históricos, que foram identificados nas diversas regiões hidrográficas.

As pressões qualitativas responsáveis pela poluição difusa consideradas nos PGRH resultam do arrastamento de poluentes naturais e antropogénicos por lixiviação até às massas de águas subterrâneas. Neste contexto, a poluição difusa pode resultar de:

- Aplicação de fertilizantes e produtos fitofarmacêuticos aplicados em terrenos agrícolas;
- Óleos, gorduras e substâncias tóxicas do escoamento superficial de zonas urbanas;
- Sedimentos de áreas em construção;
- Sais resultantes das práticas de rega e escorrências ácidas de minas abandonadas;
- Microrganismos e nutrientes provenientes da valorização agrícola de efluentes pecuários, de sistemas públicos de drenagem e tratamento de águas residuais e de sistemas individuais de tratamento;
- Aterros e lixeiras.

5.1.2.1 Passivos ambientais

No âmbito da 2.ª fase de planificação dos PGRH foi também feita uma identificação dos passivos ambientais por RH sendo que na RH1, RH2, RH7 e RH8 não foram identificados quaisquer passivos (Tabela 5.4).

Para completar a informação dos PGRH sobre as pressões pontuais, consultou-se o documento do Programa Operacional Temático Valorização do Território Eixo Prioritário III – Recuperação do Passivo Ambiental (Documento Enquadrador) (APA, 2008), onde são identificados diferentes passivos ambientais em consequência da atividade extrativa, industrial ou urbana, geograficamente limitadas e em território nacional. Importa notar que este documento não apresenta medidas com vista a requalificar estas áreas, mas refere que tais medidas terão de ser enquadradas em operações integradas que resolvam os problemas ambientais e que, simultaneamente, garantam a manutenção da qualidade ambiental no futuro.

O referido documento refere que a existência, em Portugal de situações de contaminação de solos em consequência de atividades industriais, geograficamente localizadas, atualmente desativadas ou abandonadas, constituindo um passivo ambiental e estando na origem de potenciais riscos para a saúde pública e ecossistemas exigem uma resolução urgente. Dos passivos ambientais identificados, dois deles (Aterro de lamas da ETAR de Alcanena e as Bacias de lamas industriais confinadas no Aterro de Resíduos Industriais de Santo André) já foram, entretanto, alvo de projeto de requalificação e reabilitação.

Neste documento, foram considerados os seguintes indicadores que permitem a caracterização de risco relacionado com os passivos ambientais:

- Potencial risco para a saúde humana (dimensão social);
- Potencial risco de continuação da degradação dos ecossistemas (dimensão ecológica);
- Potencial risco para a economia da região envolvente (dimensão económica).

Tabela 5.4 Identificação dos passivos ambientais por RH (2.º ciclo de planeamento 2016-21).

Identificação	Região Hidrográfica (RH)	Área Total do Passivo Ambiental (ha)	Tipo de Actividade	Município
Escombreiras das antigas minas de São Pedro da Cova	RH3	1,55	Deposição de resíduos da indústria transformadora	Gondomar
Complexo Químico de Estarreja	RH4A	8,00	Indústria transformadora	Estarreja
Siderurgia Nacional	RH5A	121	Indústria transformadora	Seixal
Passivo ambiental do Seixal (Fábrica de explosivos da SPEL, areeiro de J. Caetano, areeiro de Fernando Branco, Poço da Quinta do Talaminho)		140,9	Indústria transformadora/ deposição de resíduos da indústria transformadora e de reparação naval	Seixal
Quimiparque		80	Indústria transformadora	Barreiro
Aterro de lamas da ETAR de Alcanena (já reabilitado)		1,00	Deposição de resíduos da indústria transformadora	Alcanena
Estaleiro da Margueira		7,50	Reparação naval	Almada
Bacias de lamas industriais confinadas no Aterro de Resíduos Industriais de Santo André (já reabilitado)	RH6	8,50	Deposição de resíduos da indústria transformadora	Aterro de Resíduos Industriais de Santo André - RESIM

Os locais identificados com reconhecida elevada penalização devido à presença de contaminação de acordo com os indicadores acima referidos são:

- **Complexo Químico de Estarreja (Estarreja)** – com o início da produção de composto aromáticos nos anos 70 e de poliuretanos nos anos 80, o complexo químico de Estarreja foi responsável pela produção de grandes quantidades de resíduos, em especial a pirite e as lamas contendo teores elevados de mercúrio. Os primeiros resíduos são geradores de drenagem ácida, que contribui para a solubilização e mobilização em solução aquosa de elementos químicos

poluentes, nomeadamente, o mercúrio. Deste modo, a drenagem ácida promove a sua dispersão a partir da área de depósito dos resíduos através da rede hidrográfica superficial e das águas subterrâneas.

- **Siderurgia Nacional (Seixal)** – durante o seu funcionamento, de 1961 a 2001, produziu elevados volumes de resíduos constituídos por poeiras e lamas metálicas de ferro, zinco e manganês na sua forma elementar e oxidada, sílica e alumina, carbono orgânico, amianto, borras de nafta, enxofre e óxidos de cálcio, e que ainda hoje se encontram em grandes quantidades na área. Os resíduos depositados na Lagoa da Plameira são considerados perigosos e o volume de solos contaminados com compostos orgânicos e inorgânicos é muito significativo. Já as águas subterrâneas cujo nível freático se encontrava à data entre 1 - 7 metros também estão contaminadas.
- **Quimiparque (Barreiro)** – segundo dados de 2003, no parque industrial do Barreiro da Quimigal estão mais de 52 mil toneladas de resíduos perigosos, nomeadamente lamas provenientes de metalurgias de zinco.
- **Área de Sines** – como resultado das 265 000 toneladas de lamas oleosas resultantes das várias indústrias do polo industrial de Sines e outras depositadas na área, foi realizado o estudo "Valorização das lamas industriais depositadas/confinadas em bacias próprias no Aterro de Santo André" que confirmou a contaminação dos solos e das águas subterrâneas bem como permitiu conhecer a extensão dessa contaminação.
- **Área industrial de Alcanena** – como resultado da industrialização ocorrida na área e dos tratamentos incipientes de que eram dotadas, foi gerado um passivo ambiental constituído por lamas não inertizadas confinadas num depósito de lamas em anaerobiose, representando um elevado risco de contaminação. Entretanto, esta área constituiu um dos eixos de ação da APA (ex-ARH do Tejo), através do projeto de Reabilitação do Sistema de Tratamento de Águas Residuais de Alcanena, integrado no Projeto de Requalificação e Valorização da bacia do Alviela.
- **Zonas mineiras abandonadas** – com situações mais críticas na região Norte, na região Centro interior e na região do Alentejo, as antigas áreas mineiras de urânio, agora degradadas, representam uma fonte de contaminação.

Os locais considerados à priori de intervenção prioritária por lhes ter sido reconhecida uma penalização elevada devido à presença da contaminação de acordo com os fatores e indicadores acima referidos são os seguintes: (1) os terrenos afetos à antiga zona industrial de Estarreja; (2) os terrenos da antiga Siderurgia Nacional no Seixal; (3) a antiga zona industrial do Barreiro; (4) as lamas não inertizadas de 12 bacias adjacentes ao Complexo de Sines, entretanto já reabilitada; e, (5) a bacia do Alviela (área industrial de Alcanena), entretanto já reabilitada.

5.2 Responsabilidade Ambiental

A publicação do Decreto-Lei n.º 147/2008, de 29 de julho (Diploma RA), alterado pelo Decreto-Lei n.º 245/2009, de 22 de setembro, e Decreto-Lei n.º 29-A/2011, de 1 de março, introduziu no direito nacional o regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais enquanto instrumento para a prevenção e reparação de danos causados ao ambiente, definindo obrigações específicas para os operadores abrangidos.

O Diploma RA aplica-se exclusivamente aos danos considerados como alterações adversas mensuráveis de um recurso natural ou a deterioração mensurável do serviço de um recurso que provoquem efeitos significativos nas água, espécies e habitats naturais protegidos e/ou solo. Existe um Guia para a Avaliação de Ameaça Iminente e Dano Ambiental (APA, 2011) transcrevendo-se nos parágrafos seguintes a informação mais importante relativamente ao processo de avaliação do dano ambiental devido a episódios de contaminação da água subterrânea.

5.2.1 Danos ambientais solos e águas subterrâneas

No caso dos solos e das águas subterrâneas são assim abrangidos os seguintes danos:

- Qualquer contaminação do solo que crie um risco significativo para a saúde humana devido à introdução, direta ou indireta, no solo ou à sua superfície, de substâncias, preparações, organismos ou microrganismos;
- Quaisquer danos que afetem adversa e significativamente, nos termos da legislação aplicável, o estado quantitativo ou o estado químico das águas subterrâneas.

No tocante ao recurso natural água, o Diploma RA não se aplica exclusivamente à proteção do seu estado e das suas funções ecológicas, abrangendo igualmente os serviços por ele prestados. No caso da água subterrânea consideram-se relevantes os serviços associados às zonas classificadas como zonas protegidas e das quais se destaca:

- Zonas designadas por normativo próprio para a captação de água destinada ao consumo humano ou para a proteção de espécies aquáticas de interesse económico;
- Zonas designadas para a proteção de habitats e da fauna e da flora selvagens e a conservação das aves selvagens em que a manutenção ou o melhoramento do estado da água seja um dos fatores importantes para a sua conservação, incluindo os sítios relevantes da Rede Natura 2000.

Relativamente às águas subterrâneas, a expressão global do seu estado é determinada tendo em consideração o Estado Quantitativo e o Estado Químico. O conhecimento do estado inicial de uma massa de água é condição essencial para avaliar a existência e

significância da afetação produzida na mesma aquando da ocorrência de um incidente. Assim, a informação a considerar pode englobar, entre outros:

- Informação sobre o tipo de massas de água potencialmente afetadas e serviços prestados pelas mesmas;
- Dados químicos, hidrogeológicos, ecológicos, etc., recolhidos por amostragem no local;
- Dados recolhidos em locais com características semelhantes, nomeadamente a montante do mesmo;
- Informação recolhida em estudos desenvolvidos no local, como Estudos de Impacte Ambiental, estudos de carácter científico desenvolvido por Universidades, etc.

5.2.2 Medidas de contenção

Na sequência de um incidente com efeitos adversos sobre os recursos de água subterrânea devem de imediato ser acionados, pelo operador, os mecanismos de resposta a situações de emergência em matéria de recursos hídricos, nomeadamente através da adoção das medidas de contenção previstas no âmbito do Plano de Emergência Interno (PEI), dos diversos regimes de licenciamento (licença ambiental, título de utilização de recursos hídricos, etc.), da política de gestão ambiental (SGA, EMAS7) ou de outros documentos/ regimes existentes com procedimentos relevantes no presente contexto.

As medidas de contenção devem ser adotadas pelo operador, sem demora, independentemente do enquadramento subjacente ao incidente em si (Diploma RA, Lei da Água), de forma a garantir a limitação espacial e temporal dos efeitos adversos do incidente ocorrido.

De uma forma genérica considera-se que devem ser particularmente analisadas as situações que, após adotadas as medidas de contenção, verifiquem cumulativamente:

- Persistência dos efeitos adversos na massa de água afetada (continuidade da afetação);
- Afetação de uma água de recreio/balnear ou uma de massa de água destinada à captação para consumo humano para mais de 50 habitantes ou 10 m^3 /dia (ou, em particular, as origens para abastecimento de água que sirvam aglomerados mais populosos), ou localizada em sítio relevante da Rede Natura 2000.

5.2.3 Avaliação da persistência dos efeitos adversos nas águas subterrâneas

Para avaliar a persistência dos efeitos adversos na massa de água, deve estudar-se a variação do agente poluente na mesma, comparando-se, para o efeito, os valores característicos do estado inicial da massa de água e os detetados após a tomada das medidas de contenção.

Podem ainda ser analisados os aspetos seguidamente enumerados, assim como outros que venham a ser considerados relevantes:

- Extensão (volume, área) da massa de água afetada e respetiva fração dessa quantidade;
- Capacidade de diluição/regeneração natural do meio;
- Características de perigosidade do agente contaminante introduzido na massa de água (propriedades toxicológicas e ecotoxicológicas, persistência ambiental) e propriedades físico-químicas.
- Quantidade de agente contaminante introduzido na massa de água.

Se as medidas de contenção implementadas se tiverem revelado suficientes para eliminar por completo os efeitos do incidente ocorrido na massa de água, considera-se não serem necessárias ações adicionais.

Salienta-se que, a adoção de forma rápida e eficiente de medidas de contenção pode reduzir significativamente as situações de dano para a água ou diminuir os efeitos desse dano e consequentemente reduzir os custos das medidas de reparação.

Os procedimentos presentemente descritos encontram-se evidenciados na Figura 5.1 onde se esquematiza o processo de enquadramento do incidente ocorrido no Diploma RA (APA, 2011).

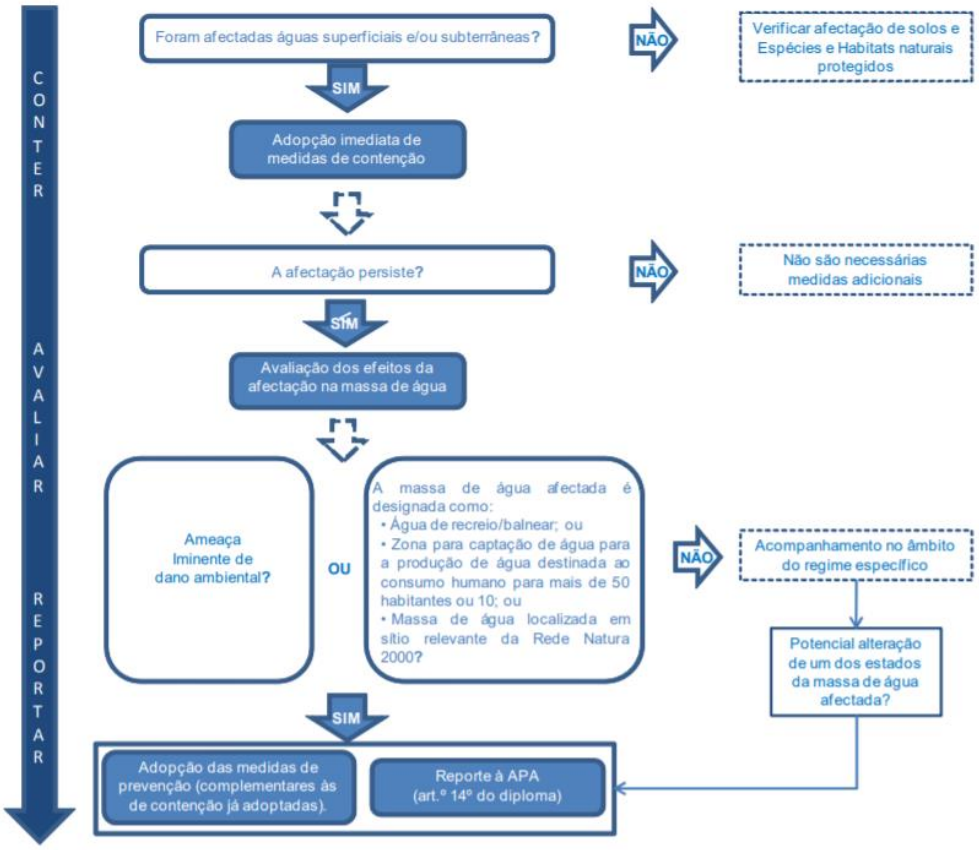


Figura 5.1. Fluxograma de atuação do operador aquando da afetação de águas subterrâneas (APA, 2011)

5.2.4 Avaliação da significância da afetação

Se, nalgumas situações, os acidentes, pelas suas dimensões (natureza, gravidade e extensão), configuram desde logo um dano ambiental, na maioria dos casos a confirmação destas situações não será evidente nem imediata, pelo que o processo de avaliação dos efeitos do incidente ocorrido é complexo e pode implicar a utilização de diversas ferramentas para esse efeito. Assim, e mediante uma análise caso a caso, o operador pode recorrer às seguintes ferramentas para avaliação detalhada dos efeitos do incidente:

- **Modelação da dispersão da mancha de contaminante pela massa de água**, para um período de simulação superior a um ano, através de software adequado, com o intuito de proporcionar informação relevante para a avaliação da eventual deterioração dos estados que caracterizam a massa de água afetada;
- **Plano de monitorização** para o acompanhamento dos efeitos da afetação por um período mínimo de um ano, de forma a recolher informação relevante para a avaliação da eventual deterioração dos estados que caracterizam a massa de

água afetada. O plano de monitorização deve complementar a informação existente recolhida no âmbito da rede de monitorização da qualidade da água na região hidrográfica.

- **Análise de Risco Ambiental Quantitativa**, para determinação do risco para a saúde humana, na sequência da eventual afetação do serviço prestado pela massa de água em benefício do público aquando da ocorrência do incidente. No entanto, não existe ainda qualquer guia sobre metodologias de análise de risco nas águas subterrâneas.

5.2.5 Avaliação de risco

Para o desenvolvimento da avaliação do risco para a saúde humana é necessário proceder à definição dos seguintes termos:

- Compostos/agentes de interesse, são os correspondentes aos compostos envolvidos no dano para o solo, sendo fundamental conhecer a sua distribuição espacial, concentrações, comportamento no meio físico-químico e as suas características toxicológicas, entre outras.
- Área de interesse, é aquela que abrange os locais onde foram identificados compostos de interesse, devendo a sua dimensão ser estimada;
- Exposição: contacto do individuo com o agente contaminante, que deve ser caracterizado pela população exposta, frequência, duração e vias de exposição (descrevem o percurso tomado pelo agente contaminante desde a fonte até ao recetor).

A completa compreensão do caminho de exposição tomado pelo agente contaminante implica o conhecimento dos seguintes fatores:

- Fonte e mecanismo de contaminação;
- Via de contaminação ou trajeto (ar, solo, águas superficiais ou subterrâneas);
- Via de exposição/absorção do composto (inalação, ingestão, contacto dérmico);
- Recetor humano.

Sendo a avaliação de risco quantitativa específica para o local em análise e uma vez que esta análise assenta sobre as interações verificadas entre a fonte da contaminação, a via de contaminação e os recetores (fonte – trajeto – recetor), é fundamental a definição de um Modelo Conceptual, através dos qual se constitui uma aproximação das condições iniciais do local em análise e se identificam os vários cenários de exposição, que, por sua vez, permitem correr modelos de simulação.

Assim, através das diversas fontes de informação existentes (caracterização do estado inicial, distribuição dos focos de contaminação, dados litológicos e hidrogeológicos,

diversa cartografia disponível, etc.), o estabelecimento do modelo conceptual envolve a consideração dos seguintes aspetos:

- Identificação das características dos contaminantes;
- Localização dos locais contaminados;
- Mecanismos de fuga/derrame;
- Vias de exposição à contaminação (inalação, ingestão, contacto dérmico);
- Mecanismo de migração/mobilização no meio (lixiviação, volatilização, diluição, etc.);
- Recetores potenciais existentes;
- Perfis litológicos/geológicos;
- Caracterização hidrológica e hidrogeológica (qualidade, caudal, nível freático, velocidade de escoamento, direção do fluxo);
- Levantamento topográfico (solo e subsolo);
- Caracterização climatológica (direção e velocidade do vento, temperatura, humidade, etc.).

6 ÁUSTRIA

6.1 Enquadramento legal

Nos últimos 10 anos as experiências sobre remediação de solos e águas subterrâneas contaminadas na Áustria refletem diversas dificuldades para eliminar plumas de poluentes persistentes e para recuperar as condições pristinas nas massas de águas subterrâneas. As medidas de remediação voltadas para este tipo de objetivos ambientais (condições pristinas) têm custos associados e recursos técnicos tão elevados que tendem a ter tempos de implementação muito prolongados, tornando-se muitas vezes inviáveis.

Existe atualmente uma enorme lacuna entre os objetivos de proteção definidos pela legislação austríaca relativa aos recursos hídricos e que pretende que a água subterrânea seja um recurso de qualidade para garantir o abastecimento de água potável; e, o benefício ecológico relativamente baixo dos projetos de remediação, o que torna urgente uma revisão das metodologias atuais e o desenvolvimento de novas abordagens baseadas em análises de risco e tendo em conta os recetores finais para lidar com os locais contaminados (solos e águas subterrâneas) (Müller, 2017). O resumo que se segue baseia-se nos documentos de Müller & Weihs (2010) e Müller (2017) que servem de base às metodologias de remediação implementadas pela Agência do Ambiente da Áustria (*umweltbundesamt*) e que embora não tenham um estatuto de decreto-lei, as diretrizes têm uma poderosa função de orientação, tendo sido confirmadas ao mais alto nível administrativo.

Assim, considera a Agência do Ambiente da Áustria que como a investigação e a remediação de locais contaminados necessitam de ser entendidos como um processo integrado e iterativo com diversos níveis e objetivos, baseado em dados de observação reais, as novas abordagens devem considerar que as medidas de remediação possam ser melhoradas e otimizadas ao longo dos ciclos de implementação do projeto de remediação.

Uma nova visão política relativa à avaliação direta dos riscos e remediação de locais contaminados foi desenvolvida e publicada pelo governo Austríaco em 2009. Esta nova visão implica que a análise de risco deve ser feita à escala local e dependendo do uso do solo. Além disso, considera que as futuras medidas de remediação devem ter cada vez mais em conta os benefícios ambientais e a sustentabilidade. Isso implica que, dependendo das condições específicas do local, pode ser aceitável que os objetivos finais de remediação para as águas subterrâneas não sejam as condições pristinas, mas um determinado nível de contaminação que se considera mantém o solo e as águas subterrâneas num bom estado tendo em conta as suas funções e os ecossistemas dependentes.

6.2 Metodologia

6.2.1 Objetivos

Os objetivos de remediação são em geral compreendidos e definidos iguais a valores de conformidade ou a limiares de qualidade das águas subterrâneas. Na prática, o que se verifica depois é que mesmo os casos de contaminação pontual, sem qualquer tendência de migração do poluente, são tratados através de medidas de remediação intensivas que têm como objetivo a completa remoção do poluente no foco de contaminação e que se perpetuam no tempo. Atualmente a Áustria procura um entendimento novo e estruturado para definir metas de remediação mais realísticas.

Tendo em conta as características hidrogeológicas predominantes na Áustria tem-se verificado que medidas de remediação, como em particular a bombagem e tratamento (*pump and treat*), são particularmente ineficazes, uma vez que a mobilização de poluentes é controlada por processos de adsorção e gradientes de difusão limitados. Para apoiar uma gestão de locais contaminados e implementar medidas de gestão específicas tendo em conta as características do próprio local de contaminação, torna-se necessário repensar a definição dos objetivos de remediação e dos valores objetivo de remediação.

Os objetivos de remediação serão uma descrição geralmente qualitativa e de certa forma abstrata relativa ao estado ambiental final que se pretende para um local contaminado e o seu entorno. E, consequentemente, será necessário quantificar e definir valores objetivo que podem ser controlados. Além dos critérios que definem os níveis de concentração toleráveis para poluentes, os valores objetivo específicos do local para as águas subterrâneas também podem envolver critérios relativos à mobilização (fluxo de massa), geometria da pluma (por exemplo, comprimento da pluma) ou a tendência atual para o seu espalhamento.

6.2.2 Modelo conceptual

Na metodologia Austríaca, o pré-requisito para descrever os objetivos de remediação é o desenvolvimento do modelo conceptual, que caracteriza de forma holística as fontes da contaminação (poluentes, delimitação tridimensional, potenciais de mobilização), a extensão e os processos dentro da pluma de contaminação e as dinâmicas futuras de migração.

Na prática, as plumas de contaminação necessitam de ser delineadas pelo menos bidimensionalmente, mas também devem ser caracterizadas tendo conta a sua mobilidade e comprimento. No caso particular da mobilidade, que significa que os fluxos de massa de poluentes libertados na origem representam um critério complementar, permite a comparação de plumas contaminação de águas subterrâneas ("avaliação relativa") em diferentes ambientes geológicos e hidrogeológicos. Além disso é o critério

fundamental para definir uma contaminação de águas subterrâneas como sendo "grave" (dano ou poluição) ou não.

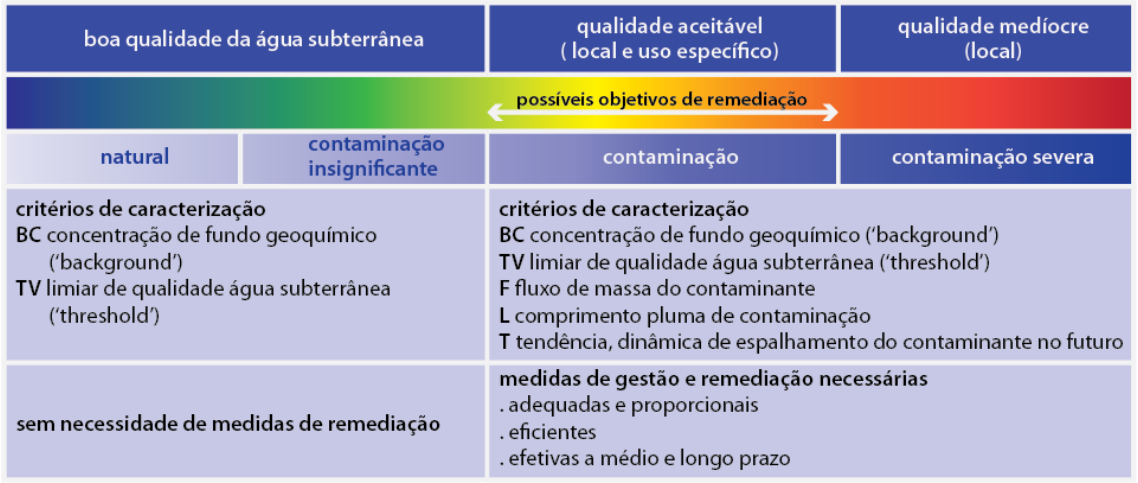
Por exemplo, um fluxo de massa de poluente que num caudal de água subterrânea de 500 m³/d atinge uma contaminação média equivalente ao valor de intervenção (por exemplo, tetracloroetileno de 10 PCE µg/L) pode ser classificado como um fluxo de massa poluente grave (por exemplo, 5 g PCE/dia). Assim, a tendência da pluma de contaminação deve ser caracterizada em escalas de tempo de médio a longo prazo (por exemplo, período de tempo de uma geração ou pelo menos 20 anos). E, isso envolve previsões relativas à escala geográfica (em particular, comprimento da pluma ou propagação longitudinal) bem como para os fluxos verticais de massa de poluente. Utilizando os elementos acima descritos, a contaminação é designada como “grave”, onde a pluma de contaminação mostra um “fluxo de massa poluente grave" mobilizado na fonte, com um comprimento de pelo menos 100 m e uma vida útil de mais de 5 anos.

6.2.3 Planeamento e medidas de remediação

A definição dos objetivos de remediação específicos do local e o planeamento das medidas de remediação são correspondentes e precisam ser considerados como um processo iterativo. Além dos critérios já abordados e que permitem uma categorização da contaminação das águas subterrâneas (Figura 6.1), a seleção dos objetivos preliminares da remediação precisa de ter em consideração outros parâmetros específicos do local, refletindo o modelo conceptual do local e todo um entendimento do processo de contaminação:

- propriedades dos poluentes relevantes e condições subterrâneas que controlam o destino e o transporte;
- distribuição, sorção e mobilização de poluentes na fonte de contaminação;
- distribuição dos poluentes e respetivos processos de reação na pluma;
- usos e ecossistemas dependentes das águas subterrâneas.

Figura 6.1. Categorização dos diferentes níveis de contaminação de água subterrânea na Áustria (adaptado de Müller & Weihs, 2010)



Aquando da avaliação da viabilidade de um projeto de remediação, as tecnologias de remediação disponíveis são examinadas para verificar a sua adequabilidade para atingir os objetivos preliminares de remediação no curto e no médio prazo (5 a 20 anos). Onde os estudos de viabilidade indicarem que não há tecnologia adequada ou alternativa proporcional de remediação, os objetivos preliminares da remediação terão de ser adaptados.

Na fase de planeamento, os objetivos de remediação específicos do local são estabelecidos e especificados através dos valores objetivo da remediação (Figura 6.2). Obviamente, estes valores objetivo precisam de ser definidos para qualquer poluente relevante. Os seguintes critérios são aplicáveis na Áustria (sh. ON S 2088-1):

- recuperação da boa qualidade das águas subterrâneas: valores-limiares (TV);
- plumas limitadas e contaminação tolerável: valores de intervenção.

Além disso, os valores objetivo de remediação específicos do local devem envolver fluxos de massa específicos (objetivo de remediação: limitar as plumas localmente), mas podem ser completados por restrições no comprimento e na tendência da pluma (objetivo da remediação: limitar as plumas específicas do local) ou, se necessário, um fator de segurança que defina a distância mínima para um determinado uso da água subterrânea.

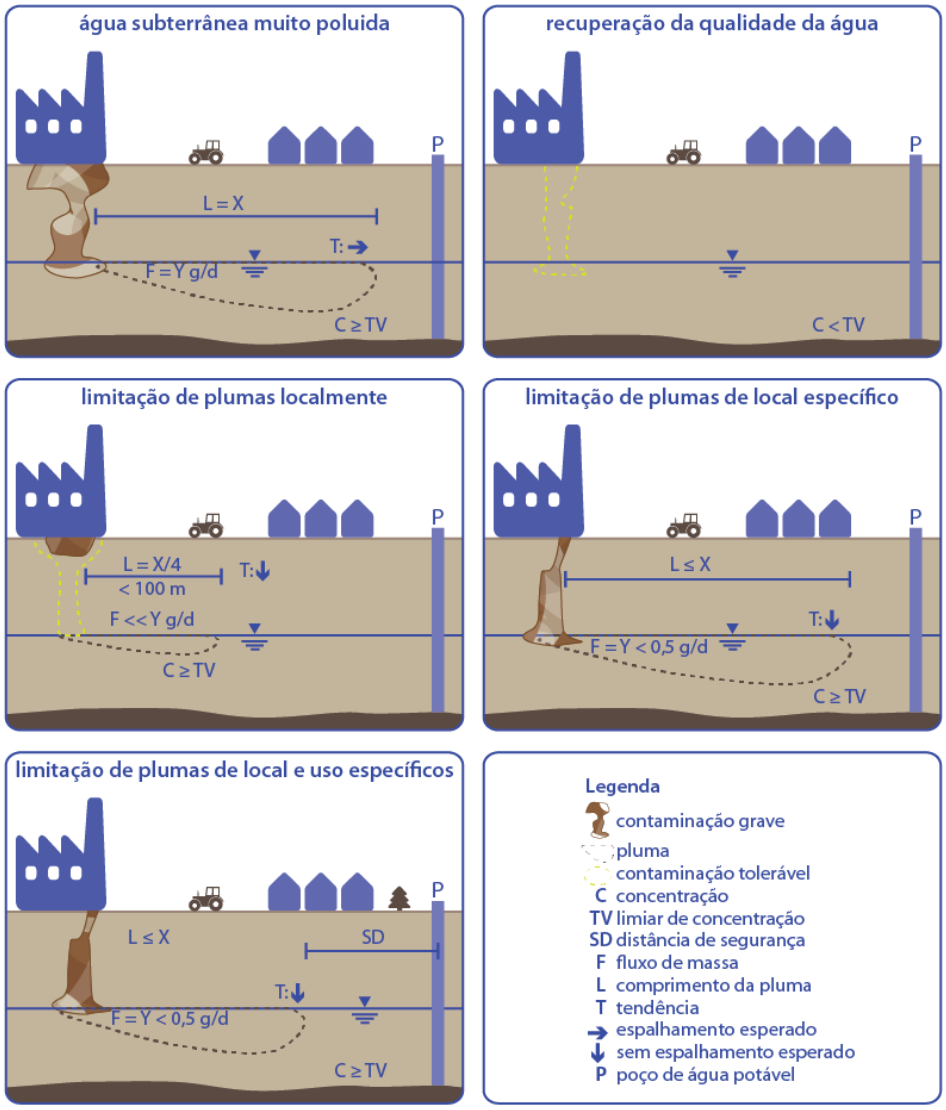


Figura 6.2. Objetivos de remediação da água subterrânea em locais com contaminações históricas localizadas a uma distância X de um utilizador final da água subterrânea (adaptado de Müller & Weihs, 2010).

Para limitar os fluxos de massa de poluentes e tendo em conta as tecnologias disponíveis, o objetivo geral segue o nível de redução viável do poluente, mas que pelo menos tem de ser menor que um fluxo de massa aceitável, que é um valor objetivo de remediação que define um limite superior genérico para aceitabilidade e desvios específicos do local. Após uma redução dos fluxos de massa de poluentes e da mobilização nas fontes, as tendências e o comprimento das plumas devem diminuir com o tempo. Consequentemente, os valores objetivo da remediação em relação a esses critérios são necessários apenas em locais muito contaminados, com danos significativos e complexos nas águas subterrâneas ou onde, devido a condições complexas do local, permanecem incertezas acrescidas.

6.2.4 Monitorização da remediação

Como pré-requisito para controlar o progresso de um projeto de remediação é necessária uma previsão dos efeitos sobre as águas subterrâneas e consequentemente, ao longo da implementação das medidas de correção, o progresso específico do local e as possibilidades de adaptação e otimização devem ser examinados regularmente ("auditoria de remediação").

6.2.5 Encerramento do projeto de remediação e reabilitação da área

Para discutir cenários relacionados com o termo do projeto de remediação, os seguintes aspetos precisam ser examinados:

- qualquer adaptação e otimização viáveis das medidas;
- realizações relativas ao objetivo de remediação específico do local, bem como da necessidade, adequação e proporcionalidade.

Se o objetivo de remediação específico do local tiver sido alcançado, mas os valores objetivo da remediação não forem, isso pode depender de características específicas do local que não foram totalmente compreendidas na fase de planeamento e influenciaram de forma errónea a seleção de uma tecnologia de remediação, limitando a sua eficácia. Em tal situação, uma adaptação dos valores objetivo da remediação pode ser apropriada, se não forem necessárias mais restrições ao uso da água subterrânea.

Se nem os objetivos da remediação nem os valores objetivo foram atingidos e nem é provável que sejam alcançados no futuro, então é necessário analisar a situação novamente e de forma mais detalhada:

- houve uma redução da mobilização de poluentes e do seu impacto específico no local;
- houve uma redução esperada da mobilização de poluentes dentro do restante período de remediação;
- viabilidade de adaptar ou otimizar medidas;
- riscos relativos aos usos existentes.

Se a remediação terminou então será necessário definir as medidas de monitorização a médio ou longo prazo até que se garanta que não existem quaisquer riscos para a utilização final pretendida para o local contaminado alvo de recuperação ambiental.

7 ESPANHA

7.1 Enquadramento legal

Em Espanha, o Real Decreto-Lei 9/2005, de 14 janeiro, faz o enquadramento legal das questões relacionadas com contaminação de solos estabelecendo a relação entre as atividades com elevado potencial de contaminação do solo e os critérios para a definição de um solo contaminado. Neste decreto, o Artigo 5 é relativo à contaminação das águas subterrâneas, indicando que no caso de existirem indícios de contaminação das águas subterrâneas como consequência da contaminação de um solo, tal circunstância deverá ser notificada à Administração de Região Hidrográfica competente ou no caso das Comunidades Autónomas às Administrações Hidráulicas correspondentes.

Este decreto baseia-se na Lei 10/1998, de 21 abril, de resíduos, onde está definido que o governo em conjunto com as comunidades autónomas tem o dever de determinar os critérios e valores limiares indicadores de contaminação de solos e que permitem a avaliação dos respetivos riscos para a saúde humana e o meio ambiente tendo em conta a natureza e o uso dos solos. Com base nestes critérios, as regiões autónomas deverão declarar, delimitar e fazer um inventário dos solos contaminados existentes nos seus territórios e estabelecer uma lista de prioridades de atuação com base no maior ou menos risco para a saúde humana e para o meio ambiente.

Em Espanha, a gestão das bacias hidrográficas, e que inclui a proteção e gestão da quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas, tem duas modalidades:

- **Confederações Hidrográficas**: responsáveis pela gestão das bacias hidrográficas que excedem os limites territoriais de uma única comunidade autónoma; designam-se por bacias intercomunitárias (Cantábrico, Minho-Sil, Douro, Ebro, Tejo, Júcar, Guadiana, Guadalquivir e Segura);
- **Comunidades Autónomas**: responsáveis pela gestão das bacias hidrográficas que se fazem parte exclusivamente do território de uma única comunidade autónoma; são as denominadas bacias intracomunitárias (Bacias Atlântica e Mediterrânea Andaluzas, Internas Catalãs, Baleares, Canárias, Galiza-Costa e Internas do País Basco.

As confederações hidrográficas foram criadas em 1926 por um Real Decreto-Lei, estando definidas na Lei da Água como entidades de Direito público com personalidade jurídica própria e distinta do Estado, dependentes para efeitos administrativos do Ministério de Agricultura e Pesca, Alimentação e Meio Ambiente, através da Direção Geral da Água, como organismo autónomo com plena autonomia funcional.

A maioria das Confederações Hidrográficas e das Comunidades Autónomas não têm guias metodológicos para a avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica de origem pontual, sendo a Confederação Hidrográfica do Ebro e as Comunidades Autónoma do País Basco e da Catalunha das poucas exceções.

A Agência Catalã da Água (ACA) é a instituição pública da Comunidade Autónoma da Catalunha responsável pelo planeamento e gestão da água, de acordo com os princípios básicos da DQA. Criada em 2000, a ACA é responsável por garantir a disponibilidade de água e sua qualidade na origem (águas subterrâneas e superficiais). É também responsável pelo saneamento das águas residuais e a proteção e conservação das massas de água e ecossistemas associados. Para o presente relatório, será resumida a metodologia apresentada por esta instituição para a descontaminação da água subterrânea em locais contaminados por fontes de origem pontual por ser das mais completas e bem documentadas em Espanha.

7.1.1 Novo quadro normativo em preparação

Recentemente a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e a Direção Geral da Água reconheceu que a contaminação das águas subterrâneas de origem pontual constitui um problema de carácter complexo que requer novas ferramentas técnico-jurídicas, cujo objetivo final é a reparação do dano causado no domínio hídrico subterrâneo público e a recuperação ambiental do meio. Assim, está em preparação um novo Quadro Normativo que inclui uma nova redação dos capítulos relativos à proteção das águas subterrâneas relativamente à poluição pontual; a definição de um conjunto de valores de referência de qualidade da água subterrânea; a definição do conteúdo mínimo de um estudo de caracterização/ diagnóstico ambiental; e, a definição de procedimentos de aplicação de análise de risco e avaliação dos impactos, que se considera permitirão resolver de forma eficiente os casos de contaminação pontual das águas subterrâneas.

7.1.1.1 Critérios para a elaboração da análise quantitativa de riscos

A metodologia de análise de risco proposta neste novo enquadramento normativo em Espanha é a designada "Ação corretiva baseada na Análise de Risco" (RBCA), desenvolvida pela ASTM (“American Society for Testing Materials”) para avaliação de riscos em locais contaminados por substâncias químicas.

O processo de análise de risco será desenvolvido em quatro fases básicas:

- FASE 1. Definição do modelo conceptual que descreve a localização em termos de risco, preparado a partir das informações existentes.
- FASE 2. Identificação de recetores de risco, meios e vias de exposição.
- FASE 3. Estabelecimento dos diferentes cenários de risco, atuais e futuros, tanto no local quanto no meio ambiente.
- FASE 4. Avaliação de riscos e tomada de decisão.

Para realizar a análise de risco que determina os riscos potenciais aos quais os recetores sensíveis de contaminação no subsolo estão expostos, os seguintes critérios gerais serão aplicados:

- Todas as fontes de contaminação no local devem ser consideradas.
- Todos os compostos poluentes cuja concentração exceda os valores genéricos de não risco (VGNR) devem ser considerados em pelo menos um ponto de amostragem. Da mesma forma, outros compostos não incluídos na lista do VGNR devem ser considerados cuja presença e concentração possam representar um risco potencial.
- Os riscos potenciais serão considerados dentro e fora do local, gerados pelo transporte dos mesmos pelas águas subterrâneas.
- Os usos atuais e futuros do local e seus arredores serão considerados.

No caso de existir fase livre do poluente mais ou menos densas que as águas subterrâneas, ela deverá ser imediatamente retirada antes de se iniciar o processo de avaliação da RBCA, pois é o foco principal da introdução de poluentes nas águas subterrâneas.

Todas as vias relevantes de exposição serão identificadas e definidas. No mínimo, as seguintes vias de exposição devem ser consideradas, dentro e fora do local: captação de água subterrânea, impactos nos cursos de água superficial, contato dérmico e inalação de materiais voláteis e/ ou partículas num ambiente interior ou exterior.

O processo de avaliação de riscos será realizado a partir de uma abordagem abrangente: todos os meios físicos envolvidos no cenário de risco devem ser levados em consideração: águas subterrâneas, águas superficiais, solo, atmosfera, vapores, partículas, etc.

Todos os possíveis recetores expostos devem ser levados em consideração, de acordo com os usos contemplados. As características do indivíduo mais exposto serão definidas razoavelmente e, para cada uma das rotas de exposição consideradas, será determinada a dose à qual ele está exposto.

A exposição máxima razoável ou exposição combinada para cada cenário específico será calculada como um somatório da exposição para as diferentes rotas, apresentando uma estimativa da contribuição das diferentes rotas para a exposição total do local.

Todos os cenários de exposição razoavelmente possíveis serão considerados, dependendo do uso atual e futuro do site e de seu ambiente, de acordo com seu contexto socioeconómico atual e futuro. O cenário de exposição será caracterizado pela determinação do uso do solo da área afetada (atual e futura) com as referências toxicológicas estabelecidas para cada substância e estrato da população:

- Para compostos cancerígenos, o risco será estimado como o aumento da probabilidade de um indivíduo desenvolver um cancro ao longo da sua vida

devido à exposição a um agente cancerígeno. Uma situação de risco aceitável será considerada aquela em que a frequência esperada de aparecimento de cancro na população exposta não exceda um por cem mil casos.

- Para compostos com efeitos não carcinogénicos, o risco será calculado comparando a dose ingerida durante um tempo de exposição especificado com uma dose de referência toxicológica correspondente a um período de exposição semelhante. Nesse caso, o risco será considerado aceitável para cada substância quando a relação entre as doses de exposição a longo prazo e a dose máxima admissível for menor que a unidade.

Em termos de proteção dos ecossistemas, supõe-se que uma situação de risco aceitável seja aquela em que, para os poluentes identificados, o quociente entre o nível de exposição, expresso em concentração, e o limiar ecotoxicológico, definido pela concentração máxima para a qual não são esperados efeitos nos ecossistemas, é menor que a unidade.

No processo de análise de risco, será essencial especificar as premissas e incertezas inerentes à análise. A incerteza será avaliada indicando os aspetos da análise que mais contribuem para a incerteza e a influência das incertezas na tomada de decisões.

7.1.1.2 Valores objetivo de referência

O processo de análise de risco deve definir os níveis de máxima concentração residual admissível ou Níveis Objetivo de Remediação na área de origem da contaminação e que são os que definem os riscos aceitáveis nos potenciais recetores.

Os Níveis Objetivo de Remediação definitivos para cada composto serão os valores mais baixos obtidos (mais restritivos) para cada cenário, recetor e via de exposição considerados, tanto para o local quanto para fora dele.

Os Níveis Objetivo de Remediação obtidos não podem, em caso algum, ser superiores aos Valores Genéricos de Intervenção, e serão levados em consideração para futuras ações corretivas de correção.

Sempre que possível, a remediação terá como objetivo eliminar fontes de contaminação e reduzir a concentração de poluentes no subsolo. Caso, por razões técnicas, económicas ou ambientais justificadas, essa recuperação não seja possível, poderão ser aceitas soluções de recuperação destinadas a reduzir a exposição, desde que contenham medidas de contenção ou mesmo de confinamento.

7.2 Metodologia

No âmbito da gestão de episódios de poluição das águas subterrâneas por fontes de origem pontual entendeu a ACA ser necessário haver alguns mecanismos de gestão

eficiente que facilitem a tomada de decisões e, em particular, a definição de valores numéricos que se podem tornar critérios (valores limiares) para restaurar a qualidade do ambiente. O desenvolvimento da estrutura regulatória para a gestão das águas subterrâneas, paralelamente ao aumento do número de episódios de poluição recebidos pela ACA, aumentou estas necessidades de gestão para acelerar e otimizar os processos de remediação de águas subterrâneas contaminadas (Figura 7.1).

Figura 7.1. Etapas do processo de caracterização do episódio de contaminação das águas subterrâneas.

A ACA disponibiliza no seu *website* (ACA, 2020) a documentação relativa e necessária à aplicação de procedimentos para a recuperação de águas subterrâneas contaminadas por fontes de origem pontual, nomeadamente:

- Informação necessária nas diferentes etapas de um programa de descontaminação de águas subterrâneas em locais contaminados por fontes de origem pontual;
- Guia de requisitos mínimos para a investigação preliminar da qualidade do subsolo;
- Protocolo de atuação em episódios de contaminação;
- Guia de instalação de piezómetros;
- Guia de técnicas geofísicas para investigação de locais contaminados - descrição e viabilidade da sua aplicação;
- Guia para a recuperação de águas subterrâneas em áreas contaminadas por fontes de origem pontual;
- Valores limiares. Critérios de aplicação dos valores limiares para a recuperação de águas subterrâneas em áreas contaminadas por fontes de origem pontual;
- Protocolo de atuação de descontaminação das águas subterrâneas em estações de serviço na Catalunha;
- Guia de atenuação natural das águas subterrâneas contaminadas por hidrocarbonetos derivados do petróleo;

- Guia de biorremediação de águas subterrâneas contaminadas por hidrocarbonetos derivados do petróleo.

7.2.1 Programa de remediação de águas subterrâneas contaminadas

A ACA propõe um programa faseado para a remediação de águas subterrâneas contaminadas por fontes de origem pontual com os seguintes objetivos:

- Fase 1. Caracterização da área contaminada

Os principais objetivos desta fase passam por identificar os tipos de poluentes e as suas características químicas; definir a distribuição, extensão e a intensidade da pluma poluente; identificar os mecanismos de contaminação e as características hidrogeológicas do meio; identificar aspetos que influenciem a migração dos poluentes; e, avaliar a necessidade de ações de recuperação e o risco para a saúde humana e o meio ambiente.

Esta fase encontra-se dividida em duas etapas:

A primeira etapa (Fase 1.1) inclui a recolha de informação preliminar sobre a área contaminada (identificação dos compostos químicos presentes na zona e seu armazenamento, identificação dos resíduos, armazenamento e tratamento, e informação referente a acidentes e fugas); o levantamento do histórico (identificar a existência de atividades potencialmente poluentes e definir os tipos de poluentes que possam ter sido manipulados na área); a visita à área contaminada (recolha de informação de campo); identificação da hidrogeologia envolvente (identificar aquíferos existentes, a sua geometria e direções do fluxo subterrâneo) e definir a metodologia de amostragem para a caracterização da contaminação das águas subterrâneas.

A segunda etapa (Fase 1.2) inclui a caracterização efetiva da área afetada (*site investigation*). Esta etapa implica atividades de pesquisa mais específicas no terreno com o objetivo de localizar fontes de contaminação conhecidas, avaliar a extensão e intensidade da zona afetada e a distribuição da contaminação, estabelecendo uma rede de monitorização da qualidade da água subterrânea.

- Fase 2. Recuperação ambiental da área contaminada

Nesta etapa os principais objetivos são definir a atuação necessária para a recuperação efetiva e eficiente do solo e das águas subterrâneas contaminadas, fixando os objetivos da recuperação e elaborando os relatórios de seguimento das medidas de descontaminação aplicadas e de acordo com a periodicidade fixada. Desta etapa fazem parte o relatório de medidas de recuperação, que tem por objetivo a definição das medidas de recuperação e definir o período de recuperação e os respetivos objetivos, e o relatório de seguimento das medidas de recuperação, com o objetivo de comprovar a eficiência das técnicas de recuperação aplicadas e conhecer a resposta do meio e a evolução da qualidade da água.

- Fase 3. Medidas de acompanhamento da evolução do processo de descontaminação

O relatório relativo ao acompanhamento da evolução do meio ambiente na área contaminada deve dar conhecimento da evolução da qualidade das águas subterrâneas, incluindo uma breve descrição dos antecedentes e das medidas de descontaminação, os resultados analíticos da rede de monitorização da qualidade da água, os níveis piezométricos da área monitorizada, a avaliação dos resultados obtidos, as conclusões e uma proposta de atuação para redução da contaminação e para que sejam atingidos os objetivos estabelecidos para a qualidade da água subterrânea.

- Fase 4. Finalização do processo de remediação ambiental

Para se considerar que uma área contaminada está efetivamente recuperada deve ser tecnicamente justificada a eliminação da fonte da contaminação, a estanquidade de tanques e instalações e que o solo não representa uma fonte ativa de contaminação das águas subterrâneas. Relativamente às águas subterrâneas, deve ser feita a caracterização efetiva da zona afetada e garantir que os objetivos de recuperação acordados com a ACA foram atingidos.

7.2.2 Definição de valores limiares

A ACA definiu valores limiares para as águas subterrâneas em áreas contaminadas por fontes de origem pontual e que são valores de referência a considerar no processo de recuperação de águas subterrâneas contaminadas. A metodologia adotada para a definição dos valores limiares de contaminação das águas subterrâneas é baseada numa **análise de risco para a saúde humana** sendo considerados diferentes usos da água subterrânea Figura 7.2.

A determinação dos valores limiares (ou, valores de nível de referência, NR) das águas subterrâneas contaminadas por fontes de origem pontual na Catalunha foi iniciada pela Agência Catalã da Água em 2003 com o projeto “Níveis de referência para remediação da água subterrânea em locais contaminados por fontes de origem específica” com a colaboração da empresa MediTerra. Posteriormente, em 2006, iniciou-se uma segunda fase com o estudo “Determinação dos níveis de referência de poluentes químicos para diversos usos das águas subterrâneas com base na avaliação de riscos” no âmbito do projeto QUASAR e que contou com a participação do Centre Tecnològic de Manresa (CTM), que estabeleceu a metodologia para o cálculo dos níveis de referência com base numa análise de risco para os usos a que as águas subterrâneas se destinavam. Finalmente, em 2007, foi realizada uma análise de sensibilidade dos níveis de referência estabelecidos, a fim de determinar o nível de contribuição dos parâmetros relevantes de exposição e incluir a modelação dos fluxos subterrâneos para cada cenário, ou seja, determinar a importância destes parâmetros na variação do valor do NR obtido (“Valores

genéricos para remediação de águas subterrâneas em locais contaminados por fontes pontuais", 2007).

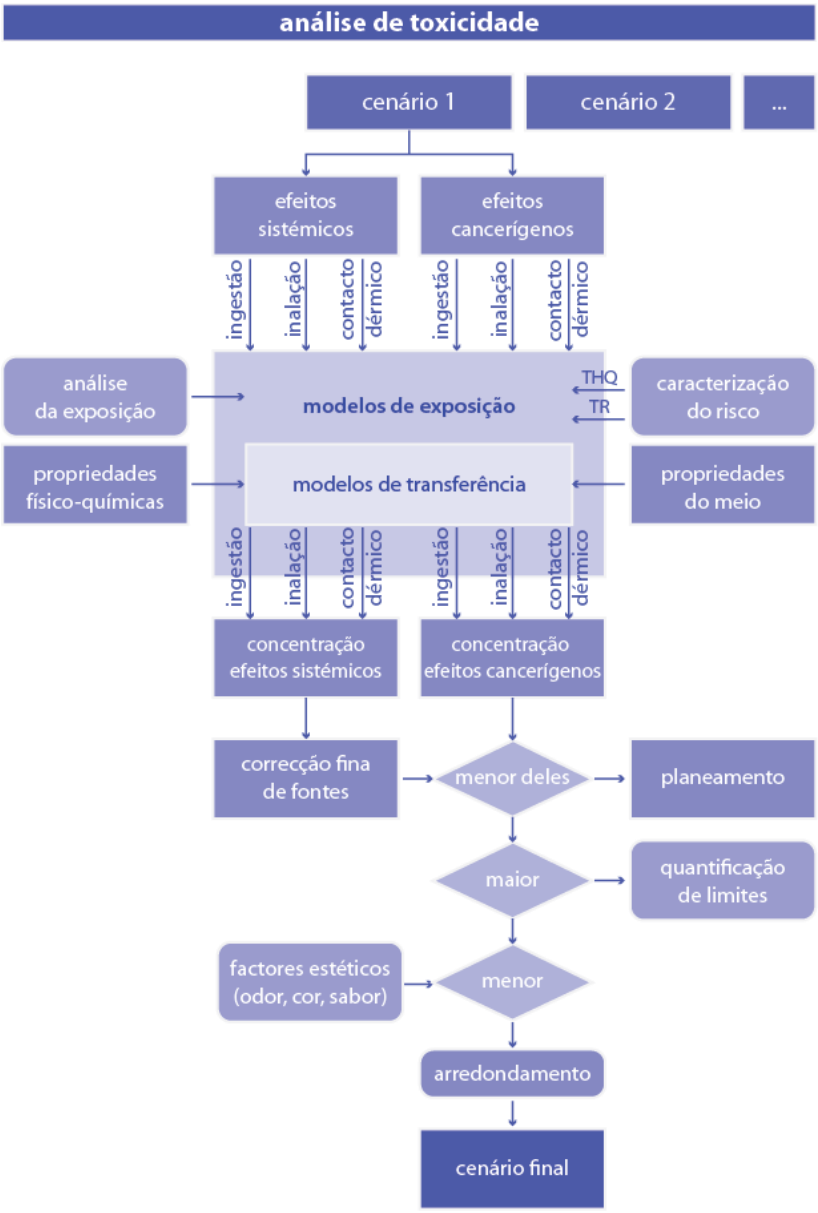


Figura 7.2. Esquema da metodologia adotada pela ACA para a obtenção dos valores de referência para a recuperação de águas subterrâneas (ACA, 2000).

Os NRs resultantes da análise de sensibilidade foram usados para determinar os valores genéricos de gestão (VGNR e VGI):

- Valor genérico de não risco (VGNR): concentração de poluente que não se espera causar riscos aos usuários de águas subterrâneas. Geralmente é definido como o valor da concentração objetivo para restauração.
- Valor genérico de intervenção (VGI): responde à concentração de poluente que se espera causar algum risco aos usuários atuais ou potenciais em certos usos

da água. Como tal, torna-se a concentração do poluente a partir do qual é considerada necessária uma ação para restaurar a qualidade do meio ambiente, a menos que: (1) a atenuação dos compostos ocorre naturalmente; (2) a pluma de contaminação é perfeitamente delimitada e controlada; e, (3) na análise da evolução das concentrações nas águas subterrâneas, verifica-se uma tendência significativa à diminuição das concentrações.

O aumento rápido do número de locais contaminados e da lista de poluentes obrigou a uma revisão da lista inicial. E, em 2009, foram incorporados mais 27 novos poluentes, correspondendo tanto aos poluentes prioritários definidos na Diretiva-Quadro quanto aos poluentes específicos ao nosso meio ambiente.

Em 2010, com o desenvolvimento do projeto QUASAR ("Determinação de valores genéricos para a remediação de águas subterrâneas em locais contaminados por fontes pontuais") foi proposta uma nova extensão da lista de poluentes, com a determinação dos valores limiares de 15 novos poluentes, que na realidade correspondem a 21 substâncias.

Esta metodologia inclui quatro etapas:

- Recolha de dados toxicológicos dos 15 novos poluentes para os quais há que definir valores de referência;
- Cálculo de concentrações de não risco, de acordo com a metodologia de análise de risco para os 15 poluentes definidos (com base nos dados toxicológicos recolhidos);
- Análise de sensibilidade do cálculo das concentrações de não risco (níveis de referência) para os 15 novos poluentes e para os 27 poluentes avaliados em 2009; e,
- Derivação do VGNR e VGI dos 15 + 27 poluentes dos percentis 10 e 50 obtidos da análise estatística dos dados da análise de sensibilidade (Tabela 7.1).

Tabela 7.1. Valores genéricos de não risco e valores genéricos de intervenção para o conjunto de compostos derivados pela ACA (2010). Os valores apresentam-se em notação científica (E(núm.)).

Família	Composto	CAS #	VGNR (ppb)	VGI (ppb)	Grupo
COVs	clorur de vinil	75-01-4	2,50E-01	5,00E+00	1
	dicloroetano 1,1	75-34-3	5,00E+01	1,50E+02	1
	dicloropropano 1,2	78-87-5	1,00E+01	2,50E+01	1
fenol, cresóis e clorofenol	cloro-4-metilfenol-3	59-50-7	5,00E+00	6,50E+02	1
	clorofenol-2	95-57-8	5,00E+00	1,00E+03	3
	diclorofenol 2-4	120-83-2	3,00E+00	5,00E+2	1
	tetraclorofenol 2,3,4,6	58-90-2	3,00E+02	1,00E+03	1
	triclorofenol 2,4,5	95-95-4	1,00E+02	1,00E+03	3
	triclorofenol 2,4,6	88-06-2	1,00E+00	1,2E+02	1
PAHs	Acenafteno	83-22-9	2,00E+01	1,00E+3	1
	benzo (a) antraceno	56-55-3	3,00E-01	8,00E-1	1
	benzo (a) pireno	50-32-8	4,00E-03	1,00E-02	1
	benzo (b) fluoranteno	205-99-2	8,00E-02	2,00E-01	1
	benzo (k) fluoranteno	207-08-9	5,00E-01	1,00E+00	1
	criseno	218-01-9	5,00E+00	1,20E+01	1
	Fenantreno	85-01-8	4,00E+01	1,50E+02	2
	Fluoranteno	206-44-0	1,00E+02	2,50E+02	1
	Fluoreno	86-73-7	4,00E+01	1,50E+02	2
	indeno (1,2,3-cd) pireno	193-39-5	2,00E-02	7,00E-02	1
Hidrocarbonetos	EC 5-6	TPH alifático	1,00E+03	5,00E+03	4
	EC> 6-8	TPH alifático	1,00E+03		4
	EC> 8-10	TPH alifático	1,96E+02		4
	EC> 12-12	TPH alifático	1,96E+02		4
	EC>12-16	TPH alifático	1,00E+03		4
	EC> 16-35	TPH alifático	1,00E+03		4
	EC 5-7	TPH aromático	1,34E+01		4
	EC> 7-8	TPH aromático	5,90E+02		4
	EC> 8-10	TPH aromático	2,85E+02		4
	EC> 10-12	TPH aromático	1,93E+02		4
	EC> 12-16	TPH aromático	7,75E+01		4
	EC> 16-21	TPH aromático	6,43E+02		4
	EC> 21-35	TPH aromático	6,43E+02		4
hidrocarbonetos aromáticos halogenados	diclorobenzeno 1,2	95-50-1	5,00E+02	1,00E+03	3
	diclorobenzeno 1,3	541-73-1	3,00E+02	1,00E+03	3
	diclorobenzeno 1,4	106-46-7	5,00E+01	1,50E+02	1
	Pentaclorobenzeno	608-93-5	7,00E+00	2,50E+01	1
	Tetraclorobenzeno 1,2,4,5	95-94-3	3,00E+00	1,00E+01	1
	triclorobenzeno 1,2,4	120-82-1	1,50E+02	3,50E+02	1
ftalatos	bis(2-etilhexil)ftalato (DHEP)	117-81-7	9,00E-01	2,50E+00	1
	butil benzil ftalato	85-68-7	2,00E+02	1,00E+03	1
	butil ftalato butilglicol	85-70-1	1,00E+03	3,00E+03	5
	dibutil ftalato	84-74-2	1,00E+02	1,00E+03	3
	dietil ftalato	84-66-2	8,00E+02	3,00E+03	5
outros	PCB's	1336-36-3	2,50E-02	6,00E-02	1
	nitrofenol-2	88-75-5	5,00E+02	3,00E+03	5
	nitrofenol-4	100-02-7	8,00E+00	1,00E+03	3
	nonilfenol-4	25154-52-3	1,00E+00	1,00E+01	1

A determinação dos valores de remediação (VGNR e VGI) para todos os compostos sujeitos a tratamento estatístico é realizada inicialmente a partir do 10º e do 50º percentil, respetivamente. Os VGNRs e VGIs resultantes são então sujeitos a avaliação para verificar sua aplicabilidade como critério de gestão. De salientar, que no caso de os valores de VGNR e VGI correspondentes aos percentis 10 e 50 não permitirem obter um valor de gestão razoável e coerente é necessário procurar outros critérios de determinação.

Os compostos avaliados foram divididos em cinco grupos de acordo com os diferentes critérios para obtenção dos níveis de restauração:

- GRUPO 1: são compostos de origem antropogénica e que em baixas concentrações podem gerar riscos à saúde em uma ampla gama de usos. VGNR e VGI correspondem aos percentis 10 e 50, respetivamente.
- GRUPO 2: são compostos de origem antropogénica e que podem representar riscos à saúde humana em certos usos da água. O VGNR corresponde ao 10º percentil e o VGI corresponde ao triplo do VGNR.
- O GRUPO 3 são compostos de origem antropogénica e que podem gerar riscos para a saúde humana em certos usos da água. O VGNR corresponde ao 10º percentil e o VGI corresponde a 1000 ppb.
- GRUPO 4: corresponde ao total de hidrocarbonetos. Um valor VGNR é definido para cada família e, inversamente, um único VGI global. O VGNR corresponde ao percentil 10, se for menor que 1000 ppb; se maior, corresponde a 1000 ppb. O VGI corresponde a 5000 ppb.
- GRUPO 5: são compostos de origem antropogénica e que podem representar riscos à saúde humana em certos usos da água. O VGNR corresponde a 1000 ppb e o VGI corresponde a 3000 ppb. Para os compostos deste grupo que possuem um percentil 10 menor que 1000 ppb, o VGNR corresponde ao percentil 10.

Em alguns casos, os valores obtidos com o tratamento estatístico dos dados não permitiram obter valores de VGNR e/ ou VGI. Como alternativa, foi acordado um valor de alerta genérico (VGA) que define o valor acima do qual se considera que há um impacto no meio ambiente como resultado de novas entradas de poluentes ou pela mobilização de poluentes retidos. Os VGAs definidos podem ser consultados na Tabela 7.2.

A ACA não derivou quaisquer valores genéricos de alerta para os seguintes compostos – manganês (família dos metais) e cresol, p- e cresóis (família de fenóis, cresóis e clorofenóis).

A metodologia de análise de risco global aplicada atualmente pela ACA segue a metodologia definida no documento “Determinação dos níveis de referência de poluentes químicos para vários usos das águas subterrâneas com base na avaliação de

riscos" (2007) e que foi estabelecida a partir de estado da arte na análise de risco de poluição do solo e água subterrânea a nível internacional.

Tabela 7.2. Valores genéricos de alerta para o conjunto de compostos derivados pela ACA (2010). Os valores apresentam-se em notação científica (E(núm.)).

Família	Composto	CAS #	VGA (ppb)
COV	dicloropropano 1,3	541-73-1	3,00E+03
	Estireno	100-42-5	2,00E+02
fenóis, cresóis e clorofenóis	cresol, m-	108-39-4	1,00+03
	cresol, o-	95-48-7	1,00E+03
	fenol	88-06-2	1,00E+03
PAHs	antraceno	83-22-9	9,00E+02
Ftalatos	dimetil tereftalato	84-74-2	9,00E+02
	etil ftalato etilenoglicol	84-66-2	3,00E+02

A metodologia de análise de sensibilidade à exposição é baseada em diretrizes da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2001) e foi previamente definida no mesmo projeto. Por fim, a determinação dos valores genéricos (VGNR e VGI) é realizada a partir da análise estatística dos níveis de referência resultantes da análise de sensibilidade.

A definição destes valores compreende duas fases, estando a primeira fase focada no cálculo de concentrações dos poluentes nas águas subterrâneas a partir de metodologias de análise de risco para a saúde humana. A segunda fase aplica um refinamento aos valores obtidos na primeira fase para obter os valores dos níveis de referência e, posteriormente, estabelecer os valores objetivo para a qualidade da água subterrânea. A Figura 7.2 apresenta um esquema resumo da metodologia aplicada.

O VGNR é o valor a partir do qual são previsíveis riscos para os utilizadores da água subterrânea, sendo considerado, portanto, como o valor objetivo de remediação. Por sua vez, a superação do valor VGI supõe um risco para os utilizadores atuais e potenciais da água subterrânea se não for realizado o tratamento adequando numa ampla gama de usos da água. Desta forma devem ser estabelecidas medidas para descontaminação da zona afetada que se podem centrar tanto no solo como na água, em função das condições hidrogeológicas presentes e da adequabilidade das técnicas disponíveis.

Quando a concentração se encontra entre o VGNR e o VGI pode existir risco para os utilizadores atuais ou potenciais em determinados usos da água subterrânea. Neste caso, devem também ser tomadas medidas de recuperação da zona afetada, exceto se se verificarem as seguintes situações:

- Existe uma atenuação natural dos compostos;

- A pluma de contaminação se encontra perfeitamente delimitada e controlada;
- A análise da evolução das concentrações na água subterrânea apresenta uma tendência significativa de diminuição das concentrações.

Relativamente às zonas afetadas, em cada episódio de contaminação são definidas as seguintes zonas:

- Zona de foco de contaminação e que corresponde à zona que atua como fonte da substância poluente nas águas subterrâneas. No caso de não ser possível localizar o foco da contaminação é considerada a área em que são detetadas as concentrações mais elevadas.
- Pluma de contaminação é a zona em que existe uma degradação da qualidade natural das águas subterrâneas devido à dispersão e movimentação dos poluentes.

A definição destas zonas implicará delimitar tridimensionalmente a contaminação e estabelecer pontos de referência não afetados pela contaminação e situados a jusante da pluma de contaminação.

7.2.3 Monitorização da remediação

Para o seguimento do episódio de contaminação e da respetiva remediação são definidas duas redes de controlo da qualidade das águas subterrâneas, nomeadamente, uma rede interior, a qual tem como principal objetivo o controle e seguimento da qualidade da água subterrânea na zona da fonte da contaminação e zonas imediatamente adjacentes, e uma rede exterior, cujo objetivo é controlar a evolução da qualidade das águas subterrâneas a jusante da zona de foco e caracterizar tridimensional a pluma de contaminação. A proposta definitiva para as redes de controlo deverá resultar de um acordo entre os diferentes agentes implicados no caso e validada pela ACA.

O objetivo da recuperação será estabelecido em função do âmbito espacial, isto é, atendendo às redes de controlo interior e exterior da seguinte forma:

- Rede exterior: o objetivo será o correspondente ao VGNR, uma vez que determina o limiar onde não são previsíveis riscos para a saúde dos usuários;
- Rede interior: o objetivo situa-se entre os valores VGNR e VGI, sempre e quando se demonstre que não existe risco para a saúde humana.

8 HOLANDA

8.1 Enquadramento legal

Na Holanda o enquadramento legal e regulamentar para a proteção, remediação e avaliação de riscos de contaminação de solos e águas subterrâneas, assim como a preparação de guias técnicos, metodologias e ferramentas é da responsabilidade do RIVM (Instituto Nacional de Saúde Pública e Meio Ambiente) e do VROM (Ministério Holandês de Infraestruturas e Gestão de Água).

A Holanda foi mesmo um dos primeiros países do mundo a desenvolver uma política para a gestão de locais contaminados. A Lei Provisória para a Remediação de Solos foi publicada pelo governo Holandês em 1983. Este processo incluiu a primeira geração de limiares de qualidade para os solos (Soil Quality Standards, SQSs), com base nos valores de concentração natural de *background* (BC) e na avaliação de especialistas.

Os principais regulamentos na Holanda sobre contaminação do solo e das águas subterrâneas são a Lei de Proteção do Solo, o Decreto de Qualidade do Solo, o Regulamento de Qualidade do Solo e a Lei da Água.

As Diretrizes Nacionais de Proteção do Solo para Atividades Empresariais (NRB) estabelecem um conjunto de ferramentas harmonizado para a avaliação das necessidades e aplicabilidade das medidas de proteção do solo. Apesar de não terem um estatuto legal, as diretrizes têm uma poderosa função de orientação, tendo sido confirmadas ao mais alto nível administrativo.

Além da Lei de Proteção dos solos, a primeira série de Padrões de Qualidade dos Solos e das Águas Subterrâneas tendo em conta o risco, e a metodologia para determinar a urgência da remediação, foram formalizados na Circular Ministerial em 1994. A legislação foi prorrogada nos anos subsequentes com base em avaliações científicas. Em 2001 foi concluída uma das grandes reavaliações e atualizações da primeira série de limiares de qualidade para os solos.

Originalmente, a política visava atribuir multifuncionalidade aos solos após a remediação. Mas de facto, a política revelou-se demasiado cara e, do ponto de vista da avaliação de riscos, desnecessária. A abordagem "multifuncional" foi substituída pela abordagem "adequação ao uso".

Parte da legislação mais recente é o Decreto de Qualidade do Solo de 2008, no qual foi introduzido a gestão sustentável do solo. Este decreto oferece um equilíbrio entre a proteção da saúde humana e o meio ambiente, e a oportunidade de valorizar solo contaminado através da sua reutilização como material secundário para construção. Aborda ainda os desenvolvimentos económicos e sociais e avalia a aplicação de sedimentos dragados em terra.

A Circular de Remediação do Solo (2013) serve como um complemento à Lei de Proteção do Solo. Esta circular faz o enquadramento para a gestão de locais contaminados e segue a terminologia da Lei da Água. Enquanto anteriormente a remediação de águas subterrâneas era regida pelas disposições da Lei de Proteção do Solo, agora a Diretiva-Quadro da Água (DQA) implementada na Lei da Água é decisiva no estabelecimento dos requisitos de qualidade para as massas de água. Esta circular contém também as diretrizes para o uso de critérios de remediação e a determinação de metas de remediação no caso de poluição do solo e águas subterrâneas. Além das obrigações decorrentes da Lei de Proteção do solo, a legislação ambiental é enquadrada pela Lei de Gestão Ambiental e o Decreto de Atividades também contém obrigações relativamente à poluição do solo.

As entidades reguladoras têm poderes relativamente amplos no que diz respeito à descontaminação ou obrigação à adoção de medidas de proteção por meio da aplicação de mecanismos administrativos. Sob a Lei de Proteção do Solo, podem ser necessárias as medidas listadas abaixo relativamente à contaminação do solo e das águas subterrâneas:

- Medidas de limpeza e recuperação para eliminar ou reduzir a contaminação;
- Medidas de proteção para prevenir ou minimizar a propagação de contaminação;

Medidas de proteção e restrição para evitar ou minimizar os efeitos adversos da contaminação.

No caso de se detetar uma contaminação do solo ou das águas subterrâneas num local, a pessoa/entidade responsável é obrigada a notificar a autoridade competente ao abrigo da Lei de Proteção do Solo. Também é necessária uma notificação ao realizar atividades que possam contaminar ou prejudicar o solo ou instruir outras pessoas a executá-las.

A Lei Holandesa foca-se essencialmente:

- na prevenção de novos casos de contaminação do solo e de águas subterrâneas;
- no tratamento de terrenos com historial de contaminação.

8.2 Metodologia

A circular de remediação do solo tem como principais objetivos a introdução de uma metodologia de análise da contaminação baseada numa avaliação dos riscos e na definição do objetivo de remediação.

O primeiro passo será avaliar a gravidade da contaminação, de acordo com a Lei de Proteção do Solo. Seguidamente, e se se está na presença de um caso grave de contaminação, poderá ser feita uma avaliação de risco que engloba a elaboração de critérios para determinar se a remediação é urgente ou não. O critério de remediação

da proteção ambiental (doravante denominado Critério de Remediação) está incluído também na Lei de Proteção do Solo. A abordagem da remediação é o resultado de uma avaliação entre os custos e os benefícios da eliminação dos riscos. O modo como os riscos são eliminados (abordagem de remediação) é determinada pela autoridade competente face às propostas do operador.

Os detalhes para a definição do objetivo de remediação estão incluídos no texto da Secção 38 da Lei de Proteção do Solo. Ao elaborar o objetivo de remediação, o foco será alcançar a harmonização com o Decreto de Qualidade do Solo.

A metodologia geral para a avaliação da contaminação e remediação de solos e águas subterrâneas tem assim três níveis (Figura 8.1):

- Identificação da gravidade da contaminação;
- Avaliação geral do risco; e,
- Avaliação específica do risco.

De acordo com este procedimento, as concentrações medidas nos solos e nas águas subterrâneas são comparadas com os SQSs genéricos (Padrões de Qualidade do Solo, tendo em conta o risco para a saúde humana, ecossistemas e propagação da contaminação em águas subterrâneas). Estes padrões estão definidos e são:

- Concentrações naturais de *background*;
- Valores objetivo para águas subterrâneas;
- Valores de intervenção para solos e águas subterrâneas.

Assim, para cada um dos níveis de avaliação estes padrões de qualidade do solo, que têm em conta uma avaliação de risco para os diferentes usos presentes e futuros, são utilizados para definir que ações que são necessárias para a mitigação e remediação da contaminação.

As **concentrações naturais de *background*** correspondem aos valores de fundo geoquímico e indicam o nível em que há uma qualidade do solo sem contaminação.

Os **valores objetivo** indicam o nível em que há uma qualidade sustentável do solo. Em termos de remediação do solo isso significa que os valores objetivo indicam o nível que deve ser alcançado para recuperar totalmente as capacidades funcionais do solo para seres humanos, plantas e animais. Além disso os valores objetivo fornecem uma indicação da referência para a qualidade ambiental a longo prazo assumindo riscos insignificantes para os ecossistemas.

Os valores objetivo foram definidos no âmbito do projeto *Environmental Quality Standards* (designado INS) e foram publicadas em 1997 (VROM, INS for Soil, Water, Air 1997). Os valores objetivo do INS foram incluídos na circular de remediação do solo com algumas exceções e são fundamentados por uma análise de risco sempre que possível aplicando-se a substâncias individuais.

Os **valores de intervenção** de remediação do solo indicam quando as propriedades funcionais do solo para seres humanos, vida vegetal e animal, são seriamente prejudicadas ou ameaçadas. Eles são representativos de um nível de contaminação acima do qual existe um caso sério de contaminação do solo.

Os valores da intervenção de remediação do solo baseiam-se em inúmeros estudos do *National Institute for Public Health and Environmental Protection (RIVM)* sobre os efeitos ecotoxicológicos e na saúde humana dos poluentes do solo. Os efeitos toxicológicos na saúde humana foram quantificados sob a forma de concentrações no solo acima das quais o designado risco máximo admissível (MPR) para seres humanos pode ser excedido. Para substâncias não cancerígenas, isso corresponde à ingestão diária tolerável (TDI). Para substâncias carcinogénicas baseiam-se numa probabilidade adicional de incidência tumoral de $1x10^{-4}$ em toda a vida de exposição. Supõe-se neste caso que todas os meios de exposição estão operacionais. Os efeitos ecotoxicológicos são quantificados na forma de concentrações no solo acima das quais 50% das espécies e processos potencialmente presentes podem sofrer efeitos negativos.

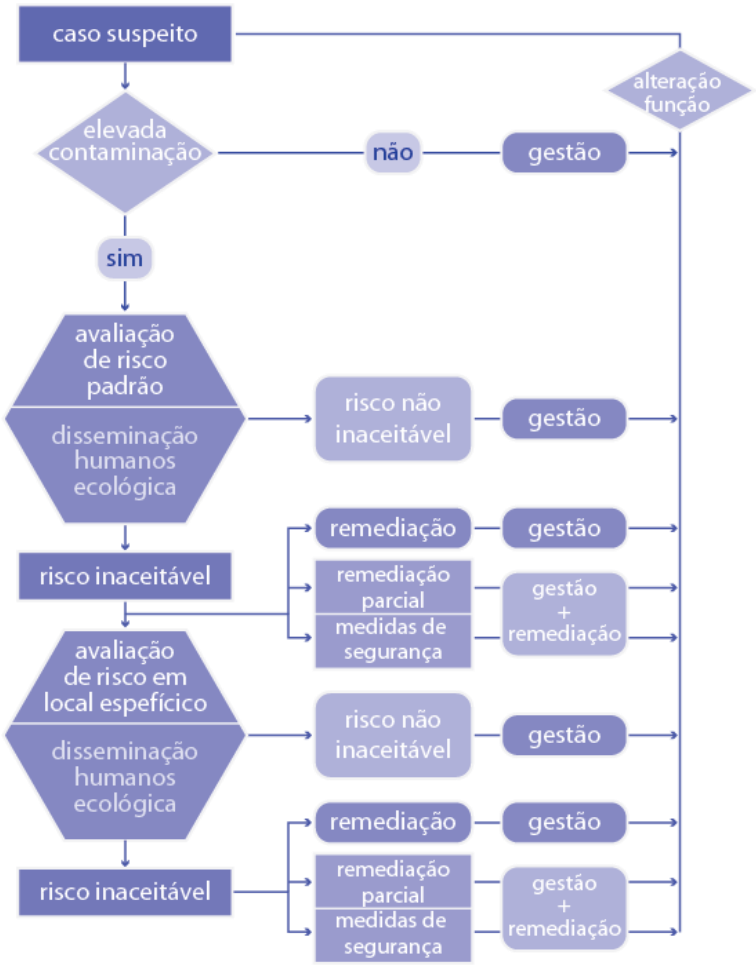


Figura 8.1. Diagrama do processo de remediação do solo e água subterrânea na Holanda

Os valores finais de intervenção para o solo e os sedimentos são baseados na integração dos valores determinados tendo em conta os riscos para a saúde humana e os efeitos ecotoxicológicos. Em princípio, os efeitos mais restritivos são os considerados. Os valores de intervenção para as águas subterrâneas não se baseiam em nenhuma avaliação de risco separada em relação à presença de poluentes nas águas subterrâneas, mas derivam dos valores para solo/ sedimento. Todos os valores estão listados disponíveis *online* (ESDAT, 2000).

Em casos específicos, existe a possibilidade de que, para concentrações no solo abaixo dos valores de intervenção, as propriedades funcionais do solo para seres humanos, plantas ou vida animal estão gravemente prejudicadas ou existe um risco de serem prejudicadas e de que estejamos na presença de caso grave de contaminação. Se houver suspeita de uma situação deste tipo é aconselhável realizar uma investigação adicional nas condições reais de exposição para verificar o desvio em relação à exposição padrão e quais as respetivas repercussões para a saúde humana e ecotoxicologia. Os modelos CSOIL / SEDISOIL / VOLASOIL desenvolvidos devem ser utilizados para isso, nos quais os valores de ingestão/ inalação podem ser preenchidos em vez de se considerarem os valores padrão. A exposição real deve então ser comparado com o MPR para seres humanos e se esse valor for excedido, então a contaminação deve ser tratada como um caso de contaminação grave do solo.

De acordo com o processo de avaliação, os padrões servem essencialmente de limites entre a prevenção (aplicada a zonas naturais), a gestão sustentável dos solos e águas subterrâneas (aplicada aos usos do solo) e ações de remediação de casos onde a contaminação é grave. Este conceito pode ser observado graficamente na Figura 8.2. De salientar que a avaliação e gestão do risco é feita em conjunto para o solo e água subterrânea.

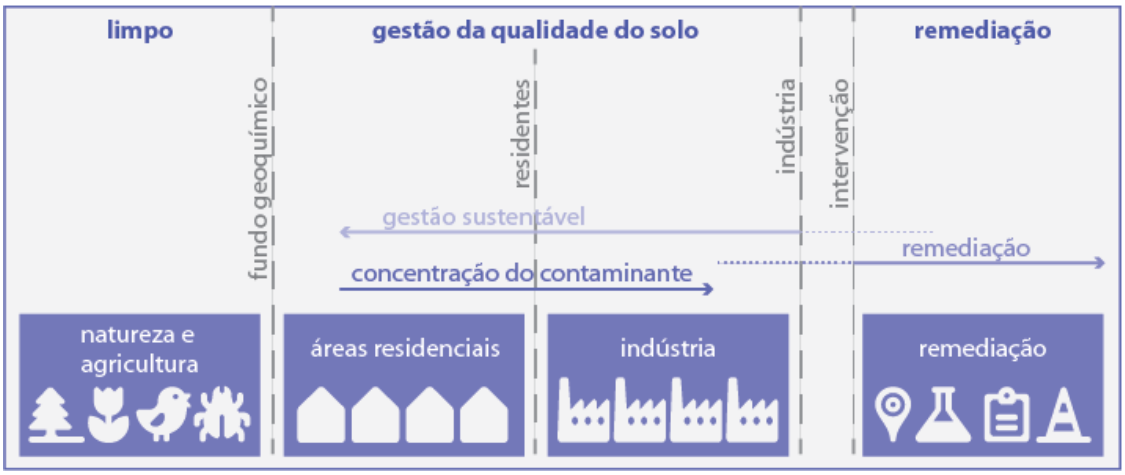


Figura 8.2. Ilustração gráfica dos padrões de qualidade dos solos da Holanda.

Em áreas naturais os padrões de qualidade do solo têm em conta os valores de concentração natural de *background*. Em termos de gestão sustentável dos solos e águas subterrâneas os valores limiares têm por base os critérios de risco para a saúde

e o meio ambiente, e são definidos para uso em áreas residenciais e industriais. Para a remediação de solos e águas subterrâneas muito contaminados os valores de intervenção determinam o limiar para a definição de riscos inaceitáveis e a obrigação de determinar a urgência e o correspondente plano de remediação.

8.2.1 Definição de contaminação grave

Um caso de contaminação é considerado grave se a concentração média de pelo menos uma substância medida num volume de solo de pelo menos 25 m^3 (caso de contaminação do solo), ou num volume de solo saturado de pelo menos 100 m^3 (caso de contaminação das águas subterrâneas), for superior ao valor da intervenção.

No entanto, uma contaminação pode ser considerada grave mesmo que o valor de intervenção não tenha sido excedido. O Anexo 2 da Circular de Remediação do Solo (2013) descreve as situações vulneráveis na Etapa 1 do Critério de Remediação. Um caso de contaminação também pode ser considerado grave nos casos de contaminação com substâncias para as quais não foi por exemplo derivado nenhum valor de intervenção.

Os próximos subcapítulos tratam da necessidade de remediação urgente e da determinação do objetivo de remediação para os casos de contaminação grave.

8.2.2 Necessidade de remediação urgente

Se for determinado um caso de contaminação grave existe um risco potencial que requer uma forma de remediação ou gestão. A Seção 37 da Lei de Proteção do Solo preocupa-se em determinar se os riscos para o uso atual ou futuro do solo são inaceitáveis, o que exigiria a sua remediação urgente.

Os riscos estão diretamente relacionados ao uso do solo e à sua função. Se o uso do solo no âmbito da sua função presente ou futura envolver riscos ambientais inaceitáveis, é importante tomar medidas o mais rapidamente possível. O principal objetivo das medidas a serem tomadas é mitigar adequadamente os riscos que foram identificados.

Deve ficar claro que a partir da decisão sobre a gravidade e urgência, deve ser especificamente definido qual parte do caso de contaminação grave é que apresenta riscos inaceitáveis e requer remediação urgente. Os tipos de riscos que se consideram determinantes para a remediação urgente são: riscos para a saúde humana, riscos ecológicos, e riscos de propagação da contaminação. Para cada um destes riscos é estabelecido um Plano de Avaliação de Risco passo a passo, no qual o Anexo 2 descreve o Critério de Remediação a usar para a determinação de riscos inaceitáveis para seres humanos, para o ecossistema ou para a propagação da contaminação.

De um modo muito simples, as etapas de avaliação podem contemplar as seguintes resoluções:

- ETAPA 1: determinar se um caso de contaminação é grave.
    - **Contaminação não é grave** → não é necessário determinar se risco é inaceitável.
    - **Contaminação grave** → é necessária uma avaliação geral de risco (Etapa 2)
- ETAPA 2: avaliação geral de risco.
    - **Risco não é inaceitável** → não é requerida remediação urgente, mas é necessário um registo de limitações em relação ao valor de intervenção no solo.
    - **Risco for inaceitável** → é necessária uma remediação urgente e uma avaliação de risco específica do local (Etapa 3).
- ETAPA 3: avaliação de risco específica do local
    - **Risco não é inaceitável** → não é requerida remediação urgente, mas é necessário um registo de limitações em relação ao valor de intervenção no solo.
    - **Risco for inaceitável** → é necessária uma remediação urgente.

8.2.3 Objetivo da remediação

A Lei de Proteção dos Solos define os objetivos de remediação na secção 38. A remediação deve fazer com que o solo seja pelo menos adequado à função para que foi designado, pelo que riscos para a saúde humana, plantas ou animais resultantes da exposição à contaminação devem ser minimizados. Além disso, a remediação deve minimizar os riscos de alastramento dos poluentes para as águas subterrâneas, bem como a necessidade de tomar medidas e impor restrições ao seu uso após a remediação (acompanhamento). Isso significa que os custos devem ser proporcionais ao resultado da remediação.

Para a aplicação do objetivo de remediação em campo é importante fazer uma distinção entre as situações de contaminação que são móveis e imóveis. Para contaminações imóveis, a ênfase deve estar na remediação baseada nas funções e usos do solo, enquanto que nas contaminações móveis, a relação custo-benefício da remediação desempenha um papel central. No caso da contaminação imóvel, o objetivo da remediação passará por ser determinado pela adequação do solo à função existente ou pretendida (para uso do solo). A contaminação do solo é considerada móvel se tiver atingido as águas subterrâneas (através da fase sólida do solo ou não) podendo deslocar-se com as águas subterrâneas.

Para a abordagem de remediação é importante distinguir entre a zona de origem e a pluma da contaminação. Nos casos de contaminação móvel, a zona de origem é a área

em que as concentrações de poluentes no solo e/ou nas águas subterrâneas são tão elevadas que a propagação nas águas subterrâneas circundantes pode ocorrer por um período mais longo. A pluma refere-se à contaminação das águas subterrâneas além da zona de origem.

A remediação de contaminações móveis deve concluir-se com uma qualidade do solo e das águas subterrâneas tal que permita o uso pretendido do solo superficial e do subsolo. Deverá também minimizar os riscos de propagação (residual) da contaminação após a remediação e requer ainda um número de medidas de acompanhamento.

8.2.4 Estratégia de remediação

Por causa do critério de remediação da Lei de Proteção dos Solos, a parte obrigada a realizar operações de remediação deve remediar urgentemente pelo menos a parte da contaminação grave que leva a riscos inaceitáveis.

A Lei de Proteção dos Solos distingue várias estratégias para apoiar abordagens flexíveis de remediação. Além de remediar toda a contaminação numa única operação, também é possível realizar remediação faseada, remediação parcial e contenção temporária para situações que precisam urgentemente de remediação, mas onde a remediação ainda não é possível ou atualmente é indesejável por qualquer motivo.

8.3 Limiares de qualidade

8.3.1 Valores objetivo para as águas subterrâneas

Os valores objetivo das águas subterrâneas fornecem uma indicação da referência para a qualidade ambiental a longo prazo, assumindo que exista um risco negligenciável (NR) para o ecossistema. Os valores objetivo foram retirados do projeto *Integrated Environmental Quality Standards* ('INS') (VROM, 1997). Estes valores objetivo são sempre que possível sustentados por uma análise de risco e aplicam-se a substâncias individuais. Para os metais, é feita uma distinção entre águas subterrâneas profundas e superficiais, devido às suas diferentes concentrações naturais. Foi adotado um limite arbitrário de 10 metros para distinguir entre águas subterrâneas superficiais e profundas. Um limite diferente pode ser adotado se houver informação disponível que indique que outro limite é mais plausível para o local a ser avaliado.

Para águas subterrâneas superficiais (<10 metros), os objetivos de qualidade ambiental para os valores de solo e água ('MILBOWA') foram adotados como *valores objetivo*. Estes são baseados em concentrações naturais ou de fundo geoquímico e servem como um guia.

Para águas subterrâneas profundas (> 10 metros) foram adotados valores objetivo propostos no INS. Isso significa que o *valor objetivo* é a concentração natural de background mais a concentração correspondente a uma adição negligenciável (NA). As concentrações naturais incluídas no INS são fornecidas como um guia (RIVM, 2001a).

8.3.2 Valores de intervenção para a remediação de solo

Os valores de intervenção para remediação do solo são o indicador de quando as propriedades funcionais do solo para a saúde humana, plantas e animais estão seriamente comprometidas. Representam o nível de contaminação acima do qual um caso de contaminação do solo é considerado grave. Há valores de intervenção do solo para várias substâncias, mas foram feitas novas propostas que estão incluídas na Tabela 7.1 do Relatório RIVM Nº 711701023 (RIVM, 2001b). Estes novos valores de intervenção propostos para várias substâncias foram ajustados com base em considerações políticas.

Para zonas mais húmidas como margens de massas de água de superfície, foram elaborados valores de intervenção separados, incluídos no Regulamento de Qualidade do Solo. Os valores de intervenção das águas subterrâneas foram retirados da Circular de Valores objetivo e valores de intervenção para a remediação de solos, mas que podem ser consultados na Circular de Remediação do Solo 2013.

8.3.3 Valores indicadores de contaminação grave

Os valores indicadores estão associados a substâncias poluentes que não têm nenhum regulamento padrão de medição e análise. Não há uma fundamentação ecotoxicológica mínima sobre um valor de intervenção e, neste caso, podendo os efeitos ecotoxicológicos ser mais críticos do que os efeitos toxicológicos humanos é necessário determinar um valor indicador para a contaminação grave.

Os valores indicadores têm um grau de incerteza maior que os valores de intervenção. Como resultado, o estatuto dos valores indicadores não é equivalente ao dos valores de intervenção.

Os valores indicadores de contaminação severa não foram reavaliados e permanecem inalterados desde que foi preparada a Circular sobre valores objetivo e valores de intervenção para a remediação de solo (Stcrt, 2000). Alguns valores de intervenção antigos foram alterados para valores indicadores para contaminação grave. Isso é explicado no relatório NOBO (VROM, 2008). Somente para o MBTE, o valor indicativo de contaminação grave das águas subterrâneas foi adaptado ao valor indicado na circular sobre “Duty of care under the Soil Protection Act for MTBE and ETBE contaminations” (Stcrt, 2008).

8.4 Critério de Remediação

O critério de remediação usado para determinar se a contaminação do solo apresenta riscos inaceitáveis para os seres humanos, para o ecossistema ou para a contaminação que se espalha pelas águas subterrâneas. Com base nos riscos determinados, pode-se determinar se a correção urgente é necessária ou não. Para ajudar a determinar os riscos é usado um modelo informático chamado Sanscrit e que está disponível no *site* (www.sanscrit.nl).

O método do critério de remediação aplica-se a:

- Casos de contaminação severa;
- Contaminação histórica; contaminações ocorridas após 1987 são cobertas pela Seção 13 da Lei de Proteção do Solo;
- Uso atual ou pretendido;
- Solo e águas subterrâneas;
- Todas as substâncias para as quais um valor de intervenção foi obtido, com exceção do amianto que tem um protocolo específico (também definido na Circular).

O método para calcular se o risco é inaceitável para a saúde humana, ecossistema ou águas subterrâneas está descrito em detalhe no Anexo 2 da Circular de Remediação do Solo 2013.

8.4.1 Riscos para a saúde humana

De acordo com o Anexo 2 da Circular de Remediação do Solo 2013, para a determinação do risco para a saúde humana é tido em conta o parâmetro designado por Concentração Tóxica Máxima Aceitável (MATC) no ar, tendo em conta uma exposição fatal aguda, e o Índice de Risco total (RI_{total}). É considerado risco inaceitável nas seguintes condições:

- $RI_{total} > 1$, e/ou
- A concentração no ar > MATC.

Na Etapa 3, os cálculos específicos dos riscos locais de evaporação podem ser realizados usando um modelo atualizado, VOLASOIL (consultar RIVM, 2008a), aplicado aos meios de contato local, mas os níveis de exposição crítica não se alteram e portanto, o RI_{total} é igualmente calculado.

8.4.2 Riscos para o ecossistema

Como é impraticável fazer uma avaliação de risco ecológico específica para cada local foi definido usar os principais recursos do sistema geral, incluídos na versão mais recente do Sanscrit na Etapa 2, complementada com um módulo para estimar o risco geral representado pela mistura de poluentes. Nesse sistema, o mesmo nível de contaminação em áreas ecológicas e áreas industriais terá uma avaliação diferente, sendo que é mais provável representar riscos inaceitáveis no primeiro caso do que no segundo.

Para isso define-se o parâmetro Pressão Tóxica (TP), que é a pressão tóxica aguda da mistura de poluentes em uma amostra (mista) do local. Para a avaliação geral no critério de remediação, são utilizados os contornos de TP = 0,25 e TP = 0,65. O TP é calculado através do Sanscrit com base nas concentrações totais de substâncias nas amostras de solo. Todas as concentrações são corrigidas para o solo padrão. Os antecedentes para o cálculo do TP estão publicados no Relatório RIVM nº 711701072 (RIVM, 2008). A tabela seguinte mostra o critério utilizado para a urgência de remediação mediante o tipo de área e o TP. Dependendo do tipo de área, a remediação de um caso de contaminação não precisa ser realizada com urgência se a extensão horizontal da contaminação do solo à superfície dentro de um contorno para Pressão Tóxica (TP) for menor que a área de superfície indicada. Ambos os contornos devem ser avaliados.

Tabela 8.1. Fluxograma para fundamentação ecológica da decisão sobre a urgência da remediação.

Tipo de área	Superfície de contaminação do solo (TPA > 0.25)	Superfície de contaminação do solo (TPA > 0.65)
Áreas de conservação da natureza	500 m^2	50 m^2
Agricultura, jardins e hortas residenciais, espaços verdes	5 000 m^2	500 m^2
Indústria, infraestruturas, outros espaços verdes	50 000 m^2	5 000 m^2

9 ITÁLIA

9.1 Enquadramento legal

A Itália aprovou a primeira lei sobre contaminação de solos em 1999 (Decreto Ministeriale 471/99). Este regulamento estabelece os critérios, procedimentos e modalidades para a segurança, a remediação ambiental e a recuperação de áreas contaminadas, nos termos do artigo 17.º do Decreto-Lei 22/1997 e das revisões subsequentes. Para esse fim, regula:

- os limiares de concentração de poluentes no solo, águas superficiais e contaminação da água subterrânea em função do uso do solo;
- os procedimentos de referência para a recolha e análise das amostras;
- os critérios gerais de segurança, remediação e restauração ambiental de locais poluídos, bem como para a elaboração dos projetos relacionados;
- os critérios para a remediação de solos e aquíferos que fazem uso das condições naturais presentes no solo;
- o inventário dos locais potencialmente poluídos, o registo dos locais a serem recuperados e os projetos de remediação e recuperação ambiental que deverão ser realizados pela administração pública;
- os critérios para identificar locais poluídos de interesse nacional.

Esta lei foi revista e integrada no Decreto-Lei 152/06 que é comumente designado por Código do Ambiente e que está atualmente em vigor. Este decreto-lei inclui cinco anexos técnicos sobre análise de risco, caracterização, técnicas de remediação e métodos para estabelecer valores limiares de avaliação para a contaminação de solos e águas subterrâneas. Este decreto-lei regula, no âmbito da implementação do Lei 308/2004 que delegou no Governo a responsabilidade de organizar e integrar a legislação em matéria de ambiente, os seguintes assuntos:

- os procedimentos de avaliação ambiental estratégica (AAE), para avaliação do impacto ambiental (VIA) e para autorização ambiental integrada (IPPC);
- a defesa do solo e a luta contra a desertificação, a proteção das águas contra a poluição e a gestão de recursos hídricos;
- a gestão e remediação de resíduos em locais contaminados;
- a proteção do ar e a redução de emissões na atmosfera;
- a indemnização por danos ao meio ambiente.

Em Itália, o Instituto Superior para a Proteção e Investigação do Ambiente (ISPRA, ex Agência Nacional de Serviços Técnicos e Proteção Ambiental - APAT) é o responsável

pela definição de metodologias de suporte à legislação de proteção do meio ambiente e, nesse contexto, colaborou com outras instituições científicas e agências regionais de meio ambiente na preparação de um documento que define os critérios metodológicos para análise de risco em locais contaminados (APAT, 2008).

Este documento tem como objetivo estabelecer os termos de referência para projetos de remediação de locais contaminados (solos e águas subterrâneas) com base em critérios de análise de risco para a saúde e meio ambiente. A metodologia de análise de risco proposta baseia-se no procedimento RBCA ("Risk Based Corrective Action") descrita nas normas ASTM E-1739-95, PS-104-98 da *American Society for Testing and Materials* (ASTM) dos Estados Unidos da América e que se considera corresponder a uma filosofia mais realista para a gestão de locais contaminados.

No âmbito do desenvolvimento desta metodologia de análise de risco de locais contaminados, a Itália considerou ainda as seguintes referências internacionais:

- **Manual UNICHIM n.º 196/1 de 2002** que abrange vários aspetos da análise de risco de solos e águas subterrâneas e inclui critérios e parâmetros para a caracterização e remediação de locais contaminados;
- **Documento técnico "Soil Screening Guidance** e **Soil Screening Guidance: Fact Sheet" de 1996** da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA) relativa à metodologia para o processo de avaliação de contaminação de solos;
- **Relatórios n.º 2/1197** e **n.º 3/2003 da "CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE)"** no qual é proposta uma abordagem para avaliação de locais contaminados com base em metodologias de análise de risco;
- **Guia para "Risk Assessment Guidance for Superfunds (RAGS), Volume 1 Human Health Evaluation Guide" de 1989** da USEPA, sendo este um manual com a metodologia para a avaliação do risco de locais contaminados, incluindo a determinação dos objetivos preliminares da recuperação do local, bem como técnicas de recuperação alternativas, tendo com objetivo a proteção da saúde humana.

Atualmente, a metodologia para análise de risco de locais contaminados encontra-se em revisão por uma comissão especializada coordenada pelo ISPRA.

9.2 Metodologia

A metodologia proposta pelo ISPRA (APAT, 2008) baseia-se no modelo de análise de risco RBCA da ASTM e pode ser dividida em três fases principais:

- **Fase 1. Desenvolvimento do modelo conceptual**. Inclui a definição da: (1) origem de contaminação; (2) mecanismos de migração dos poluentes – critérios

relativos ao meio ambiente; (3) mecanismos de migração dos poluentes – critérios relativos aos fatores de transporte no meio ambiente; e, (4) Exposição e objetivos - critérios de estimativa relativos ao fator de exposição humana.

- **Fase 2. Cálculo do risco e dos objetivos de remediação da zona afetada.** Inclui: (1) cálculo do risco individual e cumulativo; (2) critério do cálculo de risco devido à exposição de mais do que uma via de exposição; (3) riscos para os recursos hídricos subterrâneos; (4) critérios de tolerabilidade do risco; e, (5) Cálculo dos valores objetivo de remediação específicos do local contaminado.
- **Fase 3**. **Análise crítica do software e critérios de avaliação.** Inclui: (1) análise crítica do software; e, (2) critérios de avaliação do software.

Fazem ainda parte deste documento 18 anexos, que incluem:

- Anexo A - Dispersividade longitudinal no aquífero;
- Anexo B - Fator de lixiviação;
- Anexo C - Fator de atenuação lateral no aquífero;
- Anexo D - Fator de volatilização e emissão de partículas em ambientes abertos;
- Anexo E - Fator de dispersão do poluente na atmosfera;
- Anexo F - Fator de volatilização em ambiente fechado;
- Anexo H - Concentração representativa do foco de contaminação;
- Anexo I - Estimativa do fator de exposição;
- Anexo L - Cálculo do risco e do índice de perigosidade;
- Anexo M - Abordagem probabilística da análise de risco: método de Monte Carlo;
- Anexo N - Análise de sensibilidade;
- Anexo O - Propriedades físico-químicas e toxicológica do poluente;
- Anexo P - Presença do produto livre;
- Anexo Q - Critérios para o cálculo dos valores objetivo de remediação específicos do local contaminado;
- Anexo R - Modelo numérico analítico para o transporte do poluente na zona não saturada;
- Anexo S - Intrusão de vapores nos locais de trabalho;
- Anexo T - Modelo numérico analítico para o transporte do poluente no aquífero.

9.2.1 Modelo conceptual

Com o objetivo de realizar a análise de risco relativa à contaminação de um determinado local é necessário definir o modelo conceptual. A elaboração deste modelo conceptual resulta da investigação e análise do local de forma a caracterizar os diferentes componentes que constituem a análise de risco, nomeadamente, o foco da contaminação, os mecanismos de transporte dos poluentes e os objetivos para a remediação do local contaminado (Figura 9.1). Nesta metodologia são considerados essencialmente três usos de solo, por terem um maior impacto na saúde humana: zonas residenciais (adultos e crianças), áreas recreativas (adultos e crianças) e áreas industriais/comerciais (adultos). Não são, portanto, alvo deste documento os solos usados para fins agrícolas.

Figura 9.1. Definição do diagrama de fluxo para a construção do modelo conceptual necessário para a análise de risco. A construção do modelo conceptual tem em conta os mecanismos de transporte do poluente e pode ser feito diretamente da fonte de contaminação para o recetor ou vice-versa (APAT, 2008).

Relativamente ao foco de contaminação, este é diferenciado em foco primário e foco secundário. O foco primário representa o elemento que causa a contaminação, enquanto o foco secundário é identificado como o compartimento ambiental objeto da contaminação (solo, água, ar).

Um foco de contaminação do tipo secundário e que é objeto da análise de risco, pode ser encontrado em dois compartimentos: (i) zona não saturada, classificada como solo superficial em profundidades entre 0 e 1 metro e solo profundo em profundidades superiores a 1 metro; (ii) zona saturada ou água subterrânea.

O documento analisado apresenta, ainda e relativamente à definição do modelo conceptual, a descrição dos critérios a utilizar para:

- Identificação e definição da geometria da zona saturada e não saturada do solo;
- Identificação e definição do foco de contaminação na zona saturada e não saturada do solo;
- Definição do valor de concentração representativo do foco de contaminação;
- Estimativa das propriedades físico-químicas e toxicológicas do poluente; e,
- Identificação dos indicadores de poluição.

9.2.2 Cálculo do risco e dos objetivos de remediação da zona afetada

O procedimento para análise de risco pode ter um duplo objetivo, nomeadamente, estimar quantitativamente o risco que um episódio de contaminação representa para a saúde humana e, por outro lado, identificar os valores de concentração aceitáveis (valores limiares), no solo e no aquífero, das substâncias poluentes.

No primeiro caso, o cálculo do risco associado ao recetor exposto a uma contaminação de concentração conhecida é denominado o modo direto (*forward*), isto porque o método permite obter o risco de exposição do recetor tendo em consideração a concentração da substância poluente na fonte, a atenuação durante o processo de transporte do poluente no meio, o método de exposição e as características dos recetores, tendo em conta a toxicidade da substância (Figura 9.2). Por outro lado, o modo inverso (*backward*) permite o cálculo da concentração máxima admissível na origem (fonte de contaminação) compatível com o nível de risco considerado aceitável para o recetor exposto. Aquela concentração representa a concentração objetivo de recuperação para a área contaminada e é obtida utilizando a formulação inversa. Desta forma, a concentração máxima admissível na origem é estimada com base na concentração aceitável no ponto de exposição e tendo em conta os mecanismos de transporte nos diferentes componentes do meio ambiente.

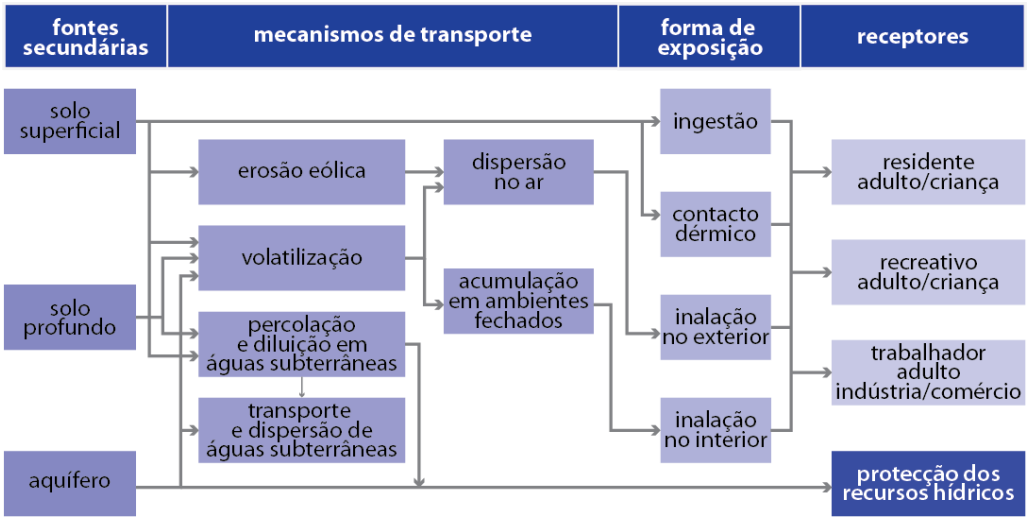


Figura 9.2. Métodos para a análise de risco.

Importa referir que o procedimento descrito neste documento não é aplicável nas seguintes situações:

- Avaliação da eficiência/eficácia das intervenções de segurança de emergência e/ou das intervenções envolvendo exposição a curto prazo;
- Avaliação do risco para seres humanos associada a situações de contaminação generalizada (fonte(s) não identificável e delimitável, por exemplo: contaminação decorrente de práticas agrícolas);

- Avaliação da segurança nos locais de trabalho;
- Avaliação do risco potencial para o ser humano associado à presença de valores de *background* difusos.

A informação disponível neste documento e respetivos anexos descreve os critérios para o cálculo do risco segundo o modo direto (*forward*); para diferentes vias de exposição; para os recursos hídricos subterrâneos; para a aceitabilidade do risco; e, para o cálculo dos valores limiares de acordo com o método inverso.

O **risco específico para a água subterrânea** é calculado comparando o valor da concentração do poluente no ponto de conformidade (C_{POE}^{GW}) com os valores de referência para o sistema aquífero (limiares de contaminação, CSC_{GW}) previstos na legislação atualmente em vigor para locais contaminados.

O **ponto de conformidade** é definido como o ponto teórico ou real do sistema aquífero, no qual a entidade ambiental responsável verifica o cumprimento dos objetivos de qualidade da água subterrânea. Este ponto deve ser colocado coincidindo com o furo mais próximo que capte água para consumo humano ou, se não houver, coincidindo com o limite da propriedade ou de uma determinada área a definir.

A relação entre a concentração do poluente no ponto de conformidade (C_{POE}^{GW}) e os valores de referência para o aquífero (limiares de contaminação, CSC_{GW}) exigido pela legislação vigente para locais contaminados define numericamente, o "**risco de recursos hídricos subterrâneos**" (**R_{GW}**) e para ser aceitável deve assumir valores iguais ou menores que a unidade:

$$R_{GW} = \frac{C_{POE}^{GW}}{CSC_{GW}} \text{ (RGW aceitável } \leq 1)$$

O cálculo do risco para os recursos hídricos subterrâneos difere de acordo com a possível fonte de contaminação (zona não saturada, que inclui o solo superficial e o profundo; e, o aquífero) e as estimativas de risco não são acumuladas (Figura 9.3). No caso da zona não saturada é considerado o valor mais conservativo, isto é, o mais elevado dos valores de concentração identificados para o solo superficial e profundo.

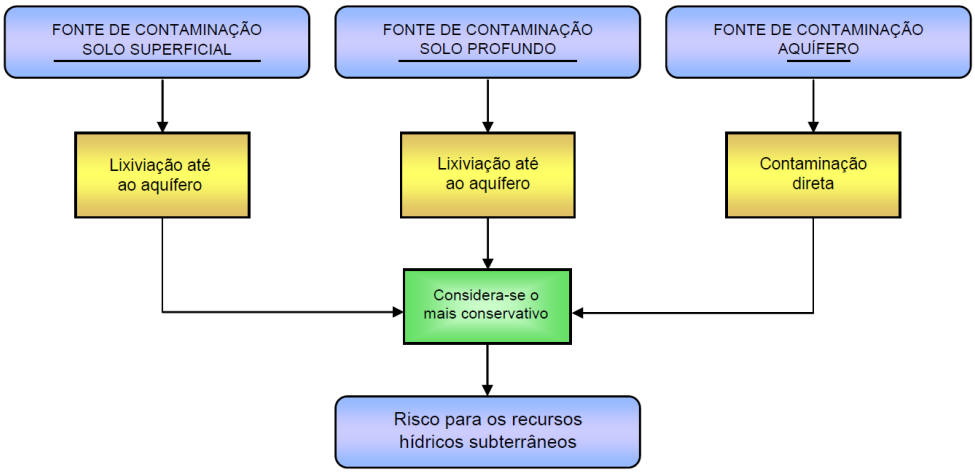


Figura 9.3. Critérios de cálculo de risco para os recursos hídricos subterrâneos.

9.2.3 Análise crítica do software e critérios de avaliação

Neste capítulo final do documento é assumido que alguns dos procedimentos propostos não coincidem integralmente com os procedimentos de referência no *software* mais utilizado a nível internacional. Assim, são apresentadas as analogias e diferenças entre a versão do software para a legislação italiana e aqueles em que o *software* existente no mercado se baseia.

9.3 Definição dos valores de fundo geoquímico e limiares de qualidade da água subterrânea

O valor do fundo geoquímico (*background*) corresponde à concentração de uma substância ou o valor de um indicador numa massa de águas subterrâneas correspondente à ausência de alterações antropogénicas, ou à presença de alterações extremamente limitadas, características da sua condição inalterada. Em Itália, a metodologia para estabelecer os valores de fundo geoquímico das substâncias inorgânicas em águas subterrâneas foi definida pelo ISPRA (2009) e encontra-se resumida na Figura 9.4.

A metodologia proposta para a definição dos valores de base para substâncias inorgânicas em águas subterrâneas implica:

- Verificação da adequação do número de dados úteis disponíveis (mínimo 30);
- Aplicação de um teste estatístico para verificar o tipo de distribuição;
- Cálculo e apresentação de parâmetros estatísticos;

- Construção da curva de frequência acumulada e identificação de quaisquer pontos de descontinuidade;
- valor histórico pode ser identificado, entre os indicadores estatísticos, também de acordo com o tipo de distribuição (por exemplo, média + 2σ, mediana, percentis) ou através da identificação de pontos de descontinuidade da curva de frequência acumulada.

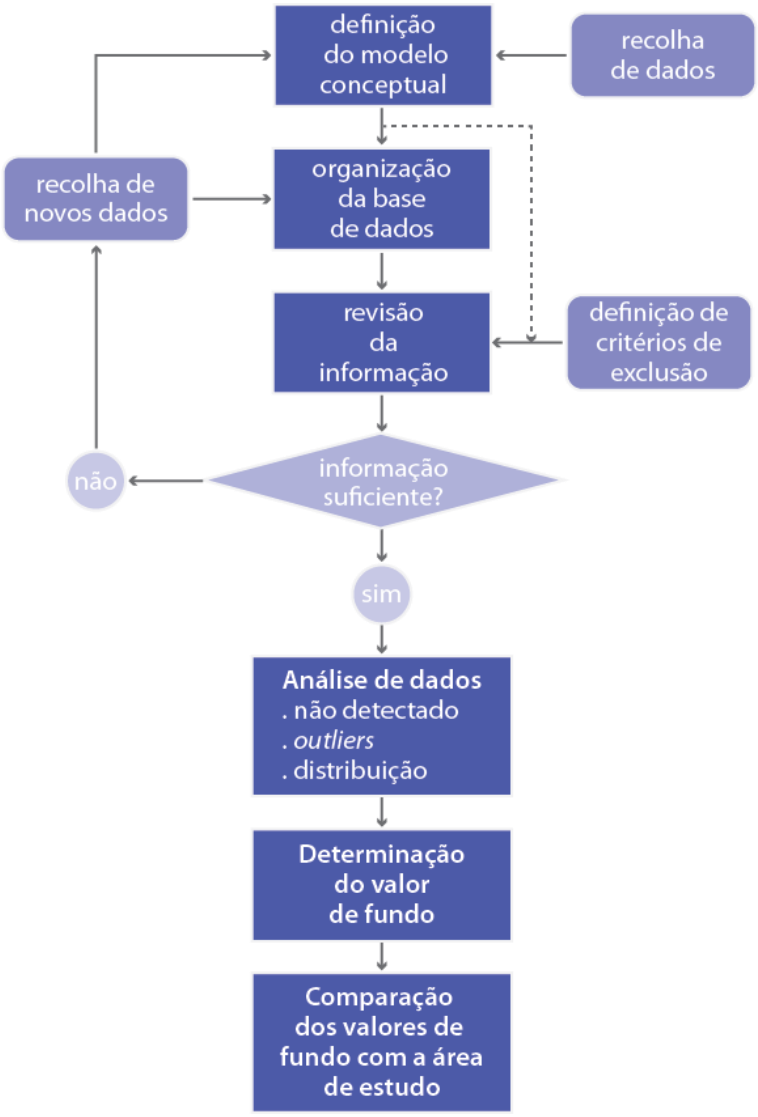


Figura 9.4. Metodologia para definição dos valores de fundo geoquímico das águas subterrâneas.

O valor limiar de qualidade das águas subterrâneas (*threshold*) é definido como a norma de qualidade das águas subterrâneas fixada para todos os poluentes e indicadores de poluição, que podem contribuir para colocar em risco a qualidade da água subterrânea tendo em vista a proteção da saúde humana e do ambiente.

Este valor limiar é também um valor de referência para ativação das medidas necessárias para reverter a tendência crescente da concentração de um poluente.

Assim, pode ser também descrito como o ponto de partida para a implementação de medidas que promovam a inversão de tendências significativas e persistentes de aumento da concentração de poluentes, uma vez que este ponto de inversão de tendências deve corresponder a 75% do valor limiar.

Assim, a classificação do estado químico de uma massa de águas subterrâneas baseia-se no critério de avaliação da qualidade comparativamente ao valor limiar estabelecido, fixado a nível nacional com base na ecotoxicologia, mas podendo ser adaptado para análise de contaminações pontuais. A Tabela 9.1 apresenta o enquadramento legal referente à utilização dos valores limiares das águas subterrâneas.

Tabela 9.1 Enquadramento legal relativa à utilização dos valores limiares das águas subterrâneas.

Base normativa	Aplicação dos valores de fundo
Decreto Ministerial (DM 471/99) (substituído pelo DLgs 152/06)	Estabelece os limiares de concentração para poluentes nos solos, águas superficiais e subterrâneas. Define os valores de intervenção acima dos quais a remediação é necessária (valores de tabela substituídos, Anexo 3).
Decreto Lei (DLgs 152/99)	Definição dos limiares de concentração (VS) acima dos quais é necessário a implementação de medidas remediação; definição do fundo geoquímico (VF) para a qual não está prevista remediação.
Decreto-Lei (DLgs 152/06) (modificado pelo DLgs 04/08)	Parte III (Águas) - decreto de correção Valores limiares de referência, com os quais coincidem quando VF>VS. Medidas de remediação devem ser implementadas para valores acima de VS. Parte IV, título V (remediação) Valores de referência (rastreio do CSC) acima dos quais a aplicação da análise de risco específica do local é necessária. Parte VI (dano ambiental) Valores de referência para determinação das condições originais do recurso.
DLgs 04/08 (corrige o DLgs 152/06)	Objetivos específicos de remediação a serem aplicado no ponto de conformidade

10 REINO UNIDO

10.1 Enquadramento legal

No Reino Unido, a avaliação da qualidade da água subterrânea no caso de contaminação de origem antrópica é definida pelo Modelo de Procedimentos para a Gestão de Solos Contaminados (CRL 11) da Agência do Ambiente (EA). A EA, de acordo com a Lei de Recursos Hídricos de 1991 e a Lei de Meio Ambiente de 1995, tem o dever de monitorizar, proteger e melhorar o meio ambiente, incluindo os recursos hídricos. A Agência Escocesa de Proteção Ambiental (SEPA) tem um dever semelhante sob os Regulamentos para o Meio Ambiente e da Água (Atividades Controladas) de 2005 e o Serviço de Meio Ambiente e Património (EHS) da Ordem da Água (Irlanda do Norte) de 1999.

Estas agências identificaram a necessidade de desenvolver uma abordagem padrão, prática e razoável para a remediação de solos e águas subterrâneas para a proteção dos recursos hídricos que possa ser aplicado caso a caso e consistente com a legislação e as diretivas atuais.

- A abordagem atualiza a anterior, nomeadamente a “Metodologia para determinação de valores objetivo de remediação para o solo e as águas subterrâneas para proteger os recursos hídricos” (Environmental Agency, 1999) considerando os seguintes fatores:
- mudanças legislativas, como a Diretiva-Quadro da Água e os Regulamentos de Solos Contaminados, em cumprimento da Parte IIA da Lei de Proteção Ambiental de 1990 (DETR, 2000);
- orientação do governo sobre avaliação e gestão de riscos ambientais (DETR et al. 2000);
- os procedimentos do documento “Model Procedures for the Management of Land Contamination (CRL 11)” da EA. Este documento providencia orientações sobre os princípios e processos que podem ser adotados para a avaliação e a gestão de riscos associados à contaminação do solo e águas subterrâneas. É recomendada a sua leitura antes de realizar qualquer avaliação detalhada de riscos num local potencialmente contaminado.

A metodologia aplica-se a solos e águas subterrâneas contaminados, mas a fonte original de contaminação à superfície já não existe. Os princípios podem ser de ampla aplicação, mas no caso de, por exemplo, existirem fontes de contaminação ativas, os requisitos de "prevenção ou limitação" da DAS e de outra legislação relevante para o controlo da contaminação podem substituir as abordagens mais flexíveis para a avaliação de valores objetivos desta metodologia.

Os principais objetivos desta metodologia são determinar quais das seguintes opções são necessárias:

- Nenhuma ação de remediação, ou seja, o nível de contaminação não causa, ou é provável que não cause poluição das águas superficiais ou subterrâneas, ou de seus ecossistemas dependentes;
- Ação de remediação para proteger um recetor de água subterrânea ou de água de superfície identificado;
- Recolha e análise de dados adicionais para avaliar melhor o grau de risco para o recetor.

Esta metodologia baseia-se numa abordagem faseada (por níveis) para a determinação dos valores objetivos, tendo em conta o risco para o solo e para as águas subterrâneas. Um valor objetivo é derivado em cada nível, mas é provável que esse valor seja menos rigoroso no próximo nível, à medida que processos adicionais (por exemplo, diluição e atenuação), que afetam as concentrações de poluentes ao longo do caminho percorrido pelo poluente entre a fonte e o recetor, são tidos em consideração.

Os requisitos de dados e a sofisticação da análise aumentam com os à medida que se sucedem, mas a confiança no impacto previsto também aumenta. Isso poderá levar a um certo alívio dos requisitos de remediação, no caso em que a avaliação de risco é aceitável.

Essa abordagem permite:

- uma rápida avaliação de locais de baixo risco;
- focar a atenção nos locais onde os riscos e as necessidades de informação são maiores.

Para apoiar a estrutura apresentada por esta metodologia e para auxiliar na avaliação de riscos para as águas subterrâneas afetadas por contaminação do solo, a EA desenvolveu dois pacotes de *software*, o ConSim (Environmental Agency, 2003) e a folha de cálculo *Remedial Targets* (Environmental Agency, 2006), esta último feito com base no Consim mas com a metodologia atualizada, que se apresenta neste relatório.

10.1.1 Contaminação histórica

Quando a contaminação do solo ou das águas subterrâneas é o resultado de contaminação histórica e isso representa um risco para as águas, a autoridade reguladora pode exigir que a remediação seja implementada de acordo com a Seção 161A da Lei de Recursos Hídricos de 1991 ou a Parte IIA da Lei de Proteção Ambiental de 1990 (TSO, 1990).

A Parte IIA da Lei de Proteção Ambiental (TSO, 1990) introduziu um novo regime para a identificação e remediação de solos contaminados. A Parte IIA e os Regulamentos

para Solos Contaminados para a Inglaterra, País de Gales e Escócia exigem que as autoridades locais identifiquem solos dentro de seus limites administrativos que caiam na classificação de solos contaminados. Estas ferramentas dão poder às autoridades locais para emitir Avisos de Remediação a entidades apropriadas (ou seja, aqueles que causaram ou permitiram a poluição, o proprietário/utilizador ou aqueles que adquiriram a responsabilidade pelo local identificado com solo contaminado). Em todos os casos, deve existir uma ligação entre a fonte da contaminação do solo/águas subterrâneas e um recetor relevante.

Os solos podem ser classificados como solos contaminados em virtude da poluição real ou provável de águas causada por substâncias dentro, sobre ou sob a terra. Onde a poluição das águas é um problema, a EA deve ser notificada e consultada de modo a aportar as suas considerações. Noutras situações em que não há ligação existente entre poluente e recetor (por exemplo, porque houve intervenção humana para remover a fonte de poluição), a Lei dos Recursos Hídricos de 1991 e o Regulamento de Obras Antipoluição 1999 podem ser aplicadas. Isso permite que a responsabilidade seja atribuída diretamente à pessoa ou pessoas que causaram ou permitiram a poluição e o terreno deve ser remediado imediatamente ou a sua utilização não será permitida.

A EA pode exigir que os responsáveis pela poluição realizem o trabalho necessário. Se essa pessoa ou entidade não for encontrada ou identificada e se for necessária remediação, a EA poderá decidir se realiza o trabalho de remediação por sua conta. Em alguns casos, o proprietário da área pode implementar a remediação voluntariamente e a EA, ao abrigo do Regulamento de Licenciamento de Gestão de Resíduos, pode controlar o processo de remediação.

Algumas das atividades de remediação que seguem os procedimentos de avaliação descritos nesta metodologia podem constituir atividades que representam um risco para as águas subterrâneas. Portanto, essas atividades devem respeitar os requisitos do Regulamento de Águas Subterrâneas, de 1998. O meio de controlo apropriado é normalmente através do regime de Licenciamento de Gestão de Resíduos (Environmental Agency, 2005) ou *Water Resources Act* 1991.

10.1.2 Contaminação atual

Nos termos da Diretiva CE 80/68/CEE relativa às águas subterrâneas, os Estados-Membros são obrigados a tomar as medidas necessárias para impedir que as substâncias da lista I entrem nas águas subterrâneas e restringir a entrada de substâncias da lista II, a fim de evitar a poluição. O foco principal da DAS e como ela é implementada no Reino Unido é garantir o controlo sobre descargas diretas, deposição de resíduos ou outras atividades (atuais) que possam conter substâncias listadas poluam nas águas subterrâneas.

Na Inglaterra e no País de Gales, a DAS é implementada através dos Regulamentos para as Águas Subterrâneas de 1998. O controlo das descargas ou deposição de

resíduos que envolvam substâncias listadas na DAS é feito através de autorizações de acordo com os Regulamentos de Águas Subterrâneas de 1998; ou, um dos seguintes regimes de licenciamento, que também devem estar em conformidade com estes Regulamentos:

- Permissões de descarga de acordo com a Lei de Recursos Hídricos de 1991;
- Autorizações de Prevenção e Controle de Poluição (PPC);
- Licenças de gestão de resíduos, concedidas ao abrigo da parte II do EPA 1990.

A EA tem poderes para proibir ou condicionar atividades que causaram poluição, ou onde é necessário evitar futuras poluições, podendo até exigir trabalhos de mitigação. Exemplos da legislação que pode ser usada para impor esse trabalho incluem:

- Secção 19. Notificações sobre regulamentos de águas subterrâneas;
- Secção 59. Lei para a Proteção Ambiental de 1990 (remoção de resíduos ilegalmente depositados);
- Secção 86. Avisos de Proibição da Lei de Recursos Hídricos;
- Secção 161ª. Avisos sobre a Lei de Recursos Hídricos.

10.2 Metodologia

A metodologia no Reino Unido assume a abordagem definida tendo em conta a avaliação do risco de acordo com o *Model Procedures for the Management of Land Contamination* (CRL 11) da Environmental Agency (2004).

A avaliação do risco hidrogeológico descrita neste relatório forma um subconjunto da avaliação de risco geral e estabelece a metodologia para determinar os valores objetivo de remediação específicos para cada local tendo em conta as especificidades do solo e das águas subterrâneas, de modo a proteger as águas subterrâneas e os seus recetores à superfície.

Esta metodologia, por si só, não apresenta valores limiares pois têm que ser determinados para cada caso em função da gravidade da situação e das condições do meio ambiente no local da contaminação.

De uma maneira geral, o processo de gestão de solos e águas subterrâneas contaminadas é feito em três componentes:

- avaliação de risco;
- avaliação de opções; e,
- implementação de estratégias de remediação.

Na Figura 10.1 está resumido o diagrama de fluxo do processo geral para a gestão da contaminação em solos e águas subterrâneas. Cada componente começa pela definição do contexto e dos objetivos, que podem sempre ser redefinidos na fase seguinte, passando depois por várias iterações ao longo das três fases até à conclusão do processo de remediação quando a contaminação já não constitui um risco para os recetores e os usos que fazem do solo e da água.

O processo pode aplicar-se a um ou a vários poluentes, e cada um pode seguir caminhos iterativos diferentes ao longo do processo, de maneira independente. Para alguns poluentes é possível que o processo pare num estágio iterativo inicial, mas outros poderão ter que prosseguir por todo o processo. O nível de complexidade de cada estágio também pode variar e, em alguns casos, pode ser até muito simples caso as concentrações não constituam um risco.

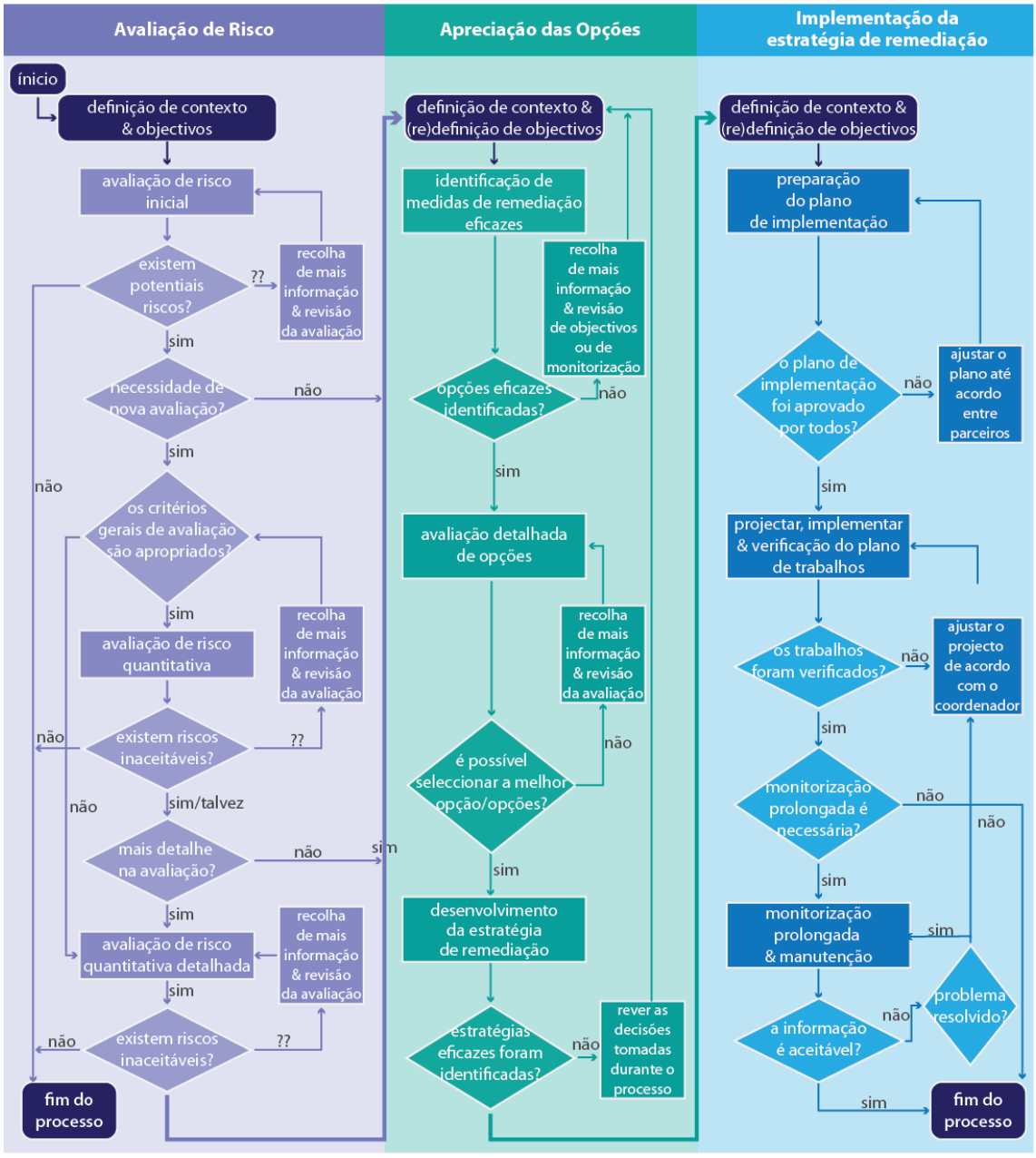


Figura 10.1. Processo de gestão de solos contaminados (Environmental Agency, 2006).

10.2.1 Conceitos

Com o objetivo de clarificar conceitos, a Environmental Agency (1999) começa por definir alguns do principais termos chave para a análise da contaminação de solos e águas subterrâneas e que se encontram aqui resumidos na Tabela 10.1 e esquematizados concetualmente na Figura 10.2.

Tabela 10.1 Definição de termos chave para a análise de um projeto de contaminação e definição de valores objetivo de remediação.

Termos chave

Valor ou concentração objetivo (*target concentration*) é a concentração no ponto de conformidade que não deve ser excedida. Normalmente, será definido a partir de um valor padrão ambiental relevante ou tendo em conta os valores de concentração naturais. A concentração objetivo permanece constante durante o processo de avaliação.
Valor objetivo de remediação (*Remedial target/ remedial target concentration*) é a concentração derivada do solo ou das águas subterrâneas em análise, acima da qual a remediação é necessária. Pode ser definida como equivalente à concentração objetivo ou à concentração objetivo multiplicada por um fator de diluição e/ou atenuação (dependendo do nível de avaliação). O valor objetivo de remediação é específico do local e será alterado a cada nível da avaliação.
Ponto de conformidade é o ponto ao longo do trajeto do poluente no qual a concentração objetivo não deve ser excedida, representando por isso um risco inaceitável para o recetor. O ponto de conformidade pode ser o recetor (por exemplo, uma captação), um ponto especificado dentro do aquífero mais próximo da fonte de contaminação. A sua localização dependerá do nível da avaliação.
Água dos poros (*Pore water*). O termo água dos poros é usado neste relatório para descrever qualquer água livre que não seja adsorvida na matriz de um solo ou rocha e que seja incapaz de se conter no movimento de poluentes. É contida no espaço primário dos poros ou nas fissuras, tanto na zona não saturada ou saturada.

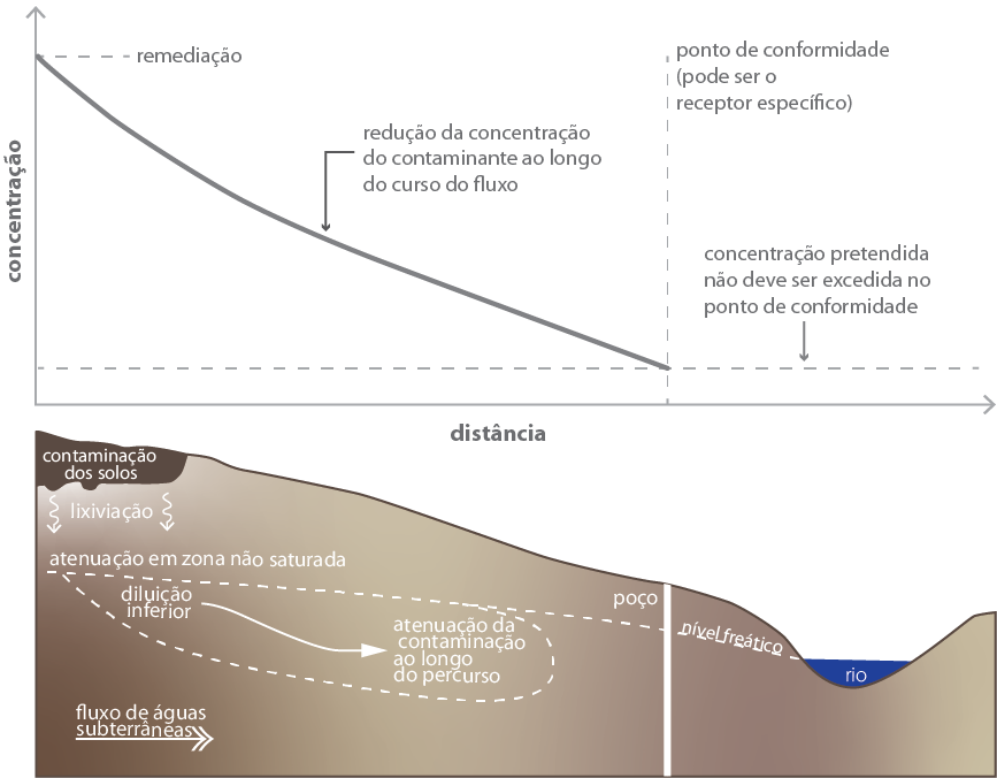


Figura 10.2. Esquema explicativo dos termos chave para a análise de contaminações e definição de valores objetivo de remediação.

10.2.2 Avaliação do risco

A avaliação de risco de contaminação de solos e águas subterrâneas deve incluir:

- **Avaliação preliminar**, da qual faz parte: (1) a identificação e caracterização da fonte de contaminação incluindo uma avaliação preliminar da distribuição espacial e concentrações do poluente, tal como as suas propriedades físicas e químicas; (2) identificação e caracterização dos potenciais recetores ambientais (relacionados com água); (3) identificação dos movimentos do poluente potencial em direção aos recetores identificados, e identificação das eventuais consequências no caso o recetor seja contaminado.
    - Deve ainda incluir também uma avaliação do prazo para a realização de uma avaliação de risco mais detalhada e decidir sobre a necessidade de remediação urgente onde a fonte já afetou a qualidade da água, ou no caso de a fonte estar próxima (um curto tempo de trânsito) do recetor.
    - Esta avaliação preliminar é essencialmente resultante de trabalho de gabinete, mas poderá ser completada com uma observação inicial do local. Se não for identificada qualquer relação entre o poluente identificado nas águas subterrâneas e a área de contaminação analisada, não será necessária nenhuma outra ação.
- **Determinação dos valores objetivo de remediação** específicos do local para o solo e as águas subterrâneas, de modo a proteger os recetores, com base numa abordagem com avaliação de risco faseada.
- **Comparação das concentrações do poluente no solo e nas águas subterrâneas com os valores objetivo de remediaçã**o para determinar qual das seguintes ações é mais apropriada: (1) nenhuma ação é necessária, pois as concentrações observadas não representam um risco para a qualidade da água no recetor; (2) realizar uma avaliação de risco mais detalhada (ou seja, passar para um nível superior), incluindo recolha e análise de dados; e, (3) executar trabalhos de remediação de modo a proteger o recetor, tendo em conta os benefícios e custos ambientais.

As principais fases para a determinação das necessidades e etapas de remediação para a proteção de águas subterrâneas e recetores está resumida na Tabela 10.2.

Tabela 10.2 Principais fases para a determinação de etapas de remediação e das necessidades de ações de remediação.

Avaliação preliminar de risco (caracterização)
Esta avaliação preliminar é essencialmente resultante de trabalho de gabinete mas poderá ser complementada com uma observação inicial do local. Se nenhuma ligação ao poluente for identificada, não será necessária nenhuma outra ação.
1) Identificação e caracterização da fonte de contaminação incluindo uma avaliação preliminar da distribuição espacial e concentrações do poluente, tal como as suas propriedades físicas e químicas.
2) Identificação e caracterização dos potenciais recetores ambientais (relacionados com água).

3) Identificação dos movimentos do poluente potencial em direção aos recetores identificados, e identificação das consequências potencias, caso o recetor seja contaminado.
Avaliação de risco (determinação dos valores objetivo de remediação)
4) Avaliação preliminar, incluindo a avaliação do prazo para a realização de uma avaliação de risco mais detalhada e a necessidade de remediação urgente onde a fonte já afetou a qualidade da água, ou no caso de a fonte estar próxima (um curto tempo de viagem) do recetor.
5) Determinação dos valores objetivo de remediação específicos do local para o solo e as águas subterrâneas, de modo a proteger os recetores, com base numa abordagem com avaliação de risco faseada.
6) Comparação das concentrações do poluente no solo e nas águas subterrâneas com os valores objetivo de remediação para determinar qual das seguintes ações é mais apropriada: - nenhuma ação é necessária, pois as concentrações observadas não representam um risco para a qualidade da água no recetor; - realizar uma avaliação de risco mais detalhada (ou seja, passar para um nível superior), incluindo recolha e análise de dados; - executar trabalhos de remediação de modo a proteger o recetor, tendo em conta os benefícios e custos ambientais.

10.2.3 Avaliação de opções e implementação da estratégia de remediação

Os procedimentos modelo da Environmental Agency (2004) fornecem as orientações sobre as etapas a serem adotadas no caso de os valores objetivo de remediação serem excedidos (ver Figura 10.1) e ter que existir um projeto de remediação. Estes procedimentos incluem:

- identificação e avaliação de opções de remediação;
- desenvolvimento de uma estratégia de remediação e preparação de um plano de implementação;
- projeto e implementação das técnicas de remediação (o projeto terá que ter em conta os benefícios e custos ambientais);
- monitorização ambiental para verificar a eficácia da remediação;
- desativação do plano depois de observada uma remediação efetiva (ou seja, de acordo com os objetivos de remediação).

As ações de remediação que podem ser implementadas para proteger os recetores de águas subterrâneas são:

- evitar contaminação adicional, incluindo remoção ou tratamento da fonte;
- controlar ou intercetar a deslocação de poluentes para distâncias significativas da fonte (isto é, interromper o trajeto);
- implementar um tratamento no recetor.

Por fim, as decisões sobre a necessidade e o âmbito das ações de remediação também devem ter em consideração os resultados das avaliações de risco para outros recetores, tal como a saúde humana.

10.3 Definição do valor objetivo de remediação

O procedimento para determinar valores objetivo de remediação envolve até quatro níveis e são definidos para solos (Tabela 10.3 e Figura 10.3) e águas subterrâneas (Tabela 10.4 e Figura 10.4). No processo de avaliação dos riscos associados à contaminação do solo e/ou águas subterrâneas considera-se como recetor(es) finais as águas subterrâneas.

Cada nível corresponde a uma diferente zona do trajeto do poluente entre a fonte de contaminação e o recetor. É provável que o valor objetivo de remediação aumente a cada nível de avaliação. A quantidade e qualidade dos dados e a sofisticação da análise adotada para a determinação do valor objetivo provavelmente também aumentarão.

O procedimento que é descrito em detalhe nos próximos capítulos consiste em:

1. Identificar o(s) recetor(es);
2. Identificar os poluentes que representam um risco potencial para o(s) recetor(es). A avaliação também deverá considerar a importância de quaisquer produtos decorrentes da degradação, e se estes precisam de ser considerados na avaliação;
3. Definir um ou mais pontos de conformidade em que a presença de poluentes identificados em níveis que excedam os valores de concentração objetivo representaria um risco inaceitável para o recetor (por exemplo, poluição). Um ponto de conformidade pode estar no próprio recetor ou em algum momento mais próximo da fonte;
4. Determinar a concentração objetivo a ser aplicada em cada ponto de conformidade. Normalmente, será derivado de padrões ambientais relevantes ou com base em padrões de qualidade da água, nomeadamente nos valores de concentração natural;
5. A avaliação começa no nível 1 (para contaminação do solo) e no nível 2 (para contaminação das águas subterrâneas). Em cada nível, é determinado o valor objetivo de remediação tendo em conta processos como a diluição e atenuação que podem afetar a concentração do poluente. O valor de remediação poderá aumentar em cada nível. A avaliação também envolve a seleção de um método apropriado para o cálculo do valor objetivo de remediação;
6. Se a contaminação observada no solo ou nas águas subterrâneas exceder o valor objetivo de remediação, será necessário tomar uma decisão sobre se é

feita a remediação, ou se é necessária uma atualização do nível de avaliação. Esta decisão será baseada tendo em conta:

a. uma avaliação de custo-benefício, por exemplo, garantindo a melhor relação entre o custo associado a uma melhor caracterização do local e avaliação detalhada dos riscos e a redução no custo da solução de remediação;

b. quais são as informações adicionais necessárias e que podem ser obtidas;

c. o prazo - a decisão de proceder a uma avaliação de risco mais detalhada só deve ser tomada se o risco contínuo ou adicional que envolve o atraso da decisão de implementar for aceitável.

O procedimento que é usado é ligeiramente diferente dependendo se se considerar que a fonte de contaminação está no solo ou nas águas subterrâneas:

- Com fonte de contaminação ao nível dos solos, o procedimento pressupõe a possibilidade de poluição das águas subterrâneas ou superficiais. A abordagem é conservadora (preventiva) e deve ser adotada de modo a garantir a proteção dos recetores.
- Com fonte de contaminação ao nível das águas subterrâneas, a contaminação já terá ocorrido. Nesse caso, a metodologia reconhece que a remediação completa das águas subterrâneas (até qualidade natural) nem sempre é viável ou a maior parte das vezes não tem uma boa relação custo-benefício. No entanto, há que evitar novos eventos ou situações de poluição e empreender os melhores esforços para o impedir.

Tabela 10.3. Sumário dos níveis de avaliação para solos

Nível 1 (zona do solo) desenvolve um modelo conceptual inicial do local e considera se as concentrações na água dos poros no solo contaminado são suficientes para afetar o recetor quando os processos de diluição, dispersão e atenuação ao longo do trajeto são ignorados. A concentração da água nos poros pode ser determinada, em ordem de preferência, por: i) concentrações medidas da água nos poros; ii) Ensaios de lixiviação; iii) cálculos teóricos baseados em coeficientes de partição solo/água. Na ausência de dados diretos, prefere-se os ensaios de lixiviação para determinar as concentrações potenciais da água dos poros. A concentração da água dos poros é comparada com a concentração objetivo do recetor para determinar a necessidade de ação de remediação. O ponto de conformidade é a zona do solo.
Nível 2 (zona não saturada e diluição no aquífero) considera que a atenuação dos poluentes na zona não saturada e a diluição através do fluxo da água subterrânea são suficientes para reduzir as concentrações de poluentes a níveis aceitáveis. O valor de remediação é definido como a concentração objetivo multiplicada por um fator de diluição (DF) e um fator de atenuação não saturado (AFu). O fator de diluição é a razão entre o fluxo da água subterrânea abaixo do local (a área de origem) e a infiltração no solo contaminado. O fator de atenuação é a razão entre a concentração de poluentes na fonte e a concentração na base da zona não saturada. Excluir a atenuação da avaliação produz um resultado mais conservador. O ponto de conformidade é a água subterrânea abaixo da área de origem.

Nível 3 (atenuação no aquífero) considera que a atenuação na zona saturada a jusante do local é suficiente para reduzir as concentrações de poluentes a níveis aceitáveis. O valor de remediação é definido como o valor objetivo do Nível 2 multiplicado por um fator de atenuação da zona saturada (FA). O fator de atenuação é a razão entre a concentração de poluentes nas águas subterrâneas abaixo da fonte e a concentração calculada no ponto de conformidade. O ponto de conformidade é um ponto a jusante. Pode ser um recetor específico (por exemplo, uma captação ou água superficial dependente da água subterrânea) ou um ponto de conformidade acordado, localizado entre a fonte e o recetor.
Nível 4 (diluição no recetor) considera a diluição no recetor. Este é um caso especial e a avaliação deve demonstrar que qualquer impacto nas águas subterrâneas não prejudica o uso futuro do recurso ou que o custo da remediação é desproporcional em relação à melhoria das águas subterrâneas ou da qualidade das águas superficiais. Para cada avaliação, a concentração da água dos poros determinada para a zona do solo é comparada com o valor objetivo de remediação para determinar se há necessidade de ação de remediação.

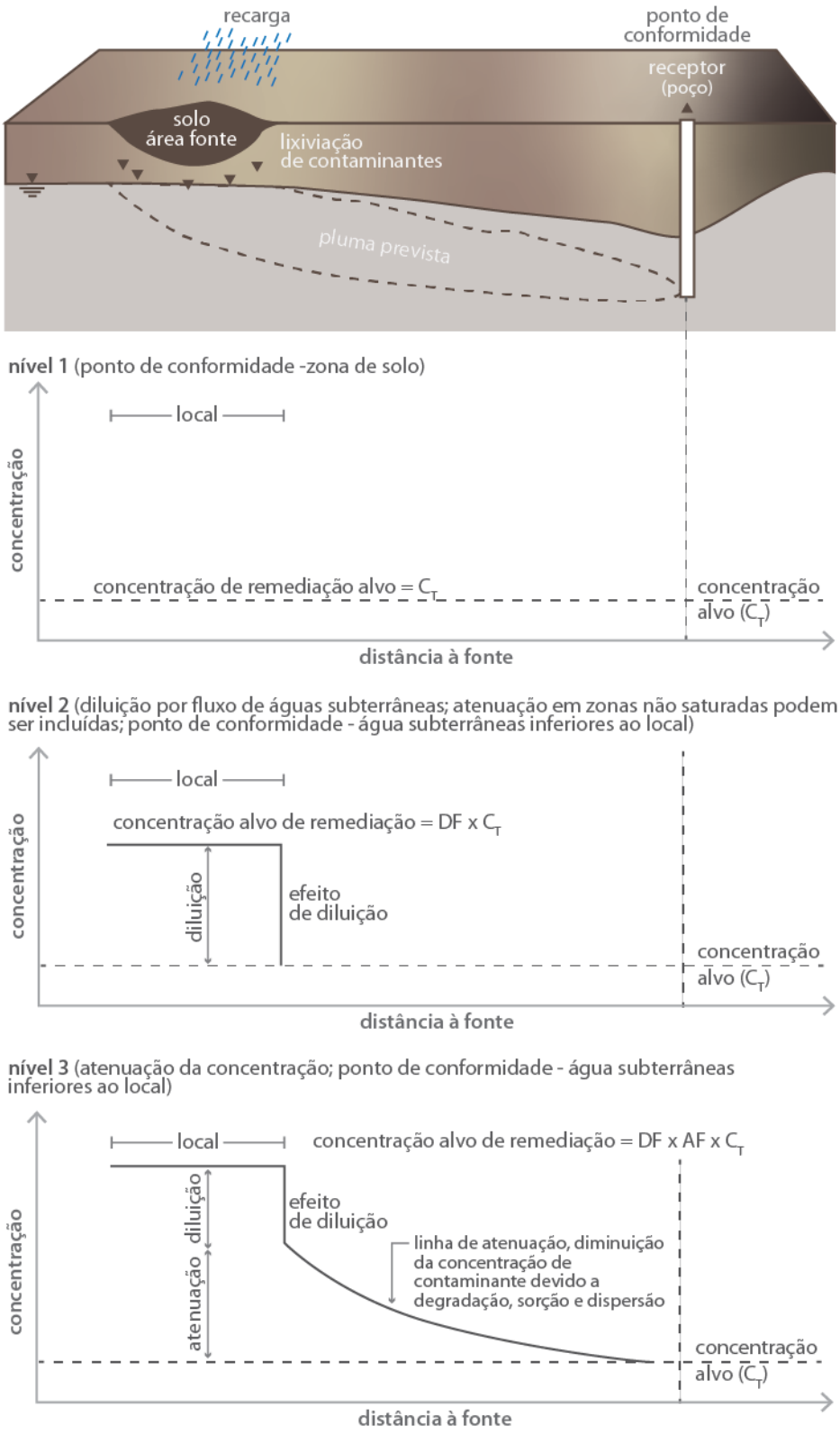


Figura 10.3. Sumário da avaliação dos valores de remediação para solos (Níveis 1-3) no Reino Unido.

Tabela 10.4. Sumário da avaliação do valor de remediação para as águas subterrâneas (Níveis 2-3)

Para as águas subterrâneas contaminadas a estrutura de avaliação é semelhante à dos solos. Como os poluentes já passaram pela zona do solo, a avaliação das águas subterrâneas contaminadas começa no Nível 2. Os únicos processos significativos são degradação, retardação, dispersão e diluição à medida que o poluente se move através da zona saturada para o recetor. Para cada nível, a concentração de poluentes observada nas águas subterrâneas é comparada com o valor de remediação de modo a determinar a necessidade de uma ação de remediação.
Nível 2 (águas subterrâneas por baixo da fonte), é desenvolvido um modelo conceptual do local e são identificados os recetores, ou seja, captações de águas subterrâneas, corpos de água de superfície dependentes e ecossistemas, etc. O ponto de conformidade é a água subterrânea por baixo do local.
Nível 3 (atenuação no aquífero), a contaminação das águas subterrâneas observada por baixo do local é comparada diretamente com a concentração objetivo multiplicada por um fator de atenuação (FA). O ponto de conformidade é um ponto a jusante. Este pode ser um recetor específico ou um ponto de conformidade acordado entre a fonte e o recetor.
Nível 4 (diluição no recetor) considera a diluição no recetor. Ao passar do Nível 1 para o Nível 4, os dados e os recursos necessários aumentam, mas o grau de conservadorismo diminui e a relação custo-benefício da solução de remediação provavelmente melhorará.

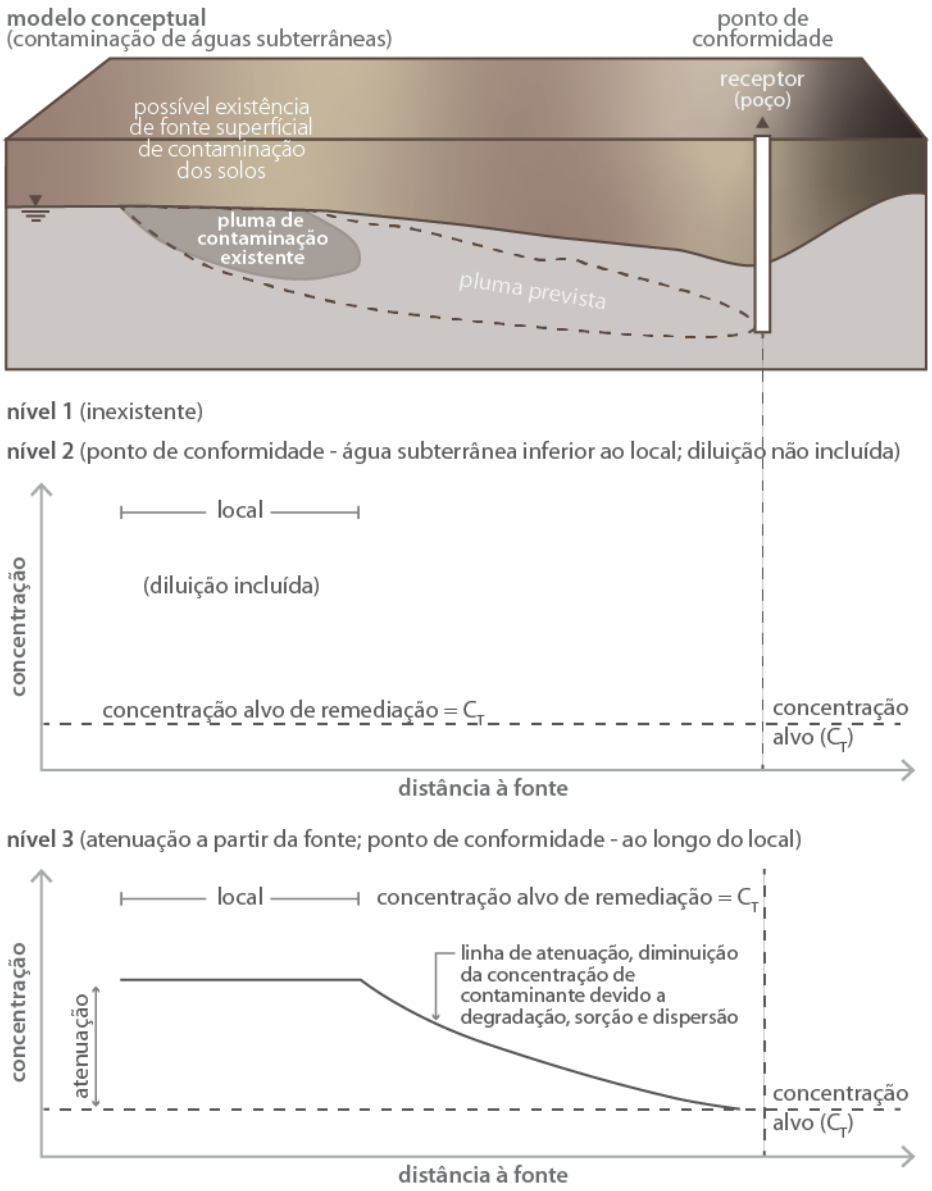


Figura 10.4. Sumário da avaliação do valor de remediação para as águas subterrâneas (Níveis 2-3) no Reino Unido.

A metodologia aplicada pode variar de local para local e pode também incluir uma abordagem atendendo a várias fases da modelação, começando com um modelo numérico de transporte unidimensional relativamente simples, podendo terminar com um modelo de transporte tridimensional (se o problema assim o justificar). Este é o caso particular dos níveis 3 e 4, quando os recetores considerados estão a jusante do problema. A decisão sobre o uso de um método de análise mais sofisticado terá implicações temporais e financeiras.

Os requisitos de dados para cada nível da avaliação são descritos nos capítulos 3 a 7 do documento original do método “Remedial Targets Methodology – Hydrogeological Risk Assessment for Land Contamination” (Agência do Ambiente, 2006b) e são resumidos no Anexo A do mesmo documento. A estratégia passa muito pela recolha de

dados específicos do local para o cálculo de parâmetros críticos para a avaliação e para a análise de incertezas (capítulo 8).

Na maioria dos locais estão presentes vários poluentes. Estes precisaram ser avaliados individualmente, a fim de determinar qual é o mais crítico em relação à remediação. A avaliação deve ter como objetivo o rastreamento dos poluentes que não representam um risco.

Os valores objetivo de remediação dessa análise, que apoiam as decisões relativas à necessidade de remediação devem:

- ser relevantes para o local;
- relacionar-se com uso real, pretendido ou plausível do recetor ambiental mais sensível, como o uso futuro dos terrenos ou das águas subterrâneas (os objetivos ambientais do recetor, por exemplo, em cumprimento da DQA, devem ser tidos em conta quando apropriado);
- ser alcançáveis dentro de um prazo razoável (acordado);
- ter em conta as incertezas na avaliação em termos de proteção do(s) recetor(es) identificado(s);
- ter em conta a viabilidade para atingir as metas e os custos associados;
- ter em consideração as concentrações naturais.

Qualquer medida de remediação acordada precisará ter em conta os fatores acima descritos e possivelmente outras considerações políticas. Portanto, o valor objetivo de remediação final aplicado ao local poderá não ser o mesmo resultante da metodologia aqui apresentada.

É, no entanto, importante documentar toda a informação constante da avaliação, pois poderá ser usada para apoiar decisões ao nível do planeamento de ações de remediação ao nível local ou ao nível de uma bacia.

A determinação dos valores objetivo e do ponto de conformidade deve ter em conta o seguinte:

- requisitos fundamentais da legislação da UE e do Reino Unido, por exemplo, conformidade com a Diretiva-Quadro Água, Diretiva 2006/118/CE relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração, Parte IIA da EPA 1990, etc.;
- qualidade dos recursos hídricos (a água subterrânea local e/ou rios), seja natural ou resultante da poluição existente, e as expectativas mais amplas de melhoria futura da qualidade da água;
- todos os usos atuais ativos (por exemplo, captações) e passivos (por exemplo, nascentes) do recurso e todos os usos futuros possíveis.

O padrão de remediação ideal (e mais preventivo) é a qualidade natural do recurso (valores de concentração naturais), ou seja, não deve haver deterioração significativa da qualidade no recetor. Isso nem sempre é viável e muitas vezes não é um requisito legislativo fundamental (em contraste com a necessidade de evitar a poluição).

Quando as condições hidrogeológicas são complexas e/ou o tipo de poluente não é favorável, a estratégia de remediação de águas subterrâneas com *pump-and-treat* nos EUA, na Europa continental e no Reino Unido tiveram um sucesso limitado na remediação de águas subterrâneas para chegar a valores de concentração natural. Como resultado, as concentrações objetivo podem ser:

- com base em valores padrões ambientais apropriados para o uso pretendido;
- definido de modo a garantir que os objetivos para as águas subterrâneas sejam cumpridos.

Nessas circunstâncias, a EA procurará a melhor solução ambiental possível, dadas as circunstâncias específicas do local, tendo em consideração os custos e benefícios ambientais.

Ao determinar valores objetivo de remediação para solos contaminados onde a contaminação das águas subterrâneas não ocorreu, inicialmente pode ser estabelecida uma concentração com objetivos rigorosos, a fim de evitar a contaminação das águas subterrâneas. Os custos e os benefícios de realizar a remediação precisam ser avaliados e, se o saldo for inaceitável, terá que ser estabelecida uma meta menos rigorosa e o processo repetido. O objetivo deve ser sempre o de garantir o melhor resultado ambiental e que possa ser alcançado razoavelmente e, no mínimo, evitar a poluição (ou entrada de substâncias da Lista I nas águas subterrâneas).

Em resumo, os principais objetivos na obtenção de valores objetivo para a remediação são nos locais onde a contaminação das águas subterrâneas ainda não ocorreu:

- nenhuma entrada de substâncias da Lista I nas águas subterrâneas;
- nenhum novo risco de poluição das águas subterrâneas por substâncias da Lista II;
- nenhuma poluição/dano das massas de água superficiais dependentes ou dos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas.

Se já houver contaminação das águas subterrâneas, incluindo a entrada de substâncias da Lista I:

- minimizar a entrada adicional de substâncias da Lista I nas águas subterrâneas;
- minimizar a expansão da pluma poluente das águas subterrâneas para evitar mais poluição (proteger o uso das águas subterrâneas, evitar danos nas massas de água superficiais dependentes ou aos ecossistemas terrestres dependentes das águas subterrâneas, etc. e, quando aplicável, cumprir com os objetivos do DQA).

10.3.1 Valores objetivos

A base desta metodologia é que um valor objetivo seja estabelecido para o recetor identificado e que esse valor objetivo não seja excedido. O valor objetivo é usado nos cálculos de Nível 1–4 para determinar um valor de remediação com o qual as concentrações no solo ou água subterrânea são comparadas, para determinar a necessidade de ação de remediação. No início, é necessária uma compreensão básica do sistema natural em questão, incluindo o conhecimento de:

- valores de concentração natural;
- escoamento subterrâneo;
- interações com recetores de águas superficiais associadas;
- os efeitos de qualquer outra atividade antropogénica no sistema.

A abordagem geral para definir uma concentração objetivo é resumida na Figura 10.5.

Para a contaminação do solo, a concentração objetivo deve ser inicialmente definida em níveis de segundo plano, mas com o reconhecimento de que isso pode precisar de ser alterado para um padrão ambiental apropriado se a remediação para o segundo plano não for possível ou acessível.

Para as prioridades da Lista 1, da DQA, a avaliação deve determinar se a atenuação na zona não saturada é suficiente para impedir a entrada discernível de poluentes nas águas subterrâneas. Para essas substâncias, a concentração objetivo deve ser inicialmente definida como o limite de deteção. Mas se a contaminação das águas subterrâneas já ocorreu, deve ser usado um padrão ambiental apropriado.

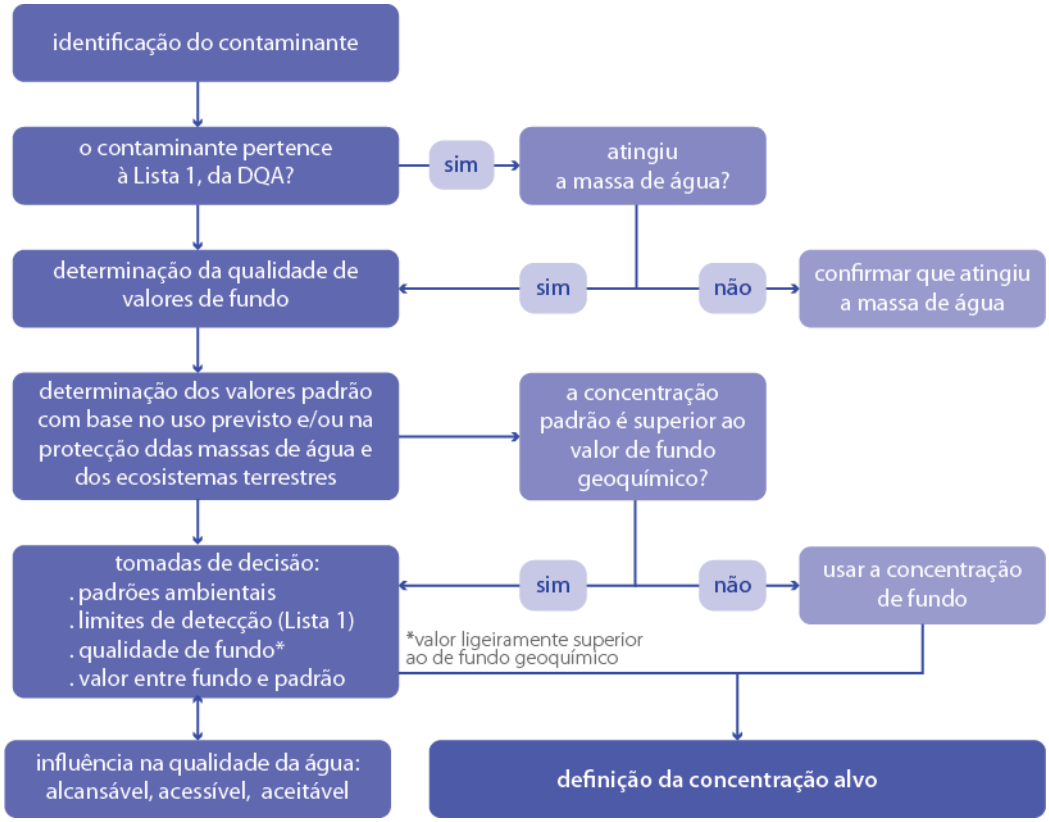


Figura 10.5. Metodologia para a determinação dos valores objetivo no Reino Unido.

Onde a contaminação das águas subterrâneas já foi identificada, a abordagem geral passa por usar um valor padrão ambiental (assumindo que a concentração natural seja melhor), porque é improvável que a remediação até valores de concentração natural seja possível. Esse padrão deve ser relevante para o uso atual ou pretendido do aquífero (recurso hídrico potável estratégico, descargas em leitos de rio, ecossistemas dependentes, etc). No Reino Unido há já uma ampla gama de dados de qualidade das águas subterrâneas e de valores de concentrações naturais definidos, tal como estão identificados os processos geoquímicos que os determinam na maioria dos sistemas aquíferos identificados.

Note-se que em todo o caso, deve-se ter algum cuidado na escolha do padrão adotado, para que seja adequado à finalidade. Um padrão não é simplesmente um número, mas está sempre associado a critérios de conformidade (por exemplo, usado com um número médio ou máximo, e aplicado durante um período específico - diário, anual etc.). O uso de um padrão numérico fora do seu contexto original geralmente implica impacto diferente daquele que originalmente seria o pretendido.

- Valores padrão que normalmente são aplicados:
- Padrões de Qualidade Ambiental do Reino Unido (EQS) para a proteção da vida aquática (em ambientes de água doce e salgada);

- Padrões de qualidade do Reino Unido para água salina para habitats de peixes e mariscos, por exemplo Regulamentos das águas de superfície (vida dos peixes) (classificação) 1997;
- Padrões de qualidade do Reino Unido para águas doces e salinas para atividades balneárias e desportos aquáticos. Regulamentos das águas balneares (classificação) 1991;
- Padrões de qualidade da água da UE;
- Padrões Ambientais desenvolvidos para alcançar os objetivos da DQA, incluindo as diretivas Filhas das Águas Subterrâneas e Substâncias Prioritárias (que podem inclusivamente substituir alguns dos padrões existentes mencionados acima);
- Regulamentos do Reino Unido para Abastecimento de Água (Qualidade da Água) 2000;
- Regulamentos de Abastecimento de Água Privada do Reino Unido, 1991;
- Padrões de qualidade do Reino Unido para a água de captação, por exemplo os Regulamentos de águas superficiais (captação de água potável) (classificação) 1996.

Para alguns poluentes, pode não haver nenhum padrão relevante. A avaliação deve, portanto, basear-se no valor de concentração natural. Para produtos químicos sintéticos, a concentração objetivo deve ser inicialmente definida como o limite de deteção.

Os padrões ambientais para alguns poluentes (por exemplo, pesticidas) podem ser muito baixos e a sua utilização deve ser feita de modo que seja garantido que não há qualquer deterioração na qualidade das águas. Para outros poluentes, o padrão pode estar significativamente acima do valor de concentração natural, como por exemplo, o valor padrão para o cloreto seria a concentração máxima aceitável em água potável de 250 mg/L, que é muito maior que a concentração natural que é geralmente <50 mg/L.

Se definir a concentração objetivo como o padrão de qualidade, como um padrão de água potável, é menos oneroso do que alcançar a concentração natural. Neste caso, determinar o valor objetivo de remediação pode significar que pode vá ocorrer deterioração local na qualidade das águas subterrâneas. Ao se assumir essa opção deve-se ter em conta o seguinte:

- a sensibilidade do recetor em risco;
- o uso atual ou potencial dos recursos hídricos;
- se os padrões mais altos de remediação (baseados nos valores de concentração natural) são alcançáveis, razoáveis e económicos;

- o grau de deterioração da qualidade em função da contaminação observada no solo ou nas águas subterrâneas.
- Em aquíferos de boa qualidade usados extensivamente para o abastecimento de água potável, ou com descargas significativas em massas de água superficiais associadas, a concentração objetivo deve ser estabelecida em valores entre um padrão ambiental e o valor de concentração natural, de modo a proporcionar a proteção suficiente para a devida qualidade da água.

Se o valor de concentração natural exceder um padrão ambiental, a avaliação deve considerar:

- se a qualidade existente impede a utilização de recursos e se uma ação de remediação se justifica;
- o grau de deterioração dos valores de concentração natural devido à contaminação observada no solo ou nas águas subterrâneas. Para isso, pode-se recorrer ao uso de um modelo como o ConSim, que permite determinar a concentração de poluentes no ponto de conformidade ou recetor;
- se os valores de concentração são naturais ou se foram influenciados por outros pontos ou fontes difusas de poluição.

Em tais circunstâncias, a concentração objetivo deverá ser estabelecida inicialmente num valor mais alto que o valor de concentração natural, tendo em conta a variação dos valores e precisões das medições. O valor deve ser suficientemente alto para que possa ser claramente distinguido do valor natural e de variações triviais, mas também suficientemente baixo para que o recurso possa ser protegido. Um valor superior em 10% do valor natural poderá ser apropriado, mas precisará de ser justificado e discutido com o regulador.

Na fase de planeamento dos trabalhos de investigação, é necessário incluir um plano de monitorização e amostragem, importante para garantir que os limites de deteção são apropriados para o valor de concentração objetivo estabelecido.

10.3.2 Pontos de conformidade

Esta secção estabelece uma metodologia geral para a seleção de pontos de conformidade. Um ponto de conformidade pode estar localizado no recetor identificado ou em qualquer outro ponto intermédio entre a fonte de contaminação e o recetor. A escolha do ponto de conformidade vai depender do nível de avaliação (Figura 3.2 e Figura 3.3).

No Nível 1 e 2 é adotada uma abordagem de prevenção, portanto, o ponto de conformidade (e recetor) irá ficar estabelecido ou na zona do solo (Nível 1) ou imediatamente por baixo do local (Nível 2). Para o Nível 2, o típico será ter o ponto de conformidade numa captação hipotética (recetor) num ponto imediatamente abaixo da

fonte. O que quer dizer que a avaliação tem em conta os processos de diluição no escoamento subterrâneo e processos de atenuação na zona não saturada. Se o poluente estiver listado na Lista 1, então a base da zona não saturada deverá ser o ponto de conformidade.

Desde que a concentração objetivo providencie a proteção necessária aos recetores, o ponto de conformidade no Nível 3 poderá ser estabelecido num local planeado ou num recetor existente, ou ainda, num outro ponto a jusante.

No Nível 4, o ponto de conformidade é sempre no próprio recetor desde que este nível tenha em conta os processos de diluição na captação ou na água superficial.

Para a definição do ponto de conformidade devem ser tomados os seguintes passos:

1. Identificar todos os recetores existentes ou em planeamento, por exemplo furos de captação e massas de água de superfície.
2. Avaliar o potencial (plausível) do uso futuro do aquífero, tendo em consideração:
    a. uso do solo existente e futuro, p. uma área reservada para habitação onde tem uma rede de abastecimento pode ser dada como restrita no caso de se querer desenvolver uma área de exploração do recurso;
    b. propriedades privadas - pode haver fatores que governam o controlo a longo prazo dos terrenos ou o acesso a terrenos adjacentes, e que limitam o potencial de captação de água no futuro;
    c. topografia - terras íngremes ou inacessíveis ou áreas com acesso inadequado podem influenciar razoavelmente a identificação de locais para a exploração de recursos hídricos subterrâneos;
    d. o rendimento potencial do aquífero e a qualidade da água, que pode afetar o uso atual ou futuro do aquífero.
3. Identificar os principais poluentes do local e determinar a extensão de qualquer contaminação das águas subterrâneas, por exemplo, traçar um mapa da distribuição de poluentes nas águas subterrâneas.
4. Prever o impacto mais provável na qualidade da água subterrânea a partir da fonte poluente, incluindo se alguma pluma de contaminação existente está em expansão.
5. Avaliar o significado potencial da atenuação na redução das concentrações de poluentes.
6. Identificar um ponto de conformidade apropriado.
7. Determinar os valores objetivo de remediação.
8. Avaliar se o ponto de conformidade e os valores objetivo de remediação são razoáveis (em termos de proteção dos recetores), práticos e acessíveis.

A atenuação pode ter um efeito significativo nas concentrações de poluentes e nos valores objetivo de remediação calculados, principalmente se o ponto de conformidade estiver localizado a várias centenas de metros da fonte. É possível que nenhuma correção seja necessária, mesmo para altos níveis de contaminação da fonte. Isso é aceitável desde que todos os recetores estejam adequadamente protegidos e que a extensão de uma eventual pluma de contaminação permaneça dentro das políticas de restrição (por exemplo, incerteza aceitável na atenuação, ou situação de restrições nulas no uso de recursos, etc).

O potencial significativo da atenuação natural é ilustrado na Figura 10.6. Da análise desta figura verifica-se que:

- No caso A, a atenuação é limitada e a expansão da pluma seria esperada. Nesse caso, seria apropriado definir o ponto de conformidade próximo da fonte.
- Para o caso B, é prevista uma expansão da pluma. No entanto, será uma expansão limitada pela atenuação. Poderá ser apropriado localizar o ponto de conformidade mais à frente da fonte. Os fatores importantes serão se existe confiança suficiente nas taxas de atenuação utilizadas e se a expansão prevista da pluma é aceitável.
- Para o Caso C, não é prevista uma expansão significativa da pluma e a avaliação terá que considerar se uma ação de remediação se justifica (por exemplo, quais os benefícios, acessibilidade e viabilidade).

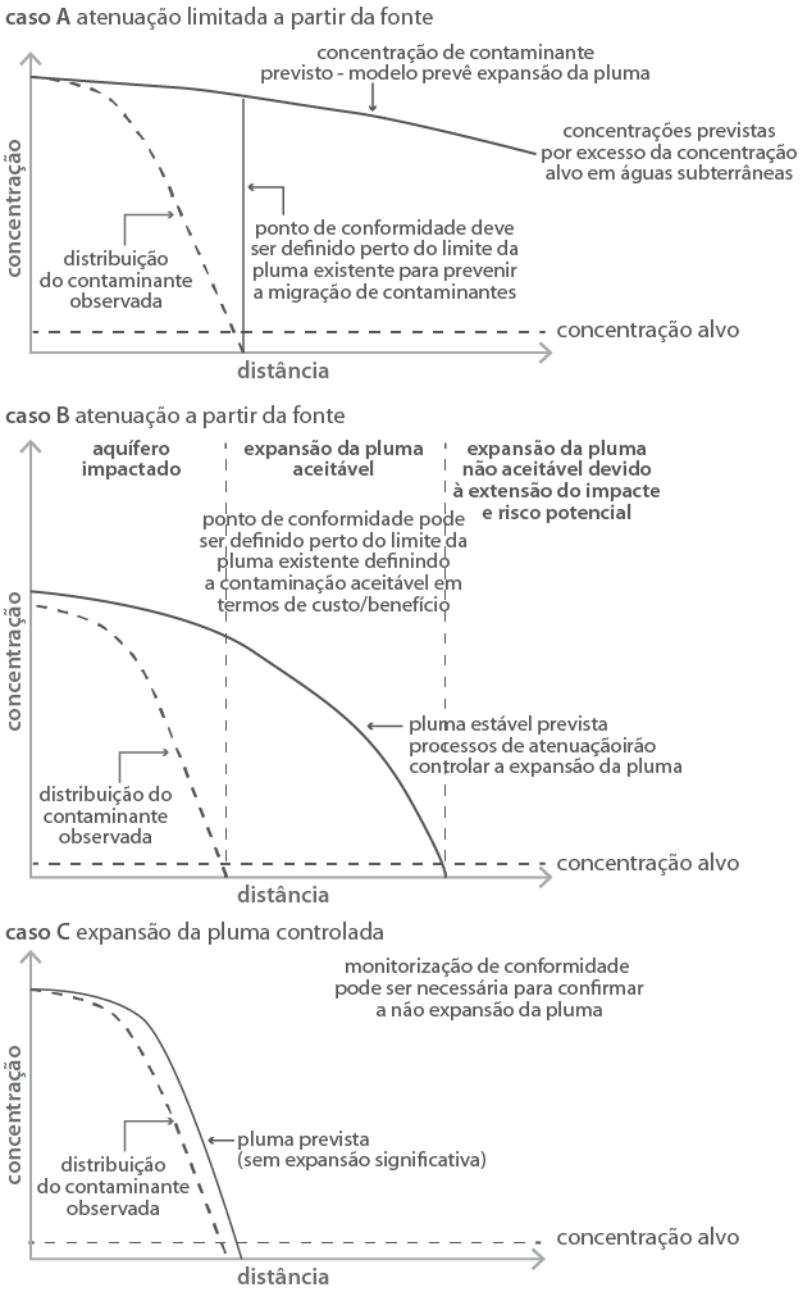


Figura 10.6. Atenuação e ponto de conformidade

A avaliação pode ser realizada para um ponto de conformidade "hipotético" localizado entre a fonte e o recetor. Um caso típico é o local em que não foi possível construir um ponto de monitorização externo. Nesse caso, será necessário confirmar e validar a avaliação com referência a furos de monitorização de águas subterrâneas no local.

A localização de um ponto de conformidade terá ainda de ser discutida com a EA e precisará ser justificada em termos de:

- confiança que pode ser atribuída na avaliação de riscos, isto é, a atenuação de poluentes pode ser demonstrada usando dados do local;

- sensibilidade dos recetores em risco e possíveis implicações caso a avaliação seja sensivelmente incorreta. Para aquíferos pouco permeáveis ou improdutivos, e onde os recetores são remotos, pode-se argumentar para localizar o ponto de conformidade longe da fonte. Para os principais aquíferos em que os recetores geralmente estão próximos, o ponto de conformidade precisará estar localizado próximo da fonte;
- extensão observada de qualquer contaminação existente das águas subterrâneas;
- até que ponto é que a deterioração das águas subterrâneas é provável. Em geral, e desde que não haja razões para definir um ponto de conformidade mais próximo da fonte, a avaliação deve procurar demonstrar que os trabalhos de remediação limitarão a expansão da pluma. Na ausência de outros critérios, uma abordagem seria limitar a expansão da frente da pluma a não mais de 10% da distância até o recetor específico mais próximo, ou 100 metros (o que for menor);
- capacidade de localizar furos de monitorização de águas subterrâneas a jusante do recetor, de modo a que possa ser implementado um esquema de monitorização de águas subterrâneas para demonstrar que quaisquer alterações na concentração de poluentes são consistentes com a avaliação de riscos.

10.4 Avaliação dos valores objetivos de remediação para solos

Este capítulo faz uma descrição de cada um dos quatro Níveis de avaliação para a determinação de valores objetivo para a remediação.

10.4.1 Nível 1 (solo)

Para este nível, o ponto de conformidade é estabelecido na zona do solo e o valor objetivo de remediação é igual à concentração objetivo.

No nível 1, o valor objetivo de remediação do solo é definido como:

- uma concentração objetivo para a remediação da água de poros (se estiverem disponíveis ensaios de lixiviação ou dados da água de poros) igual à concentração objetivo para o recetor;
- uma concentração objetivo para a remediação do solo igual a uma concentração calculada do solo (se apenas houver dados de análise do solo) usando equações empíricas que descrevem a partição solo-água. Esses cálculos são sensíveis ao valor do coeficiente de partição.

Podem ser utilizadas equações analíticas para calcular o coeficiente de partição para os compostos orgânicos, baseado na fração de conteúdo de carbono orgânico do solo e nos valores publicados do poluente.

10.4.2 Nível 2 (atenuação na zona não saturada e diluição no escoamento subterrâneo imediatamente por baixo da fonte)

A análise no Nível 2 considera se a diluição de poluentes lixiviados do solo pelo escoamento de águas subterrâneas abaixo do local e, se a atenuação dos poluentes na zona não saturada são por si só suficientes para reduzir as concentrações de poluente a níveis aceitáveis.

O valor objetivo de remediação (RT) é determinado ao multiplicar a concentração objetivo pelo fator diluição (DF) e/ou fator de atenuação na zona não saturada (AFu):

RT = AFU × DF × CT (atenuação na zona não saturada + diluição)

ou

RT = AFU × CT (atenuação na zona não saturada)

ou

RT = DF × CT (apenas diluição)

Onde:

- DF = fator diluição;
- AFU = fator atenuação (zona não saturada) CT = concentração objetivo.

O cálculo no Nível 2 providencia um valor de remediação para o solo que é menos conservativo que aquele derivado no Nível 1. A água de poros ou a concentração medida no solo é comparada com este valor objetivo de remediação de modo a estabelecer quais as necessidades de remediação para proteger o recetor identificado.

Para o nível 2, o ponto de conformidade é considerado como sendo a água subterrânea imediatamente abaixo da fonte de contaminação.

10.4.3 Nível 3 (processo de atenuação no escoamento subterrâneo)

A avaliação no nível 3, considera se a atenuação no escoamento subterrâneo desde a fonte de contaminação é suficiente para reduzir as concentrações de poluentes a níveis aceitáveis.

O valor de remediação é determinado pela multiplicação do valor objetivo de remediação do Nível 2 por um fator de atenuação da zona saturada (FA). Isso fornece um valor de remediação para o solo que é menos conservador do que a derivada no nível 2. A água

de poros ou a concentração medida do solo é então comparada com esse valor de remediação de modo a estabelecer a necessidade de remediação para proteger o recetor identificado.

No Nível 3, o ponto de conformidade é localizado entre a fonte e o recetor identificado.

Para alguns poluentes e condições hidrogeológicas, o tempo que o poluente demora a percorrer a distância entre a fonte e o ponto de conformidade pode ser significativa. Este tempo pode ser tido em conta na avaliação.

10.4.4 Nível 4 (recetor)

No nível 4, o ponto de conformidade é considerado um recetor específico, como uma captação, uma massa de água superficial dependente da água subterrânea ou uma nascente.

Nesse caso, a diluição no recetor pode ser tida em conta na avaliação. Isso pressupõe que o recetor intercete ou receba todo o fluxo da água subterrânea abaixo do local. O modelo conceitual deve mostrar que existe uma ligação do poluente entre o local e o recetor.

A atenuação de certos poluentes pode ocorrer também em ambientes ripícolas e hiporreicos (sedimentos de leito de rio) como resultado de:

- gradientes químicos e hidráulicos íngremes;
- maior conteúdo orgânico (que o aquífero adjacente);
- uma população microbiana densa e mais facilmente reabastecida.

O valor de remediação é determinado multiplicando a concentração objetivo por um fator de diluição apropriado ao recetor e um fator de atenuação da seguinte maneira:

RT = FA × DFR × CT (atenuação ao longo do percurso do escoamento + diluição no recetor)

ou

RT = DFR × CT (diluição apenas no recetor)

Onde:

- DFR = fator de diluição do recetor (a diluição através do fluxo da água subterrânea não pode ser considerada);
- FA = fator de atenuação (pode incluir atenuação em zona não saturada e saturada);
- CT = concentração objetivo.

O fator de diluição é determinado pelo rácio de infiltração no solo contaminado com a captação de água subterrânea. Esta abordagem providencia valores objetivo de remediação menos conservadores, particularmente para captações grandes.

A diluição no recetor só pode ser tida em conta quando:

- o impacto da contaminação das águas subterrâneas no aquífero entre a fonte e o recetor foi avaliado;
- impacto não impede o uso atual ou futuro do aquífero;
- impacto previsto no recetor não resulta em: (1) qualquer deterioração mensurável na qualidade da água; (2) o não cumprimento de normas de qualidade ambiental; ou, falha na concretização dos objetivos.

Apesar da diluição numa captação de água pode ser tida em conta quando se faz a avaliação da poluição significativa, a diluição no recetor não deverá ser usada para determinar os valores de remediação. Isto é porque o fator de diluição calculado vai depender dos caudais de exploração, e que são variáveis.

O resultado “não fazer nada” na avaliação do nível 4 implica que a diluição dos poluentes no ambiente é suficiente para mitigar os efeitos adversos. Isto não é necessariamente aplicável em todos os casos em que certas substâncias se podem acumular em sedimentos e biota (ou mesmo em partículas do aquífero) criando assim um foco de contaminação que pode levar a uma futura lixiviação, e possivelmente, levar a efeitos adversos tanto para a natureza como para a saúde humana.

10.5 Avaliação dos valores objetivos de remediação para águas subterrâneas

Este capítulo faz uma descrição de cada um dos Níveis de avaliação usados para derivar os valores objetivo de remediação para águas subterrâneas contaminadas, com o objetivo de proteger os recetores de águas subterrâneas identificados.

Assume-se que o solo não apresenta um problema, ou seja, o poluente contornou a zona do solo ou a contaminação original do solo foi removida. Assim, os únicos processos significativos são a atenuação, dispersão e diluição na zona saturada entre a fonte identificada de água subterrânea contaminada e o recetor.

Algumas das etapas descritas no capítulo anterior sobre a avaliação de solos são idênticas. Estes não são descritos em detalhe (são fornecidas referências).

A abordagem neste capítulo baseia-se na comparação das concentrações de poluentes nas águas subterrâneas com o valor de remediação de modo a definir as necessidades de remediação.

Ao estabelecer um valor de remediação para as águas subterrâneas, é importante considerar se é viável ou se tem um custo-benefício aceitável. A experiência com

sistemas *pump-and-treat* indica que geralmente não é possível reverter a qualidade de águas subterrâneas contaminadas aos valores de qualidade natural. Por esse motivo, a concentração objetivo é geralmente definida a partir um padrão ambiental apropriado ao uso do aquífero e não a partir do valor de concentração natural.

Este capítulo também descreve a abordagem que deve ser adotada para poluentes não líquidos de fase aquosa (*NAPLs*) e no caso em que a avaliação deve ter em conta um declínio na fonte de contaminação.

10.5.1 Nível 2 (águas subterrâneas)

No nível 2 o valor de remediação é definido como sendo a concentração objetivo no recetor. As concentrações de poluentes observadas através da monitorização de poços localizados na pluma de contaminação são comparadas com essa concentração objetivo de modo a determinar quais as medidas adicionais que são necessárias.

O ponto de conformidade normalmente será a água subterrânea logo abaixo do local, mas, em alguns casos, a pluma de contaminação já terá migrado para além dos limites do local. Essa possibilidade tem que ser considerada na avaliação, principalmente se houver suspeita de plumas externas contendo poluentes com concentrações altas.

A definição da pluma de contaminação constitui uma parte importante da avaliação para a determinação das concentrações máximas de poluentes. Este trabalho é feito em função de:

- o número, localização e construção dos furos de monitorização;
- a complexidade das condições hidrogeológicas (por exemplo, se a pluma estiver a mover-se essencialmente na vertical os furos de monitorização poderão não caracterizar o centro da pluma);
- a natureza e distribuição do poluente. Por exemplo, se o poluente é um LNAPL, o risco está associado ao movimento do produto ou devido à dissolução e migração pelas águas subterrâneas?
- o histórico de contaminação e movimentação de poluentes. Por exemplo, a pluma pode já ter-se movimentado para além do limite do local, ou podem ter ocorrido vários episódios de contaminação em momentos separados.

Na prática a geometria das plumas de contaminação pode ser complexa e, em muitos locais, não haverá dados suficientes para definir a pluma com segurança - nomeadamente quando as localizações dos furos de monitorização estão limitadas à disponibilidade de distribuição espacial.

É necessária ter em conta a colaboração de especialistas na determinação da distribuição de poluentes nas águas subterrâneas. Essa avaliação pode ser auxiliada

pela aplicação de modelos matemáticos, para ajudar a entender a extensão provável de uma pluma de contaminação.

Em geral, a concentração máxima observada de água subterrânea na pluma deve ser comparada com o valor objetivo de remediação.

O próximo passo para a avaliação será determinar a proporção da pluma que excede os valores de remediação. Poderão então ser feitas as primeiras avaliações acerca do volume de água subterrânea que requer tratamento, ou se os processos de atenuação ao longo do trajeto do escoamento é suficiente para proteger o recetor identificado (por exemplo, avaliação de nível 3).

A avaliação requer um excelente nível de conhecimento técnico para:

- interpretar os dados do campo;
- decidir se são necessárias mais informações;
- determinar uma concentração de poluente máxima realista para a comparação com o valor objetivo de remediação.

10.5.2 Nível 3 (processo de atenuação no escoamento subterrâneo)

No nível 3, a avaliação tem em conta a atenuação potencial à medida que as águas subterrâneas contaminadas se deslocam para fora do local em direção ao recetor. Para as águas subterrâneas o valor objetivo de remediação no nível 3 é obtido multiplicando a concentração objetivo no recetor ou no ponto de conformidade pelo fator de atenuação. As concentrações de poluentes observadas na pluma das águas subterrâneas contaminadas são comparadas com este objetivo corretivo.

O fator de atenuação (AF) é definido como a razão entre a concentração de poluentes nas águas subterrâneas e a concentração calculada em algum ponto a jusante da fonte, como segue:

$$\mathbf{AF = C_0 / CED}$$

Onde:

- **C_0** é a concentração do poluente nas águas subterrâneas;
- **CED** é a concentração objetivo do poluente no ponto de conformidade

O ponto de conformidade é localizado a jusante da fonte. Isto pode ser num recetor identificado ou um furo virtual entre a fonte e o recetor.

A abordagem para calcular o fator de atenuação descrita na secção 10.4.3 e aplica-se aqui da mesma forma. Envolve o uso de um modelo analítico ou numérico apropriado

de destino e transporte para prever concentrações de poluentes desatualizadas na fonte como resultado de dispersão, retardo e degradação.

Como parte integrante da avaliação e com o fim de verificar a análise, as concentrações de poluentes a pontos a jusante da fonte devem ser comparadas com as concentrações modeladas. Os parâmetros do modelo devem ser calibrados (dentro de um intervalo consistente com as medições de campo) para alcançar o melhor ajuste aos dados observados. A concordância entre o modelo e os dados observados permitirá alcançar uma maior confiança nos valores de remediação.

10.5.3 Nível 4 (recetor)

Se o recetor é zona de descarga do aquífero ou uma captação de água subterrânea, a diluição deverá ser considerada. É pressuposto que o recetor intercete ou receba todo o fluxo de água subterrânea contaminado. Nesse caso, o fator de diluição é definido como a razão entre o fluxo de saída ou da captação de água subterrânea e o fluxo de água subterrânea contaminada através do centro da pluma.

O valor de remediação (TR) é determinado multiplicando a concentração objetivo pelo fator de diluição (DF) e/ou fator de atenuação da zona saturada (FA).

Esta abordagem permite avaliar o impacto real no recetor, mas não tem em conta qual o tipo de aceitabilidade do impacto nas águas subterrâneas.

A diluição no recetor é um caso especial e a avaliação vai ter que justificar que um qualquer impacto no recetor é aceitável, e que a remediação no aquífero não é garantida por razões de custo/benefício.

10.6 Avaliação do valor objetivo de remediação para solos e águas subterrâneas

Quando houver contaminação do solo e das águas subterrâneas em simultâneo, a avaliação deve seguir a abordagem detalhada nos sub-capítulos 10.4 e 10.5 e resumida na Figura 10.7. Os objetivos passam por:

- determinar o valor de remediação para o solo e as águas subterrâneas;
- determinar se medidas de remediação são necessárias para o solo e/ou águas subterrâneas, e que prioridades devem ter (consulta a Figura 10.7).

A avaliação deve ter em conta:

- se medidas de remediação ainda são necessárias para as águas subterrâneas após a remoção da fonte de contaminação do solo;
- a ligação entre o solo e a contaminação das águas subterrâneas.

Este último é alcançado calculando as concentrações de poluentes nas águas subterrâneas que seriam esperadas da contaminação observada no solo e considerando os seguintes casos:

- **As concentrações previstas são inferiores às concentrações observadas.** Isso pode indicar: (1) uma fonte adicional de contaminação; (2) que os poluentes ultrapassaram a zona do solo; e, (3) os processos de diluição e atenuação foram superestimados.
    - O motivo pelo qual as concentrações são mais altas nas águas subterrâneas deve ser conhecido e, se necessário, a fonte da contaminação deve ser definida com mais precisão para que as medidas de remediação sejam mais bem definidas.
- As concentrações observadas são inferiores às previstas. Isso pode indicar que: (1) as concentrações de águas subterrâneas podem aumentar no futuro; (2) se a avaliação foi muito conservadora, por exemplo se subestimou o significado da atenuação e, portanto, superestimou o valor objetivo de remediação.
    - A razão para que as concentrações previstas sejam mais baixas nas águas subterrâneas deverá ser entendida, pois, em último caso, poderá indicar que não será necessária nenhuma medida de remediação.
- As concentrações previstas e observadas são semelhantes.

Este caso sugere que o modelo conceptual e a avaliação poderão estar corretos e verifica os valores objetivo de remediação determinados. No entanto, é necessário tomar cuidado, pois pode haver mais que uma combinação de valores de parâmetros que podem ser usados para obter uma simulação razoável das concentrações observadas nas águas subterrâneas, mas que podem resultar na determinação de valores de remediação muito diferentes.

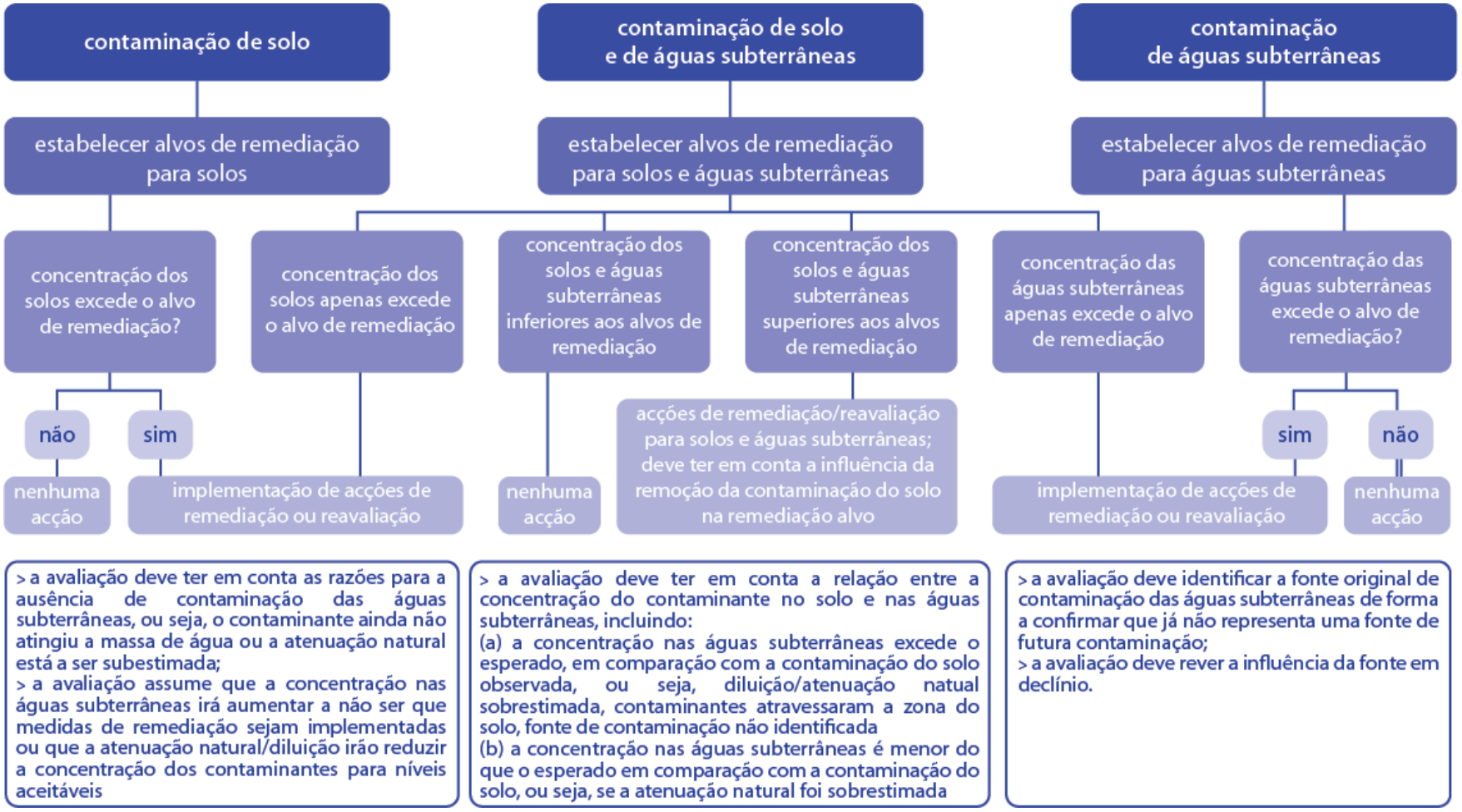


Figura 10.7. Avaliação da contaminação de solos e águas subterrâneas no Reino Unido.

11 ROMÉNIA

11.1 Enquadramento legal

A antiga Lei Ambiental da Roménia (Ordem do Ministério das Águas, Florestas e Proteção Ambiental n.º 756/1997) indicava que a remediação dos locais contaminados devia ser efetuada com base numa abordagem que envolvia limiares de concentração (*thresholds*). De acordo com este normativo, os limiares de concentração foram apenas estabelecidos para os solos e consideravam dois níveis:

- Limiares de alerta (*alert threesholds*) – quando a concentração de uma ou mais substâncias poluentes excede o limiar de alerta, as autoridades competentes podem, se necessário, efetuar monitorização adicional ou pedir monitorização adicional aos detentores das atividades potencialmente responsáveis pela poluição;
- Limiares de intervenção (*intervention threesholds*) – quando a concentração de uma ou mais substâncias poluidoras excede o limiar de intervenção, as autoridades competentes podem, se necessário, pedir a implementação de estudos de avaliação do risco, investigar as consequências da poluição ambiental e pedir a redução dos níveis de poluição para valores abaixo dos estabelecidos pela autoridade competente.

Os limiares de concentrações (limiares de alerta e intervenção) foram estabelecidos com base em dois tipos de uso dos locais:

- Uso sensível do terreno: áreas residenciais e recreativas, áreas agrícolas, áreas protegidas e todos as áreas que cuja ocupação prevê tais usos no futuro;
- Uso menos sensível do terreno: todas as áreas com usos industriais e comerciais e as áreas com estes tipos de usos previstos.

Em 2007, a Roménia integrou a União Europeia e implementou gradualmente as Diretivas Europeias, incluindo as relativas à proteção do meio ambiente, ecossistemas, qualidade das águas e a gestão dos resíduos.

Nos anos 2007 e 2008 e no âmbito da “Estratégia Nacional e Plano Nacional de Ação para a gestão dos locais contaminados na Roménia”, realiza-se um primeiro inventário dos locais contaminados ou potencialmente contaminados. Estes locais foram identificados pela Agência Nacional para a Proteção do Ambiente (ANPM) através das unidades subordinadas, com base na análise da documentação de emissão das certidões regulatórias. Assim, chega-se à conclusão de que devido à inexistência de um quadro legislativo adequado para a prevenção e proteção do solo, na Roménia existem atualmente 1393 locais contaminados/ potencialmente contaminados, representando zonas em que se desempenharam principalmente atividades mineiras e metalúrgicas, petrolíferas, químicas e outras atividades industriais.

Em maio 2019 é publicada a nova Lei Ambiental (Lei nº74/2019) que tem em consideração o uso presente e futuro do local contaminado e tem o objetivo de proteger a saúde humana e efeitos ambientais resultantes da contaminação dos solos. Esta lei contribui para a implementação um conjunto de medidas e procedimentos destinados a prevenir e minimizar quaisquer efeitos adversos dos poluentes na saúde humana e no ambiente, tendo em conta os seguintes passos:

1. Identificação de locais potencialmente contaminados e contaminados;
2. Inventário de locais potencialmente contaminados, contaminados e remediados;
3. Investigação preliminar e/ ou descrição detalhada de locais potencialmente contaminados e contaminados;
4. Avaliação de riscos ambientais, remediação do local declarado contaminado e monitorização pós-remediação.

Além disso, a nova lei introduz a implementação de medidas nacionais relacionadas com:

- Definição dos objetivos de remediação, com base no uso presente e futuro, para os locais contaminados, levando em consideração os custos da remediação;
- Classificação e priorização dos locais contaminados a nível nacional;
- Gestão dos locais contaminados e potencialmente contaminados;
- Acesso público à informação sobre os locais contaminados e potencialmente contaminados;
- Melhoria da cooperação com os Estados Membros da União Europeia para reduzir a contaminação dos solos.

Fazem parte deste documento 18 anexos, que incluem:

1. Anexo 1 – Lista das atividades antrópicas com potencial de contaminação do solo;
2. Anexo 2 – Conteúdo do relatório de investigação preliminar para os locais potencialmente contaminados;
3. Anexo 3 – Questionário aos detentores dos locais potencialmente contaminados identificados;
4. Anexo 4 – Questionário aos operadores económicos que desempenham a atividade num local potencialmente contaminado;
5. Anexo 5 – Decisão relativamente à classificação do local potencialmente contaminado após a conclusão do relatório de investigação preliminar;
6. Anexo 6 – Decisão relativamente à realização da etapa de investigação detalhada e avaliação do risco no local potencialmente contaminado;

7. Anexo 7 – Decisão relativamente à classificação do local potencialmente contaminado após os resultados do relatório de investigação detalhada e avaliação do risco;
8. Anexo 8 – Decisão relativamente à remediação do local contaminado;
9. Anexo 9 – Decisão relativamente à mudança do uso do local contaminado;
10. Anexo 10 – Notificação de imposição da restrição do uso;
11. Anexo 11 – Notificação de levantamento da restrição do uso;
12. Anexo 12 – Certificado de encerramento dos trabalhos de remediação.

A nova Lei Ambiental n.º 74/2019 é acompanhada por um pacote de procedimentos que constituem a **Metodologia de Investigação de Locais Contaminados e Potencialmente Contaminados** e que auxiliam a aplicação da nova lei ambiental. A Metodologia descreve os passos necessários para caracterizar locais potencialmente contaminados, avaliar as atuais ameaças para a saúde humana e ambiente através da abordagem da avaliação do risco, definir objetivos de remediação razoáveis e alcançáveis e ajudar a priorizar, construir e implementar ações de remediação.

11.2 Metodologia

11.2.1 Objetivos e aplicação

O objetivo geral da metodologia proposta para investigar locais potencialmente contaminados e contaminados é criação de uma abordagem uniforme e coerente de ações para evitar a contaminação do ambiente geológico, ações de identificação, inventário, investigação preliminar, bem como de investigação detalhada e avaliação de riscos a serem realizadas em locais potencialmente contaminados e contaminados.

A metodologia proposta encontra-se harmonizada com os sistemas atuais implementados em alguns países europeus. Esta metodologia tem como referência os casos da Itália e Reino Unido, mas considera as necessidades especificas e as expectativas da Roménia. Descreve os passos necessários para caracterizar locais potencialmente contaminados, avaliar as atuais ameaças para a saúde humana e ambiente através da abordagem da análise de risco, definir objetivos de remediação razoáveis e alcançáveis, ajudar a priorizar, conceber e implementar ações de remediação.

A metodologia é aplicada por:

- proprietários de terras e operadores económicos que realizam atividades com potencial de contaminação do solo;
- autoridades competentes de proteção ambiental responsáveis pela gestão de locais potencialmente contaminados e contaminados;

- autoridades da administração pública local;
- cadastro e promotores imobiliários;
- especialistas credenciados para realizar atividades de gestão de áreas contaminadas.

11.2.2 Modelo conceptual

Tal como no caso da Itália, o modelo conceptual (MC) é baseado na observação do sistema fonte – trajeto – alvo. É usado para fornecer uma visão geral das condições do local, identificar dados adicionais necessários para uma investigação mais aprofundada, integrar informações sobre contaminantes, vias de exposição e diferentes recetores e servir como suporte em todas as etapas de investigação, no contexto da avaliação de risco, estudo de viabilidade e projeto de remediação do local contaminado.

É realizado a partir da fase de investigação preliminar e atualizado na fase de investigação detalhada e avaliação de risco, bem como no projeto de remediação e na fase de monitorização pós-remediação. Além disso, a metodologia especifica que a realização do MC é realizada por especialistas credenciados para a realização de atividades de gestão de locais contaminados.

Com base na avaliação do grau de contaminação, o MC leva à avaliação de risco e em alguns casos, um estudo documental e um MC são suficientes para confirmar a presença ou ausência de uma conexão (trajeto) entre a fonte e o recetor/ recetor.

No desenvolvimento de um modelo conceptual são consideradas:

- As fontes de contaminação, tipos e quantidades (volume) de poluentes resultantes da atividade proposta, tipo e características das matérias-primas utilizadas nas atividades propostas e produtos acabados obtidos;
- As possíveis rotas de migração de contaminantes e seus efeitos sobre os recetores;
- A identificação do (s) recetor (es) com base nas características ambientais da área onde a atividade ocorre (uso do solo na área de atividade e nas proximidades, identificação de áreas naturais protegidas e áreas residenciais, características geológicas, hidrogeológicas e hidrológicas).

O conhecimento dos elementos fonte – trajeto – alvo permite tanto a prevenção / redução dos riscos de contaminação quanto a tomada imediata de medidas em caso de incidentes

11.2.3 Avaliação do risco

A avaliação do risco à saúde humana e ao meio ambiente é uma abordagem preventiva, sendo uma ferramenta útil para definir prioridades e tomar decisões no campo da gestão de locais potencialmente contaminados e contaminados.

O risco é analisado com base na intensidade do grau de contaminação existente e nas possíveis atividades futuras na área afetada, e os resultados da análise de risco são comparados com os critérios de aceitação.

A avaliação de riscos pode ter duas componentes:

- um componente qualitativo: identificando a existência do risco para a saúde humana e o meio ambiente;
- um componente quantitativo: estabelecendo o nível de risco identificado.

A avaliação de riscos pode atingir três níveis, progressivamente, e levar em consideração o uso atual e futuro do terreno, bem como seus tipos de uso:

1. Avaliação de risco de nível I – a primeira avaliação (pode ser quantitativa e qualitativa) dos riscos potenciais causados pela presença de uma substância perigosa no ambiente geológico;
2. Avaliação de risco de nível II – avaliação focada em condições específicas do local: os dados gerais e padrão da avaliação de risco de nível I são substituídos por dados "reais" para facilitar a transição da presunção de "risco potencial" para a determinação de "risco real".
3. Avaliação de risco de nível III – avaliação realizada quando a avaliação de risco de nível I ou II não pode avaliar adequadamente o nível de riscos presentes no local ou se os níveis de avaliação de solo não estão disponíveis para os respetivos contaminantes.

Para o cálculo do risco, a metodologia segue a norma ASTM E2081 – *Standard Guide for Risk Based Corrective Action* (RBCA), correspondente a um Nível 2, com cálculo direto/ inverso:

- Modo direto (*forward*): para estimar o risco atual causado pela contaminação do local;
- Modo inverso (*backward*): para definir concentrações máximas permitidas no local, para obter valores de risco aceitáveis.

12 Conclusões

No âmbito da implementação da DQA, as normas de qualidade estabelecidas na definição do bom estado químico de uma massa de águas subterrâneas podem ser excedidas devido a pressões locais (ex. fontes de poluição pontuais) não colocando necessariamente em perigo o estado geral de uma massa de águas subterrâneas.

A DQA abre a possibilidade de investigar as razões pelas quais as normas são excedidas e decidir a **classificação do estado químico com base no risco efetivo para a massa de águas subterrâneas** em geral (i.e., riscos para a saúde humana, ecossistemas aquáticos associados ou ecossistemas terrestres relacionados e legitimar usos e funções da água subterrânea). Isto significa que, podem ocorrer situações onde as normas tenham sido excedidas, que corresponderão a pressões locais que é necessário controlar e possivelmente remediar sem classificar a massa de águas subterrâneas como em "mau estado". E, outras situações, que poderão representar uma séria ameaça para a massa de águas subterrâneas e conduzir à classificação de "mau estado". As decisões deverão ser tomadas **caso a caso**, no âmbito do plano de gestão de região hidrográfica da DQA e tendo por base uma análise de risco (Comissão Europeia, 2008).

As metodologias de **avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica de origem pontual** utilizada pelos diversos países europeus têm por base atualmente uma avaliação de risco das pressões antropogénicas sobre as massas de águas subterrâneas e dos impactes resultantes dessas ações. A maioria dos países estabeleceu limiares de concentração tendo em conta os recetores finais (água consumo humano ou ecossistemas) e considera essencial o desenvolvimento detalhado de um modelo conceptual da zona afetada que tenha em conta o tipo de solo, topografia, clima, geologia, hidrologia e hidrogeologia.

As análises dos processos de contaminação devem ter em conta ainda o tipo de contaminante; os mecanismos de transporte no solo/ zona não saturada/ água subterrânea; e, os mecanismos de retardação, diluição e atenuação natural.

Verificou-se ainda a importância das considerações económicas no âmbito do processo de recuperação ambiental e monitorização, de forma a que os projetos sejam realistas face aos objetivos de utilização futura dos terrenos afetados, mas não se eternizem no tempo sem resultados eficazes. Quando isto acontece, o processo de recuperação e a própria conceptualização da zona afetada e do problema de contaminação devem poder ser revistos.

Na Tabela 12.1 seguinte é feita uma síntese das principais características das metodologias de análise de risco em caso de contaminação pontual das águas subterrâneas.

Tabela 12.1. Síntese das metodologias de análise de risco em caso de contaminação pontual das águas subterrâneas

	Análise Risco	Descritores Ambientais			Valores Limiares		Nível de Risco	Modelo Conceptual
		Solo	Zona Não Saturada	Água subterrânea	Saúde Humana	Ecossis-temas		
Áustria	X	X	-	X	X	-	X	X
Espanha	X (RBCA)	X	-	X	X	-	X	X
Holanda	X	X	X	X	X	X	X	X
Itália	X (RBCA)	X	-	X	X	-	X	X
Reino Unido	X	X	X	X	X	X	X	X
Roménia	X (RBCA)	X	-	X	X	X	X	X

13 Referências Bibliográficas

Agència Catalana de l'Aigua (ACA) 2007. Documentació requerida en les etapes del Programa de descontaminació d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen pontual. Barcelona.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA) 2007. Valors genèrics per a la restauració d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen puntua. Barcelona.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA) 2008. Actuacions de descontaminació de les aigües subterrànies en Estacions de Servei. Barcelona.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA) 2009. Criteris d'aplicació dels valors genèrics per a la restauració d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminants per fonts d'origen puntual. Barcelona.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA) 2010. Valors genèrics per a la restauració d'aigües subterrànies en emplaçaments contaminats per fonts d'origen pontual. QUASAR – IV: Nous contaminants i anàlisi de sensibilitat. Barcelona.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA) ACA 2020. Recuperación de acuíferos contaminados – guias técnicas, criterios y protocolos. Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Acedido em: abril 2020. http://aca.gencat.cat/es/laigua/proteccio-i-conservacio/recuperacio-daquifers-contaminats/

APA 2008. Programa Operacional Temático Valorização do Território Eixo Prioritário III – Recuperação do Passivo Ambiental. Documento enquadrador. Acedido em: março 2020. https://poseur.portugal2020.pt/media/38027/01_docenq_passivoambiental.pdf

APA 2011. Guia para a Avaliação de Ameaça Iminente e Dano Ambiental. Responsabilidade Ambiental. 116 pp. Amadora. ISBN 978-972-8577-58-2.

APA 2016. Planos de Gestão de Região Hidrográfica 2016-2021 (RH1, RH2, RH3, RH4A, RH5A, RH6, RH7, RH8). Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico. Lisboa. Acedido em: março 2020. https://apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=848

APAT 2008. Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti Contaminati. Roma. Acedido em: março 2020. https://www.isprambiente.gov.it/files/temi/siti-contaminati-02marzo08.pdf

CEE 1980. Diretiva 80/68/CEE do Conselho, de 17 de dezembro de 1979, relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição causada por certas substâncias perigosas. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, N.º L 20/43. Chapter 15 Volume 002, p. 162 – 166.

CEE 1991. Diretiva 91/676/CEE do Conselho, de 12 de dezembro de 1991, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, N.º L 375/1, p. 1–8.

Comissão Europeia (EC) 2000. Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, N.º L 327, p. 1–73.

Comissão Europeia (EC) 2006. Diretiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de dezembro de 2006, relativa à proteção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, N.º L 372, p. 19–31.

Comissão Europeia (EC) 2007. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2000/60/EC. Guidance Document No. 17. Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater Directive 2006/118/EC. ISBN 978-92-79-06277-3.

Comissão Europeia (EC) 2008. Proteção das águas subterrâneas na Europa. A nova Diretiva da Água Subterrânea – consolidando o quadro regulamentar da UE. Office for Official Publications of the European Communities. ISBN 978-92-79-09825-3.

Comissão Europeia (EC) 2009. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2000/60/EC. Guidance Document No. 18. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. ISBN 978-92-79-11374-1.

Condesso de Melo, 2020. Estudo da origem da salinização na massa de água subterrânea Cretácico de Aveiro. Relatório Interno para a ADRA – Águas da Região de Aveiro.

ECHA, 2020. Guia de orientação sobre requisitos de informação e avaliação da segurança química. Requisitos de informação, nos termos do Regulamento REACH, relacionados com as propriedades, a exposição, as utilizações e as medidas de gestão de riscos de substâncias, no contexto da avaliação da segurança química (CSA). Acedido em: março 2020. https://echa.europa.eu/pt/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment

Environmental Agency (EA) 1999. Methodology for the derivation of remedial targets for soil and groundwater to protect water resources. R&D Publication 20. Bristol.

Environmental Agency (EA) 2003. ConSim Release 2. Contamination impacts on groundwater: simulation by Monte Carlo . R&D Publication 132. Nottingham: Golder Associates (UK) Ltd

Environmental Agency (EA)2004. Model Procedures for the Management of Land Contamination. Contaminated Land Report 11. Birmingham.

Environmental Agency (EA) 2005. Review and summary of Existing Environment Agency Guidelines on the Regulation of the Remediation of Contaminated Soils. Bristol.

Environmental Agency (EA) 2006. Remedial Targets Worksheet v3.1: User Manual. Science Group Report. Bristol. Acedido em: março 2020. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/314317/geho0706bleq-e-e.pdf

Environmental Agency (EA) 2006b. Remedial Targets Methodology. Hydrogeological Risk Assessment for Land Contamination. Bristol.

ESDAT 2020. Esdat Environmental Database Management Software. Dutch Target and Intervention Values, 2000 (the New Dutch List). Acedido em: maio 2020. https://www.esdat.net/environmental%20standards/dutch/annexs_i2000dutch%20environmental%20standards.pdf

ISPRA 2009. Protocollo per la definizione dei valori di fondo per le sostanze inorganiche nelle acque sotterranee. Roma. Acedido em: março 2020. https://www.isprambiente.gov.it/files/temi/fondo-metalli-acque-sotterranee.pdf

Ministerio de la Presidencia 2005. Real decreto 9/2005, de 18 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente poluentes del suelo y los criterios y estandares para la declaración de suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, núm. 15, pp. 1833-1843.

Ministerio de la Presidencia y para las Administraciones Territoriales 2017. Orden PRA/1080/2017, de 2 de noviembre, por la que se modifica el anexo i del real decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente poluentes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado, núm. 272, 2017, pp. 108009 a 108018.

Müller, D. & Weihs, S. 2010. Site-specific assessment and remediation of groundwater pollution in Austria. 11th International UFZ- Deltares/TNO Conference on Management of Soil, Groundwater and Sediment. Thematic Session (LeS): ThS_C3 - Soil Policy. Salzburg, 22-24 setembro.

Müller, D. 2017. Understanding WFD objectives in groundwater management. Joint ICCL-NICOLE Conference on Groundwater Management on Contaminated Sites. Copenhagen, 6 outubro.

ISPRA 2009. Protocollo per la Definizione dei Valori di Fondo per le Sostanze Inorganiche nelle Acque Sotterranee. Acedido em: março 2020. http://www.isprambiente.gov.it/files/temi/fondo-metalli-acque-sotterranee.pdf

RIVM 2008. Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. Report No. 711701072.

SRCRT 2000. Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (Valores objetivo e valores de intervenção para remediação do solo). Government Gazette No. 39, 24 February.

SRCRT 2008. Application of Duty of Care under the Soil Protection Act for MTBE and ETBE Contaminations (Aplicação do Dever de Cuidado ao abrigo da Lei de Proteção do Solo para Contaminações MTBE e ETBE).

SRCRT 2009. Circulaire bodemsanering 2009 (Soil Remediation Circular 2009). Government Gazette No. 67, 7 April.

SRCRT 2013. Circulaire bodemsanering 2013 (Soil Remediation Circular 2013, version of 1 July 2013).

The Stationary Office 1990. The Environmental Protection Law (UK). First Published 1990. Reprinted with corrections 2004. http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1990/43/pdfs/ukpga_19900043_en.pdf

UNICHIM 2002. Manuale N. 196 - Parte I. Suoli e falde contaminati: Analisi di rischio sito-specifica, criteri e parametri. Acedido em: março 2020. https://www.unichim.it/manuali/

VROM 2008. NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007 (Padrões e avaliação da qualidade do solo. Opções de fundamentação e política para os padrões de solo em 2005, 2006 e 2007).

PARTE 2 – RELATÓRIO FINAL PRBCA

Documento:

R07.01.20190708.01 – Relatório Final PRBCA

Projeto:

Projeto de revisão da metodologia de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica

Cliente:

APETRO - Associação Portuguesa de Empresas Petrolíferas

Resumo Executivo:

É apresentado o Documento enquadrador do programa PRBCA – Portugal Risk Based Corrective Action, onde se desenvolve a metodologia de avaliação do risco e de tomada de decisão na gestão de locais contaminados por ação pontual e de influência localizada.

Controlo do documento:

VERSÃO	DATA DE PUBLICAÇÃO
R02.0120190708.01	12.09.2020

Autoria:

Atul Salhotra

Supervisão Brownfield Engineering:

Marco Rocha

Equipa técnica:

Atul Salhotra	Bacharel em Engenharia Civil, Indian Institute of Technology, Nova Deli, India, 1979 Mestre em Desenvolvimento de Recursos Hidrológicos, Asian Institute of Technology, Banguecoque, Tailândia, 1981 Doutorado em Sistemas de Gestão de Recursos Hidrológicos e Modelação Ambiental, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, 1985 Instrutor ASTM para RBCA desde 1992
Marco Rocha	Licenciado em Engenharia Geológica, Universidade Nova de Lisboa.

14 Enquadramento e objetivos

14.1 Introdução

A motivação para o desenvolvimento do programa de Ação Corretiva Baseada no Risco de Portugal (PRBCA – *Portugal Risk-Based Corrective Action*) consiste em proporcionar um procedimento de tomada de decisão tecnicamente defensável, consistente e objetivo para a gestão de sítios contaminados, especificamente, no que concerne à proteção e gestão das águas subterrâneas. A correta aplicação deste processo assegurará a proteção da saúde humana e do ambiente no âmbito da utilização atual e futura (previsível) dos terrenos.

Este programa pode simplificar o processo de remediação do local e proporcionar um (i) processo cientificamente defensável e consistente para tomar decisões relacionadas com a caracterização do local (CL), análise de risco (AR) e gestão de risco (GRisco); e (ii) um processo fiável para proprietários, promotores e outras entidades envolvidas na avaliação e gestão de locais contaminados. Embora o processo promova a gestão custo-eficaz de locais contaminados, não permite que considerações de custos comprometam a saúde humana ou o ambiente.

Este guia descreve os elementos chave e as metodologias do processo PRBCA. Baseia-se nas normas da American Society for Testing and Materials (ASTM) E1739-95 (2015a) e E2081-00 (2015b), relativas à Ação Corretiva Baseada no Risco. No entanto, foi modificado para dar resposta das condições específicas de Portugal.

14.2 Aplicabilidade

Este guia aplica-se a locais contaminados ou potencialmente contaminados que tenham sido suficientemente bem caracterizados. Os locais contaminados variam em termos do seu tamanho, localização, Contaminantes de Interesse (COC) e provável utilização futura. Exemplos específicos incluem postos de abastecimento de combustíveis, instalações de limpeza a seco, refinarias, instalações industriais, minas, aterros e outros. A aplicação do guia deve orientar o restauro desses locais contaminados (e locais suspeitos de estarem contaminados) para uma reutilização segura. Os diversos valores objetivo aqui descritos não devem ser interpretados como "uma licença para poluir o ambiente até estes níveis". As atividades industriais em curso devem ser conduzidas de forma a minimizar a libertação de produtos químicos para o ambiente, garantir o desenvolvimento sustentável e proteger a saúde humana e o ambiente para as condições atuais e futuras.

O PRBCA é aplicável a todos meios impactados pela contaminação e a toda a sua extensão. A seleção dos meios a aplicar (por exemplo, apenas solo ou águas subterrâneas) não é recomendada a menos que possa ser demonstrado que o meio é

completamente independente dos outros meios. Além disso, grandes locais com múltiplas fontes de contaminação podem ser divididas em Unidades de Exposição mais pequenas (UE) para efeitos de análise e gestão do risco. Nesses casos, uma análise separada para cada UE deve ser realizada. Por exemplo, se uma grande área de produção tiver um impacto numa área de produção com solventes clorados e uma segunda área com um tanque de armazenamento subterrâneo contendo hidrocarbonetos de petróleo, o local pode ser dividido em duas UEs: UE-1 que avaliará o risco de solventes clorados e UE-2 que se centrará nos hidrocarbonetos de petróleo.

Esta orientação técnica foi escrita para profissionais com formação em caracterização do local, análise de risco e gestão do risco (incluindo remediação). O processo de AR é descrito em detalhe neste documento (secções principais e anexos).

14.3 Restrições ao uso do solo

Um programa baseado no risco pressupõe uma utilização futura específica do terreno e pode exigir determinadas limitações ao uso do solo. É importante que, enquanto os contaminantes permanecerem no ambiente em concentrações que impliquem restrições na utilização dos solos e das águas subterrâneas, essas restrições sejam respeitadas. Estas restrições ao uso dos solos são uma parte importante e integrante dos planos de gestão do risco (PGRisco).

15 Resumo do programa PRBCA

15.1 Introdução

O processo PRBCA começa depois de um local contaminado ter sido identificado e caracterizado. O processo inclui todas as atividades subsequentes que possam ser necessárias para garantir que o local não representa um risco inaceitável para a saúde humana nem para o ambiente nas condições atuais e de um futuro razoável e/ou previsível.

A gestão de locais contaminados consiste em três principais atividades, interligadas e interdependentes, como ilustrado na Figura 15.1:

- Caracterização do local (CL) e delimitação dos impactos no solo, nas águas subterrâneas, nas águas superficiais, nos sedimentos, na fração gasosa do solo, no ar interior e no ar exterior, na medida do necessário e com base em considerações específicas do local. A informação de caracterização do local é utilizada para desenvolver um Modelo Conceptual do Local (MCL), que inclui um Modelo de Exposição (ME);
- A análise de risco (AR) inclui tanto a saúde humana (ARSH) como a análise de risco ecológica (ERA). Dependendo da complexidade do local e de outros fatores, a AR pode ser realizada com vários níveis de detalhe. Dentro do PRBCA, a ARSH pode ser realizada no nível 1, nível 2 ou nível 3 e a ARE pode ser realizada nos níveis 1, 2 ou 3. A AR é utilizada tanto para avaliar o risco como para desenvolver valores objetivo baseados no risco (VOBRs) que podem ser usados para determinar a natureza e o âmbito das atividades de gestão de risco.
- A gestão do risco (GRisco) é necessária se o risco estimado for inaceitável e inclui as atividades necessárias para proteger a saúde humana e o ambiente. As atividades de gestão dos riscos incluem todas as necessárias para garantir que, enquanto os contaminantes residuais permanecerem no local em concentrações que impliquem restrições na utilização terrenos, serão conhecidos e cumpridos os termos e condições que garantam a aceitabilidade do risco.

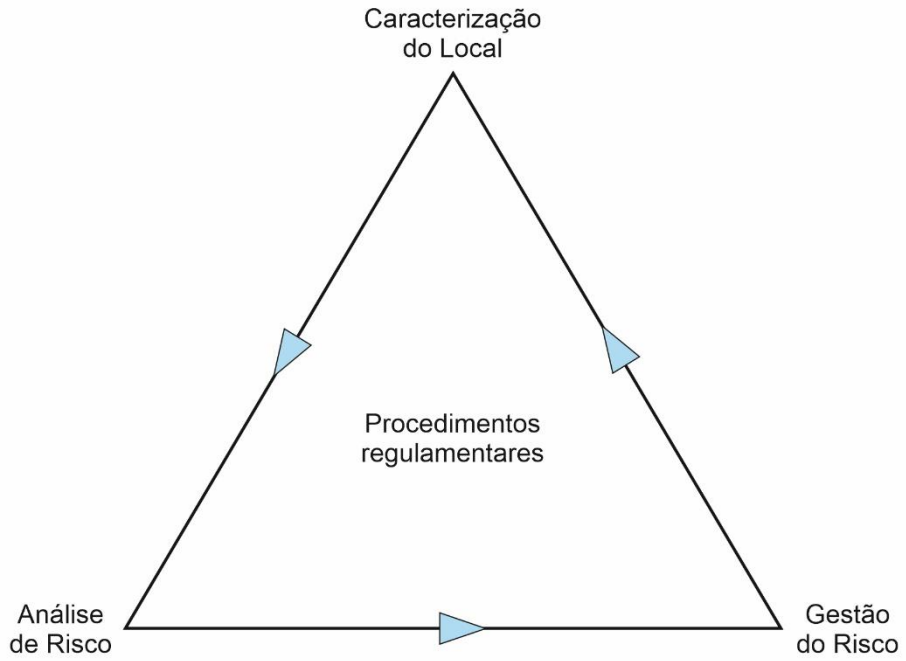


Figura 15.1 – Principais atividades realizadas no âmbito do processo PRBCA

As atividades referidas são fundamentalmente técnicas e dependem de uma variedade de disciplinas científicas (tais como geologia, hidrologia, engenharia, química, toxicologia, ordenamento do território, etc.). O processo ACBR também inclui um conjunto de pressupostos e escolhas consistentes com leis, regulamentos, opinião pública e condições socioeconómicas. Estes são os fatores que distinguem os programas ACBR que existem em diferentes estados dos Estados Unidos da América (EUA) e em diferentes países.

15.2 Sequência do processo de ação corretiva baseada no risco em Portugal

O processo de ação corretiva baseada no risco (ACBR), para um local onde a contaminação foi descoberta e a investigação inicial é concluída é mostrado na Figura 15.2 e discutido de seguida.

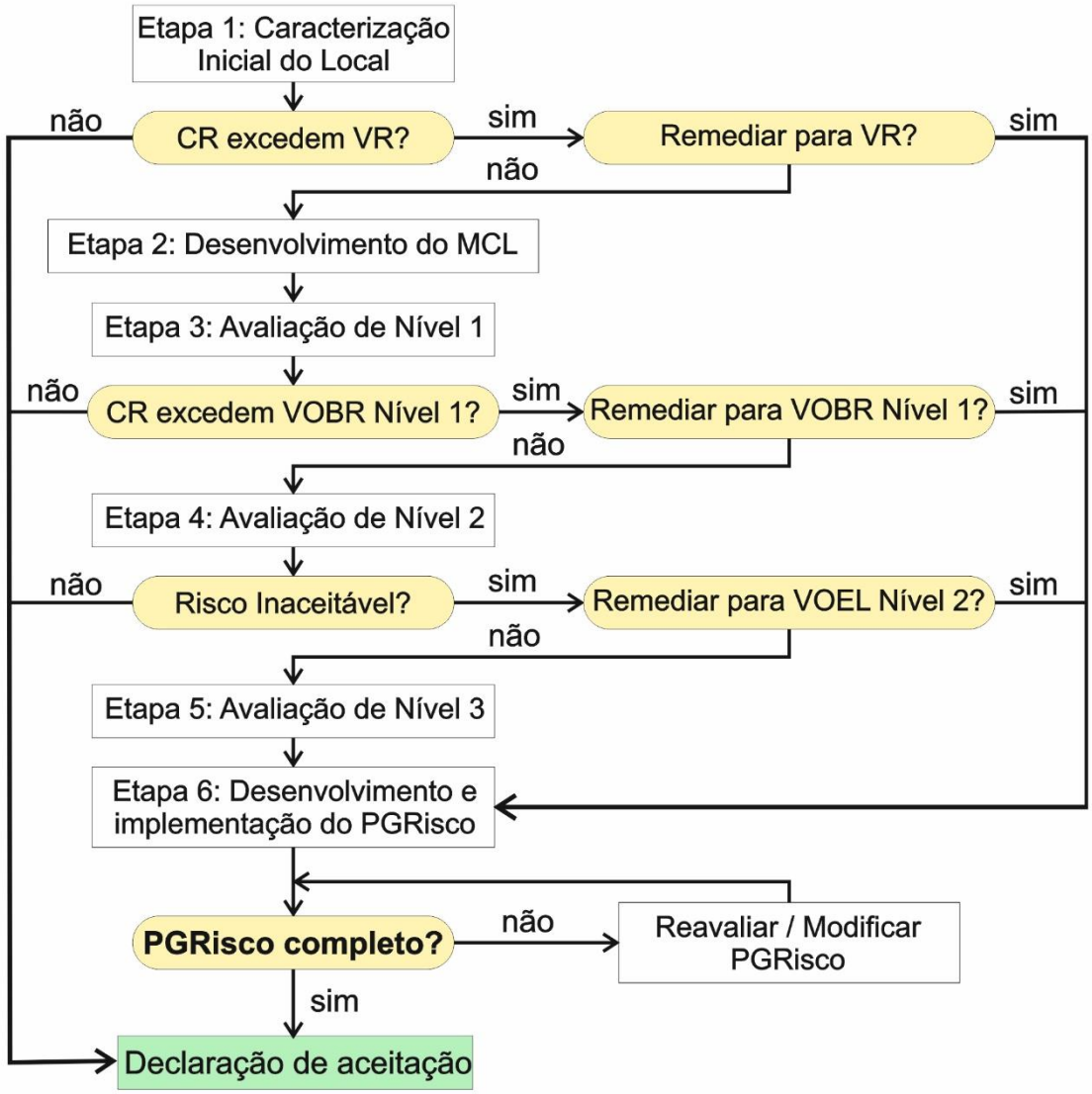


Figura 15.2 – Sequência de etapas do processo PRBCA

15.2.1 Etapa 1: Caracterização inicial e comparação com valores de referência

Após a conclusão de quaisquer ações de resposta de emergência, se necessário, a Parte Responsável (PR) deve efetuar uma caracterização inicial do local (CIL). A PR é a entidade (individual ou coletiva) que é legalmente responsável pela contaminação. A PR pode ter causado originalmente a contaminação, ou não, mas aceita a sua responsabilidade, por exemplo, como parte de uma transação imobiliária. O objetivo da CIL é identificar, com confiança razoável, (i) as concentrações máximas dos contaminantes de interesse (COC) em cada meio ambiental afetado e (ii) comparar estas concentrações com Valores de Referência (VR).

Se as concentrações máximas nos diferentes meios para onde existirem VR (solo, vapor do solo, ar ambiente, águas subterrâneas, concentrações de águas superficiais) não excederem os VR, a PR pode solicitar às autoridades o fecho do processo através da emissão de uma Declaração de Aceitação (DA). Nestas condições, as autoridades emitirão a DA e não serão exigidas Limitações de Atividade e Utilização (LAU), independentemente da forma como o local possa vir ser utilizado.

Se as concentrações máximas nos diferentes dos meios excederem os VR, a PR pode adotar o VR como Valor Objetivo de remediação e desenvolver um PGRisco para atingir esses valores, ou (ii) realizar uma AR por níveis.

As concentrações de todos os COC podem não ter atingido concentrações máximas num determinado meio (geralmente águas subterrâneas) devido ao tempo de migração. Nesses casos, poderá ser necessário um controlo adicional no futuro para garantir que os TLs não serão ultrapassados, pelo que seriam necessárias novas atividades. Nestas situações, as autoridades podem emitir uma DA condicional. Se a monitorização demonstrar que as concentrações são estáveis ou decrescentes, as autoridades concederão então uma DA. Se as concentrações mostrarem uma tendência crescente, a PR, em consulta com as autoridades, pode proceder a uma AR por níveis.

A CIL e a comparação com os VR são discutidos em detalhe no capítulo 3

15.2.2 Etapa 2: Desenvolvimento e Validação do Modelo Conceptual do Local (MCL)

Se as concentrações máximas de COC excederem os VR e estes não forem selecionados como os valores objetivo de remediação, a PR deve desenvolver e validar um MCL. O MCL descreve todos os fatores específicos do local relevantes para a determinação do risco para a saúde humana e para o ambiente. Uma parte chave do MCL é o modelo de exposição (ME).

O MCL é validado através da recolha de informação de qualidade e quantidade adequadas e deve ser documentado utilizando descrição narrativa, diagramas, figuras e tabelas conforme apropriado. Pode incluir anexos como registos de sondagens, secções geológicas, registos detalhados da construção dos piezómetros e relatórios analíticos. Se necessário, o MCL deve ser revisto à medida que forem sendo recolhidas novas informações específicas do local. Um MCL é, essencialmente, uma sistematização documental das condições do local.

Os principais elementos do MCL incluem:

- A descrição do derrame ou acidente, as fontes e a lista de COC;
- Utilização atual e futura previsível do solo;

- Utilização atual e futura das águas subterrâneas, incluindo a localização dos pontos de captação de água;
- Descrição da estratigrafia do local, determinação do tipo de solo da zona vadosa, hidrogeologia, meteorologia e localização das massas de águas superficiais que possam ser potencialmente afetadas pelos COC;
- Distribuição espacial de COC nos diversos meios afetados. Para certos meios, pode também ser necessária a distribuição temporal, por exemplo, as águas subterrâneas podem ter de ser monitorizadas várias vezes para avaliar tendências;
- Ações corretivas realizadas até à data;
- Um modelo de exposição que identifique os recetores, incluindo recetores ecológicos e habitats, vias de exposição e rotas de exposição em condições atuais e futuras de uso do solo.

Uma componente essencial do MCL consiste em determinar se a utilização doméstica das águas subterrâneas é uma via de exposição completa nas condições atuais ou futuras.

A distribuição real dos COC e as vias de exposição completas e não os limites da propriedade, determinam a extensão da recolha e análise de dados específicos do local.

A informação necessária para o desenvolvimento de um MCL é discutida no Capítulo 4.

15.2.3 Etapa 3: Avaliação do risco de nível 1

A AR de nível 1 fornece Valores Objetivo Baseados no Risco (VOBR) com base no recetor, uso do solo, tipo de solo e via de exposição. O risco aceitável utilizado para desenvolver os VOBR de nível 1 são o Excesso Vitalício de Risco Cancerígeno Individual (IELCR) de 1×10^{-5} para risco cancerígeno e o quociente de perigosidade (HQ) de 1.0 para risco não cancerígeno.

Uma AR de nível 1 implica:

1. Determinação da lista de COC do local;
2. Seleção dos VOBR de nível 1 relevantes a partir das tabelas;
3. Comparação dos VOBR relevantes com as concentrações representativas dos COC.

Os VOBR de nível 1 serão selecionados para cada COC, cada via de exposição completa, e cada meio identificado no EM. Com base na comparação das concentrações representativas com os VOBR de nível 1, a PR pode tomar uma das três decisões seguintes:

1. As concentrações residuais de COC não apresentam risco inaceitável para a saúde humana ou para o ambiente e, como tal, solicitar às autoridades uma Declaração de Aceitação;
2. Adotar os VOBR de nível 1 como valores objetivo para a remediação e desenvolver e implementar um PGRisco;
3. Executar uma AR de nível 2.

A PR deve apresentar um relatório de AR de nível 1 às autoridades. Se a PR optar por executar imediatamente uma AR de nível 2, os dois níveis podem ser combinados num único relatório.

A AR de nível 1 é discutida no Capítulo 5.

2.2.4 Etapa 4: Avaliação do risco de nível 2

A AR de nível 2 permite a utilização de parâmetros específicos do local na alimentação do modelo de transporte e destino para calcular o risco específico do local e, se necessário, os Valores Objetivo Específicos do Local (VOEL).

Na preparação de uma AR de nível 2, podem ser necessários dados adicionais e, eventualmente, a revisão do MCL. No nível 2 o risco é calculado com base em dados específicos do local, tais como o uso do solo, as características do solo e das águas subterrâneas, e as características físicas do local. Em alternativa, os dados específicos do local podem ser utilizados para calcular os Valores Objetivo Específicos do Local (VOEL). Assim, o Nível 2 permite a utilização do modo de avaliação de risco direto ou inverso.

Os valores de risco calculados numa AR de nível 2 são comparados com níveis de aceitabilidade do risco, idênticos aos de nível 1. Dependendo dos resultados da comparação, a PR pode tomar uma das três decisões seguintes:

1. As concentrações residuais de COC não apresentam risco inaceitável para a saúde humana ou para o ambiente e, como tal, solicitar às autoridades uma Declaração de Aceitação;
2. Calcular VOEL de nível 2 para utilização como valores objetivo para a remediação e desenvolver e implementar um PGRisco;
3. Desenvolver um plano de trabalho para uma AR de nível3.

Após a conclusão da AR de nível 2, a PR deve apresentar às autoridades um relatório AR de nível 2.

A AR de nível 2 é discutida no Capítulo 6

15.2.4 Etapa 5: Avaliação do risco de nível 3

Uma AR de nível 3 permite uma flexibilidade considerável na gestão do risco num local contaminado. Por conseguinte, as autoridades devem exigir que seja apresentado para aprovação um plano de trabalho antes da realização de uma avaliação de nível 3.

A implementação do plano de trabalho exigirá a comparação dos riscos calculados no nível 3 com níveis de aceitabilidade de risco e/ou dos VOEL de nível 3 com as concentrações representativas dos COC. Dependendo dos resultados destas comparações, a PR pode tomar uma das duas decisões seguintes:

1. As concentrações residuais de COC não apresentam risco inaceitável para a saúde humana ou para o ambiente e, como tal, solicitar às autoridades uma Declaração de Aceitação;
2. Considerar os VOEL de nível 3 como valores objetivo para a remediação e desenvolver e implementar um PGRisco.

Após a conclusão da AR de nível 3, a PR deve apresentar às autoridades um relatório AR de nível 3.

A AR de nível 3 é discutida no Capítulo 7

15.2.5 Etapa 6: Plano de Gestão de Riscos (PGRisco)

O objetivo de um PGRisco é proteger a saúde humana e o ambiente nas condições atuais e futuras previsíveis. O PGRisco será desenvolvido após as autoridades aprovarem valores objetivo para a remediação específicos dos diversos meios afetados, definidos em qualquer um dos níveis (VR, VOBR Nível 1, VOEL Nível 2 ou VOEL Nível 3).

O PGRisco pode incluir uma combinação de opções corretivas ativas e passivas. Na medida do necessário para proteger a saúde humana e o ambiente, o plano pode incluir:

1. Tecnologia de remediação;
2. Limitações de atividade e utilização (LAU) e respetivas justificações;
3. Estimativa do prazo de implementação do PGRisco;
4. Plano de monitorização de validação do PGRisco;
5. Forma de avaliação dos resultados da monitorização;
6. Valores que determinem a necessidade de reavaliação da eficácia do PGRisco;
7. Medidas a tomar no caso da ineficácia do PGRisco.

O PGRisco é discutido no Capítulo 8

15.3 Valores objetivo no processo PRBCA

No processo PRBCA, qualquer uma das quatro concentrações seguintes pode ser selecionada, pela PR, como valores objetivo para a remediação:

1. **Valores de referência** (VR). Estes valores estão atualmente em uso e não são baseados em riscos.
2. **Valores Objetivo Baseados no Risco** (VOBR). Os VOBR de nível 1 são concentrações calculadas utilizando, nos parâmetros de entrada das equações de Risco, valores predefinidos conservadores para diferentes usos do solo e diferentes vias de exposição. Quando as condições do local se desviarem significativamente dos pressupostos inerentes aos cálculos de nível 1, deve então ser efetuada uma avaliação do risco de nível 2.
3. **Valores Objetivo Específicos do Local** (VOEL). Os VOEL de nível 2 são calculados com base em dados específicos do local e diferem dos VOBR de nível 1, na medida em que os VOEL de nível 2 se baseiam em valores específicos do local para os parâmetros de entrada das equações do Risco e dos modelos de transporte. Para cada recetor, deve ser considerada a adição do risco (para cada contaminante e cada via de exposição) e o risco cumulativo em todo o local (para todos os contaminantes e todas as vias de exposição). Usualmente, mas nem sempre, os VOEL de nível 2 serão superiores aos VOBR de nível 1 e poderão ser dependentes da implementação de LAU.
4. **Valores Objetivo Específicos do Local** (VOEL). Os VOEL de nível 3 diferem dos VOEL de nível 2, na medida em que os VOEL de nível 3 podem ser desenvolvidos utilizando modelos de destino e de transporte e cenários de exposição diferentes dos utilizados para a avaliação de nível 2. Deve considerar-se o risco acumulado a nível do local. A aplicação de VOEL de nível 3 também pode requerer LAU.

A Tabela 23.1 compara os diferentes níveis dentro do processo PRBCA. Os valores objetivo de nível mais elevado baseiam-se em informações específicas do local e, por conseguinte, espera-se que sejam mais representativos dos riscos potenciais no local. Diferentes partes do local podem ter de ser geridas através da aplicação de diferentes valores objetivo e de diferentes LAU.

15.4 Motivação e características de uma abordagem faseada

Apesar das diferenças entre os três níveis, há uma semelhança muito significativa: cada nível resultará num nível aceitável de proteção para a saúde humana e para o ambiente. Assim, o processo proporciona uma flexibilidade considerável e uma variedade de opções para gerir riscos específicos de cada local. A PR em colaboração com as autoridades pode, assim, selecionar a estratégia mais adequada.

À medida que uma avaliação do local avança no processo faseado, pode-se antecipar o seguinte:

- Os níveis mais elevados exigirão a recolha de dados mais específicos do local, o que aumentará os custos de recolha e análise de dados;
- Em geral, os VOEL de nível 2 serão superiores aos VOBR de nível 1 e os VOEL de nível 3 serão superiores aos VOEL de nível 2. Isto porque os valores objetivos dos níveis inferiores são calculados utilizando pressupostos mais conservadores do que os dos níveis mais elevados. Assim, o custo das ações de gestão de risco decorrentes de níveis mais elevados deve, em geral, ser mais baixo;
- O nível de incerteza e conservadorismo diminuirá de Nível 1 para o Nível 3 devido à disponibilidade de dados mais específicos do local.

15.5 Documentação do processo PRBCA

O processo PRBCA requer a recolha e análise de uma quantidade considerável de dados. Além disso, diversas partes interessadas (ex.: autoridades governamentais, proprietários de terrenos, promotores, bancos, autarquias, ONGA, etc.) podem estar interessadas no resultado do processo PRBCA. Assim, o processo pelo qual os dados são recolhidos e analisados e pelo qual as decisões são tomadas deve ser o mais transparente possível através de documentação adequada e clara.

O relatório PRBCA deve ser inequívoco para que as partes interessadas possam compreender facilmente:

- Os dados recolhidos para caracterizar o problema;
- A natureza e a extensão do problema num local;
- A sequência de ações tomadas para resolver o problema;
- Os resultados das ações tomadas;
- As bases da conclusão de que as ações tomadas são as indicadas para a proteção da saúde humana e do ambiente, nas condições atuais e nas condições razoavelmente antecipadas de utilização futura.

Os seguintes documentos terão de ser submetidos às autoridades no âmbito de um processo PRBCA:

- Plano de trabalho para caracterização do local e recolha de dados;
- Relatório de caracterização do local;
- Relatório de avaliação de risco de nível 1 e/ou nível 2 (quando aplicável);
- Plano de trabalho para avaliação de risco de nível 3 (quando aplicável);
- Relatório de avaliação de risco de nível 3 (quando aplicável);
- Plano de gestão de risco;
- Relatório de conclusão e acompanhamento do desempenho do plano de gestão de risco, incluindo qualquer amostragem de validação, se aplicável.

Dependendo das condições do local, alguns dos documentos podem não ser necessários ou podem ser combinados, desde que em acordo com as autoridades.

16 Caracterização inicial e comparação com valores de referência

16.1 Descoberta e identificação do problema

Os locais contaminados podem ser identificados de várias formas:

- Reclamações de cidadãos;
- Investigações realizadas no âmbito de transações imobiliárias;
- Investigações realizadas prévias ao redesenvolvimento de terrenos;
- Impactos ambientais observados nos solos ou nas águas;
- Reprovação em testes de estanquicidade;
- Requisitos de notificação de acordo com obrigações legais;
- Notificação de acidentes e derrames.

O primeiro passo após a identificação de um local contaminado é realizar a Caracterização Inicial do Local (CIL) e recolhendo informação suficiente para determinar:

- As atividades passadas para determinar eventuais fontes e lista de COC;
- Com um elevado grau de certeza, determinar a concentração máxima de cada COC em cada meio afetado;
- Comparar a concentração máxima de cada COC com os Valores de Referência (VR);
- Determinar o caminho a seguir, ou seja, uma das seguintes ações:
    - Pedido de Declaração de Aceitação;
    - Remediar para VR;
    - Avançar para uma avaliação de risco faseada.

A caracterização do local deve ser realizada de acordo com as melhores práticas, seguindo, idealmente, as metodologias definidas nas recomendações da Agência portuguesa do Ambiente (APA) e nas normas ISO:

- APA, 2019 – Guia Técnico – Plano de Amostragem e Plano de Monitorização do Solo;
- APA, 2019 – Guia Técnico – Valores de Referência para o Solo;
- EN ISO 11504 Soil quality – Assessment of impact from soil contaminated with petroleum hydrocarbons;
- EN ISO 15175 Soil quality – Characterization of contaminated soil related to groundwater protection;
- EN ISO 15800 Soil quality – Characterization of soil with respect to human exposure;
- ISO 18400:2017 Soil quality – Sampling — Standard series;

- EN ISO 21365 Soil quality – Conceptual site models for potentially contaminated sites.

Uma breve descrição do processo CIL é apresentada seguidamente.

16.2 Descrição do Local

A PR deve realizar um reconhecimento minucioso e uma revisão das utilizações históricas do local para identificar eventuais fontes passadas, existentes e potenciais de COC. Parte ou a totalidade desta informação pode ser recolhida e documentada na fase 1 da avaliação ambiental do local (*Environmental Site Assessment Phase* 1). A descrição do local baseia-se em informações disponíveis, tais como:

- Acidentes e derrames conhecidos, documentados e/ou comunicados;
- Localização atual e passada de todos os elementos do local que representem fontes potenciais (por exemplo, gasodutos, áreas de processo, bombas, transformadores, parques de resíduos, etc.);
- Fotografias aéreas históricas;
- Entrevistas com proprietários e operadores atuais e passados;
- Licenças emitidas para as atividades atuais e passadas;
- Visita ao local.

Com base nesta informação, a PR deve preparar uma lista de potenciais COC e respetivas fontes. Deverá ser desenvolvido um MCL inicial e um plano de amostragem.

O MCL e o Plano de amostragem deverão seguir o estipulado nos guias e normas apresentados.

16.3 Investigação e recolha de informação

Todos os dados relativos aos COC nos diversos meios impactados (solo, fração gasosa do solo, águas subterrâneas, águas superficiais) devem ser recolhidos de acordo com as melhores práticas, seguindo, idealmente os guias e normas indicados em 3.1. Em locais com várias fontes pontuais, os dados devem ser recolhidos para cada fonte. O número exato de amostras, os métodos analíticos, as técnicas de amostragem e os procedimentos de controlo de qualidade (QA/QC) a adotar variarão de local para local, e, idealmente, serão desenvolvidos em acordo com as autoridades.

O objetivo da CIL é identificar com confiança a concentração máxima de cada COC em cada fonte e em cada meio ambiental. No entanto, para os sítios que possam progredir para uma avaliação de nível 2 ou nível 3, poderá ser mais rentável, nesta fase, objetivar também a caracterização e a extensão da contaminação em vez de apenas identificar as concentrações mais elevadas. Para os locais afetados por contaminantes

inorgânicos, por exemplo, metais ou outros contaminantes naturais, deve ser também objetivada a caracterização das concentrações de fundo natural específicas do local. Para tal, poder-se-á recorrer às metodologias expostas na Norma *EN ISO 19258 Soil quality — Guidance on the determination of background values.*

16.4 Avaliação do risco para os ecossistemas

A ARSH e a Análise de Risco para os Ecossistemas (ARE) devem ser consideradas em todos os locais. Mesmo que o risco para a saúde humana não seja uma preocupação, por exemplo, devido à ausência de uma via de exposição completa, deve ser efetuado uma ARE de nível 1, nível 2 ou até de nível 3.

A ARE é discutida em detalhe no capítulo 4.9.

16.5 Comparação com Valores de Referência

O passo seguinte, após a determinação das concentrações máximas nos diferentes meios impactados, é a comparação com os VR relevantes apresentados na Tabela 23.2 para os solos e na Tabela 23.3 para as águas subterrâneas. Se os COC não tiverem VR, será necessário efetuar uma avaliação diferenciada, tal como apresentado nos pontos seguintes deste guia.

Com base nesta comparação, estão disponíveis as seguintes alternativas:

Alternativa 1: Se as concentrações máximas no solo, na água subterrânea ou em outros meios relevantes não excederem nenhum dos VR e não existirem ecossistemas sensíveis em risco, não há necessidade de avançar para outras etapas de avaliação ou gestão do risco. Assim, a PR pode solicitar às autoridades uma Declaração de Aceitação.

Alternativa 2: Se as concentrações máximas excederem os VR (e não for identificado qualquer risco para os ecossistemas), a PR tem duas opções:

- Avançar para a Análise de Risco de Nível 1 e 2 ou de nível 3;
- Selecionar os VR como valores objetivo de remediação. Neste caso, a PR deve desenvolver um PGRisco, tal como discutido no capítulo 8.

Alternativa 3: Se as concentrações máximas no solo e nas águas subterrâneas excederem os VR e eventuais VR ecológicos (ex. qualidade de massas de água superficiais), a PR tem duas opções:

- Realizar a AR e a ARE por níveis;
- Selecionar o conjunto menor dos VR como valores objetivo de remediação. Neste caso, a PR deve desenvolver um PGRisco, tal como discutido no capítulo 8.

Alternativa 4: Se as concentrações máximas no solo e nas águas subterrâneas não excederem os VR, mas excederem eventuais VR ecológicos, então uma ARE deve ser concluída conforme descrito no ponto 4.9.

16.6 Relatório da Caracterização Inicial Do Local

O RP deve documentar os resultados do CIL e a comparação com os VR num relatório que, no mínimo, deve incluir:

- Histórico do local;
- Descrição do local;
- Utilização atual e potencial utilização futura do local;
- Fontes e COC identificados no local;
- Descrição da amostragem, incluindo métodos e das determinações químicas;
- Localizações e concentrações de todas as amostras (identificadas num mapa do local), incluindo profundidades de amostragem dentro e fora do local; Localizações, construção e litologia de todas as sondagens, poços ou piezómetros;
- •Resultados analíticos;
- •Informação QA/QC;
- •Avaliação sobre a existência de ecossistemas sensíveis e resultados de eventuais atividades de avaliação de risco para os ecossistemas;
- •Resultados da comparação com VR para todos os meios relevantes;
- •Recomendações sobre os próximos passos.

A estrutura e o grau de detalhe do relatório deverão seguir as melhores práticas e, idealmente, onde aplicável, as normas e guias apresentados.

17 Desenvolvimento e validação do Modelo Conceptual do Local

17.1 Introdução

A implementação do processo PRBCA requer uma combinação de dados específicos e genéricos do local. Estes dados são utilizados para desenvolver um MCL que constitui a base do processo PRBCA. A qualidade global das decisões e a proteção da saúde humana e do ambiente dependem criticamente da qualidade dos dados. Por conseguinte, todos os dados utilizados no processo PRBCA devem ser cientificamente válidos, defensáveis e de qualidade conhecida e documentada.

No processo PRBCA, os dados são utilizados para:

- Identificar os COC;
- Descrever qualitativamente e quantitativamente os meios afetados;
- Delinear a extensão dos impactos em cada meio;
- Identificar os recetores, as vias de exposição completas em condições atuais e futuras e domínio de exposição para cada vias de exposição completa;
- Identificar o domínio de exposição de cada recetor;
- Estimar a concentração representativa para cada combinação de recetores e vias de exposição;
- Desenvolver e implementar planos de gestão de risco (PGRisco).

O domínio de exposição, específico de cada combinação completa de recetores e vias de exposição, é o volume dos meios que contribui para a exposição do recetor através da via de exposição específica.

Normalmente, os dados num local podem ser recolhidos durante um período de vários anos durante múltiplas mobilizações.

17.2 Componentes do MCL

O MCL é uma forma conveniente para apresentar uma explicação geral sobre local. É composto por texto, tabelas e figuras. Um MCL pode ser desenvolvido no início de um projeto e refinado conforme o projeto progride e dados adicionais são recolhidos. Um MCL completo e detalhado é essencial para a tomada de decisões profissionais fundamentadas sobre a qualidade e quantidade de dados necessárias e sobre as opções de gestão de risco disponíveis. Por último, trata-se de um importante instrumento de comunicação para as diferentes partes interessadas.

Os elementos principais do MCL incluem:

- A descrição do derrame ou acidente, as fontes e a lista de COC;

- Distribuição espacial de COC nos diversos meios afetados no local e fora deste. Para certos meios, pode também ser necessária a distribuição temporal, por exemplo, as águas subterrâneas podem ter de ser monitorizadas várias vezes para avaliar tendências;
- Utilização atual e futura previsível do solo;
- Utilização atual e futura das águas subterrâneas, incluindo a localização dos pontos de captação de água;
- Restrições de uso do solo ou das águas existentes ou propostas;
- Descrição da estratigrafia do local, determinação do tipo de solo da zona vadosa, hidrogeologia, meteorologia e localização das massas de águas superficiais que possam ser potencialmente afetadas pelos COC;
- Ações corretivas realizadas até à data;
- Um modelo de exposição que identifique os recetores, incluindo recetores ecológicos e habitats, vias de exposição e rotas de exposição em condições atuais e futuras de uso do solo.

Para desenvolver um MCL, as seguintes categorias de informação são necessárias:

- Informações do local (Capítulo 4.3);
- Descrição e magnitude do derrame ou acidente (Capítulo 4.4);
- Usos de solo adjacentes, LAU e informações dobre os recetores (Capítulo 4.5);
- Análise da utilização atual e futura das águas subterrâneas (Capítulo 4.6);
- Características do solo da zona vadosa (Capítulo 4.7);
- Características das zonas saturadas (Capítulo 4.8);
- Avaliação do risco para os ecossistemas (Capítulo 4. 9);
- Distribuição de COC nos diversos meios (solo, fração gasosa do solo, águas subterrâneas, sedimentos, águas superficiais) (Capítulo 4.10).

Como parte da avaliação do PRBCA, a PR ou o seu consultor responsável pela avaliação PRBCA devem analisar cuidadosamente os dados disponíveis, identificar quaisquer lacunas de informação e utilizar um processo de planeamento sistemático para desenvolver e implementar um plano de trabalho.

Após recolhida uma quantidade adequadas de dados com qualidade, a PR pode calcular concentrações representativas, preparar uma avaliação de risco faseada, desenvolver valores objetivos baseados no risco e preparar e implementar um plano de gestão de riscos (PGRisco).

17.3 Informação do local

O termo "local" refere-se à extensão do imóvel onde ocorreu o derrame. Áreas além do local que podem ser impactadas pelos COC do local são referidas como áreas "fora do local" (*off-site*).

- São necessárias as seguintes informações sobre o local para completar um MCL para o processo PRBCA:
- Mapa da localização (Capítulo 4.3.1);
- Planta do local (Capítulo 4.3.2);
- Condições relativas à superfície do solo (Capítulo 4.3.3);
- Localização das infraestruturas (Capítulo 4.3.4);
- Características dos edifícios (Capítulo 4.3.5);
- Massas de água superficial (Capítulo 4.3.6);
- Utilização das águas subterrâneas no local e na envolvente (Capítulo 4.3.7);
- Características aquíferas e hidrogeológicas locais (Capítulo 4.3.8).

Os itens enumerados são detalhados de seguida. O primeiro relatório de avaliação do local deve incluir uma cronologia abrangente de eventos históricos relacionados com a utilização e libertação de substâncias químicas e eventuais impactos conhecidos que ajudarão a criar uma imagem completa das atividades desenvolvidas no local, identificar COC e identificar as necessidades de informação adicional.

As informações relevantes sobre o local podem ser obtidas de várias formas, incluindo:

- Visitas;
- Escrituras, registos prediais, caderneta prediais, etc.;
- Registos e fotografias aéreas históricas;
- Plantas com a implantação industrial atual e histórica do local (*layout* industrial);
- Informação regional (cartas geológicas e topográficas, informação municipal, etc.);
- Informação municipal ou outra para identificar quaisquer requisitos de uso do solo existentes, tais como plantas de ordenamento ou condicionantes;
- Dados anteriores e atuais de amostragens e monitorização do solo, fração gasosa do solo, águas subterrâneas, massas de água superficial e sedimentos.

17.3.1 Mapa da localização

A localização do local deve ser centrada num mapa topográfico, com a localização claramente marcada. As curvas de nível no mapa topográfico devem ser legíveis. Outra metodologia pode ser utilizada desde que o objetivo de enquadramento topográfico seja cumprido.

17.3.2 Planta do local

A planta deverá exibir:

- Limites de propriedade;

- Planta com os elementos passados e atuais que podem ser uma fonte de COC. Estas incluem áreas de armazenamento de produtos químicos, áreas de processo, áreas de carga e descarga, áreas de armazenamento de resíduos, áreas de tratamento de resíduos, fossas e edifícios industriais;
- Áreas de derrames conhecidas;
- Áreas que possam ter sido escavadas e/ou tratadas;
- Localizações de pontos de monitorização (incluindo os que foram abandonados);
- Localização de captações de água (públicas e privadas);
- Localização de elementos de água superficial que podem ser impactados pelos COC;
- Eventuais ecossistemas sensíveis.

Podem ser necessárias várias plantas para ilustrar todos estes elementos. Os mapas devem ser desenhados à escala e incluir uma escala gráfica e a indicação do Norte.

17.3.3 Condições relativas à superfície do solo

As seguintes informações devem ser incluídas:

Áreas pavimentadas, não pavimentadas ou ajardinadas;

Condições gerais dos pavimentos;

Inclinação da superfície e características topográficas relevantes (por exemplo, valas, elementos de drenagem ou bacias de retenção).

17.3.4 Localização das infraestruturas

As águas subterrâneas e os voláteis podem fluir preferencialmente através de infraestruturas lineares subterrâneas e condutas e aumentar a probabilidade de exposição dos recetores. As infraestruturas incluem cabos; eletricidade e telecomunicações; sistemas de saneamento e de águas pluviais; tubagens de água e de gás natural. Assim, torna-se necessário localizar todas as infraestruturas enterradas dentro da área afetada ou potencialmente afetada, tanto no local como na envolvente, onde a contaminação pode ter migrado ou possa vir a migrar no futuro.

Se a área afetada contiver infraestruturas, as seguintes informações podem ser úteis:

- Direção do fluxo das infraestruturas (água potável, sistemas de saneamento e pluviais);
- Localização das infraestruturas lineares e condutas num mapa que mostre a extensão e espessura do líquido de fase não aquosa (NAPL), se houver, e as áreas afetadas nos solos e nas águas subterrâneas;

- Profundidade das infraestruturas lineares e condutas relativas à profundidade das águas subterrâneas. Nos locais onde as águas subterrâneas possam ascender acima das infraestruturas, recomenda-se uma a elaboração de perfis que indiquem a profundidade e localização das infraestruturas e das águas subterrâneas;
- Identificação de trabalhos realizados em nas infraestruturas e quaisquer questões relacionadas com contaminação identificadas no momento da obra.

17.3.5 Características dos edifícios

Nos locais onde a inalação interior de voláteis é uma via de exposição completa, é importante compreender qualitativamente e quantitativamente as características do edifício. Estas incluem as dimensões do edifício, incluindo a altura de cada piso pertinente, tipo de pavimento basal, caves, taxas de renovação de ar se houver uma unidade de ar condicionado e atividades dentro do edifício em cada andar pertinente.

17.3.6 Massas de água superficial

As seguintes informações devem ser recolhidas relativamente a massas de água superficial próximas ou na envolvente do local contaminado:

- Distância da massa de água (lago, rio, mares);
- Atividades realizadas (pesca, recreativas, etc.) na massa de água superficial;
- Local de descarga dos COC na massa de água superficial (ex. nascente);
- Habitats a proteger;
- Normas de qualidade ou Valores de Referência a considerar para os COC.

Adicionalmente, as normas de qualidade das águas superficiais e o local onde devem ser cumpridas são fundamentais. A localização pode ser (i) o ponto em que as águas subterrâneas podem descarregar para a massa de água superficial, ou (ii) o limite de uma zona de mistura. Para este último, a definição da zona de mistura é essencial.

17.3.7 Utilização das águas subterrâneas no local e na envolvente

Deve ser efetuado um levantamento de pontos de água para localizar todas as captações públicas de abastecimento de água num raio de um quilómetro e todas as captações privadas num raio de meio quilómetro. A identificação das captações de água pode exigir um levantamento de campo. O nível de esforço despendido no levantamento depende de considerações específicas do local e da extensão da pluma. O esforço a

investir nesta tarefa é especialmente crítico se as águas subterrâneas forem utilizadas para consumo humano.

Se houver a possibilidade de afetação de qualquer captação de água, é importante documentar os detalhes de construção da captação que incluem: a profundidade total, profundidade não produtiva (cega), o intervalo produtivo (aberto, crepinado, drenante), o nível hidrostático da água, o uso de água, os caudais médios de bombagem e informações de rebaixamento.

Se uma captação identificada não estiver atualmente a ser utilizado ou não for suscetível de vir a ser utilizada, deverá ser abandonada e selada, caso contrário poderá atuar como via preferencial para os COC chegarem às águas subterrâneas.

17.3.8 Características aquíferas e hidrogeológicas locais

A hidrogeologia local, os tipos de solo e as características dos aquíferos devem ser avaliados para determinar o tipo e a profundidade dos aquíferos na zona e se são confinados, semi-confinados ou livres. Estas informações podem ser encontradas em literatura publicada ou através de trabalhos realizados na envolvente regional. Características gerais do aquífero, como a produtividade, e os sólidos dissolvidos totais ajudarão a determinar se a via de exposição ao consumo humano deverá ser uma preocupação.

17.4 Descrição e magnitude do derrame ou acidente

É necessário conhecer a natureza, localização e magnitude de um derrame, por forma a identificar:

- Fontes residuais nos solos ou nas águas subterrâneas;
- COC;
- Extensão horizontal e vertical da contaminação no solo e nas águas subterrâneas.

A PR deve recolher a maior quantidade possível das seguintes informações para cada derrame que tenha ocorrido no local:

- Histórico de atividades relacionadas com o derrame;
- Localização e data de derrame;
- Quantidades libertadas;
- Substâncias ou produtos químicos libertados;
- Qualquer ação de remediação realizada para cada derrame.

As informações relacionadas com os derrames podem ser obtidas a partir de diversas fontes, incluindo:

- Fotografias aéreas históricas;
- Registos de inventário de produtos ou resíduos;
- Entrevistas com funcionários anteriores e atuais;
- Revisão dos relatórios de incidentes de derrame históricos arquivados com as autoridades ou com os operadores.

17.4.1 Histórico de atividades no local

Um passo fundamental no processo PRBCA é desenvolver uma cronologia detalhada de eventos históricos relacionados com impactos com substâncias químicas. Uma cronologia ajudará a criar uma imagem completa das atividades realizadas no local e identificar os COC e as necessidades de recolha de dados. A cronologia deve incluir informações como as datas, descrições e resultados de:

- Instalação, remoção ou atualização de sistemas de contenção, processos químicos, sistemas de entrega ou de gestão de resíduos;
- Atividades corretivas como escavações e eliminação de solos contaminados;
- Perfuração, amostragem e monitorização de piezómetros;
- Número, localização e resultados das amostras ambientais recolhidas.

As ações corretivas podem ter removido a totalidade ou apenas parte dos COC libertados. Os dados relativos ao solo e às águas subterrâneas recolhidos antes dessas atividades corretivas podem não ser representativos das condições atuais e não devem ser utilizados no cálculo da exposição e do risco atuais. Nesses locais, a PR deve recolher novas amostras representativas das condições atuais.

17.4.2 Localização e data de derrame

A localização de um derrame ajuda a definir a área de fonte. As áreas de fonte prováveis incluem:

- Componentes dos sistemas de contenção ou de processo corroídos ou danificados;
- Tubagens, especialmente em tubagens curvas, juntas e caixas de drenagem;
- Sistemas de dispensação e de entrega;
- Deposição perto de chaminés ou pontos de descarga de ar;
- Derrames acidentais em áreas de manuseamento de substâncias químicas ou de resíduos;
- Bacias de águas residuais;
- Áreas de armazenamento e eliminação de resíduos;

- Sistemas de saneamento ou esgoto químico.

Uma combinação de observações de campo, técnicas expeditas de análises de campo e resultados analíticos podem ser usadas para identificar as fontes.

17.4.3 Quantidades libertadas

O processo PRBCA não requer, necessariamente, conhecimento sobre a quantidade exata das substâncias químicas libertadas. Muitas vezes esta informação não é conhecida. No entanto, ter uma ideia geral da quantidade libertada pode ajudar a avaliar a extensão e a gravidade potencial do impacto. Podem igualmente ser utilizadas quantidades aproximadas para cálculos de balanço de massa.

17.4.4 Considerações sobre produtos de petróleo

Os hidrocarbonetos de petróleo consistem em misturas de centenas de substâncias químicos. Para vários dos seus constituintes, não são conhecidas as propriedades quantitativas de toxicidade ou os parâmetros de destino e transporte. Assim, não é possível calcular o risco ou os valores objetivo para estes constituintes. Além disso, os produtos de petróleo (gasolina, gasóleo) uma vez libertados no ambiente, sofrem uma atenuação natural que altera a composição do TPH, alterando assim a toxicidade e o risco. Por conseguinte, no âmbito do processo PRBCA, os níveis de risco e os valores objetivo de remediação apenas podem ser estimados para alguns constituintes. A Tabela 23.4 apresenta a lista dos componentes de vários produtos de petróleo, para os quais os dados devem ser recolhidos e os valores objetivo determinados.

17.5 Usos de solo adjacentes, LAU e informações dobre os recetores

As informações sobre a utilização do solo são utilizadas para identificar a (i) localização e tipo de potenciais recetores, (ii) vias de exposição pelas quais os potenciais recetores podem estar expostos aos COC, e (iii) a presença de quaisquer limitações de atividade e utilização (LAU) que possam afetar as vias de exposição. Esta informação é fundamental no desenvolvimento de um Modelo de Exposição (ME) que faz parte do MCL. Enquanto o MCL apresenta uma imagem completa do local, o ME centra-se nos recetores e nas vias de exposição completas. Especificamente, devem ser recolhidas as seguintes informações:

- Uso do solo atual;
- Potencial uso futuro do solo;

- Regulamentos locais, normas e restrições que afetam o uso do solo ou das águas subterrâneas;
- Fonte da água usada;
- Utilização das águas subterrâneas;
- Presença de recetores ecológicos, habitats e vias de exposição.

17.5.1 Uso do solo atual

Deve ser realizado um levantamento visual do uso do solo no local para evitar ambiguidades quanto à utilização do local. O levantamento deve identificar claramente o seguinte: escolas, hospitais, áreas residenciais (apartamentos e moradias), edifícios com caves, creches, lares de idosos e os diferentes tipos de atividade industrial e/ou comercial. O levantamento deve igualmente identificar as massas de água superficial, parques, reservas naturais, áreas recreativas, santuários da vida selvagem e zonas húmidas. Os resultados do levantamento devem ser documentados com precisão num mapa de ocupação do solo. A Figura 17.1 é um exemplo de mapa de uso do solo.

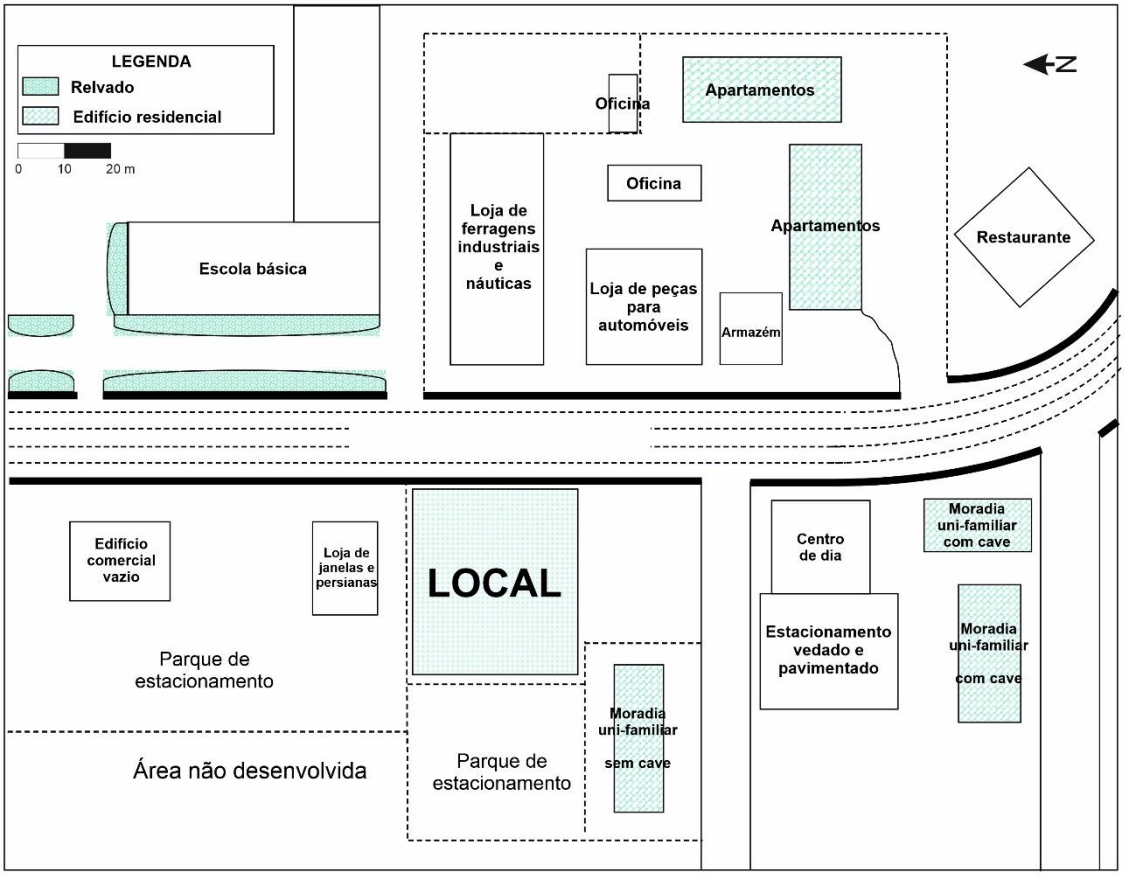


Figura 17.1 – Exemplo de mapa de uso do solo.

Os recetores ecológicos incluem tanto espécies específicas como populações gerais de flora e fauna e organismos terrestres e aquáticos; seus habitats; zonas húmidas; massas

de água superficial; sedimentos e outros habitats sensíveis. Eventuais espécies protegidas ou ameaçadas que residam no local ou na envolvente podem exigir uma consideração especial. O capítulo 4. 9 detalha mais informações sobre a ARE.

O mapa deve ser desenhado à escala e incluir uma escala gráfica e a indicação do Norte.

17.5.2 Uso futuro do solo

O futuro uso do solo e os recetores futuros devem ser estabelecidos, o que é mais difícil de determinar do que o uso atual do solo ou os recetores atuais. A menos que a futura utilização dos terrenos seja conhecida e possa ser documentada (por exemplo, por planos de urbanização ou licenças de construção), devem ser apresentadas previsões de utilização futura bem fundamentadas, com base no Plano Diretor Municipal e nos padrões de ordenamento da envolvente. Dependendo do caso, cartas de ordenamento, fotografias aéreas, ferramentas de planeamento local e regional, mudança de padrões de ocupação do solo, e entrevistas com os atuais proprietários podem fornecer informações que fundamentem a previsão da futura ocupação do solo.

17.6 Análise da utilização atual e futura das águas subterrâneas

Um aspeto fundamental no desenvolvimento de valores objetivo baseados em risco para as águas subterrâneas é se a via de exposição por de consumo humano está completa nas condições atuais ou futuras. A análise da utilização para consumo humano atual ou futura deve incluir todas as zonas de água subterrânea abaixo ou na envolvente do local que possam potencialmente ser afetadas por COC específicos do local, ou utilizadas no futuro para a instalação de captações de água. Para efeitos desta análise, as zonas aquíferas devem ser avaliadas num contexto tridimensional.

Como parte deste passo, devem ser identificadas outras utilizações das águas subterrâneas (por exemplo, água de arrefecimento, irrigação, rega, pecuária e água de processo industrial) e avaliar o respetivo risco.

17.7 Características do solo da zona vadosa

17.7.1 Espessura da zona vadosa

A zona de vadosa é a camada mais superficial da terra e é conceptualizada, como um sistema trifásico composto por sólidos, líquidos e gases. Os COC migram descendentemente através da zona vadosa para as águas subterrâneas e os gases podem migrar ascendentemente para o ar interior e exterior. A espessura da zona

vadosa pode ser determinada com base em informações apresentadas nos registos de sondagens. Representa a distância da superfície do solo até à profundidade em que o nível freático é encontrado. Para o processo PRBCA, a espessura da franja capilar não é considerada uma parte da zona vadosa. Assim, a espessura da zona vadosa é determinada subtraindo a espessura da franja capilar da profundidade de nível freático. A profundidade das águas subterrâneas é utilizada na avaliação do risco de nível 2 e 3 para estimar as emissões de voláteis a partir das águas subterrâneas e determinar o fator de atenuação da zona vadosa.

Para os locais onde o nível de água oscila consideravelmente, os dados disponíveis devem ser avaliados para determinar se as flutuações são sazonais ou representam uma tendência regional consistente ascendente ou descendente. Para os locais com flutuações sazonais significativas, a profundidade média das águas subterrâneas e a espessura média da zona vadosa devem ser incluídas no MCL e em quaisquer esforços de modelação a realizar. Em locais com tendências consistentes, a longo prazo, ascendentes ou descendentes, que não pareçam representar flutuações sazonais, os dados mais recentes devem ser utilizados para estimar a profundidade das águas subterrâneas e a espessura da zona vadosa.

17.7.2 Parâmetros geotécnicos da zona vadosa

Os seguintes parâmetros da zona vadosa e a sua variabilidade ao longo da área contaminada afetam a migração dos contaminantes:

- Densidade aparente seca;
- Porosidade total;
- Teor em água (volumétrico);
- Teor de carbono orgânico;
- Espessura da zona de vadosa e profundidade ao nível freático;
- Espessura da franja capilar.

Os primeiros quatro parâmetros são frequentemente referidos coletivamente como os parâmetros geotécnicos do solo.

Para o cálculo dos VOBR de nível 1, foram utilizados valores tabelados conservadores (consulte o Anexo A). Para as avaliações de risco de nível 2 e nível 3, devem ser utilizados valores específicos do local com base nos dados recolhidos.

Se as propriedades geotécnicas não puderem ser medidas devido a limitações de amostragem, a PR deve utilizar valores tabelados conservadores e justificáveis, adequados para características litológicas e geológicas semelhantes. Se os valores não puderem ser encontrados ou não existirem, a PR deve contactar as autoridades para obter mais orientações.

Geralmente, a recolha de amostras de solo para caracterização geotécnica requer mais do que uma sondagem, dependendo das condições do local e dos volumes de recuperação (para as águas subterrâneas). Em última análise, o número de sondagens necessárias para obter valores representativos é uma decisão profissional do consultor ambiental. O objetivo é recolher amostras suficientes para que os resultados sejam representativos das condições específicas do local. Serão necessárias menos amostras em locais com características relativamente homogéneas da zona de vadosa, enquanto mais amostras serão necessárias se existirem condições heterogéneas.

Se não puderem ser recolhidas amostras indeformadas para efeitos da determinação da densidade aparente seca, podem ser utilizados valores de literatura, desde que justificados. As amostras de solo indeformadas não são necessárias para o teor de carbono orgânico nem para o teor em água.

17.7.3 Espessura da Franja Capilar

A franja capilar é a zona imediatamente acima da zona saturada onde a atração capilar causa movimento ascendente de moléculas de água da zona saturada para o solo acima. Isto tem características tanto da zona vadosa como saturada. Como a medição da espessura da franja capilar no campo pode ser difícil, valores da literatura com base no tipo de solo podem ser usados para atribuir um valor específico do local para a espessura da franja capilar.

17.8 Características das zonas saturadas

As características da zona saturada que determinam a taxa, a magnitude e a direção de migração dos COC nas águas subterrâneas incluem:

- Condutividade hidráulica horizontal e vertical;
- Gradientes hidráulicos (horizontal e vertical);
- Massa residual na franja capilar;
- Características geotécnicas do solo na zona saturada (teor de carbono orgânico, porosidade total e efetiva e densidade natural);
- Parâmetros de atenuação natural das águas subterrâneas;
- Taxa de infiltração;
- potencial redox e pH, especialmente em locais onde os COC incluem metais.

Das características acima mencionadas, as propriedades que têm a maior influência na migração de COC são a condutividade hidráulica e o gradiente hidráulico. No início do processo PRBCA, devem ser identificadas várias zonas de águas subterrâneas e a interligação hidráulica entre elas. Pode ser necessária uma compreensão qualitativa e quantitativa dos fatores acima referidos para cada uma das zonas.

Quando necessário, devem ser utilizados valores de condutividade hidráulica, gradiente hidráulico, porosidade efetiva e teor de carbono orgânico para estimar o transporte advectivo dos COC nas águas subterrâneas. A taxa de migração calculada e a extensão da pluma das águas subterrâneas devem ser comparadas com os dados reais para validar o MCL.

17.9 Avaliação do risco para os ecossistemas

O processo PRBCA objetiva a proteção tanto da saúde humana como dos ecossistemas. A proteção dos ecossistemas estende-se a todos os organismos não humanos e aos seus habitats (recetores ecológicos). Por conseguinte, a exposição dos recetores ecológicos (incluindo os seus habitats) deve ser considerada e avaliada.

Para a ARE de nível 1 devem ser consideradas as listas de verificação A e B (Tabelas 4-3a e 4-3b). Trata-se de uma ferramenta de triagem que deve ser completada para qualquer avaliação de risco de nível 1, nível 2 ou nível 3. Informações precisas para responder às listas de verificação requerem que a área em torno do local seja examinada visualmente e que seja realizado um levantamento em busca de recetores ecológicos e habitats específicos.

No âmbito do processo PRBCA, a ARE tem três níveis:

- O nível 1 é uma avaliação qualitativa composta pelas listas de verificação A e B;
- O nível 2 exige a comparação das concentrações específicas do local com os valores de referência relevantes publicados que protegem os recetores ecológicos;
- ARE de nível 3 que permite uma avaliação específica do local.

Uma ARE de nível 2 e/ou nível 3 só será necessária se as preocupações com os ecossistemas persistirem para além da ARE de Nível 1.

17.10 Distribuição de COC nos diversos meios

17.10.1 Distribuição no Solo

A distribuição de COC no solo é necessária para (i) delinear a extensão vertical e horizontal dos COC relacionados com o local, (ii) identificar as dimensões da origem no solo para utilização nos modelos de destino e transporte, (iii) identificar as unidades de exposição para cada combinação de recetor - via de exposição – via de exposição completa e (iv) determinar as concentrações representativas para cada unidade de exposição.

O processo PRBCA distingue entre solo superficial e solo subsuperficial. Uma diferença fundamental entre estes é que, para o solo superficial, as vias de contacto direto

(ingestão, contacto dérmico e inalação exterior de voláteis e partículas) são consideradas completas tanto para os recetores residenciais como não residenciais.

A amostragem para recolher dados sobre solos superficiais e subsuperficiais deve seguir as orientações regulamentares prevalecentes e ser coerente com as melhores práticas. O número de sondagens necessária e sua localização, tendo em vista delinear adequadamente variarão de local para local, dependendo de vários fatores: dimensão do local, distribuição de COC, hidrologia do local e estratigrafia, MCL, ME etc.

As vias de exposição associadas ao solo superficial incluem:

- Contacto dérmico direto;
- Ingestão de solo;
- Inalação exterior de voláteis;
- Inalação exterior de partículas do solo;
- Lixiviação para águas subterrâneas;
- Descarga para águas superficiais e mar.

As vias de exposição associadas aos solos subsuperficiais incluem:

- Inalação interior de voláteis;
- Inalação exterior de voláteis;
- Lixiviação para águas subterrâneas; e
- Lixiviação para águas subterrâneas com migração subsequente para águas superficiais.

17.10.2 Distribuição nas Águas Subterrâneas

Deve ser recolhido um número adequado de amostras de água subterrânea para (i) delimitar a extensão horizontal e vertical das plumas dissolvidas na água subterrânea e dos líquidos de fase não aquosa (NAPL), (ii) identificar a unidade de exposição para cada combinação de recetor - via de exposição – via de exposição completa, (iii) cálculo das concentrações representativas de COC para cada unidade de exposição, e (iv) determinar o estado da pluma (aumentando, estável ou encolhendo).

A presença de NAPL densos ou leves pode servir como uma fonte de contaminantes que continuarão a migrar para os solos circundantes, águas subterrâneas, águas superficiais e mar. Por conseguinte, as autoridades devem exigir que todo o NAPL seja removido na máxima extensão possível.

As vias de exposição geralmente associadas às águas subterrâneas incluem:

- Consumo humano das águas subterrâneas; e
- Migração para uma massa de água superficial.

Vias de exposição adicionais incluem irrigação de frutas e legumes e ingestão de água por animais. Tais vias não são tão comuns e se completas devem ser incluídas numa avaliação de nível 3.

17.10.3 Distribuição na fração gasosa do solo

Nos locais onde existem contaminantes voláteis e potencial de migração dos voláteis para o ar interior, pode ser útil medir as concentrações de voláteis do solo. Para efeitos de avaliação dos riscos, é necessário recolher uma amostra representativa da fração gasosa do solo e analisá-la num laboratório para os contaminantes voláteis de interesse.

Uma amostra é tipicamente recolhida num recipiente *Summa* e analisada em laboratório. É muito desafiante recolher uma amostra representativa da fração gasosa do solo, porque o ar atmosférico pode facilmente entrar no engenho de amostragem e comprometer a amostra. Para garantir a integridade da amostra, é necessário utilizar técnicas de deteção de fugas. Tais técnicas têm sido adequadamente discutidas na literatura, ITRC (2007) e NJDEP (2018).

17.10.4 Distribuição em Sedimentos e Águas Superficiais

Quando os resultados da investigação sugerem que os COCs e/ou os seus produtos de degradação podem ter migrado para uma massa de água de superficial, amostras representativas de água superficial e de sedimentos devem ser recolhidas. A amostragem deve ter em conta a representatividade das amostras no que respeita às condições de caudal. Podem ter de ser recolhidas amostras de água e de sedimentos, tanto a montante como a jusante do local onde se suspeita da descarga relacionada com o local. Deve ser recolhida uma amostra de água para determinação da dureza das águas superficiais, uma vez que, muitas vezes, os critérios de qualidade da água superficial dependem da dureza. A amostragem deve ser efetuada de acordo com as orientações regulamentares prevalecentes e com as melhores práticas.

17.11Documentação do Modelo Conceptual do Local

Uma vez recolhida toda a informação relevante, esta deve ser documentada de forma clara utilizando texto, figuras e tabelas. Esta documentação chama-se MCL e deve ser atualizada à medida que dados adicionais são recolhidos. O ME deve ser incluído na documentação do MCL e pode ser descrito em texto com tabelas e figuras. Um exemplo de apresentação de um ME é apresentado na Figura 17.2 e discutido no capítulo 5.2.

Local:						
Data:			**Autoria:**			
Modelo de Exposição - Residente "on-site" (criança e adulto)						
Vias de Exposição	**Condições atuais**			**Condições futuras**		
	Via de exposição **C/NC***	Justificação da vias de exposição	amostras usadas para cálculo de CR	Via de exposição **C/NC***	Justificação da vias de exposição	amostras usadas para cálculo de CR
Solo superficial						
Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	○ C ◉ NC			○ C ◉ NC		
Solo subsuperficial						
Inalação de voláteis em espaço interior	○ C ◉ NC			○ C ◉ NC		
Água subterrânea						
Inalação de voláteis em espaço interior	○ C ◉ NC			○ C ◉ NC		
Contacto dérmico acidental	○ C ◉ NC			○ C ◉ NC		
Ingestão e inalação de voláteis através de consumo humano	○ C ◉ NC			○ C ◉ NC		
Notas:						
* **C** : Via de exposição Completa; **NC** : Não Completa; **CR**: Concentração Representativa; **NA**: Não Aplicável						Página 1
Recomendado: Planta com localização de todas as amostras.						

Figura 17.2 – Exemplo de apresentação de um Modelo de Exposição.

18 Avaliação do risco de nível 1

Se alguma das concentrações máximas específicas dos meios (solo, águas subterrâneas, fração gasosa do solo, ar ambiente) exceder os VR, a RP pode escolher entre limpar o local para os VR ou realizar uma avaliação do risco de Nível 1.

Uma avaliação do risco de Nível 1 inclui valores objetivos baseados no risco (VOBR) para várias vias completas de exposição. Estes valores objetivo baseiam-se em pressupostos conservadores relacionados com os fatores de exposição; os parâmetros de destino e de transporte; e os modelos analíticos de destino e de transporte. Se as condições específicas relevantes do local diferirem significativamente da condição genérica ou incluírem vias de exposição completas para as quais não foram desenvolvidos valores objetivo de Nível 1, poderá ser necessária uma avaliação de Nível 2.

A avaliação de Nível 1 requer os seguintes passos:

1. Compilação dos dados disponíveis e identificação de quaisquer lacunas.
2. Desenvolvimento do ME;
3. Aquisição de dados para preenchimento de quaisquer lacunas.
4. Cálculo de concentrações representativas específicas de cada meio, via de exposição e COC;
5. Seleção dos VOBR relevantes a partir das tabelas de pesquisa e comparação com concentrações representativas;
6. Determinação da próxima etapa e documentação da avaliação de Nível 1, incluindo recomendações.

Os detalhes de cada passo são apresentados abaixo.

18.1 Compilação de dados disponíveis e identificação de lacunas

O objetivo desta etapa é compilar e avaliar todos os dados relevantes disponíveis e identificar quaisquer lacunas de dados. Os dados necessários foram discutidos na Secção 4. As etapas 1 a 3 devem ser completadas de forma iterativa porque o desenvolvimento de um ME pode também ajudar a identificar lacunas de dados.

Os requisitos de dados de Nível 1 (consultar também a Secção 4.0) devem incluir, no mínimo:

- Mapa de uso do solo atual e histórico;
- Mapa de uso do solo de áreas adjacentes;
- Plantas atuais do local mostrando os edifícios, áreas pavimentadas e não pavimentadas, áreas de produção, e outras características relevantes do local;

- Uma ou mais plantas históricas do local mostrando locais de fontes de contaminantes conhecidas ou potenciais;
- Planos futuros de desenvolvimento do local e para áreas adjacentes;
- Descrição da estratigrafia do local com base em sondagens;
- Hidrogeologia do local indicando a profundidade até às águas subterrâneas, direção do fluxo, gradiente hidráulico e condutividade hidráulica;
- Localizações da captação de água subterrânea mais próxima num raio de 1 Km e tipo de utilização;
- Distância até à massa de água superficial mais próxima;
- Informação sobre infraestruturas enterradas;
- Concentrações no solo, na fração gasosa do solo e nas águas subterrâneas. Além disso, e se relevante, concentrações de COC nas águas superficiais e nos sedimentos representativas das condições atuais;
- Confirmação de que as concentrações nos meios impactados foram determinadas no local e na envolvente;
- Quaisquer outros dados relevantes para a avaliação dos impactos no ambiente e na saúde humana.

Para assegurar que todas as lacunas de dados foram identificadas, a PR deve consultar o capítulo 4.

18.2 Desenvolvimento do Modelo de Exposição

Esta etapa é necessária para identificar vias completas de exposição em condições atuais e razoavelmente prováveis de utilização futura do terreno. A presença de vias de exposição e recetores depende da utilização atual e futuramente prevista para o local e envolvente. Se os COC potencialmente puderem migrar para a envolvente, então todas as propriedades afetadas devem também ser consideradas ao desenvolver o ME.

Um ME, no mínimo, consiste em:

1. Todas as vias de exposição completas e potencialmente completas para a utilização atual e futura, dentro do local e na sua envolvente;
2. O domínio de exposição e unidades de exposição para cada via de exposição completa,
   Domínio de exposição refere-se ao volume ou área que contribui para a exposição por uma via completa e, por conseguinte, o risco para essa via específica;
3. O Ponto de Exposição (PdE) para cada via de exposição completa e potencialmente completa;
4. Os dados disponíveis no domínio de exposição e na unidade de exposição para determinar a concentração representativa para cada via de exposição.

Para cada via completa ou potencialmente completa, a identificação do domínio de exposição é necessária porque os dados recolhidos num domínio de exposição apenas são utilizados para estimar a concentração representativa. Como parte desta etapa, o ME deve ser claramente documentado.

Especificamente, a PR deve:

1. Documentar as vias que estão completas nas condições atuais e razoavelmente previstas para o futuro;
2. Explicar a fundamentação das decisões sobre vias de exposição, tanto completas como incompletas;
3. Identificar os locais de amostragem nos domínios de exposição e nas unidades de exposição acima identificados que serão utilizados para estimar as concentrações representativas para cada via de exposição.

A Figura 17.2 ilustra uma tabela de exemplo que pode ser preenchida para documentar o ME.

18.3 Recolha de dados para colmatar lacunas, se necessário

Esta etapa só é necessária se forem identificadas lacunas de dados nas etapas anteriores. Se forem necessárias amostragens ou ensaios adicionais, a PR poderá ter de desenvolver e implementar um plano de amostragem adicional.

18.4 Cálculo de concentrações representativas

Utilizando as informações obtidas nas etapas anteriores, a PR deve calcular concentrações representativas para cada via de exposição completa utilizando dados do respetivo domínio de exposição. Tipicamente, a concentração média dentro do domínio de exposição é utilizada como concentração representativa. No entanto, para as grandes unidades de exposição em que estão disponíveis mais de sete amostras, o limite superior do intervalo de confiança de 95% da média da amostra. Isto considera a variabilidade na estimativa da média da amostra em relação à média da população. Dependendo das vias de exposição, devem ser calculadas múltiplas concentrações representativas (uma para cada unidade de exposição). Exemplos incluem:

- Concentração representativa do solo subsuperficial para a via de exposição à inalação de ar interior para o trabalhador não residencial no local;
- Concentração do solo superficial para vias de contacto direto para o trabalhador não residencial no local;
- Concentração representativa das águas subterrâneas para o residente fora do local.

Na maioria dos locais, são necessárias múltiplas concentrações representativas, uma para cada combinação de vias de exposição completas e recetor. Por exemplo, se uma pluma de água subterrânea tiver migrado para baixo de um edifício não residencial e de um edifício residencial, seriam necessárias concentrações de águas subterrâneas para os recetores residenciais e não residenciais para avaliar a via de exposição.

A necessidade de calcular as concentrações representativas pode ser evitada utilizando inicialmente as concentrações máximas no meio de interesse para cada via como concentração representativa. Se os VOBR de nível 1 forem superiores à concentração máxima, não é necessário o cálculo das concentrações representativas.

O cálculo das concentrações representativas deve, quando distinto da seleção da concentração máxima, ser adequadamente justificado (incluindo com referências bibliográficas que o documentem) e sujeito à aprovação das autoridades.

18.5 Seleção de VOBR de nível 1 relevantes e comparação com as concentrações representativas

Os VOBR de nível 1 para cada contaminante, cada recetor e cada via de exposição devem ser selecionados do conjunto entre a Tabela 23.5, a Tabela 23.6 e a Tabela 23.7. Estes VOBR de nível 1 foram desenvolvidos usando uma série de pressupostos conservadores. No que se refere à Tabela 23.8, os VOBR relativos à fonte na água subterrânea e à fonte no solo devem ser multiplicados pelo fator de atenuação diluição (FAD) relativo à zona saturada dependente da distância apresentado na Tabela 23.9. Além disso, os VOBR da Tabela 23.8Tabela 23.9 assumem um FAD da zona vadosa de 1. Se o FAD da zona vadosa for superior a 1, os VOBR da Tabela 23.8 devem, além disso, ser multiplicados pelo FAD da zona vadosa. Para mais informações, consulte o Anexo A.

Os VOBR de nível 1 são comparados com as concentrações representativas relevantes. Com base na comparação, a próxima etapa é definida.

18.6 Recomendações para etapas seguintes

Dependendo dos resultados da comparação, são possíveis estão disponíveis as seguintes alternativas:

Alternativa 1: Todas as concentrações representativas estão abaixo dos VOBR de nível 1. Neste caso, a PR pode solicitar uma DA às autoridades se todas as seguintes condições tiverem sido satisfeitas:

> **Condição 1**: A pluma de água subterrânea, se existir, está estável ou em remissão. Se esta condição não for verificada, a PR deve continuar a monitorizar as águas subterrâneas até que a pluma esteja comprovadamente estável. A avaliação da

estabilidade das plumas pode exigir um plano de monitorização com especificidades tais como:

- Pontos a serem amostrados (furos, poços, piezómetros);
- Frequência de amostragem;
- Determinações analíticas
- Métodos analíticos;
- Método a utilizar para demonstrar que a pluma está estável ou em remissão; e
- O formato e a frequência dos relatórios.

Condição 2: A concentração máxima de cada COC no domínio da exposição é inferior a dez vezes a concentração representativa desse COC para qualquer via de exposição, ou seja, de todo o local. O objetivo desta condição é confirmar que o local foi devidamente caracterizado e que não existe nenhum *hot spot* que não tenha sido devidamente caracterizado. Note-se que a concentração máxima aqui refere-se à concentração máxima de um contaminante no domínio da exposição, e não à concentração máxima em todo o local. Esta condição pode ser verificada se a excedência puder ser justificada pelo seguinte:

- A concentração máxima é um outlier, e, como tal, não é utilizado no cálculo da média;
- A concentração média foi calculada de forma imprecisa (medida corretiva necessária);
- O local não está devidamente caracterizado (medida corretiva necessária);
- Um hot spot pode não ter sido adequadamente caracterizado (medida corretiva necessária);
- Outra justificação adequadamente fundamentada e satisfatória para as autoridades.

Qualquer exceção a esta condição deve ser documentada. Por exemplo, se um local não estiver adequadamente caracterizado, então poderá ser necessária uma nova campanha de amostragem e uma análise mais aprofundadas.

Condição 3: Antes da emissão de uma DA, é fornecida a garantia de que a remediação, se necessária, foi concluída, e de que os pressupostos de uso do solo considerados na avaliação PRBCA não são violados para as condições atuais ou futuras. Esta condição pode exigir que uma ou mais restrições (LAU) sejam implementadas no local, e que sejam juridicamente aplicáveis e vinculativas, por exemplo, através de contrato numa eventual transferência de propriedade. Além disso, há que adotar mecanismos para manter estas restrições durante o tempo necessário para proteger a saúde humana e o ambiente.

Condição 4: Não existem ecossistemas sensíveis no local ou na envolvente, conforme determinado pela confirmação de que as concentrações representativas estão abaixo dos níveis de proteção dos recetores ecológicos ou pela conclusão da

ARE. Se esta condição não for satisfeita, a PR deve fornecer recomendações para gerir o risco para os ecossistemas.

Alternativa 2: Uma ou mais concentrações representativas excedem os VOBR de nível 1. Neste caso, a PR tem de selecionar uma das três opções seguintes:

Opção 1: Remediar o local para os VOBR de nível 1, ou para os níveis aceitáveis para proteção dos ecossistemas, e solicitar uma DA quando a remediação estiver completa. Os valores objetivos de remediação selecionados serão os mais baixos das concentrações protetoras da saúde humana e dos ecossistemas. A seleção desta opção exigirá o desenvolvimento de um PGRisco e a aprovação pelas autoridades de acordo com as medidas seguintes:

- Durante a remediação em curso, é necessário um programa de monitorização para confirmar a eficácia da remediação, devendo ser apresentado periodicamente um relatório às autoridades.
- No caso de concentrações representativas do local excederem minimamente os VOBR de nível 1, a PR deve implementar um programa de monitorização para confirmar que as concentrações no local não estão a aumentar.
- Após a conclusão da remediação, amostragem de validação é necessária para garantir que os VOBR foram cumpridos e deve ser garantido que estão em vigor quaisquer restrições necessárias relativas ao uso do solo.

Opção 2: Executar as ações necessárias para eliminar a via de exposição para a qual as concentrações representativas excedem os VOBR de nível 1 e solicitar uma DA.

Opção 3: Decidir realizar uma avaliação de risco de nível 2, tal como discutido no capítulo 6.

Note-se que a decisão de selecionar qualquer uma das opções acima está completamente dependente da PR porque cada escolha resulta numa solução ambientalmente aceitável.

19 Avaliação do risco de nível 2

Uma avaliação de nível 2 pode ser efetuada em qualquer uma das seguintes condições:

- Qualquer uma das concentrações representativas excede os VOBR de nível 1 e a PR decide efetuar a avaliação de nível 2 em vez de avançar para uma remediação do local baseada nos VOBR de nível 1;
- Não é viável nem custo-eficaz satisfazer os VOBR de nível 1;
- Os pressupostos de nível 1 são significativamente diferentes das condições específicas do local, de modo que os VOBR de nível 1 podem não proteger as condições específicas do local e, portanto, serem inaceitáveis. Exemplos incluem o teor de água volumétrico no solo da zona vadosa ser significativamente inferior ao valor tabelado de nível 1 e, como tal, a via de inalação de voláteis no ar interior estar completa, o teor de carbono orgânico ser significativamente inferior ao seu valor tabelado, ou as águas subterrâneas serem caracterizadas ambiente hidrogeológico cársico;
- Os COC não estão listados nas tabelas VOBR de nível 1.

Antes de iniciar uma avaliação de Nível 2, é aconselhável desenvolver um plano que inclua uma apresentação e justificação fundamentada dos parâmetros específicos do local que serão utilizados. A flexibilidade disponível na avaliação de nível 2 é identificada na Tabela 23.1. Uma avaliação de nível 2 inclui os seguintes pontos:

1. Desenvolvimento de um plano de trabalho;
2. Cálculo dos riscos cancerígenos e não cancerígenos de nível 2;
3. Comparação dos riscos calculados com riscos aceitáveis e, se necessário, desenvolvimento de VOEL de nível 2;
4. Recomendação para as etapas seguintes;
5. Documentação da avaliação de nível 2.

Os detalhes de cada um destes pontos são apresentados abaixo.

19.1 Desenvolvimento de um plano de trabalho

O plano de trabalho de nível 2 deve incluir um cronograma global do projeto, incluindo etapas chave e quaisquer resultados a reportar. A implementação do plano de trabalho pode incluir a recolha de dados adicionais que possam ser necessários e a compilação de parâmetros específicos do local relativos às equações de destino e transporte e aos edifícios. Em caso de atraso, é obrigação da PR informar as autoridades e apresentar o cronograma revisto.

Uma avaliação de nível 2 permite a aplicação de parâmetros específicos das equações de destino e transporte com base em:

- Parâmetros específicos do local corretamente medidos nos locais apropriados utilizando métodos aprovados;

- Valores de literatura que podem ser justificados como sendo representativos das condições do local.

No mínimo, os valores medidos no local incluem dimensões de zona de fonte no solo, profundidade para fontes no solo subsuperficial, espessura da zona vadosa, profundidade das águas subterrâneas, gradientes hidráulicos, condutividade hidráulica, e as distâncias até ao PdE e ao ponto de demonstração (PdD) localizado entre a fonte do COC e o PdE. Sempre que os valores específicos do local não estejam disponíveis, a perícia profissional deve ser utilizada para determinar se se devem realizar amostragens ou ensaios adicionais ou utilizar valores da literatura adequados.

Taxas de degradação biológica específicas de cada contaminante nas equações de destino e de transporte podem ser utilizadas com base em dados específicos do local ou com base em valores de literatura justificáveis e bem fundamentados. A utilização de taxas de degradação na avaliação de nível 2 deve ser justificada com base em informações específicas do local, incluindo, mas não se limitando a:

- Diminuição consistente das concentrações de COC nos pontos de monitorização; e
- Medição de parâmetros intrínsecos que fornecem evidência de atenuação natural baseada apenas em processos de destruição e degradação. Como exemplo, as concentrações de oxigénio dissolvido dentro de uma pluma de hidrocarbonetos inferiores às concentrações fora da pluma, são um potencial indicador de degradação anaeróbia.

19.2 Cálculo do Risco de nível 2

Esta etapa requer o cálculo de riscos cancerígenos e não cancerígenos para cada COC e cada via de exposição completa e potencialmente completa, conforme o ME. Em seguida, deve ser calculado o risco total para cada COC e o risco cumulativo de todo o local para cada recetor.

No cálculo dos riscos de nível 2, os modelos, as propriedades físico-químicas e toxicológicas e os fatores de exposição serão os mesmos que os utilizados nos cálculos dos VOBR de nível 1 apresentados no Anexo A.

Tal como discutido no capítulo 4.9 relativa à ARE, se necessário, a PR deve igualmente identificar níveis adequados de proteção dos ecossistemas. Se o risco do local exceder o nível de risco aceitável, terá de ser desenvolvido um PGRisco que poderá incluir o desenvolvimento de VOEL de nível 2.

19.2.1 Avaliação da Proteção das Águas Subterrâneas

Para as águas subterrâneas contaminadas, devem ser avaliadas as seguintes vias:

- Utilização de águas subterrâneas como atual e futura fonte de água potável;
- Potencial de volatilização das águas subterrâneas que pode causar intrusão de voláteis;
- Descarga de águas subterrâneas em águas superficiais e/ou mar.

Devem ser determinadas as concentrações admissíveis de COC no solo e nas águas subterrâneas quando existem captações de abastecimento de água no local na envolvente. Nos locais onde não existem captações de abastecimento de água, os valores objetivo de remediação do solo e das águas subterrâneas são determinados para proteger as outras vias de exposição acima referidas.

Para a avaliação de nível 2, serão calculadas concentrações alvo que serão comparadas com as concentrações representativas nos solos e nas águas subterrâneas. O PdE para consumo humano situa-se junto à fonte no interior da propriedade, no limite da propriedade, na próxima localização possível, a 100 m da fronteira do local ou a uma distância acordada entre a PR e as autoridades.

A seleção da localização do PdE depende de um conjunto de fatores, desde logo relacionados com a proteção do aquífero, mas também com exigências regulamentares em termos de ordenamento do território.

O fluxograma apresentado na Figura 19.1 descreve o processo de seleção da localização do PdE.

A seleção do PdE no aquífero profundo é uma decisão exclusiva do nível 3 e, como tal, terá de ser incluída no plano de trabalho do nível 3 sujeito a aprovação das autoridades.

Situações não contempladas no sistema de seleção deverão ser apresentadas pela PR às autoridades e um PdE deverá ser selecionado em acordo entre ambos.

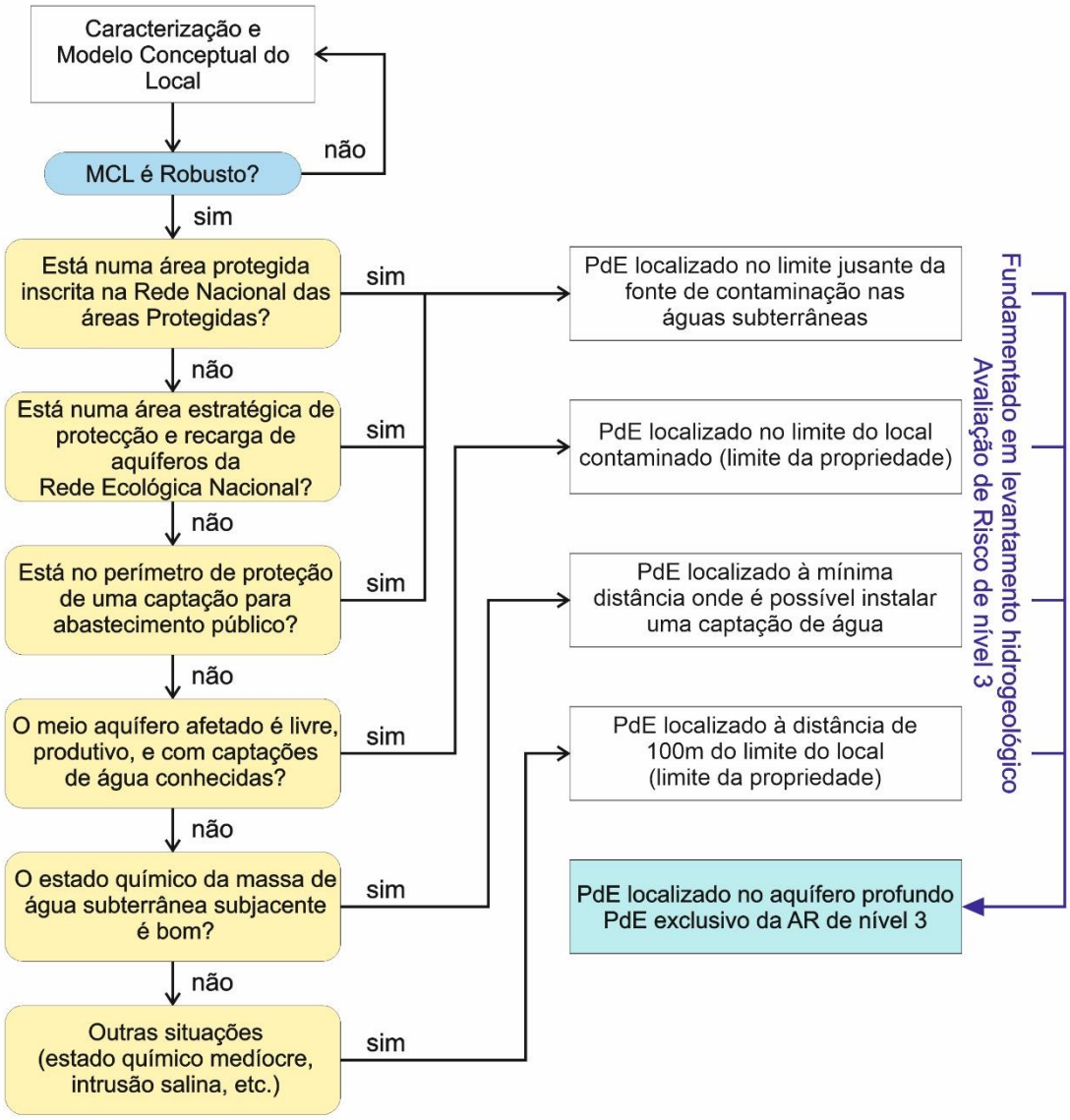


Figura 19.1 – Fluxograma de seleção do Ponto de Exposição apropriado.

19.2.2 Avaliação de Águas Superficiais

Nos locais onde as massas de água superficial podem ser afetadas pelos COC do local, é necessária uma avaliação dos riscos para demonstrar a proteção destas águas superficiais. Essa proteção implica que as normas das águas superficiais devem ser cumpridas no ponto de descarga das águas superficiais para as águas subterrâneas ou na borda de uma zona de mistura, se tal zona for permitida. A concentração admissível que deve ser satisfeita no ponto de descarga ou dentro da zona de mistura depende da utilização do corpo de água de superfície e deverá ser definida pelas autoridades. Em falta de informação mais detalhada sobre estes valores de referência, deverão ser

usadas as normas de qualidade ambiental expostas na Parte A do Anexo II do Decreto Lei n.º103/2010, de 24 de setembro, ou os Valores Máximos Admissíveis definidos no Anexo XXI do Decreto Lei n.º236/98 de 1 de agosto, ambos transcritos na Tabela 23.3.

19.3 Comparação dos riscos de nível 2 com níveis de aceitabilidade de risco

Os riscos de nível 2 serão comparados com os seguintes critérios de aceitabilidade de risco:

- O nível aceitável de risco cumulativo para todo o local calculado para cada recetor (IELCR acumulado - Excesso Vitalício de Risco Cancerígeno Individual acumulado) é igual ou inferior a $1x10^{-4}$;
- O nível aceitável de risco para cada contaminante calculado para a soma das vias de exposição e para cada recetor (IELCR - Excesso Vitalício de Risco Cancerígeno Individual) é igual ou inferior a $1x10^{-5}$;
- O HI acumulado para todo o local (a soma dos quocientes de perigo para todos os contaminantes para todas as vias de exposição por recetor) deve ser igual ou inferior à unidade (1).

Para mais detalhes, consulte o capítulo A do Anexo A.

A comparação acima resulta nas seguintes possibilidades:

- O IELCR acumulado do local é inferior a 1×10^{-4}, e o IELCR para cada contaminante é inferior a $1x10^{-5}$. Neste caso, não será necessário desenvolver VOEL de nível 2 para efeitos cancerígenos;
- O IELCR acumulado do local excede 1×10^{-4}. Neste caso, os VOEL de nível 2 devem ser desenvolvidos;
- O IELCR de um contaminante ou vários excede 1×10^{-5}. Neste caso, os VOEL de nível 2 devem ser desenvolvidos;
- O HI acumulado do local é inferior a 1.0. Neste caso, não será necessário desenvolver VOEL de nível 2 para efeitos não cancerígenos;
- O HI acumulado no local é superior a 1.0. Neste caso, os VOEL de nível 2 devem ser desenvolvidos;
- O HI para cada COC e todas as vias de exposição é aceitável (menos do que a unidade), mas o HI cumulativo em todo o local é inaceitável (maior do que a unidade). Neste caso, pode ser adequado desenvolver um HI específico para efeitos adversos na saúde. Isto exigirá a segregação dos COC por órgão alvo, sistema ou modo de ação para obter o HI para cada efeito adverso. Como exemplo, se houver 10 COC num local, quatro dos quais afetam apenas o rim, três afetam apenas o sistema nervoso central, e três afetam apenas o fígado. Neste caso, os COC podem ser agrupados em três categorias, aquelas que afetam o rim, o sistema nervoso central, e o fígado. Pode ser desenvolvido um

HI cumulativo para cada um dos três órgãos. Se cada uma destes HI cumulativos for inferior à unidade, não será necessário desenvolver VOEL de nível 2 para estes COC para efeitos não cancerígenos. Se não for aceitável, será necessário desenvolver os VOEL para os COC no grupo que excedem o HI unitário.

Para além da ARSH acima referida, se necessário, as concentrações representativas devem também ser comparadas com os níveis de proteção ambiental identificados no capítulo 6.2.

19.4 Recomendações para etapas seguintes

Dependendo dos resultados da comparação realizada anteriormente, está disponível uma das seguintes alternativas:

Alternativa 1: A PR pode solicitar à autoridade reguladora que emita uma DA se um dos seguintes for cumprido:

1. O risco cumulativo em todo o local (todos os contaminantes e todas as vias de exposição completas) para todos os recetores é aceitável (o nível 2 é realizado no modo direto); ou
2. As concentrações representativas para todos os COC e todas as vias de exposição estão abaixo dos VOEL de nível 2 (o nível 2 é realizado no modo inverso).

Além disso, devem ser cumpridas as seguintes condições.

Condição 1: A pluma de água subterrânea, se existir, está estável ou em remissão. Se esta condição não for verificada, a PR deve continuar a monitorizar as águas subterrâneas até que a pluma esteja comprovadamente estável. A avaliação da estabilidade das plumas pode exigir um plano de monitorização com especificidades tais como:

- Pontos a serem amostrados (furos, poços, piezómetros);
- Frequência de amostragem;
- Determinações analíticas;
- Métodos analíticos;
- Método a utilizar para demonstrar que a pluma está estável ou em remissão;
- O formato e a frequência dos relatórios.

Condição 2: Antes da emissão de uma DA, é fornecida a garantia de que a remediação, se necessária, foi concluída, e de que os pressupostos de uso do solo considerados na avaliação PRBCA não são violados para as condições atuais ou futuras. Esta condição pode exigir que uma ou mais restrições (LAU) sejam implementadas no local, e que sejam juridicamente aplicáveis e vinculativas, por

exemplo, através de contrato numa eventual transferência de propriedade. Além disso, há que adotar mecanismos para manter estas restrições durante o tempo necessário para proteger a saúde humana e o ambiente.

Condição 3: Não existem ecossistemas sensíveis no local ou na envolvente, conforme determinado pela confirmação de que as concentrações representativas estão abaixo dos níveis de proteção dos recetores ecológicos ou pela conclusão da ARE. Se esta condição não for satisfeita, a PR deve fornecer recomendações para gerir o risco para os ecossistemas.

Condição 4: A concentração máxima de cada COC no domínio da exposição é inferior a dez vezes a concentração representativa desse COC para qualquer via de exposição, ou seja, de todo o local. O objetivo desta condição é confirmar que o local foi devidamente caracterizado e que não existe nenhum *hot spot* que não tenha sido devidamente caracterizado. Note-se que a concentração máxima aqui refere-se à concentração máxima de um contaminante no domínio da exposição, e não à concentração máxima em todo o local. Esta condição pode ser verificada se a excedência puder ser justificada pelo seguinte:

- A concentração máxima é um outlier, e, como tal, não é utilizado no cálculo da média;
- A concentração média foi calculada de forma imprecisa (medida corretiva necessária);
- O local não está devidamente caracterizado (medida corretiva necessária);
- Um *hot spot* pode não ter sido adequadamente caracterizado (medida corretiva necessária);
- Outra justificação adequadamente fundamentada e satisfatória para as autoridades.

Qualquer exceção a esta condição deve ser documentada. Por exemplo, se um local não estiver adequadamente caracterizado, então poderá ser necessária uma nova campanha de amostragem e uma análise mais aprofundadas.

Alternativa 2: Os riscos calculados excedem os níveis de aceitabilidade de risco:

1. Os riscos acumulados do local (todos os produtos químicos e todas as vias completas) excedem os níveis de aceitabilidade;
2. As concentrações representativas excedem os VOEL calculados no nível 2.

Com base nesta decisão, a PR deve recomendar uma das seguintes:

1. Remediação para VOEL de nível 2 (se a PR decidir remediar o local para os VOEL de nível 2). Esta alternativa exigirá o desenvolvimento de um PGRisco e a aprovação pelas autoridades de acordo com a seguinte:
   - Durante a remediação em curso, é necessário um programa de monitorização para confirmar a eficácia da remediação, devendo ser apresentado periodicamente um relatório às autoridades.

- No caso de concentrações representativas do local excederem minimamente os vobr de nível 1, a pr deve implementar um programa de monitorização para confirmar que as concentrações no local não estão a aumentar.
- Após a conclusão da remediação, amostragem de validação é necessária para garantir que os VOBR foram cumpridos e deve ser garantido que estão em vigor quaisquer restrições necessárias relativas ao uso do solo.
- Após a remediação para os valores objetivo, poderá ser necessária a implementação das limitações de utilização do terreno e de um plano de monitorização. Este plano terá de ser aprovado pelas autoridades antes da sua implementação.

2. Desenvolvimento de uma avaliação de risco de nível 3. Se os riscos excederem os níveis de aceitabilidade do risco, a PR pode decidir efetuar uma avaliação de nível 3 para os recetores e COC para os quais existe risco inaceitável no nível 2.

Note-se que uma DA concedida com restrições é válida apenas enquanto as restrições forem mantidas.

19.5 Documentação da avaliação de nível 2 e recomendações

Para facilitar a revisão da avaliação de nível 2 pelas autoridades e outras partes interessadas, a avaliação deve ser claramente documentada. Se for também efetuada uma avaliação de riscos de nível 1, ambas as avaliações podem ser apresentadas num um único relatório. No mínimo, o relatório de avaliação de nível 2 deve incluir o seguinte:

- Histórico do local e cronologia de eventos;
- Uso atual, passado e futuro do solo;
- Estratigrafia e hidrogeologia do local;
- Dados utilizados para a realização da avaliação;
- Documentação do ME e seus pressupostos;
- Documentação e justificação de todos os parâmetros das equações de destino e transporte;
- Risco estimado para cada meio, COC, cada via de exposição, cada recetor e o risco cumulativo de todo o local para cada recetor; e
- Recomendações baseadas na avaliação de nível 2.

Se for solicitada uma DA, é necessária documentação que mostre a verificação de todas as condições da Alternativa 1 do ponto 6.4.

20 Avaliação do risco de nível 3

Uma avaliação de nível 3 é uma avaliação detalhada e específica do local que a PR pode optar por realizar. Embora não seja um requisito, normalmente, a avaliação de nível 3 é realizada após completar a avaliação de nível 1 e/ou nível 2.

Tal como demonstrado na Tabela 23.1, em comparação com uma avaliação de nível 2, uma avaliação de nível 3 pode considerar valores específicos ou mais recentes para as propriedades físico-químicas e toxicológicas e para os fatores de exposição e modelos alternativos de destino e transporte. Assim, a avaliação de nível 3 proporciona a maior flexibilidade à PR. Uma avaliação de nível 3 pode incluir uma ARE de nível 1, nível 2 ou nível 3, conforme descrito na secção 4.9.

A avaliação de nível 3 requer os seguintes passos:

1. Desenvolvimento e aprovação de um plano de trabalho de nível 3;
2. Recolha de dados adicionais, se necessário;
3. Cálculo dos riscos de nível 3;
4. Comparação dos riscos calculados com níveis de aceitabilidade de risco e, se necessário, desenvolvimento dos valores objetivo de remediação;
5. Recomendações para as etapas seguintes;
6. Apresentação de um relatório de avaliação de nível 3.

20.1 Desenvolvimento de um plano de trabalho de nível 3

A avaliação de nível 3 proporciona uma flexibilidade considerável à PR. Exemplos incluem, mas não se limitam a:

- Avaliação de recetores adicionais específicos do local (além de residenciais e não residenciais considerados na avaliação de nível 1 e nível 2), tais como utilizadores recreativos ou agricultores;
- Utilização de fatores de exposição específicos do local;
- Utilização de valores de toxicidade diferentes dos valores utilizados nas avaliações de nível 1 e 2, podendo incluir a utilização de valores de toxicidade sub-crónica para efeitos não cancerígenos quando a duração da exposição for inferior a sete anos (Note que os valores de toxicidade sub-crónica não estão tão amplamente disponíveis como valores crónicos);
- Utilização de modelos alternativos de destino e transporte;
- Definição alternativa de solos superficiais com base em considerações específicas do local.

Em cada caso, a escolha específica deve ser tecnicamente justificada. Devido a esta flexibilidade e à própria natureza bastante específica para o local da avaliação de nível

3, as autoridades devem aprovar um plano de trabalho de nível 3 antes da sua implementação.

Na avaliação de nível 3, os únicos recetores que devem ser considerados são aqueles para os quais o risco na avaliação de nível 2 excede os níveis de aceitabilidade e quaisquer recetores não considerados na avaliação de nível 2. Os recetores para os quais o risco de nível 2 não é ultrapassado não devem de ser reavaliados. No entanto, nenhum dos COC considerados na avaliação de nível 2 pode ser eliminado na avaliação de nível 3. Assim, os COC considerados nas avaliações de nível 2 e 3 são idênticos, a menos que novos dados recolhidos posteriormente à avaliação do risco de nível 2 indiquem o contrário.

O plano de trabalho deve, no mínimo, incluir:

- Identificação dos recetores que serão avaliados na avaliação de nível 3;
- Identificação dos COC para os quais será calculado o risco de nível 3. Normalmente, estes são os mesmos que para uma avaliação de nível 2;
- Vias de exposição completas e potencialmente completas para os quais o risco de nível 3 será calculado. Normalmente, estas seriam as mesmas que para uma avaliação de nível 2, mas não necessariamente as mesmas que para uma avaliação de nível 1;
- Uma explicação dos modelos de destino e transporte a utilizar para o cálculo do risco para as vias de exposição completas e potencialmente completas. A PR pode propor modelos diferentes dos utilizados na avaliação de nível 1 ou de nível 2. No mínimo, os modelos a utilizar devem:
    - Estarem revistos pelos pares;
    - Estarem disponíveis ao público ou uma cópia fornecida às autoridades sem qualquer custo;
    - Preferencialmente, terem um histórico de utilização em projetos semelhantes;
    - Serem tecnicamente defensáveis.
- Uma listagem dos parâmetros de entrada necessários para calcular o risco de nível 3. Para cada parâmetro, o RP deve justificar a utilização do valor selecionado;
- Discussão dos dados e da metodologia que será utilizada para calcular as concentrações representativas;
- Uma explicação das lacunas de dados, se houver, que requer trabalho de campo adicional. Deve ser incluído no plano de trabalho da avaliação de nível 3 um plano de amostragem para estes dados;
- Uma discussão sobre a variabilidade e incerteza nos parâmetros de entrada e a forma como o impacto desta variabilidade no risco calculado será avaliado. As técnicas de análise de incerteza vão desde a análise de sensibilidade a simulações detalhadas de Monte Carlo;

- Uma avaliação do risco para os ecossistemas. As ARE previamente concluídas em qualquer nível são também aceitáveis na avaliação de nível 3 e não precisam de ser refeitas.

Após a aprovação do plano de trabalho para a avaliação de nível 3, a PR pode avançar para uma avaliação de Nível 3. Quaisquer alterações à metodologia ou aos parâmetros de entrada durante a avaliação de nível 3 devem também ser aprovadas pelas autoridades e documentadas pela PR.

20.2 Recolha de dados adicionais, se necessários

Após a aprovação do plano de trabalho da avaliação de nível 3, a PR deve realizar o trabalho de campo necessário para recolher os dados, se necessário. Quaisquer desvios do plano de trabalho devido às condições de campo ou à logística do trabalho de campo devem ser discutidos com as autoridades antes da conclusão desses trabalhos. Em função da natureza e do tipo de trabalho de campo e das lacunas de dados, pode não ser necessário apresentar às autoridades um relatório de dados separado; em vez disso, pode ser incluído como parte da avaliação de nível 3. A documentação dos trabalhos de recolha de dados pode ser incluída como um anexo ao Relatório de Avaliação de Nível 3.

20.3 Cálculo do risco de nível 3

Nesta etapa estimam-se os riscos cancerígenos e não cancerígenos para todos os COC, recetores e vias de exposição completas, utilizando os modelos e dados de acordo com o plano de trabalho aprovado. Na avaliação de nível 3, o risco deve ser calculado para cada COC (soma de risco para todas as vias de exposição completas de um contaminante) e o risco cumulativo a nível do local para cada recetor (soma de risco para todos os COC e todas as vias de exposição completas). Se necessário, o risco para os ecossistemas deve também ser considerado conforme o plano de trabalho.

20.3.1 Avaliação da água superficial

Pode ser necessária a amostragem e determinação dos teores dos COC em massas de água superficial quando for reconhecida ou suspeita a migração de COC que afete a massa de água superficial e/ou a água do mar. As concentrações no solo e nas águas subterrâneas protetoras de um ribeiro são calculadas utilizando o mesmo processo que o cálculo da concentração protetora da ingestão de águas subterrâneas.

Uma amostra de água superficial para determinação da dureza ou do pH pode ter de ser recolhida se o valor de referência para o COC nas águas superficiais for dependente

de dureza ou pH.

Ao abordar os impactos nos ecossistemas, os valores de referência devem ser coerentes com o capítulo 4.9.

20.3.2 Avaliação de outras vias de exposição

Devem ser avaliadas outras vias de exposição completas, tais como a ingestão de culturas alimentares para consumo humano cultivados em meios impactados, a ingestão de peixes ou a utilização de águas subterrâneas para fins de irrigação, no âmbito da avaliação de nível 3.

20.4 Comparação entre os riscos calculados e os níveis de aceitabilidade do risco

O risco acumulado em todo o local para cada recetor é comparado com os respetivos níveis de aceitabilidade de risco. O risco aceitável para o IECLR acumulado em todo o local é $1x10^{-4}$ e o HI acumulado em todo o local é 1, que são idênticos aos utilizados para a avaliação do risco de nível 2. Aliás, os níveis de aceitabilidade de risco são iguais na avaliação de nível 2 e de nível 3.

A comparação resultará nas seguintes possibilidades:

1. O IECLR acumulado em todo o local está abaixo dos níveis de aceitabilidade de risco. Neste caso, não será necessário desenvolver VOEL de nível 3 para os COC cancerígenos;
2. O HI acumulado calculado para todo o local (soma dos HQ para todos os contaminantes para todas as vias de exposição) é aceitável (menor ou igual a 1). Neste caso, o risco não cancerígeno é considerado aceitável e não será necessário desenvolver VOEL de nível 3 para efeitos não cancerígenos;

Para além da ARSH, devem ser considerados riscos para os ecossistemas ou níveis de proteção dos ecossistemas.

20.5 Determinação dos seguintes passos

Após a conclusão da avaliação de nível 3, está disponível uma das duas alternativas seguintes:

Alternativa 1: A PR pode solicitar à autoridade reguladora que emita uma DA se se verificar:

1. O risco cumulativo em todo o local (todos os contaminantes e todas as vias de exposição completas) para todos os recetores é aceitável;

2. Em alternativa, as concentrações representativas para todos os COC e todas as vias de exposição estão abaixo dos VOEL de nível 3.

Além disso, devem ser cumpridas as seguintes condições.

Condição 1: A pluma de água subterrânea, se existir, está estável ou em remissão. Se esta condição não for verificada, a PR deve continuar a monitorizar as águas subterrâneas até que a pluma esteja comprovadamente estável. A avaliação da estabilidade das plumas pode exigir um plano de monitorização com especificidades tais como:

- Pontos a serem amostrados (furos, poços, piezómetros);
- Frequência de amostragem;
- Determinações analíticas;
- Métodos analíticos;
- Método a utilizar para demonstrar que a pluma está estável ou em remissão;
- O formato e a frequência dos relatórios.

Condição 2: Antes da emissão de uma DA, é fornecida a garantia de que a remediação, se necessária, foi concluída, e de que os pressupostos de uso do solo considerados na avaliação PRBCA não são violados para as condições atuais ou futuras. Esta condição pode exigir que uma ou mais restrições (LAU) sejam implementadas no local, e que sejam juridicamente aplicáveis e vinculativas, por exemplo, através de contrato numa eventual transferência de propriedade. Além disso, há que adotar mecanismos para manter estas restrições durante o tempo necessário para proteger a saúde humana e o ambiente.

Condição 3: Não existem ecossistemas sensíveis no local ou na envolvente, conforme determinado pela confirmação de que as concentrações representativas estão abaixo dos níveis de proteção dos recetores ecológicos ou pela conclusão da ARE. Se esta condição não for satisfeita, a PR deve fornecer recomendações para gerir o risco para os ecossistemas.

Condição 4: A concentração máxima de cada COC no domínio da exposição é inferior a dez vezes a concentração representativa desse COC para qualquer via de exposição, ou seja, de todo o local. O objetivo desta condição é confirmar que o local foi devidamente caracterizado e que não existe nenhum hot spot que não tenha sido devidamente caracterizado. Note-se que a concentração máxima aqui refere-se à concentração máxima de um contaminante no domínio da exposição, e não à concentração máxima em todo o local. Esta condição pode ser verificada se a excedência puder ser justificada pelo seguinte:

- A concentração máxima é um outlier, e, como tal, não é utilizado no cálculo da média;
- A concentração média foi calculada de forma imprecisa (medida corretiva necessária);
- O local não está devidamente caracterizado (medida corretiva necessária);
- Um hot spot pode não ter sido adequadamente caracterizado (medida corretiva necessária);
- Outra justificação adequadamente fundamentada e satisfatória para as autoridades.

Qualquer exceção a esta condição deve ser documentada. Por exemplo, se um local não estiver adequadamente caracterizado, então poderá ser necessária uma nova campanha de amostragem e uma análise mais aprofundadas.

Alternativa 2: Se os riscos calculados excederem os níveis de aceitabilidade de risco, a PR deve desenvolver VOEL e propor medidas corretivas para atingir esses níveis.

Os VOEL e as metodologias utilizadas para atingir estes níveis devem ser incluídos no PGRisco.

20.6 Documentação da avaliação de nível 3 e recomendações

Uma vez que uma avaliação de nível 3 é muito específica do local, a PR deve apresentar um relatório que descreva claramente os dados utilizados, metodologia e pressupostos fundamentais, resultados e recomendações sobre etapas seguintes.

Qualquer desvio do âmbito de trabalho aprovado, a justificação para o desvio e a data em que o desvio foi aprovado pelas autoridades devem ser claramente documentados no relatório. No mínimo, o relatório deve incluir:

- Histórico do local e cronologia de eventos;
- Dados utilizados para a realização da avaliação;
- Documentação do ME e seus pressupostos;
- Documentação e justificação de todos os parâmetros de entrada utilizados;
- Risco estimado para cada meio, COC, cada via de exposição, cada recetor e o risco cumulativo de todo o local para cada recetor;
- Recomendações baseadas na avaliação de nível 3.

Se for solicitada uma DA, é necessária documentação que mostre a verificação de todas as condições da Alternativa 1 do ponto 7.5.

21 Plano de Gestão de Risco

Um plano de gestão de risco (PGRisco) inclui todas as atividades necessárias para gerir um local de modo a que o risco para a saúde humana e para os ecossistemas não exceda os níveis de aceitabilidade nas condições atuais ou futuras de ocupação do solo. As atividades do PGRisco incluem, mas não se limitam a (i) planos de remediação, (ii) LAU e (ii) monitorização confirmatória que (i) as suposições feitas na avaliação de risco permanecem válidas e (ii) os riscos futuros continuam a diminuir.

21.1 Necessidade de um plano de gestão de risco

Um PGRisco específico do local é necessário se alguma das seguintes condições for satisfeita:

- O risco cancerígeno acumulado para todo o local (soma dos COC e de todas as vias de exposição) para qualquer recetor excede $1x10^{-4}$ ou os valores objetivo de remediação são excedidos;
- O HI acumulado para qualquer recetor excede 1 ou os valores objetivo de remediação são excedidos;
- Embora nem o risco cancerígeno nem o não cancerígeno excedam os níveis aceitáveis, o AR baseia-se em suposições específicas do local que requerem um PGRisco;
- Embora nem o risco cancerígeno nem o não cancerígeno para qualquer COC exceda os níveis aceitáveis, a pluma nas águas subterrâneas está em expansão;
- O risco para os ecossistemas não satisfaz os critérios aceitáveis.

O objetivo geral de um PGRisco é assegurar que:

- As condições do local protegem a saúde humana e os ecossistemas nas condições atuais e futuras, com base na obtenção de níveis de risco aceitáveis;
- A proteção dos ecossistemas baseia-se nas questões identificadas na ARE;
- Os pressupostos considerados na estimativa do risco e no desenvolvimento dos valores objetivos de remediação não são violados no futuro;
- Foram recolhidos dados suficientes para confirmar que a pluma das águas subterrâneas é estável ou em remissão;
- Os LNAPL ou DNAPL recuperáveis não estão presentes no solo ou nas águas subterrâneas em volumes que resultem na (i) expansão da pluma dissolvida, ou num (iii) risco de explosão ou de incêndio.

A implementação com sucesso do PGRisco resultará na emissão de uma DA pelas autoridades. Os pontos seguintes fornecem informações gerais sobre a preparação de um PGRisco.

21.2 Conteúdo do plano de gestão de risco

Uma vez determinada a necessidade de aplicação de um PGRisco num determinado local, a PR deve preparar um PGRisco consistente com os regulamentos prevalecentes, com as melhores práticas e incluir:

- As razões pelas quais um PGRisco está a ser preparado e os objetivos específicos do plano. Os exemplos incluem, mas não se limitam a (i) excesso de risco, (ii) pluma em expansão, e (iii) alteração aos pressupostos de uso do solo;
- A natureza e a extensão de quaisquer (i) ações de remediação e, (ii) LAU, tais como restrições ao uso de estruturas subterrâneas de edifícios (ex. caves) ou a instalação de vedações para limitar o acesso à propriedade;
- Uma explicação dos dados que serão recolhidos e a forma como serão analisados durante a implementação do PGRisco. Um exemplo de dados que poderiam ser recolhidos seriam as amostras de validação de solo ou de águas subterrâneas para demonstrar a eficácia das medidas de remediação;
- Detalhes sobre como e quando os dados serão avaliados e apresentados às autoridades. Os exemplos incluem mapas de tendências, curvas de concentração, gráficos de concentração vs distância, cálculos relacionados com taxas de remoção de massa, e aplicação de técnicas estatísticas específicas;
- Se necessário, a monitorização para demonstrar a estabilidade da pluma ou a eficácia da redução das concentrações de COC durante a atenuação natural reforçada nas águas subterrâneas;
- Um plano que assegure que as LAU são eficazes e efetivas, que as condições do local não se alteram resultando em risco inaceitável. Se as LAU fazem parte do PGRisco, deve ser fornecida documentação suficiente para demonstrar a sua existência, execução, e viabilidade a longo prazo;
- O PGRisco deve incluir critérios específicos que serão utilizados para demonstrar que as atividades de Gestão de Risco foram concluídas com sucesso. Geralmente, esta demonstração exigirá a recolha de amostras do meio ou meios que suscitem preocupação;
- O PGRisco deve também incluir planos de contingência que serão implementados caso a remediação selecionada não cumpra os objetivos globais do PGRisco em tempo útil e de forma razoável ou quando a remediação não seja tão eficaz como previsto;
- Um cronograma para a implementação do PGRisco. Sempre que se preveja que a duração das atividades propostas seja excedida em alguns meses, deve ser revisto o cronograma detalhado do projeto. Este deve incluir todos os marcos importantes, bem como todos os resultados a reportar.

21.3 Conclusão das atividades de gestão de risco

Após a conclusão bem sucedida do PGRisco aprovado, a PR apresentará um Relatório de Conclusão e Monitorização do Desempenho do PGRisco que incluirá (i) documentação da conclusão de todas as atividades de gestão de risco e confirmação da conclusão bem sucedida de todos as tarefas do PGRisco, (ii) um pedido Declaração de Aceitação, e (iii) um pedido para colmatar e abandonar os pontos de monitorização relacionados com as atividades de investigação no local.

21.4 Pedido de Declaração de Aceitação

Quando o processo PRBCA tiver sido realizado e o PGRisco tiver sido implementado com sucesso, a PR pode apresentar um pedido de emissão de uma DA. O pedido da DA deve fazer parte do Relatório de Conclusão e Monitorização do Desempenho do PGRisco.

Tipicamente, o Relatório de Conclusão e Monitorização do Desempenho do PGRisco, incluindo o pedido de DA, seria o último relatório apresentado às autoridades antes da receção da DA.

22 Referências Bibliográficas

APA (2019) – Guia Técnico: Valores de Referência para o Solo. Agência Portuguesa do Ambiente.

APA (2019) – Guia Técnico: Plano de Amostragem e Plano de Monitorização do Solo. Agência Portuguesa do Ambiente.

API (2016) – API LNAPL Transmissivity Workbook: A Tool for Bail down Test Analysis. American Petroleum Institute.

ASTM (1995) – Standard guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Sites. Standard E1739-95. American Society for Testing and Materials. Reprovada em 2015.

ASTM (2015a) – Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites. ASTM E17739-95(2015). American Society for Testing and materials.

ASTM (2015b) – Standard Guide for Risk-Based Corrective Action. ASTM E2081-00(2015). American Society for Testing and Materials.

ITRC (2009) – Evaluating LNAPL Remedial Technologies for Achieving Project Goals. Interstate Technology & Regulatory Council

ITRC (2007) – Vapor Intrusion Pathway: Investigative Approaches for Typical Scenarios. A supplement to Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. Interstate Technology & Regulatory Council.

Missouri Department of Natural Resources (2008) Missouri Risk-Based Corrective Action. Missouri Department of Natural Resources.

Missouri Department of Natural Resources (2013) – Missouri Risk-Based Corrective Action Process for Petroleum Storage Tanks. Missouri Departament of Natural Resources. (MRBCA Tanks 2013).

NJDEP (2018) – Vapor Intrusion Technical Guidance. New Jersey Department of Environmental Protection.

USEPA (2004) Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part E. United States Environmental Protection Agency.

USEPA (2017) – Documentation for EPA's Implementation of The Johnson and Ettinger Model to Evaluate Site Specific Vapor Intrusion into Buildings. United States Environmental Protection Agency. Versão 6.0.

USEPA (2020) Regional Screening Level (RSL) Summary Tables and Users' Guide. United States Environmental Protection Agency. Atualização de Maio.

Virginia Unified Risk Assessment Model (2018) – VURAM User Guide for Risk Assessors.

23 Tabelas

Tabela 23.1 - Comparação entre os diferentes níveis de avaliação (processo PRBCA)

Variáveis	Valores de referência	Nível 1	Nível 2	Nível 3
Fatores de Exposição	NA	Valores padrão	Valores padrão	Específicos
Valores de toxicidade	NA	Valores padrão	Valores padrão	Específicos
Propriedades Físico-Químicas	NA	Valores padrão	Valores padrão	Específicos
Parâmetros das equações de destino e transporte	NA	Valores padrão	Específicos	Específicos
Atenuação na zona vadosa	NA	Dependente da profundidade (Anexo A)	Dependente da profundidade (Anexo A)	Específica
Modelos de destino e de transporte	NA	Modelos padrão	Modelos padrão	Alternativos
Concentrações representativas	NA	Máxima	Específicas	Específicas
Risco aceitável para cada COC e cada via de exposição	NA	IELCR = 1×10^{-5} HQ = 1.0	IELCR = 1×10^{-5} HQ = 1.0	IELCR = 1×10^{-5} HQ = 1.0
Risco Cancerígeno Acumulado no Local	NA	NA	1×10^{-4}	1×10^{-4}
Risco Não Cancerígeno Acumulado no Local	NA	NA	HI = 1.0	HI = 1.0
Ponto de Exposição	NA	Zona da Fonte	Específico	Específico
Risco para os ecossistemas	NA	Níveis 1, 2, ou 3		
Resultado da Avaliação	NA	DA, nível 2, PGRisco	DA, nível 3, PGRisco	DA, PGRisco
Restrições e LAU	NA	Específicas		

Tabela 23.2 – Valores de referência para os solos (processo PRBCA)

No.	Contaminante	CAS	Áreas ambientalmente sensíveis		Menos de 30m de uma massa de água superficial		
					Com utilização de água subterrânea		Sem utilização de água subterrânea
			Agricultura	Urbano/industrial /comercial	Agricultura	Urbano/industrial/ comercial	Urbano/industrial/ comercial
Metais							
1	Arsénio	7440-38-2	11	18	11	18	18
2	Cádmio	7440-43-9	1	1.2	1	1.2	1.2
3	Crómio	7440-47-3	67	70	67	70	70
4	Cobre	7440-50-8	62	92	62	92	92
5	Mercúrio	7439-97-6	0.16	0.27	0.2	0.27	0.27
6	Níquel	7440-02-0	37	82	37	82	82
7	Zinco	7440-66-6	290	290	290	290	290
8	Chumbo	7439-92-1	45	120	45	120	120
9	Chumbo tetraetilo	78-00-2	-	-	-	-	-
Compostos Orgânicos Voláteis							
10	Benzeno	71-43-2	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
11	Tolueno	108-88-3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
12	Etilbenzeno	100-41-4	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
13	Xilenos	1330-20-7	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
14	Stireno	100-42-5	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
15	MTBE	1634-04-4	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

No.	Contaminante	CAS	Áreas ambientalmente sensíveis		Menos de 30m de uma massa de água superficial		
					Com utilização de água subterrânea		Sem utilização de água subterrânea
			Agricultura	Urbano/industrial /comercial	Agricultura	Urbano/industrial/ comercial	Urbano/industrial/ comercial
16	ETBE	637-92-3	-	-	-	-	-
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos							
17	Naftaleno	91-20-3	0.05	0.09	0.05	0.09	0.09
18	Acenaftileno	208-96-8	0.093	0.093	0.093	0.093	0.093
19	Acenafteno	83-32-9	0.05	0.072	0.05	0.072	0.072
20	Fluoreno	86-73-7	0.05	0.12	0.19	0.019	0.19
21	Fenantreno	85-01-8	0.19	0.69	0.56	0.69	0.69
22	Antraceno	120-12-7	0.05	0.16	0.22	0.22	0.22
23	Fluoranteno	206-44-0	0.24	0.56	0.69	0.69	0.69
24	Pireno	129-00-0	0.19	1	0.49	1	1
25	Benzo(a)antraceno	56-55-3	0.095	0.36	0.32	0.36	0.36
26	Criseno	218-01-9	0.18	2.8	0.34	2.8	2.8
27	Benzo(a)pireno	50-32-8	0.05	0.3	0.078	0.3	0.3
28	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	0.3	0.47	0.3	0.47	0.47
29	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	0.05	0.48	0.24	0.48	0.48
30	Indeno(123cd)pireno	193-39-5	0.11	0.23	0.2	0.23	0.23
31	Benzo(ghi)perileno	191-24-2	0.2	0.48	0.2	0.68	0.68

No.	Contaminante	CAS	Áreas ambientalmente sensíveis		Menos de 30m de uma massa de água superficial		
					Com utilização de água subterrânea		Sem utilização de água subterrânea
			Agricultura	Urbano/industrial /comercial	Agricultura	Urbano/industrial/ comercial	Urbano/industrial/ comercial
32	Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados							
33	Triclorometano	67-66-3	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
34	Tetraclorometano	56-23-5	0.05	0.05	0.5	0.5	0.5
35	Tricloroeteno	79-01-6	0.05	0.05	0.5	0.5	0.5
36	1,1-Dicloroetano	75-34-3	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
37	Tetracloroeteno	127-18-4	0.05	0.05	0.5	0.5	0.5
38	1,2-Dicloroetano	107-06-2	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
39	1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
40	1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
41	cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
42	trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
43	Cloreto de vinilo	75-01-4	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo							
44	Total C06-C10	-	15	25	17	25	25
45	Total C10-C16	-	10	10	10	10	10

No.	Contaminante	CAS	Áreas ambientalmente sensíveis		Menos de 30m de uma massa de água superficial		
					Com utilização de água subterrânea		Sem utilização de água subterrânea
			Agricultura	Urbano/industrial /comercial	Agricultura	Urbano/industrial/ comercial	Urbano/industrial/ comercial
46	Total C16-C34	-	240	240	240	240	240
47	Total C34-C50	-	120	120	120	120	120

Nota:

Adaptação de APA, 2019 – Guia Técnico – Valores de Referência para o Solo

Tabela 23.2 – Valores de referência para os solos (processo PRBCA) - continuação

No.	Contaminante	CAS	Solos pouco profundos				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
Metais							
1	Arsénio	7440-38-2	11	18	18	18	18
2	Cádmio	7440-43-9	1	1.2	1.9	1.2	1.9
3	Crómio	7440-47-3	160	160	160	160	160
4	Cobre	7440-50-8	(180) 140	(180) 140	(300) 230	(180) 140	(300) 230
5	Mercúrio	7439-97-6	(1.8) 0.25	(1.8) 0.27	(20) 3.9	(1.8) 0.27	(20) 3.9
6	Níquel	7440-02-0	(130) 100	(130) 100	(340) 270	(130) 100	(340) 270
7	Zinco	7440-66-6	340	340	340	340	340
8	Chumbo	7439-92-1	45	120	120	120	120
9	Chumbo tetraetilo	78-00-2	-	-	-	-	-
Compostos Orgânicos Voláteis							
10	Benzeno	71-43-2	(0.17) 0.21	(0.17) 0.21	(0.4) 0.32	(0.17) 0.21	(0.4) 0.32
11	Tolueno	108-88-3	(6) 2.3	(6) 2.3	(9) 6.4	(6) 2.3	(78) 68
12	Etilbenzeno	100-41-4	(1.6) 1.1	(1.6) 1.1	(1.6) 1.1	(15) 2	(19) 9.5
13	Xilenos	1330-20-7	(25) 3.1	(25) 3.1	(30) 26	(25) 3.1	(30) 26
14	Stireno	100-42-5	(2.2) 0.7	(2.2) 0.7	(43) 34	(2.2) 0.7	(43) 34
15	MTBE	1634-04-4	(1.4) 0.75	(1.4) 0.75	(2.3) 1.6	(1.4) 0.75	(3.2) 11

No.	Contaminante	CAS	Solos pouco profundos				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
16	ETBE	637-92-3	-	-	-	-	-
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos							
17	Naftaleno	91-20-3	(0.75) 0.6	(0.75) 0.6	(28) 9.6	(0.75) 0.6	(28) 9.6
18	Acenaftileno	208-96-8	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15
19	Acenafteno	83-32-9	(29) 7.9	(29) 7.9	(29) 21	(58) 7.9	96
20	Fluoreno	86-73-7	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62
21	Fenantreno	85-01-8	(7.8) 6.2	(7.8) 6.2	(16) 12	(7.8) 6.2	(16) 12
22	Antraceno	120-12-7	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67
23	Fluoranteno	206-44-0	0.69	0.69	9.6	0.69	9.6
24	Pireno	129-00-0	78	78	96	78	96
25	Benzo(a)antraceno	56-55-3	(0.63) 0.5	(0.63) 0.5	0.96	(0.63) 0.5	0.96
26	Criseno	218-01-9	(7.8) 7	(7.8) 7	9.6	(7.8) 7	9.6
27	Benzo(a)pireno	50-32-8	0.078	0.3	0.3	0.3	0.3
28	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	0.78	0.78	0.96	0.78	0.96
29	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	0.78	0.78	0.96	0.78	0.96
30	Indeno(123cd)pireno	193-39-5	(0.48) 0.38	(0.48) 0.38	(0.95) 0.76	(0.48) 0.38	(0.95) 0.76
31	Benzo(ghi)perileno	191-24-2	(7.8) 6.6	(7.8) 6.6	9.6	(7.8) 6.6	9.6
32	Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1

No.	Contaminante	CAS	Solos pouco profundos				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados							
33	Triclorometano	67-66-3	(0.18) 0.05	(0.18) 0.05	(0.18) 0.47	(0.18) 0.05	(0.18) 0.47
34	Tetraclorometano	56-23-5	(0.12) 0.05	(0.12) 0.05	(0.71) 0.21	(0.12) 0.05	(1.5) 0.21
35	Tricloroeteno	79-01-6	(0.52) 0.061	(0.52) 0.061	(0.61) 0.55	(0.52) 0.061	(0.61) 0.91
36	1,1-Dicloroetano	75-34-3	(0.6) 0.47	(0.6) 0.47	(0.6) 0.47	(11) 3.5	(21) 17
37	Tetracloroeteno	127-18-4	(2.3) 0.28	(2.3) 0.28	(2.5) 1.9	(2.3) 0.28	(21) 4.5
38	1,2-Dicloroetano	107-06-2	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
39	1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	(3.4) 0.38	(3.4) 0.38	(12) 6.1	(3.4) 0.38	(12) 6.1
40	1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	0.05	0.05	(0.11) 0.05	0.05	(0.11) 0.05
41	cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	(2.5) 1.9	(2.5) 1.9	(2.5) 1.9	(30) 3.4	(37) 55
42	trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	(0.75) 0.084	(0.75) 0.084	(2.5) 1.3	(0.75) 0.084	(9.3) 1.3
43	Cloreto de vinilo	75-01-4	(0.022) 0.02	(0.022) 0.02	(0.25) 0.032	(0.022) 0.02	(0.25) 0.032
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo							
44	Total C06-C10	-	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55
45	Total C10-C16	-	(150) 98	(150) 98	(250) 230	(150) 98	(250) 230
46	Total C16-C34	-	(1300) 300	(1300) 300	(2500) 1700	(1300) 300	(2500) 1700

No.	Contaminante	CAS	Solos pouco profundos				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
47	Total C34-C50	-	(5600) 2800	(5600) 2800	(6600) 3300	(5600) 2800	(6600) 3300

Nota:

Adaptação de APA, 2019 – Guia Técnico – Valores de Referência para o Solo

Tabela 23.2 – Valores de referência para os solos (processo PRBCA) - continuação

No.	Contaminante	CAS	Remediação estratificada							
			Com utilização de água subterrânea				Sem utilização de água subterrânea			
			Urbano		Industrial/comercial		Urbano		Industrial/comercial	
			Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial
Metais										
1	Arsénio	7440-38-2	18	18	18	47	18	18	18	47
2	Cádmio	7440-43-9	1.2	7.9	1.9	7.9	1.2	7.9	1.9	7.9
3	Crómio	7440-47-3	160	(18000) 11000	160	(18000) 11000	160	(18000) 11000	160	(18000) 11000
4	Cobre	7440-50-8	(180) 140	5.6	(300) 230	5.6	(180) 140	5.6	(300) 230	5.6
5	Mercúrio	7439-97-6	(1.8) 0.27	(1.8) 0.27	(20) 3.9	(30) 13	(1.8) 0.27	(1.8) 0.27	(20) 3.9	(30) 13
6	Níquel	7440-02-0	(130) 100	510	(340) 270	510	(130) 100	510	(340) 270	510
7	Zinco	7440-66-6	340	(24000) 15000	340	(24000) 15000	340	(24000) 15000	340	(24000) 15000
8	Chumbo	7439-92-1	120	1000	120	1000	120	1000	120	1000
9	Chumbo tetraetilo	78-00-2	-	-	-	-	-	-	-	-
Compostos Orgânicos Voláteis										
10	Benzeno	71-43-2	(0.17) 0.21	(0.17) 0.21	(0.4) 0.32	(1.3) 0.92	(0.17) 0.21	(0.17) 0.21	(0.4) 0.32	(4.4) 6.1
11	Tolueno	108-88-3	(6) 2.3	(9) 6.2	(9) 6.4	(9) 6.4	(6) 2.3	(50) 6.2	(78) 68	(78) 68
12	Etilbenzeno	100-41-4	(1.6) 1.1	(1.6) 1.1	(1.6) 1.1	(1.6) 1.1	(15) 2	(16) 2	(19) 9.5	(19) 17
13	Xilenos	1330-20-7	(25) 3.1	(25) 3.1	(30) 26	(30) 26	(25) 3.1	(25) 3.1	(30) 26	(30) 26
14	Stireno	100-42-5	(2.2) 0.7	(19) 16	(43) 34	(66) 47	(2.2) 0.7	(19) 16	(43) 34	(75) 66
15	MTBE	1634-04-4	(1.4) 0.75	(1.4) 0.75	(2.3) 1.6	(2.3) 1.6	(1.4) 0.75	(1.4) 0.75	(3.2) 11	(3.4) 14
16	ETBE	637-92-3	-	-	-	-	-	-	-	-

No.	Contaminante	CAS	Remediação estratificada							
			Com utilização de água subterrânea				Sem utilização de água subterrânea			
			Urbano		Industrial/comercial		Urbano		Industrial/comercial	
			Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos										
17	Naftaleno	91-20-3	(0.75) 0.6	(4.6) 0.65	(28) 9.6	(130) 93	(0.75) 0.6	(4.6) 0.65	(28) 9.6	(220) 200
18	Acenaftileno	208-96-8	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15	(0.17) 0.15
19	Acenafteno	83-32-9	(29) 7.9	(29) 7.9	(29) 21	(29) 21	(58) 7.9	(58) 7.9	96	(620) 330
20	Fluoreno	86-73-7	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62
21	Fenantreno	85-01-8	(7.8) 6.2	(24) 17	(16) 12	(24) 17	(7.8) 6.2	(300) 270	(16) 12	(300) 270
22	Antraceno	120-12-7	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67	(0.74) 0.67
23	Fluoranteno	206-44-0	0.69	9.6	9.6	(34) 24	0.69	9.6	9.6	360
24	Pireno	129-00-0	78	96	96	(330) 240	78	96	96	(2900) 2600
25	Benzo(a)antraceno	56-55-3	(0.63) 0.5	0.96	0.96	36	(0.63) 0.5	0.96	0.96	36
26	Criseno	218-01-9	(7.8) 7	9.6	9.6	(28) 20	(7.8) 7	9.6	9.6	360
27	Benzo(a)pireno	50-32-8	0.3	0.3	0.3	3.6	0.3	0.3	0.3	3.6
28	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	0.78	0.96	0.96	36	0.78	0.96	0.96	36
29	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	0.78	0.96	0.96	36	0.78	0.96	0.96	36
30	Indeno(123cd)pireno	193-39-5	(0.48) 0.38	0.96	(0.95) 0.76	36	(0.48) 0.38	0.96	(0.95) 0.76	36
31	Benzo(ghi)perileno	191-24-2	(7.8) 6.6	9.6	9.6	360	(7.8) 6.6	9.6	9.6	360
32	Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	0.1	0.1	0.1	3.6	0.1	0.1	0.1	3.6
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados										

No.	Contaminante	CAS	Remediação estratificada							
			Com utilização de água subterrânea				Sem utilização de água subterrânea			
			Urbano		Industrial/comercial		Urbano		Industrial/comercial	
			Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial	Superficial	Subsuperficial
33	Triclorometano	67-66-3	(0.18) 0.05	(0.18) 0.05	(0.18) 0.47	(0.19) 0.85	(0.18) 0.05	(0.18) 0.05	(0.18) 0.47	(0.19) 0.85
34	Tetraclorometano	56-23-5	(0.12) 0.05	(0.12) 0.05	(0.71) 0.21	(0.71) 0.43	(0.12) 0.05	(0.12) 0.05	(1.5) 0.21	(1.7) 0.43
35	Tricloroeteno	79-01-6	(0.52) 0.061	(0.52) 0.061	(0.61) 0.55	(0.69) 0.55	(0.52) 0.061	(0.52) 0.061	(0.61) 0.91	(0.69) 1.8
36	1,1-Dicloroetano	75-34-3	(0.6) 0.47	(0.6) 0.47	(0.6) 0.47	(0.6) 0.47	(11) 3.5	(31) 3.5	(21) 17	(45) 120
37	Tetracloroeteno	127-18-4	(2.3) 0.28	(2.3) 0.28	(2.5) 1.9	(2.5) 1.9	(2.3) 0.28	(2.3) 0.28	(21) 4.5	(21) 9.5
38	1,2-Dicloroetano	107-06-2	0.05	0.05	0.05	(0.05) 0.055	0.05	0.05	0.05	(0.05) 0.055
39	1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	(3.4) 0.38	(3.4) 0.38	(12) 6.1	(12) 9.8	(3.4) 0.38	(3.4) 0.38	(12) 6.1	(12) 9.8
40	1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	0.05	0.05	(0.11) 0.05	(0.13) 0.068	0.05	0.05	(0.11) 0.05	(0.13) 0.068
41	cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	(2.5) 1.9	(2.5) 1.9	(2.5) 1.9	(2.5) 1.9	(30) 3.4	(30) 3.4	(37) 55	(43) 110
42	trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	(0.75) 0.084	(0.75) 0.084	(2.5) 1.3	(2.5) 1.9	(0.75) 0.084	(0.75) 0.084	(9.3) 1.3	(11) 2.9
43	Cloreto de vinilo	75-01-4	(0.022) 0.02	(0.022) 0.02	(0.25) 0.032	(0.25) 0.057	(0.022) 0.02	(0.022) 0.02	(0.25) 0.032	(0.28) 0.057
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo										
44	Total C06-C10	-	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55
45	Total C10-C16	-	(150) 98	(150) 98	(250) 230	(250) 230	(150) 98	(150) 98	(250) 230	(250) 230
46	Total C16-C34	-	(1300) 300	(7200) 5800	(2500) 1700	(7200) 5800	(1300) 300	(7200) 5800	(2500) 1700	(7200) 5800
47	Total C34-C50	-	(5600) 2800	(8000) 6900	(6600) 3300	(8000) 6900	(5600) 2800	(8000) 6900	(6600) 3300	(8000) 6900

Nota:

Adaptação de APA, 2019 – Guia Técnico – Valores de Referência para o Solo

Tabela 23.2 – Valores de referência para os solos (processo PRBCA) - continuação

No.	Contaminante	CAS	Remediação não estratificada				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
Metais							
1	Arsénio	7440-38-2	11	18	18	18	18
2	Cádmio	7440-43-9	1	1,2	1,9	1,2	1,9
3	Crómio	7440-47-3	160	160	160	160	160
4	Cobre	7440-50-8	(180) 140	(180) 140	(300) 230	(180) 140	(300) 230
5	Mercúrio	7439-97-6	(1,8) 0,25	(1,8) 0,27	(20) 3,9	(1,8) 0,27	(20) 3,9
6	Níquel	7440-02-0	(130) 100	(130) 100	(340) 270	(130) 100	(340) 270
7	Zinco	7440-66-6	340	340	340	340	340
8	Chumbo	7439-92-1	45	120	120	120	120
9	Chumbo tetraetilo	78-00-2	-	-	-	-	-
Compostos Orgânicos Voláteis							
10	Benzeno	71-43-2	(0,17) 0,21	(0,17) 0,21	(0,4) 0,32	(0,17) 0,21	(0,4) 0,32
11	Tolueno	108-88-3	(6) 2,3	(6) 2,3	(9) 6,4	(6) 2,3	(78) 68
12	Etilbenzeno	100-41-4	(1,6) 1,1	(1,6) 1,1	(1,6) 1,1	(15) 2	(19) 9,5
13	Xilenos	1330-20-7	(25) 3,1	(25) 3,1	(30) 26	(25) 3,1	(30) 26
14	Stireno	100-42-5	(2,2) 0,7	(2,2) 0,7	(43) 34	(2,2) 0,7	(43) 34
15	MTBE	1634-04-4	(1,4) 0,75	(1,4) 0,75	(2,3) 1,6	(1,4) 0,75	(3,2) 11
16	ETBE	637-92-3	-	-	-	-	-

No.	Contaminante	CAS	Remediação não estratificada				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos							
17	Naftaleno	91-20-3	(0,75) 0,6	(0,75) 0,6	(28) 9,6	(0,75) 0,6	(28) 9,6
18	Acenaftileno	208-96-8	(0,17) 0,15	(0,17) 0,15	(0,17) 0,15	(0,17) 0,15	(0,17) 0,15
19	Acenafteno	83-32-9	(29) 7,9	(29) 7,9	(29) 21	(58) 7,9	96
20	Fluoreno	86-73-7	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62	(69) 62
21	Fenantreno	85-01-8	(7,8) 6,2	(7,8) 6,2	(16) 12	(7,8) 6,2	(16) 12
22	Antraceno	120-12-7	(0,74) 0,67	(0,74) 0,67	(0,74) 0,67	(0,74) 0,67	(0,74) 0,67
23	Fluoranteno	206-44-0	0,69	0,69	9,6	0,69	9,6
24	Pireno	129-00-0	78	78	96	78	96
25	Benzo(a)antraceno	56-55-3	(0,63) 0,5	(0,63) 0,5	0,96	(0,63) 0,5	0,96
26	Criseno	218-01-9	(7,8) 7	(7,8) 7	9,6	(7,8) 7	9,6
27	Benzo(a)pireno	50-32-8	0,078	0,3	0,3	0,3	0,3
28	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	0,78	0,78	0,96	0,78	0,96
29	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	0,78	0,78	0,96	0,78	0,96
30	Indeno(123cd)pireno	193-39-5	(0,48) 0,38	(0,48) 0,38	(0,95) 0,76	(0,48) 0,38	(0,95) 0,76
31	Benzo(ghi)perileno	191-24-2	(7,8) 6,6	(7,8) 6,6	9,6	(7,8) 6,6	9,6
32	Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados							
33	Triclorometano	67-66-3	(0,18) 0,05	(0,18) 0,05	(0,18) 0,47	(0,18) 0,05	(0,18) 0,47

No.	Contaminante	CAS	Remediação não estratificada				
			Com utilização de água subterrânea			Sem utilização de água subterrânea	
			Agricultura	Urbano	Industrial/ comercial	Urbano	Industrial/ comercial
34	Tetraclorometano	56-23-5	(0,12) 0,05	(0,12) 0,05	(0,71) 0,21	(0,12) 0,05	(1,5) 0,21
35	Tricloroeteno	79-01-6	(0,52) 0,061	(0,52) 0,061	(0,61) 0,55	(0,52) 0,061	(0,61) 0,91
36	1,1-Dicloroetano	75-34-3	(0,6) 0,47	(0,6) 0,47	(0,6) 0,47	(11) 3,5	(21) 17
37	Tetracloroeteno	127-18-4	(2,3) 0,28	(2,3) 0,28	(2,5) 1,9	(2,3) 0,28	(21) 4,5
38	1,2-Dicloroetano	107-06-2	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
39	1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	(3,4) 0,38	(3,4) 0,38	(12) 6,1	(3,4) 0,38	(12) 6,1
40	1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	0,05	0,05	(0,11) 0,05	0,05	(0,11) 0,05
41	cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	(2,5) 1,9	(2,5) 1,9	(2,5) 1,9	(30) 3,4	(37) 55
42	trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	(0,75) 0,084	(0,75) 0,084	(2,5) 1,3	(0,75) 0,084	(9,3) 1,3
43	Cloreto de vinilo	75-01-4	(0,022) 0,02	(0,022) 0,02	(0,25) 0,032	(0,022) 0,02	(0,25) 0,032
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo							
44	Total C06-C10	-	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55	(65) 55
45	Total C10-C16	-	(150) 98	(150) 98	(250) 230	(150) 98	(250) 230
46	Total C16-C34	-	(1300) 300	(1300) 300	(2500) 1700	(1300) 300	(2500) 1700
47	Total C34-C50	-	(5600) 2800	(5600) 2800	(6600) 3300	(5600) 2800	(6600) 3300

Nota:

Adaptação de APA, 2019 – Guia Técnico – Valores de Referência para o Solo

Tabela 23.3 – Valores de referência para águas superficiais e subterrâneas (processo PRBCA)

No.	Contaminante	CAS	Água superficial	Qualidade mínima da água superficial	Águas Subterrâneas	Água para consumo humano
			DL103/2010, An.II, Pt.A, C6	DL236/98 An. XXI	PGRH	DL152/2017 An.I Pt II and III
			NQA-CMA ug/l	VMA ug/l	VL ug/l	Valor paramétrico ug/l
Metais						
1	Arsénio	7440-38-2	-	100	10	10
2	Cádmio	7440-43-9	-	10	5	5
3	Crómio	7440-47-3	0.45	50	50	50
4	Cobre	7440-50-8	-	100	20	2000
5	Mercúrio	7439-97-6	0.07	1	1	1
6	Níquel	7440-02-0	34	50	20	20
7	Zinco	7440-66-6	-	500	500	-
8	Chumbo	7439-92-1	14	50	10	10
9	Chumbo tetraetilo	78-00-2	14	-	-	10
Compostos Orgânicos Voláteis						
10	Benzeno	71-43-2	50	-	1	1
11	Tolueno	100-41-4	-	-	1.3	-
12	Etilbenzeno	100-42-5	-	-	1.3	-
13	Xilenos	108-88-3	-	-	-	-
14	Stireno	1330-20-7	-	-	1.3	-
15	MTBE	1634-04-4	-	-	-	-
16	ETBE	637-92-3	-	-	-	-
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos						
17	Naftaleno	91-20-3	130	-	2.4	-
18	Acenaftileno	208-96-8	-	-	0.013	-
19	Acenafteno	83-32-9	-	-	0.0065	-
20	Fluoreno	86-73-7	-	-	0.0065	-
21	Fenantreno	85-01-8	-	-	0.0065	-
22	Antraceno	120-12-7	0.1	-	0.1	-
23	Fluoranteno	206-44-0	0.12	-	0.1	-
24	Pireno	129-00-0	-	-	0.0065	-
25	Benzo(a)antraceno	56-55-3	-	-	0.0065	-
26	Criseno	218-01-9	-	-	0.0065	-
27	Benzo(a)pireno	50-32-8	0.27	-	0.01	0.01
28	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	0.017	-	0.1	0.1
29	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	0.017	-		
30	Indeno(123cd)pireno	193-39-5	-	-		

No.	Contaminante	CAS	Água superficial	Qualidade mínima da água superficial	Águas Subterrâneas	Água para consumo humano
			DL103/2010, An.II, Pt.A, C6	DL236/98 An. XXI	PGRH	DL152/2017 An.I Pt II and III
			NQA-CMA ug/l	VMA ug/l	VL ug/l	Valor paramétrico ug/l
31	Benzo(ghi)perileno	191-24-2	0.0082	-		
32	Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	-	-	0.0065	-
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados						
33	Triclorometano	67-66-3	2.5	-	-	-
34	Tetraclorometano	56-23-5	12	-	-	-
35	Tricloroeteno	79-01-6	10	-	10	10
36	1,1-Dicloroetano	127-18-4	10	-		
37	Tetracloroeteno	75-34-3	-	-	-	-
38	1,2-Dicloroetano	107-06-2	10	-	3	3
39	1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	-	-	-	-
40	1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	-	-	-	-
41	cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	-	-	-	-
42	trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	-	-	-	-
43	Cloreto de vinilo	75-01-4	-	-	0.5	0.5
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo						
44	Soma HTP (C10-C40)		10	-	10	-

Tabela 23.4 – Constituintes de diversos produtos de hidrocarbonetos (processo PRBCA)

Substâncias químicas	Produto					
	Gasolina	Gasóleo	Jet Fuel	Queroseno	Fuelóleo #2	Óleo usado
Benzeno	x	x	x	x	x	x
1,2-Dicloroetano (DCA)	x	-	-	-	-	-
Etilbenzeno	x	x	x	x	x	x
Dibromoetano	x	-	-	-	-	-
MTBE	x	-	-	-	-	-
Naftaleno	x	x	x	x	x	x
Toluneo	x	x	x	x	x	x
Xilenos	x	x	x	x	x	x
Benzo(a)antraceno	-	x	-	-	x	x
Benzo(a)pireno	-	x	-	-	x	x
Benzo(b)fluoranteno	-	x	-	-	x	x
Benzo(k)fluoranteno	-	x	-	-	x	x
Criseno	-	x	-	-	x	x
Dibenzo(a,h)antraceno	-	x	-	-	x	x
Indeno(1,2,3-cd)pireno	-	x	-	-	x	x
Etanol	x	-	-	-	-	-
TBA	x	-	-	-	-	-
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo						
Alifáticos - C5 a C35	x	x	x	x	x	-
Aromáticos - C5 a C35	-	x	x	x	x	x

Tabela 23.5 – Valores Objetivo Baseados no Risco para uso Residencial – nível 1 (processo PRBCA)

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
Compostos Orgânicos Voláteis						
Benzeno	71-43-2	2.60E-03	8.82E+01	8.97E-03	1.71E+01	1.98E+00
Tolueno	108-88-3	5.21E+00	6.02E+03 *	2.47E+01	5.02E+04 *	4.28E+03
Etilbenzenbo	100-41-4	8.11E-03	3.97E+02	6.32E-02	1.36E+02	7.15E+00
Stireno	100-42-5	1.04E+00	1.05E+04 *	2.25E+01	4.76E+04 *	9.00E+02
Xilenos	1330-20-7	1.04E-01	2.67E+03 *	8.34E-01	1.79E+03 *	9.19E+01
MTBE	1634-04-4	7.80E-02	2.69E+03	5.07E-01	1.05E+03	6.51E+01
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA
Chumbo tetraetilo	78-00-2	NA	7.82E-03	NA	NA	NA
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos						
Naftaleno	91-20-3	5.96E-04	2.65E+01	2.95E-01	6.67E+02 *	5.66E-01
Acenaftileno	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA
Acenafteno	83-32-9	NA	3.44E+03 *	NA	NA	NA
Fluoreno	86-73-7	NA	2.29E+03 *	NA	NA	NA
Fenantreno	85-01-8	NA	NA	NA	NA	NA
Antraceno	120-12-7	NA	1.72E+04 *	NA	NA	NA
Fluoranteno	206-44-0	NA	2.29E+03 *	NA	NA	NA

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
Pireno	129-00-0	NA	1.72E+03 *	NA	NA	NA
Benzo(a)antraceno	56-55-3	1.60E-04	1.07E+01 *	5.48E+02 *	1.55E+06 *	2.53E-01 +
Criseno	218-01-9	1.60E-02	1.08E+03 *	1.17E+05 *	3.21E+08 *	2.31E+01 +
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	1.60E-04	1.08E+01 *	1.78E+04 *	3.65E+07 *	1.33E-01 +
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	1.60E-03	1.08E+02 *	1.87E+05 *	3.71E+08 *	1.27E+00 +
Benzo(a)pirene	50-32-8	1.60E-05	1.08E+00	2.16E+03 *	3.89E+06 *	1.15E-02 +
Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	1.60E-05	1.08E+00	1.62E+04 *	1.67E+07 *	8.15E-03 +
Benzo(ghi)perileno	191-24-2	NA	NA	NA	NA	NA
Indeno(123cd)pireno	193-39-5	1.60E-04	1.08E+01 *	8.68E+04 *	1.42E+08 *	1.05E-01 +
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados						
Diclorometano	75-09-2	9.61E-01	6.41E+02	1.39E+00	2.52E+03	6.91E+02
Triclorometano	67-66-3	8.82E-04	8.82E+01	1.61E-03	3.29E+00	7.28E-01
Tetraclorometano	56-23-5	3.38E-03	7.48E+01	1.71E-03	3.95E+00	3.33E+00
Tricloroeteno	79-01-6	2.34E-03	8.27E+00	2.82E-03	6.06E+00	2.06E+00
Tetracloroeteno	127-18-4	4.17E-02	3.44E+02 *	5.00E-02	1.21E+02	4.45E+01
1,1-Dicloroetano	75-34-3	1.27E-02	7.22E+02	1.50E-02	2.96E+01	9.99E+00
1,2-Dicloroetano	107-06-2	7.80E-04	4.50E+01	4.52E-03	8.81E+00	6.07E-01
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	5.21E+00	7.94E+04 *	3.40E+00	7.48E+03 *	4.75E+03
1,1,2-Trichloroetano	79-00-5	2.09E-04	6.31E+00	2.68E-03	5.81E+00	1.86E-01

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	NA	1.56E+02	NA	NA	NA
trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	NA	1.56E+03	NA	NA	NA
Cloreto de vinilo	75-01-4	1.52E-03	9.21E-01	4.18E-04	5.46E-01	1.06E+00
Metais						
Arsénio	7440-38-2	4.72E-06	3.61E+00	NA	NA	NA
Cádmio	7440-43-9	1.04E-05	3.70E+01	NA	NA	NA
Crómio (III)	16065-83-1	NA	1.17E+05	NA	NA	NA
Crómio (VI)	18540-29-9	1.14E-07	2.94E+00	NA	NA	NA
Cobre	7440-50-8	NA	3.13E+03	NA	NA	NA
Mercúrio	7439-97-6	3.13E-04	1.03E+01 *	7.03E-02	1.96E+02 *	4.74E-01
Níquel	7440-02-0	7.80E-05	1.55E+03	NA	NA	NA
Zinco	7440-66-6	NA	2.35E+04	NA	NA	NA
Chumbo	7439-92-1	NA	NA	NA	NA	NA
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo Fracionados						
>C6 - C8 (Alifáticos)	NA	1.93E+01	2.36E+05 *	9.18E+00	1.66E+04 *	1.39E+04
>C8 - C10 (Alifáticos)	NA	1.06E+00	6.31E+03 *	1.94E+00	3.51E+03 *	7.61E+02
>C10 - C12 (Alifáticos)	NA	1.06E+00	5.15E+03 *	9.69E+00	1.75E+04 *	7.61E+02
>C12 - C16 (Alifáticos)	NA	1.06E+00	5.15E+03 *	4.41E+01 *	7.98E+04 *	7.61E+02 +
>C16 - C35 (Alifáticos)	NA	NA	1.22E+05 *	NA	NA	NA

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
>C8 - C10 (Aromáticos)	NA	2.08E-01	2.10E+03 *	3.02E+00	5.45E+03 *	1.50E+02
>C10 - C12 (Aromáticos)	NA	2.08E-01	1.77E+03 *	1.62E+01	2.93E+04 *	1.50E+02
>C12 - C16 (Aromáticos)	NA	2.08E-01	1.84E+03 *	8.52E+01	1.54E+05 *	1.50E+02
>C16 - C21 (Aromáticos)	NA	NA	1.72E+03 *	NA	NA	NA
>C21 - C35 (Aromáticos)	NA	NA	1.72E+03 *	NA	NA	NA

Notas:

NA: Não aplicável

*: O VOBR excede a concentração equivalente à saturação efetiva do solo. O valor calculado é apresentado.

#: O VOBR calculado excede a solubilidade efetiva em água. O valor calculado é apresentado.

I: O valor objetivo é o valor de referência nacional.

As concentrações no solo são apresentadas em matéria seca.

VOBR - Valor Objetivo Baseado no Risco

Tabela 23.5 – Valores Objetivo Baseados no Risco para uso Residencial – nível 1 (processo PRBCA) - continuação

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea				
		Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Contacto dérmico acidental	Consumo humano (Ingestão, inalação e contacto dérmico)	
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	
Compostos Orgânicos Voláteis						
Benzeno	71-43-2	9.14E-02	2.71E+02	5.22E-02	1.00E-03	I
Tolueno	108-88-3	1.84E+02	5.49E+05 #	3.80E+00	1.15E+00	
Etilbenzenbo	100-41-4	2.83E-01	8.51E+02 #	6.88E-02	1.30E-03	I
Stireno	100-42-5	6.80E+01	2.02E+05 #	7.44E+00	1.30E-03	I
Xilenos	1330-20-7	4.10E+00	1.23E+04 #	5.45E+00	1.30E-03	I
MTBE	1634-04-4	1.19E+01	3.39E+04	1.06E+01	1.07E-01	
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA	NA	
Chumbo tetraetilo	78-00-2	NA	NA	2.76E-06	1.42E-06	
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos						
Naftaleno	91-20-3	1.25E-01	3.59E+02 #	6.12E-03	2.40E-03	I
Acenaftileno	211-309-7	NA	NA	NA	1.30E-05	I
Acenafteno	83-32-9	NA	NA	7.45E-01	6.50E-06	I
Fluoreno	86-73-7	NA	NA	3.52E-01	6.50E-06	I
Fenantreno	85-01-8	NA	NA	NA	6.50E-06	I

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea			
		Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Contacto dérmico acidental	Consumo humano (Ingestão, inalação e contacto dérmico)
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Antraceno	120-12-7	NA	NA	1.89E+00 #	1.00E-04 I
Fluoranteno	206-44-0	NA	NA	1.02E-01	1.00E-04 I
Pireno	129-00-0	NA	NA	1.17E-01	6.50E-06 I
Benzo(a)antraceno	56-55-3	1.59E+00 #	4.75E+03 #	1.63E-04	6.50E-06 I
Criseno	218-01-9	3.24E+02 #	9.59E+05 #	1.51E-02 #	6.50E-06 I
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	1.23E+01 #	3.28E+04 #	1.85E-04	1.00E-04 I
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	1.30E+02 #	3.40E+05 #	1.15E-03 #	1.00E-04 I
Benzo(a)pirene	50-32-8	1.41E+00 #	3.56E+03 #	1.11E-05	1.00E-05 I
Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	2.47E+00 #	4.72E+03 #	8.43E-06	6.50E-06 I
Benzo(ghi)perileno	191-24-2	NA	NA	NA	1.00E-04 I
Indeno(123cd)pireno	193-39-5	1.62E+01 #	3.92E+04 #	7.35E-05	1.00E-04 I
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados					
Diclorometano	75-09-2	4.11E+01	1.20E+05 #	2.45E+00	1.15E-01
Triclorometano	67-66-3	4.27E-02	1.26E+02	1.66E-01	1.61E-03
Tetraclorometano	56-23-5	4.93E-02	1.49E+02	2.46E-02	3.56E-03
Tricloroeteno	79-01-6	6.60E-02	1.98E+02	2.57E-02	1.00E-02 I

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea						
		Inalação de voláteis em espaço interior		Inalação de voláteis em espaço exterior		Contacto dérmico acidental	Consumo humano (Ingestão, inalação e contacto dérmico)	
		[mg/L]		[mg/L]		[mg/L]	[mg/L]	
Tetracloroeteno	127-18-4	9.67E-01		2.93E+03	#	1.73E-01	1.00E-02	I
1,1-Dicloroetano	75-34-3	4.55E-01		1.35E+03		9.90E-01	2.04E-02	
1,2-Dicloroetano	107-06-2	6.69E-02		1.92E+02		9.95E-02	3.00E-03	I
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	1.02E+02		3.08E+05	#	1.86E+02	8.07E+00	
1,1,2-Trichloroetano	79-00-5	2.59E-02		7.47E+01		1.10E-01	4.15E-04	
cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	NA		NA		2.62E-01	3.70E-02	
trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	NA		NA		2.62E+00	3.70E-01	
Cloreto de vinilo	75-01-4	1.27E-02		2.83E+01		1.98E-03	5.00E-04	I
Metais								
Arsénio	7440-38-2	NA		NA		4.44E-02	1.00E-02	I
Cádmio	7440-43-9	NA		NA		6.14E-02	5.00E-03	I
Crómio (III)	16065-83-1	NA		NA		4.79E+01	5.00E-02	I
Crómio (VI)	18540-29-9	NA		NA		7.04E-04	5.00E-02	I
Cobre	7440-50-8	NA		NA		9.83E+01	2.00E-02	I
Mercúrio	7439-97-6	1.91E-02		5.82E+01	#	NA	1.00E-03	I
Níquel	7440-02-0	NA		NA		9.83E+00	2.00E-02	I

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea							
		Inalação de voláteis em espaço interior		Inalação de voláteis em espaço exterior		Contacto dérmico acidental	Consumo humano (Ingestão, inalação e contacto dérmico)		
		[mg/L]		[mg/L]		[mg/L]	[mg/L]		
Zinco	7440-66-6	NA		NA		1.23E+03	5.00E-01	I	
Chumbo	7439-92-1	NA		NA		NA	1.00E-02	I	
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo Fracionados									
>C6 - C8 (Alifáticos)	NA	4.39E+00		1.31E+04	#	NA	2.79E+01	#	
>C8 - C10 (Alifáticos)	NA	1.50E-01		4.50E+02	#	NA	1.03E+00	#	
>C10 - C12 (Alifáticos)	NA	1.00E-01	#	3.00E+02	#	NA	1.03E+00	#	
>C12 - C16 (Alifáticos)	NA	2.32E-02	#	6.93E+01	#	NA	1.03E+00	#	
>C16 - C35 (Alifáticos)	NA	NA		NA		NA	4.01E+01	#	
>C8 - C10 (Aromáticos)	NA	3.93E+00		1.17E+04	#	NA	2.74E-01		
>C10 - C12 (Aromáticos)	NA	9.42E+00		2.76E+04	#	NA	2.74E-01		
>C12 - C16 (Aromáticos)	NA	1.64E+01	#	4.70E+04	#	NA	2.74E-01		
>C16 - C21 (Aromáticos)	NA	NA		NA		NA	6.02E-01		
>C21 - C35 (Aromáticos)	NA	NA		NA		NA	6.02E-01	#	

Notas:

NA: Não aplicável

*: O VOBR excede a concentração equivalente à saturação efetiva do solo. O valor calculado é apresentado.

#: O VOBR calculado excede a solubilidade efetiva em água. O valor calculado é apresentado.

I: O valor objetivo é o valor de referência nacional.

As concentrações no solo são apresentadas em matéria seca.

VOBR - Valor Objetivo Baseado no Risco

Tabela 23.6 – Valores Objetivo Baseados no Risco para uso Comercial / Industrial – nível 1 (processo PRBCA)

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
Compostos Orgânicos Voláteis						
Benzeno	71-43-2	1.57E-02	4.82E+02	1.32E-01	4.60E+01	2.90E+01
Tolueno	108-88-3	2.19E+01	1.45E+05 *	2.62E+02	9.38E+04 *	4.54E+04
Etilbenzenbo	100-41-4	4.91E-02	1.82E+03 *	1.00E+00	3.66E+02	1.13E+02
Stireno	100-42-5	4.38E+00	1.55E+05 *	2.45E+02	8.89E+04 *	9.79E+03
Xilenos	1330-20-7	4.38E-01	2.36E+04 *	9.17E+00	3.35E+03 *	1.01E+03
MTBE	1634-04-4	4.72E-01	1.46E+04 *	7.83E+00	2.82E+03	1.00E+03
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA
Chumbo tetraetilo	78-00-2	NA	2.04E-01	NA	NA	NA
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos						
Naftaleno	91-20-3	3.61E-03	9.49E+01	4.83E+00	1.79E+03 *	9.26E+00
Acenaftileno	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA
Acenafteno	83-32-9	NA	4.52E+04 *	NA	NA	NA
Fluoreno	86-73-7	NA	3.01E+04 *	NA	NA	NA
Fenantreno	85-01-8	NA	NA	NA	NA	NA

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
Antraceno	120-12-7	NA	2.26E+05 *	NA	NA	NA
Fluoranteno	206-44-0	NA	3.01E+04 *	NA	NA	NA
Pireno	129-00-0	NA	2.26E+04 *	NA	NA	NA
Benzo(a)antraceno	56-55-3	2.04E-03	2.05E+02 *	2.21E+04 *	8.79E+06 *	1.02E+01 +
Criseno	218-01-9	2.04E-01	2.11E+04 *	4.61E+06 *	1.82E+09 *	9.09E+02 +
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	2.04E-03	2.11E+02 *	5.76E+05 *	2.07E+08 *	4.30E+00 +
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	2.04E-02	2.11E+03 *	5.94E+06 *	2.11E+09 *	4.02E+01 +
Benzo(a)pirene	50-32-8	8.76E-06	2.11E+01 *	2.76E+03 *	9.45E+05 *	1.47E-02 +
Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	2.04E-04	2.11E+01	3.58E+05 *	9.50E+07 *	1.80E-01 +
Benzo(ghi)perileno	191-24-2	NA	NA	NA	NA	NA
Indeno(123cd)pireno	193-39-5	2.04E-03	2.11E+02 *	2.45E+06 *	8.05E+08 *	2.97E+00 +
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados						
Diclorometano	75-09-2	2.63E+00	1.13E+04 *	8.93E+00	3.06E+03	4.43E+03
Triclorometano	67-66-3	5.33E-03	2.62E+02	2.46E-02	8.84E+00	1.12E+01
Tetraclorometano	56-23-5	2.04E-02	4.81E+02 *	2.84E-02	1.06E+01	5.52E+01
Tricloroeteno	79-01-6	8.76E-03	3.36E+02	2.76E-02	1.01E+01	2.02E+01

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
Tetracloroeteno	127-18-4	1.75E-01	5.52E+03 *	5.93E-01	2.25E+02 *	5.28E+02
1,1-Dicloroetano	75-34-3	7.67E-02	3.05E+03 *	2.25E-01	7.96E+01	1.50E+02
1,2-Dicloroetano	107-06-2	4.72E-03	1.89E+02	6.72E-02	2.37E+01	9.01E+00
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	2.19E+01	9.59E+05 *	3.79E+01	1.40E+04 *	5.30E+04
1,1,2-Trichloroetano	79-00-5	8.76E-04	4.98E+01	2.96E-02	1.08E+01	2.06E+00
cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	NA	4.09E+03 *	NA	NA	NA
trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	NA	4.09E+04 *	NA	NA	NA
Cloreto de vinilo	75-01-4	2.79E-02	7.57E+01	1.76E-02	5.93E+00	4.45E+01
Metais						
Arsénio	7440-38-2	2.85E-05	2.73E+01	NA	NA	NA
Cádmio	7440-43-9	4.38E-05	7.90E+02	NA	NA	NA
Crómio (III)	16065-83-1	NA	3.07E+06	NA	NA	NA
Crómio (VI)	18540-29-9	1.46E-06	1.04E+02	NA	NA	NA
Cobre	7440-50-8	NA	8.18E+04	NA	NA	NA
Mercúrio	7439-97-6	1.31E-03	7.52E+01 *	9.23E-01	3.66E+02 *	6.23E+00
Níquel	7440-02-0	3.94E-04	3.61E+04	NA	NA	NA

Contaminante	CAS No.	Ar	Solo superficial	Solo Subsuperficial		Fração gasosa do solo
		Ar interior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior	Inalação de voláteis em espaço interior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/m^3]
Zinco	7440-66-6	NA	6.13E+05	NA	NA	NA
Chumbo	7439-92-1	NA	NA	NA	NA	NA
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo Fracionados						
>C6 - C8 (Alifáticos)	NA	8.12E+01	3.20E+06 *	9.04E+01	3.10E+04 *	1.37E+05
>C8 - C10 (Alifáticos)	NA	4.45E+00	1.13E+05 *	1.91E+01	6.55E+03 *	7.50E+03
>C10 - C12 (Alifáticos)	NA	4.45E+00	6.54E+04 *	9.54E+01 *	3.27E+04 *	7.50E+03 +
>C12 - C16 (Alifáticos)	NA	4.45E+00	6.54E+04 *	4.35E+02 *	1.49E+05 *	7.50E+03 +
>C16 - C35 (Alifáticos)	NA	NA	1.76E+06 *	NA	NA	NA
>C8 - C10 (Aromáticos)	NA	8.74E-01	3.10E+04 *	2.97E+01	1.02E+04 *	1.47E+03
>C10 - C12 (Aromáticos)	NA	8.74E-01	2.07E+04 *	1.60E+02	5.48E+04 *	1.47E+03
>C12 - C16 (Aromáticos)	NA	8.74E-01	2.07E+04 *	8.39E+02 *	2.87E+05 *	1.47E+03 +
>C16 - C21 (Aromáticos)	NA	NA	2.26E+04 *	NA	NA	NA
>C21 - C35 (Aromáticos)	NA	NA	2.26E+04 *	NA	NA	NA

Notas:

NA: Não aplicável

*: O VOBR excede a concentração equivalente à saturação efetiva do solo. O valor calculado é apresentado.

#: O VOBR calculado excede a solubilidade efetiva em água. O valor calculado é apresentado.

As concentrações no solo são apresentadas em matéria seca.

VOBR - Valor Objetivo Baseado no Risco

Tabela 23.6 – Valores Objetivo Baseados no Risco para uso Comercial / Industrial – nível 1 (processo PRBCA) - continuação

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea		
		Contacto dérmico acidental	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Compostos Orgânicos Voláteis				
Benzeno	71-43-2	6.36E-01	2.18E+00	7.28E+02
Tolueno	108-88-3	4.48E+01	3.06E+03 #	1.02E+06 #
Etilbenzenbo	100-41-4	8.39E-01	6.82E+00	2.29E+03 #
Stireno	100-42-5	8.77E+01	1.12E+03 #	3.76E+05 #
Xilenos	1330-20-7	6.43E+01	6.85E+01	2.30E+04 #
MTBE	1634-04-4	1.29E+02	2.70E+02	9.11E+04 #
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA
Chumbo tetraetilo	78-00-2	3.26E-05	NA	NA
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos				
Naftaleno	91-20-3	7.46E-02	2.84E+00	9.66E+02 #
Acenaftileno	211-309-7	NA	NA	NA
Acenafteno	83-32-9	8.78E+00 #	NA	NA
Fluoreno	86-73-7	4.15E+00 #	NA	NA
Fenantreno	85-01-8	NA	NA	NA
Antraceno	120-12-7	2.23E+01 #	NA	NA

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea		
		Contacto dérmico acidental	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Fluoranteno	206-44-0	1.20E+00 #	NA	NA
Pireno	129-00-0	1.38E+00 #	NA	NA
Benzo(a)antraceno	56-55-3	4.70E-03	7.69E+01 #	2.70E+04 #
Criseno	218-01-9	4.36E-01 #	1.55E+04 #	5.44E+06 #
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	5.33E-03 #	5.45E+02 #	1.86E+05 #
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	3.30E-02 #	5.68E+03 #	1.93E+06 #
Benzo(a)pirene	50-32-8	3.20E-04	2.58E+00 #	8.66E+02 #
Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	2.43E-04	8.66E+01 #	2.68E+04 #
Benzo(ghi)perileno	191-24-2	NA	NA	NA
Indeno(123cd)pireno	193-39-5	2.12E-03 #	6.69E+02 #	2.22E+05 #
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados				
Diclorometano	75-09-2	3.02E+01	4.35E+02	1.46E+05 #
Triclorometano	67-66-3	2.02E+00	1.01E+00	3.40E+02
Tetraclorometano	56-23-5	3.00E-01	1.20E+00	4.02E+02
Tricloroeteno	79-01-6	6.10E-01	9.83E-01	3.29E+02
Tetracloroeteno	127-18-4	2.03E+00	1.63E+01	5.48E+03 #
1,1-Dicloroetano	75-34-3	1.21E+01	1.09E+01	3.63E+03

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea		
		Contacto dérmico acidental	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
1,2-Dicloroetano	107-06-2	1.21E+00	1.53E+00	5.15E+02
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	2.19E+03 #	1.71E+03 #	5.74E+05 #
1,1,2-Trichloroetano	79-00-5	1.35E+00	4.12E-01	1.39E+02
cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	3.09E+00	NA	NA
trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	3.09E+01	NA	NA
Cloreto de vinilo	75-01-4	9.22E-02	9.21E-01	3.07E+02
Metais				
Arsénio	7440-38-2	5.41E-01	NA	NA
Cádmio	7440-43-9	7.24E-01	NA	NA
Crómio (III)	16065-83-1	5.65E+02	NA	NA
Crómio (VI)	18540-29-9	2.03E-02	NA	NA
Cobre	7440-50-8	1.16E+03	NA	NA
Mercúrio	7439-97-6	NA	3.22E-01 #	1.09E+02 #
Níquel	7440-02-0	1.16E+02	NA	NA
Zinco	7440-66-6	1.45E+04	NA	NA
Chumbo	7439-92-1	NA	NA	NA
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo Fracionados				

Contaminante	CAS No.	Água subterrânea		
		Contacto dérmico acidental	Inalação de voláteis em espaço interior	Inalação de voláteis em espaço exterior
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
>C6 - C8 (Alifáticos)	NA	NA	7.35E+01 #	2.45E+04 #
>C8 - C10 (Alifáticos)	NA	NA	2.52E+00 #	8.40E+02 #
>C10 - C12 (Alifáticos)	NA	NA	1.68E+00 #	5.60E+02 #
>C12 - C16 (Alifáticos)	NA	NA	3.88E-01 #	1.29E+02 #
>C16 - C35 (Alifáticos)	NA	NA	NA	NA
>C8 - C10 (Aromáticos)	NA	NA	6.53E+01 #	2.18E+04 #
>C10 - C12 (Aromáticos)	NA	NA	1.54E+02 #	5.16E+04 #
>C12 - C16 (Aromáticos)	NA	NA	2.62E+02 #	8.77E+04 #
>C16 - C21 (Aromáticos)	NA	NA	NA	NA
>C21 - C35 (Aromáticos)	NA	NA	NA	NA

Notas:

NA: Não aplicável

*: O VOBR excede a concentração equivalente à saturação efetiva do solo. O valor calculado é apresentado.

#: O VOBR calculado excede a solubilidade efetiva em água. O valor calculado é apresentado.

As concentrações no solo são apresentadas em matéria seca.

VOBR - Valor Objetivo Baseado no Risco

Tabela 23.7 – Valores Objetivo Baseados no Risco o trabalhador da construção – nível 1 (processo PRBCA)

Contaminantes	CAS No.	Ar	Solo até profundidade de escavação		Água Subterrânea			
		Exterior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico		Contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço exterior		
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]		[mg/L]	[mg/L]		
Compostos Orgânicos Voláteis								
Benzeno	71-43-2	1.05E-01	8.98E+01		5.00E+00	7.30E+03	#	
Tolueno	108-88-3	1.75E+01	1.09E+04	*	4.48E+01	1.23E+06	#	
Etilbenzenbo	100-41-4	9.81E-01	1.34E+03	*	2.10E+01	6.86E+04	#	
Stireno	100-42-5	3.50E+00	7.47E+03	*	8.77E+01	4.51E+05	#	
Xilenos	1330-20-7	3.50E-01	5.17E+02	*	6.43E+01	2.76E+04	#	
MTBE	1634-04-4	9.43E+00	1.13E+04	*	3.23E+03	2.73E+06	#	
ETBE	211-309-7	NA	NA		NA	NA		
Chumbo tetraetilo	78-00-2	NA	3.10E-02		3.26E-05	NA		
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos								
Naftaleno	91-20-3	1.05E-02	1.23E+02		1.86E+00	4.22E+03	#	
Acenaftileno	211-309-7	NA	NA		NA	NA		
Acenafteno	83-32-9	NA	1.34E+04	*	8.78E+00	#	NA	
Fluoreno	86-73-7	NA	8.91E+03	*	4.15E+00	#	NA	
Fenantreno	85-01-8	NA	NA		NA	NA		
Antraceno	120-12-7	NA	6.68E+04	*	2.23E+01	#	NA	

Contaminantes	CAS No.	Ar	Solo até profundidade de escavação		Água Subterrânea			
		Exterior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico		Contacto dérmico		Inalação de voláteis em espaço exterior	
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]		[mg/L]		[mg/L]	
Fluoranteno	206-44-0	NA	8.91E+03	*	1.20E+00	#	NA	
Pireno	129-00-0	NA	6.68E+03	*	1.38E+00	#	NA	
Benzo(a)antraceno	56-55-3	4.09E-02	1.51E+03	*	1.18E-01	#	8.09E+05	#
Criseno	218-01-9	4.09E+00	1.56E+05	*	1.09E+01	#	1.63E+08	#
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	4.09E-02	1.56E+03	*	1.33E-01	#	5.58E+06	#
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	4.09E-01	1.56E+04	*	8.25E-01	#	5.79E+07	#
Benzo(a)pirene	50-32-8	7.01E-06	6.63E+01	*	3.43E-03	#	1.04E+03	#
Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	4.09E-03	1.56E+02	*	6.07E-03	#	8.03E+05	#
Benzo(ghi)perileno	191-24-2	NA	NA		NA		NA	
Indeno(123cd)pireno	193-39-5	4.09E-02	1.56E+03	*	5.30E-02	#	6.67E+06	#
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados								
Diclorometano	75-09-2	2.10E+00	7.37E+02		3.02E+01		1.75E+05	#
Triclorometano	67-66-3	1.07E-01	7.31E+01		2.24E+01		1.02E+04	#
Tetraclorometano	56-23-5	3.50E-01	1.73E+02		3.00E+00		1.03E+04	#
Tricloroeteno	79-01-6	7.01E-03	3.94E+00		6.10E-01		3.95E+02	
Tetracloroeteno	127-18-4	1.40E-01	8.18E+01		2.03E+00		6.57E+03	#
1,1-Dicloroetano	75-34-3	1.53E+00	8.57E+02		3.02E+02		1.09E+05	#
1,2-Dicloroetano	107-06-2	2.45E-02	2.91E+01		2.37E+01		4.02E+03	

Contaminantes	CAS No.	Ar	Solo até profundidade de escavação	Água Subterrânea	
		Exterior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico	Contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço exterior
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]	[mg/L]	[mg/L]
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	1.75E+01	9.86E+03 *	2.19E+03 #	6.89E+05 #
1,1,2-Trichloroetano	79-00-5	7.01E-04	1.33E+00	1.10E+01	1.67E+02
cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	NA	6.19E+02	3.09E+00	NA
trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	NA	6.19E+03 *	3.09E+01	NA
Cloreto de vinilo	75-01-4	3.50E-01	1.55E+02	2.31E+00	5.80E+03
Metais					
Arsénio	7440-38-2	5.26E-05	8.51E+01	8.69E+00	NA
Cádmio	7440-43-9	3.50E-05	1.46E+02	7.24E-01	NA
Crómio (III)	16065-83-1	NA	4.65E+05	5.65E+02	NA
Crómio (VI)	18540-29-9	2.92E-05	4.28E+02	5.07E-01	NA
Cobre	7440-50-8	NA	1.24E+04	1.16E+03	NA
Mercúrio	7439-97-6	1.05E-03	9.45E+00 *	NA	1.30E+02 #
Níquel	7440-02-0	3.15E-04	6.09E+03	1.16E+02	NA
Zinco	7440-66-6	NA	9.29E+04	1.45E+04	NA
Chumbo	7439-92-1	NA	NA	NA	NA
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo Fracionados					
>C6 - C8 (Alifáticos)	NA	6.50E+01	3.63E+04 *	NA	2.95E+04 #
>C8 - C10 (Alifáticos)	NA	3.56E+00	2.16E+03 *	NA	1.01E+03 #

Contaminantes	CAS No.	Ar	Solo até profundidade de escavação		Água Subterrânea		
		Exterior	Ingestão, inalação (voláteis e partículas), e contacto dérmico		Contacto dérmico	Inalação de voláteis em espaço exterior	
		[mg/m^3-air]	[mg/kg]		[mg/L]	[mg/L]	
>C10 - C12 (Alifáticos)	NA	3.56E+00	4.26E+03	*	NA	6.72E+02	#
>C12 - C16 (Alifáticos)	NA	3.56E+00	7.56E+03	*	NA	1.55E+02	#
>C16 - C35 (Alifáticos)	NA	NA	4.76E+05	*	NA	NA	
>C8 - C10 (Aromáticos)	NA	6.99E-01	1.16E+03	*	NA	2.62E+04	#
>C10 - C12 (Aromáticos)	NA	6.99E-01	2.27E+03	*	NA	6.19E+04	#
>C12 - C16 (Aromáticos)	NA	6.99E-01	3.98E+03	*	NA	1.05E+05	#
>C16 - C21 (Aromáticos)	NA	NA	6.68E+03	*	NA	NA	
>C21 - C35 (Aromáticos)	NA	NA	6.68E+03	*	NA	NA	

Notas:

NA: Não aplicável

*: O VOBR excede a concentração equivalente à saturação efetiva do solo. O valor calculado é apresentado.

#: O VOBR calculado excede a solubilidade efetiva em água. O valor calculado é apresentado.

As concentrações no solo são apresentadas em matéria seca.

VOBR - Valor Objetivo Baseado no Risco

Tabela 23.8 – Concentrações no solo protetoras das Águas Subterrâneas para diferentes distâncias do PdE – nível 1 (processo PRBCA)

Contaminante	CAS No.	Distância ao PdE (metros)							
		0	25	50	75	100	150	200	250
Compostos Orgânicos Voláteis									
Benzeno	71-43-2	2.55E-02	5.87E-02	1.87E-01	4.03E-01	7.05E-01	1.57E+00	2.78E+00	4.33E+00
Tolueno	108-88-3	4.48E+01	1.03E+02	3.29E+02	7.07E+02	1.24E+03 *	2.75E+03 *	4.87E+03 *	7.60E+03 *
Etilbenzenbo	100-41-4	9.19E-02	2.11E-01	6.74E-01	1.45E+00	2.54E+00	5.64E+00	9.99E+00	1.56E+01
Stireno	100-42-5	9.06E-02	2.08E-01	6.65E-01	1.43E+00	2.50E+00	5.56E+00	9.85E+00	1.54E+01
Xilenos	1330-20-7	7.93E-02	1.82E-01	5.82E-01	1.25E+00	2.19E+00	4.87E+00	8.62E+00	1.34E+01
MTBE	1634-04-4	4.97E-01	1.14E+00	3.64E+00	7.84E+00	1.37E+01	3.05E+01	5.40E+01	8.42E+01
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chumbo tetraetilo	78-00-2	2.87E-04	6.60E-04	2.11E-03	4.53E-03	7.93E-03	1.76E-02	3.12E-02	4.87E-02
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos									
Naftaleno	91-20-3	5.59E-01	1.28E+00	4.10E+00	8.81E+00	1.54E+01	3.43E+01	6.07E+01	9.47E+01
Acenaftileno	211-309-7	3.66E-05	8.40E-05	2.68E-04	5.77E-04	1.01E-03	2.24E-03	3.97E-03	6.20E-03
Acenafteno	83-32-9	4.88E-03	1.12E-02	3.58E-02	7.70E-02	1.35E-01	3.00E-01	5.31E-01	8.28E-01
Fluoreno	86-73-7	8.88E-03	2.04E-02	6.51E-02	1.40E-01	2.45E-01	5.45E-01	9.66E-01	1.51E+00
Fenantreno	85-01-8	1.83E-05	4.20E-05	1.34E-04	2.88E-04	5.04E-04	1.12E-03	1.99E-03	3.10E-03
Antraceno	120-12-7	2.44E-01	5.61E-01	1.79E+00	3.85E+00	6.73E+00 *	1.50E+01 *	2.65E+01 *	4.13E+01 *
Fluoranteno	206-44-0	8.26E-01	1.90E+00	6.05E+00	1.30E+01	2.28E+01	5.07E+01	8.98E+01 *	1.40E+02 *
Pireno	129-00-0	5.26E-02	1.21E-01	3.86E-01	8.30E-01	1.45E+00	3.23E+00	5.72E+00	8.92E+00
Benzo(a)antraceno	56-55-3	1.71E-01	3.94E-01	1.26E+00	2.70E+00	4.72E+00	1.05E+01 *	1.86E+01 *	2.90E+01 *
Criseno	218-01-9	1.75E-01	4.02E-01	1.28E+00	2.76E+00 *	4.82E+00 *	1.07E+01 *	1.90E+01 *	2.96E+01 *
Benzo(b)fluoranteno	205-99-2	8.92E+00 *	2.05E+01 *	6.54E+01 *	1.41E+02 *	2.46E+02 *	5.48E+02 *	9.70E+02 *	1.51E+03 *
Benzo(k)fluoranteno	207-08-9	8.74E+00 *	2.01E+01 *	6.41E+01 *	1.38E+02 *	2.41E+02 *	5.37E+02 *	9.51E+02 *	1.48E+03 *
Benzo(a)pirene	50-32-8	8.74E-01	2.01E+00	6.41E+00 *	1.38E+01 *	2.41E+01 *	5.37E+01 *	9.51E+01 *	1.48E+02 *
Dibenzo(ah)antraceno	53-70-3	1.85E+00	4.25E+00	1.36E+01	2.92E+01 *	5.11E+01 *	1.14E+02 *	2.01E+02 *	3.14E+02 *
Benzo(ghi)perileno	191-24-2	2.81E-04	6.46E-04	2.06E-03	4.44E-03	7.76E-03	1.73E-02	3.06E-02	4.77E-02
Indeno(123cd)pireno	193-39-5	2.90E+01 *	6.68E+01 *	2.13E+02 *	4.58E+02 *	8.02E+02 *	1.78E+03 *	3.16E+03 *	4.92E+03 *

Contaminante	CAS No.	Distância ao PdE (metros)							
		0	25	50	75	100	150	200	250
Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados									
Diclorometano	75-09-2	7.61E-01	1.75E+00	5.58E+00	1.20E+01	2.10E+01	4.67E+01	8.27E+01	1.29E+02
Triclorometano	67-66-3	1.33E-02	3.05E-02	9.72E-02	2.09E-01	3.66E-01	8.14E-01	1.44E+00	2.25E+00
Tetraclorometano	56-23-5	5.12E-02	1.18E-01	3.75E-01	8.07E-01	1.41E+00	3.14E+00	5.56E+00	8.68E+00
Tricloroeteno	79-01-6	1.36E-01	3.14E-01	1.00E+00	2.15E+00	3.77E+00	8.38E+00	1.48E+01	2.31E+01
Tetracloroeteno	127-18-4	2.02E-01	4.64E-01	1.48E+00	3.18E+00	5.57E+00	1.24E+01	2.19E+01	3.42E+01
1,1-Dicloroetano	75-34-3	1.75E-01	4.02E-01	1.28E+00	2.76E+00	4.82E+00	1.07E+01	1.90E+01	2.96E+01
1,2-Dicloroetano	107-06-2	2.68E-02	6.15E-02	1.96E-01	4.22E-01	7.39E-01	1.64E+00	2.91E+00	4.54E+00
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	1.01E+02	2.32E+02	7.39E+02 *	1.59E+03 *	2.78E+03 *	6.19E+03 *	1.10E+04 *	1.71E+04 *
1,1,2-Trichloroetano	79-00-5	4.98E-03	1.14E-02	3.65E-02	7.85E-02	1.37E-01	3.06E-01	5.41E-01	8.44E-01
cis1,2-Dicloroeteno	156-59-2	3.49E-01	8.03E-01	2.56E+00	5.51E+00	9.64E+00	2.14E+01	3.80E+01	5.92E+01
trans1,2-Dicloroeteno	156-60-5	3.85E+00	8.85E+00	2.82E+01	6.07E+01	1.06E+02	2.36E+02	4.19E+02	6.53E+02
Cloreto de vinilo	75-01-4	5.56E-03	1.28E-02	4.08E-02	8.77E-02	1.53E-01	3.41E-01	6.05E-01	9.43E-01
Metais									
Arsénio	7440-38-2	7.22E+00	1.66E+01	5.30E+01	1.14E+02	1.99E+02	4.43E+02	7.85E+02	1.22E+03
Cádmio	7440-43-9	9.32E+00	2.14E+01	6.83E+01	1.47E+02	2.57E+02	5.72E+02	1.01E+03	1.58E+03
Crómio (III)	16065-83-1	2.23E+06	5.13E+06	1.64E+07	3.52E+07	6.16E+07	1.37E+08	2.43E+08	3.79E+08
Crómio (VI)	18540-29-9	2.37E+01	5.45E+01	1.74E+02	3.74E+02	6.54E+02	1.46E+03	2.58E+03	4.02E+03
Cobre	7440-50-8	1.74E+01	4.01E+01	1.28E+02	2.75E+02	4.81E+02	1.07E+03	1.89E+03	2.95E+03
Mercúrio	7439-97-6	1.29E+00	2.98E+00	9.49E+00 *	2.04E+01 *	3.57E+01 *	7.95E+01 *	1.41E+02 *	2.19E+02 *
Níquel	7440-02-0	3.23E+01	7.43E+01	2.37E+02	5.10E+02	8.92E+02	1.98E+03	3.51E+03	5.48E+03
Zinco	7440-66-6	7.71E+02	1.77E+03	5.65E+03	1.22E+04	2.13E+04	4.73E+04	8.38E+04	1.31E+05
Chumbo	7439-92-1	2.23E+02	5.13E+02	1.64E+03	3.52E+03	6.16E+03	1.37E+04	2.43E+04	3.79E+04
Hidrocarbonetos Totais de Petróleo Fracionados									
>C6 - C8 (Alifáticos)	NA	2.29E+04 *	5.25E+04 *	1.68E+05 *	3.61E+05 *	6.31E+05 *	1.40E+06 *	2.48E+06 *	3.87E+06 *
>C8 - C10 (Alifáticos)	NA	5.22E+03 *	1.20E+04 *	3.82E+04 *	8.23E+04 *	1.44E+05 *	3.20E+05 *	5.67E+05 *	8.84E+05 *
>C10 - C12 (Alifáticos)	NA	3.90E+04 *	8.97E+04 *	2.86E+05 *	6.16E+05 *	1.08E+06 *	2.40E+06 *	4.24E+06 *	6.62E+06 *

Contaminante	CAS No.	Distância ao PdE (metros)							
		0	25	50	75	100	150	200	250
>C12 - C16 (Alifáticos)	NA	7.70E+05 *	1.77E+06 *	5.65E+06 *	1.22E+07 *	2.13E+07 *	4.73E+07 *	8.38E+07 *	1.31E+08 *
>C16 - C35 (Alifáticos)	NA	3.77E+09 *	8.66E+09 *	2.76E+10 *	5.94E+10 *	1.04E+11 *	2.31E+11 *	4.10E+11 *	6.39E+11 *
>C8 - C10 (Aromáticos)	NA	6.58E+01	1.51E+02	4.82E+02	1.04E+03 *	1.82E+03 *	4.04E+03 *	7.15E+03 *	1.12E+04 *
>C10 - C12 (Aromáticos)	NA	1.03E+02	2.38E+02	7.58E+02 *	1.63E+03 *	2.85E+03 *	6.34E+03 *	1.12E+04 *	1.75E+04 *
>C12 - C16 (Aromáticos)	NA	2.05E+02 *	4.72E+02 *	1.50E+03 *	3.24E+03 *	5.66E+03 *	1.26E+04 *	2.23E+04 *	3.48E+04 *
>C16 - C21 (Aromáticos)	NA	1.42E+03 *	3.26E+03 *	1.04E+04 *	2.23E+04 *	3.91E+04 *	8.70E+04 *	1.54E+05 *	2.40E+05 *
>C21 - C35 (Aromáticos)	NA	1.13E+04 *	2.59E+04 *	8.28E+04 *	1.78E+05 *	3.12E+05 *	6.93E+05 *	1.23E+06 *	1.91E+06 *

Notas:
NA: Não Aplicável
Os valores objetivo baseiam-se numa profundidade das águas subterrâneas inferior a cerca de 6 metros para a qual o valor padrão do FAD é 1
Todas as concentrações em mg/kgms
*: Concentração superior à concentração relativa à saturação efetiva do solo.

Tabela 23.9 – FAD para diferentes distâncias ao PdE – nível 1 (processo PRBCA)

Distância ao PdE (metros)	FAD [sem unidade]
0	1
25	2.3
50	7.3
75	15.8
100	27.6
150	61.4
200	108.7
250	169.6
500	676.5
1 000	2 704
1 500	6 084
2 000	10 816
2 500	16 900
3 000	24 335

Notas:

FAD: Fator de Atenuação Diluição

PdE: Ponto de Exposição

A distância é medida a partir do limite jusante da fonte residual das águas subterrâneas. O FAD é calculado utilizando uma versão estática do modelo Domenico, assumindo que não há biodegradação do contaminante. Portanto, os FAD são independentes do contaminante. Os FAD também assumem que o PdE está localizado ao longo da linha central da pluma. Ambos são pressupostos conservadores.

Tabela 23.10 – Avaliação de Risco para os Ecossistemas (processo PRBCA)

Lista de verificação de potenciais recetores e habitats

Nível 1

Lista de Verificação - A

A lista de verificação A consiste nas seguintes questões:

1. O limite do local está a menos de 1km de um corpo de água superficial (riacho, rio, lagoa, lago, valas de drenagem, etc.)?

2. Há zonas húmidas no local ou perto deste?

3. Estão os solos impactados descobertos ou de outra forma acessíveis a recetores ecológicos e aos elementos meteorológicos?

4. Existem características cársticas no local ou a menos de 1 km do limite da área afetada?
   Nota: O critério de 1 km não se aplica a situações em que exista uma ligação hidráulica entre elementos cársicos no local e uma massa de água.

5. Existem espécies raras ou ameaçadas no local ou a menos de 1 km do limite da área afetada? Existem espécies inscritas no livro vermelho?

6. Existem áreas ambientalmente sensíveis a menos de 1 km da área afetada?

7. Há espécies comercial ou recreativamente importantes (fauna ou flora) no local ou a menos de 1 km da área afetada?

Se a resposta for "Sim" a qualquer uma das perguntas acima, então complete a Lista de Verificação B de Risco para os Ecossistemas.

Tabela 10 – Avaliação de Risco para os Ecossistemas (processo PRBCA) - continuação

Lista de verificação de potenciais recetores e habitats

Nível 1

Lista de Verificação - B

A lista de verificação B consiste nas seguintes questões:

1. Os COC podem alcançar recetores ecológicos e/ou habitats através de águas subterrâneas?
    a. Os COC podem lixiviar ou migrar para as águas subterrâneas?
    b. São os COC móveis nas águas subterrâneas?
    c. As águas subterrâneas do local descarregam para habitats ecológicos?

2. Podem os COC alcançar recetores ecológicos ou os seus habitats através de migração de NAPL (líquido de fase não aquosa ou produto livre)?
    a. O líquido de fase não aquosa (NAPL) está presente no local?
    b. O NAPL está a migrar?
    c. Pode a descarga do NAPL acontecer onde se encontram recetores ecológicos e/ou habitats?

3. Os COC do local poderiam chegar aos recetores ecológicos através da erosão de solos afetados ou através da escorrência de águas pluviais ou através de sedimentos transportados durante períodos de pluviosidade intensa?
    a. Os COC estão presentes em solos superficiais (0-1m) ou na superfície do solo?
    b. Os COC podem ser lixiviados ou transportados pela erosão dos solos superficiais?

4. Os COC do local podem alcançar recetores ecológicos e/ou habitats através de contacto direto?
    a. Os COC estão presentes no solo superficial ou na superfície do solo?
    b. Existem potenciais recetores ecológicos e/ou habitats no local?

5. Poderiam os COC alcançar recetores ecológicos por inalação de voláteis ou de poeiras no ar ambiente ou em tocas subterrâneas?
    a. Os COC que estão presentes no local são voláteis?
    b. O COC no local pode ser transportado no ar como pó ou partículas?

6. Podem os COC do local pode atingir recetores ecológicos e/ou habitats através da ingestão direta de solos, plantas, animais ou diretamente COC?
    a. Os COC estão presentes em solos subsuperficiais e superficiais ou na superfície do solo?
    b. Os COC no solo são absorvidos ou adsorvidos por plantas que crescem no local?
    c. Os potenciais recetores ecológicos, no local ou na envolvente, alimentam-se de plantas (rasteiras, arbustos, árvores, etc.) encontradas no local?
    d. Os COC encontrados no local tendem à bioacumulação?

7. Os COC originários do local podem alcançar recetores ecológicos e/ou habitats por transporte através de um sistema cársico?

Se a resposta a uma ou mais das perguntas acima referidas for "Sim", poderá ser necessária uma avaliação adicional para determinar se o site representa um risco inaceitável para os recetores ecológicos.

24 ANEXO A

Documento:

R07.01.20190708.01 – Relatório Final PRBCA – ANEXO A

Projeto:

Projeto de revisão da metodologia de avaliação da qualidade da água subterrânea em caso de contaminação antrópica

Cliente:

APETRO - Associação Portuguesa de Empresas Petrolíferas

Resumo Executivo:

É apresentado o ANEXO A ao documento enquadrador do programa PRBCA – Portugal Risk Based Corrective Action, onde se desenvolve a metodologia de cálculo dos valores objetivo baseados em risco de nível 1.

Controlo do documento:

VERSÃO	DATA DE PUBLICAÇÃO
R02.0120190708.01	12.09.2020

Autoria:

Atul Salhotra

Supervisão Brownfield Engineering:

Marco Rocha

Equipa técnica:

Atul Salhotra	Bacharel em Engenharia Civil, Indian Institute of Technology, Nova Deli, India, 1979 Mestre em Desenvolvimento de Recursos Hidrológicos, Asian Institute of Technology, Banguecoque, Tailândia, 1981 Doutorado em Sistemas de Gestão de Recursos Hidrológicos e Modelação Ambiental, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, 1985 Instrutor ASTM para RBCA desde 1992
Marco Rocha	Licenciado em Engenharia Geológica, Universidade Nova de Lisboa.

Índice

1 Desenvolvimento dos Valores Objetivo Baseados em Risco 6
1.1 Introdução 6
1.2 Níveis de aceitabilidade de Risco 8
1.3 Parâmetros de toxicidade 8
1.4 Propriedades Físico-químicas 11
1.5 Fatores de Exposição 11
1.6 Parâmetros de destino e transporte 12
1.7 Proteção das águas subterrâneas 12
1.7.1 Dimensão da fonte no solo 13
1.7.2 Dimensão da fonte nas águas subterrâneas 14
1.7.3 A localização do ponto de exposição 14
1.7.4 A localização do ponto de demonstração 15
1.7.5 Valor Objetivo no Ponto de Exposição 15
1.7.6 Cálculo da Concentração Permitida no Ponto de Demonstração 15
1.7.7 Cálculo da concentração admissível na fonte do solo 16
1.8 Valores objetivo para proteção de corpos de água superficiais 17
1.8.1 Proteção de riachos 17
1.9 Modelos Matemáticos 19
1.10 Cálculo de valores objetivo para LNAPL e DNAPL 20
2 Referências 21
3 Tabelas 22
4 Equações e modelos – Modo Direto 45
5 Equações e modelos – Modo Inverso 88

Índice de Figuras

Figura 1 – Esquema da via de exposição de proteção da água subterrânea 13

Figura 2 – Cenário a) de localização do PdE no nível 1. 14

Figura 3 – Cenário b) de localização do PdE no nível 1. 15

Figura 4 – Representação gráfica da metodologia para proteção de riachos e águas superficiais. 18

Índice de Tabelas

Tabela A-1 – Parâmetros toxicológicos dos contaminantes (PRBCA)..... 23
Tabela A- 2 – Parâmetros para via de contacto dérmico (PRBCA) 27
Tabela A- 3 – Propriedades Físicas e Químicas dos Contaminantes (PRBCA) 31
Tabela A- 4 – Fatores de Exposição (PRBCA)..... 35
Tabela A- 5 – Parâmetros de Destino e Transporte (PRBCA)..... 40
Tabela A- 6 – Parâmetros dos Edifícios (PRBCA) 42
Tabela A- 7 – Valores de referência para água potável 43

1 Desenvolvimento dos Valores Objetivo Baseados em Risco

1.1 Introdução

Este anexo apresenta a metodologia e os parâmetros necessários para calcular os VOBR de Nível 1, VOEL de Nível 2, e o risco. A avaliação do risco requer os seguintes fatores:

- Nível de aceitabilidade de risco;
- Propriedades toxicológicas dos contaminantes;
- Propriedades físico-químicas dos COC;
- Fatores de exposição específicos dos recetores;
- Parâmetros dos modelos e equações de destino e transporte;
- Modelos matemáticos.

Cada um destes fatores é discutido em detalhe. Além disso, este anexo aborda o cálculo das concentrações equivalentes e a estimativa do risco em situações onde exista fase livre de LNAPL ou DNAPL nas águas subterrâneas (Capítulo 10).

Para a AR de Nível 1, os VOBR foram calculados utilizando pressupostos conservadores aplicáveis à maioria das condições portuguesas para vários COC, recetores (criança, adulto residente, residente ajustado à idade, trabalhador não residencial, e trabalhador da construção civil), e as seguintes vias de exposição. Para a AR de Nível 1, pressupõe-se que a espessura do solo superficial seja de 0.5 m (residencial e industrial/comercial). Para os trabalhadores da construção é considerado como solo superficial todo até à profundidade de construção.

Para a AR de Níveis 2 e 3, a espessura do solo superficial será específica do local, no intervalo entre 0.3 m a 1 m.

<u>Vias de exposição para Solos superficiais, definidos entre 0 e 0.5 m de profundidade:</u>

- Lixiviação para as águas subterrâneas e potencial utilização das águas subterrâneas;
- Lixiviação para as águas subterrâneas e subsequente migração para massas de água superficial;
- Ingestão do solo;
- Contacto dérmico com o solo;
- Inalação interior e exterior de voláteis e partículas emitidas pelos solos superficiais.

Vias de exposição para solos subsuperficiais, definidos como solos abaixo do solo superficial até ao nível freático

- Volatilização e migração ascendente de voláteis provenientes do solo subsuperficial e potencial inalação em espaço interior;

- Inalação em espaço exterior de voláteis;
- Lixiviação para as águas subterrâneas e potencial utilização das águas subterrâneas; e
- Lixiviação para as águas subterrâneas e subsequente migração para massas de água superficial.

Vias de exposição para as águas subterrâneas (Saúde humana e ecossistemas)

- Volatilização e migração ascendente de voláteis provenientes da água subterrânea e potencial inalação em espaço interior;
- Volatilização e migração ascendente de voláteis das águas subterrâneas e potencial inalação em espaço exterior;
- Ingestão, inalação e contacto dérmico com a água se existir consumo humano das águas subterrâneas;
- Migração para uma massa de água superficial e impactos potenciais nas águas superficiais.

Outras vias de exposição

Em locais onde outras vias de exposição estejam completas, estes devem ser avaliados de acordo com uma AR de nível 3. Exemplos destas vias de exposição - devem ser considerados se estiverem completas:

- Ingestão de produtos cultivados em solos impactados;
- Exposições associadas à utilização de águas subterrâneas para fins de irrigação;
- Utilização de águas subterrâneas para fins industriais;
- Ingestão de peixes ou outros organismos aquáticos que tenham bioacumulado COC através da cadeia alimentar como resultado da contaminação das águas superficiais ou dos sedimentos; e
- Em locais de grande dimensão (várias centenas de metros quadrados de área) onde o escoamento superficial pode entrar em contacto direto com os solos impactados e/ou descarga em águas superficiais, o escoamento superficial pode ter de ser considerado como um elemento de preocupação. O impacto potencial do escoamento superficial de materiais contaminados nas propriedades adjacentes e nos cursos de água pode ter de ser avaliado.

Os VOBR de Nível 1 para os percursos aplicáveis são apresentados nas Tabelas 5 a 8.

Para a avaliação de Nível 2, a PR deve calcular os VOEL utilizando dados tecnicamente justificáveis, específicos do local. Os modelos genéricos de destino e transporte, valores de toxicidade, fatores de exposição e propriedades químicas específicas devem ser utilizados para desenvolver os VOBR de Nível 2. Para a avaliação da Nível 3, os VOEL seriam calculados utilizando dados específicos do local e possivelmente modelos alternativos de destino e transporte.

1.2 Níveis de aceitabilidade de Risco

O processo de tomada de decisão com base no risco requer um nível de aceitabilidade risco tanto para efeitos cancerígenos como para efeitos não cancerígenos adversos para a saúde. Para efeitos carcinogénicos, o risco é quantificado utilizando o excesso de risco individual de cancro vitalício (IELCR) e para efeitos não carcinogénicos, o risco é quantificado utilizando um quociente de perigo (HQ) ou índice de perigo (HI), que é a soma dos quocientes de perigo para múltiplas substâncias químicas e/ou múltiplas vias de exposição.

Os níveis de risco aceitáveis para o Nível 1 são, para o risco cancerígeno de $1x10^{-5}$ para cada COC e cada via e um HQ de 1.0 para cada via e para cada COC. Para a avaliação dos níveis 2 e 3, o risco cumulativo de $1x10^{-4}$ e um índice de perigo cumulativo de 1.0 é considerado aceitável.

1.3 Parâmetros de toxicidade

As Tabelas A-1 e A-2 apresentam os valores de toxicidade utilizados nas avaliações de nível 1 e de nível 2 para os contaminantes considerados no processo PRBCA. Normalmente, estes valores de toxicidade são também utilizados para a avaliação de nível 3, embora possam ser utilizados valores alternativos para a avaliação de nível 3, desde que com justificação adequada.

Os dados de toxicidade foram obtidos a partir das *Regional Screening Level Tables USEPA* (2020). Os valores de toxicidade dérmica não estão incluídos nesta referência, pelo que os valores de toxicidade dérmica foram calculados utilizando a hipótese de que a toxicidade dérmica da substância química é a mesma que a toxicidade oral, exceto pela consideração que dose dérmica é adsorvida enquanto que a dose ingerida é aplicada.

O fator de declive dérmico (SFd) e a dose de referência (RfDd) são calculados da seguinte forma:

$$SF_d = \frac{SF_o}{RAF_o} \qquad \text{(A-1)}$$

$$RfD_d = RfD_o \times RAF_o \qquad \text{(A-2)}$$

onde,

SFo = Fator de declive para exposição oral $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$,

RfDo = Dose de referência para exposição oral $(mg/kg\text{-}dia)^{-1}$

RAFo = Fator de absorção oral (adimensional).

Se os fatores de absorção oral não estiverem disponíveis, é atribuído um valor conservador de 1.0.

Os fatores de absorção dérmica foram obtidos do *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume 1: Human Health Evaluation Manual, Part E Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment* (USEPA, 2004). No entanto, esta orientação não tem quaisquer recomendações para compostos orgânicos voláteis (COV), ou compostos inorgânicos, e estão disponíveis fontes alternativas.

Coeficiente de permeabilidade

Para substâncias químicas orgânicas, os coeficientes de permeabilidade específicos na água foram obtidos do Ponto B-3 do *RAGS Volume I, Parte E* (USEPA, 2004). Para as substâncias químicas não listadas no Ponto B-3, a constante de permeabilidade, Kp (cm/hr), foi estimada usando a seguinte equação, de acordo com o *RAGS Volume I, Parte E* (USEPA, 2004):

$$\log Kp = -2.80 + 0.66(\log K_{ow}) - 0.0056MW \qquad \text{(A-3)}$$

onde,

K_{ow} = Coeficiente de partição octanol-água (adimensional),

MW = Massa molecular (g/mol).

Note que os *MW* e K_{ow} são apresentados na Tabela A-3.

Para metais e outros contaminantes inorgânicos, os coeficientes de permeabilidade foram obtidos da Ponto B-4 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004). Se não estiver disponível nenhum valor, recomenda-se o coeficiente de permeabilidade de $1x10^{-3}$ cm/hr como valor padrão (USEPA, 2004).

Contribuição Relativa do Coeficiente de Permeabilidade

A contribuição relativa dos coeficientes de permeabilidade para as substâncias químicas foi obtida a partir da Ponto B-3 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004). Para as substâncias químicas não listadas no Ponto B-3, a contribuição relativa do coeficiente de permeabilidade, B (sem unidade), foi estimada usando a seguinte equação como apresentado em *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004):

$$B = K_p \frac{\sqrt{MW}}{2.6} \qquad \text{(A-4)}$$

Tempo de chegada

Os tempos de chegada para as substâncias químicas, τ_{event} (hr/evento), foram obtidos do Ponto B-3 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004).

Tal como apresentado em *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004), a equação para estimar o τ_{event} é derivada no seguinte modo:

$$\frac{D_{sc}}{l_{sc}} = 10^{(-2.80-0.0056MW)} \qquad \text{(A-5)}$$

$$\tau_{event} = \frac{l_{sc}^2}{6 \times D_{sc}} \qquad \text{(A-6)}$$

em que,

D_{sc} = Coeficiente de difusão eficaz para transferência química através do estrato córneo (cm2/hr), e

l_{sc} = Espessura aparente do estrato córneo (cm).

O tempo de chegada depende do coeficiente de difusão efetivo para a transferência química através do estrato córneo e da espessura aparente do estrato córneo. Assumindo l_{sc} = 10^{-3} cm como valor por defeito para a espessura do stratum corneum, τ_{event} torna-se:

$$\tau_{event} = 0.105 \times 10^{(0.0056MW)} \qquad \text{(A-7)}$$

Para substâncias químicas não listadas no Ponto B-3 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004), τ_{event} foi estimado utilizando a Equação A-7.

A Equação A-7 assume que todas as substâncias químicas absorvidas pela pele durante o evento de exposição seriam eventualmente absorvidas pela circulação sistêmica, com o estrato córneo sendo a principal barreira para a maioria das substâncias químicas. Para substâncias químicas altamente lipofílicas, a epiderme viável pode ser uma barreira significativa para a transferência química do estrato córneo para a circulação sistêmica. Quando isso ocorre, a taxa relativa de descamação do estrato córneo e a taxa de proliferação celular na base da epiderme viável contribuem para uma redução na quantidade total de substância química absorvida. Por razões semelhantes, a descamação do estrato córneo pode reduzir a quantidade de absorção de substâncias químicas que não são altamente lipofílicos, mas suficiente grandes para que a penetração através do estrato córneo seja lenta.

Tempo para alcançar o Estado Estacionário

O tempo para atingir o estado estacionário para as substâncias químicas consideradas foi obtido do Anexo B-3 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004). Para substâncias não listadas no Anexo B-3, o tempo para atingir o estado estacionário, *t** (hr), foi estimado usando a seguinte equação de acordo com o *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004):

Se B < 0.6 or B = 0.6,

$$t^* = 2.4\tau_{event} \qquad \text{(A-8)}$$

Se B > 0.6,

$$t^* = 6\tau_{event} \times \left(b - \sqrt{b^2 - c^2}\right) \qquad \text{(A-9)}$$

em que *b* e *c* são coeficientes de correlação que foram ajustados aos dados de Flynn, G.L. (1990) e são expressos como:

$$c = \frac{1 + 3B + 3B^2}{3(1+B)} \quad \text{e} \quad b = 2 \times \frac{(1+B)^2}{\pi} - c \qquad \text{(A-10)}$$

Fração de água absorvida

A fração de água absorvida para as substâncias químicas consideradas foi obtida do Anexo B-3 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004). Para substâncias químicas não listadas no Anexo B-3, a fração de água absorvida, *FA* (adimensional), foi estimada a partir do Anexo A-5 do *RAGS Volume I, Part E* (USEPA, 2004).

1.4 Propriedades Físico-químicas

As propriedades físico-químicas dos COC estão listadas na Tabela A-3 e são obtidas nas *Regional Screening Level Tables USEPA* (2020). Esses valores devem ser usados para todos os processos PRBCA, a menos que haja razões justificáveis para modificar esses valores e as autoridades aprovem os valores alternativos. O uso de valores diferentes é permitido apenas na avaliação de nível 3.

1.5 Fatores de Exposição

Uma lista dos fatores de exposição e os valores genéricos que foram usados para desenvolver VOBR de nível 1 é apresentada na Tabela A-4. Os fatores de exposição são normalmente estimados com base na literatura, em vez de medições específicas no local. Para uma avaliação de Nível 3, fatores de exposição específicos do local podem ser usados com justificação fundamentada. Para a avaliação das exposições inalatórias, os valores tanto do tempo de exposição (horas / dia) quanto da taxa de inalação (m^3 / dia) são significativos e inter-relacionados.

Uma fonte de informações sobre o fator de exposição é o *Exposure Factors Handbook* (USEPA 2011). Outras fontes de dados para o fator de exposição podem ser usadas para avaliação de Nível 3 com a aprovação das autoridades.

1.6 Parâmetros de destino e transporte

Os parâmetros de destino e transporte são necessários para estimar os valores objetivo para as vias de exposição indiretas. Esses fatores caracterizam as propriedades físicas do local, como a profundidade do nível freático, área, porosidade do solo e taxa de infiltração. Para a avaliação de risco de Nível 1, um solo representativo do solo mais litoral foi selecionado. A Tabela A-5 apresenta os valores genéricos a serem usados para avaliação do nível 1.

Para uma avaliação de Nível 2, pode ser usada uma combinação entre valores genéricos de destino e transporte e específicos do local. A Tabela A-6 apresenta os parâmetros de destino e transporte para os quais os valores específicos do local devem ser usados para uma avaliação de nível 2. No entanto, o valor de cada parâmetro usado, seja específico do local ou genérico, deve ser justificado com base nas condições específicas do local. No caso em que as condições específicas do local são significativamente diferentes das premissas do nível 1, valores específicos do local devem ser usados.

Para uma avaliação de risco de nível 3, os parâmetros específicos de destino e de transporte necessários para calcular os VOEL dependerão do modelo a utilizar.

1.7 Proteção das águas subterrâneas

Se a via de exposição da água subterrânea for considerada completa nas condições atuais ou futuras, ela deve ser avaliada quantitativamente da seguinte forma:

Passo 1: Identifique o ponto de exposição (PdE) a jusante mais próximo. O PdE pode não ser necessariamente um poço existente; o PdE pode ser um poço hipotético. Além disso, o PdE pode captar numa zona não contaminada mais profunda, e não necessariamente numa zona subsuperficial contendo água contaminada.

Passo 2: Determine os valores objetivo no PdE. Os valores objetivo serão o valor calculado com base no risco que assume a ingestão de água subterrânea, contato dérmico e inalação interna de vapores emitidos devido ao uso de água (apenas para contaminantes voláteis).

Passo 3: Identificação dos pontos de demonstração (PdD) e cálculo dos valores objetivo no PdD. Os PdD estão localizados entre a fonte e o PdE para monitorizar as concentrações de COC nas águas subterrâneas como um meio de proteger o PdE. Os valores objetivo baseadas no risco serão calculados para o PdD conforme discutido no ponto A.7.6.

Passo 4: Cálculo das concentrações representativas de COC do solo na área do derrame. Os valores objetivo baseados no risco para o solo também devem ser calculados para a área do derrame usando as equações e modelos apresentados neste anexo.

A proteção da água subterrânea requer as seguintes informações:

1. Dimensões da fonte no solo,
2. Dimensões da fonte na água subterrânea,
3. A localização do ponto de exposição (PdE),
4. A localização dos pontos de demonstração (PdD), e
5. Os valores de referência a serem cumpridos no PdE.

Consulte a Figura 1 para um esquema desta via de exposição. Com base nestes parâmetros, o modelo de *Summers* e *Domenico* pode ser usado para calcular (i) a concentração permitida no PdD e (ii) a concentração permitida na fonte no solo.

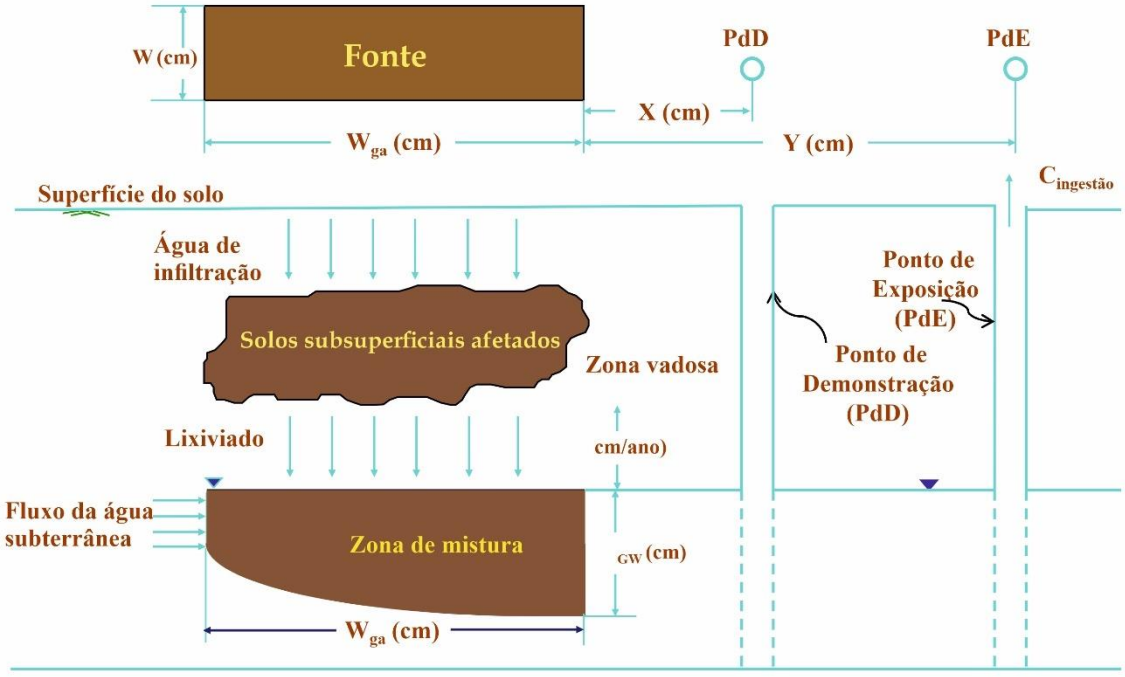


Figura 1 – Esquema da via de exposição de proteção da água subterrânea

As concentrações permitidas no PdE e no PdD são comparadas com as concentrações representativas medidas nesses dois locais (PdD e a fonte no solo) para determinar se a via está protegida ou não.

A seleção dos parâmetros apresentados é discutida mais abaixo.

1.7.1 Dimensão da fonte no solo

As dimensões da fonte no solo são estimadas com base na investigação do local e no conhecimento histórico das atividades do local. A fonte é considerada aproximadamente um retângulo com dimensões 'L' e 'W', conforme mostrado na Figura 1.

1.7.2 Dimensão da fonte nas águas subterrâneas

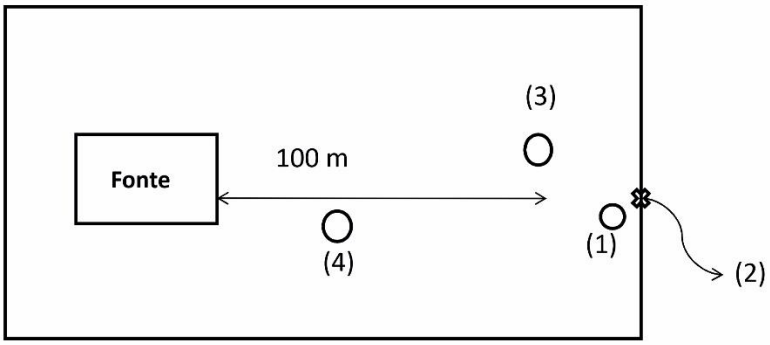
Conservadoramente, assume-se que os COC na zona vadosa migram verticalmente para baixo. Portanto, a pegada da fonte na água subterrânea é idêntica à pegada da fonte no solo. A profundidade δ_{gw} da fonte (Figura 1) é estimada como a maior de (i) variação da flutuação do nível freático, (ii) profundidade abaixo da profundidade média do nível freático para o qual os contaminantes migraram, e (iii)) comprimento da zona drenante do piezómetro. Em nenhum caso esta espessura pode exceder a espessura do aquífero.

1.7.3 A localização do ponto de exposição

No Nível 1, o PdE estará localizado a jusante do limite da zona da fonte, à distância mínima de:

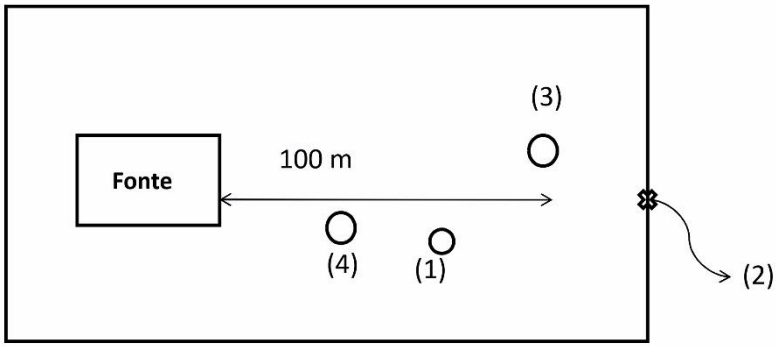
1. A captação existente mais próxima,
2. O limite jusante da propriedade,
3. Uma distância de 100 m a jusante do limite da zona da fonte.

No cenário-exemplo mostrado na Figura 2, o mínimo dos três pontos descritos acima é de 100 m da borda de degradação da fonte. Portanto, o PdE está no ponto 3. Da mesma forma, na Figura 3 o ponto 1 é o PdE, uma vez que a captação existente é o ponto mais próximo da fonte.



1. Captação existente
2. Fronteira da propriedade
3. Ponto de Exposição (PdE)
4. Ponto de Demonstração (PdD)

Figura 2 – Cenário a) de localização do PdE no nível 1.



1. Captação, Ponto de Exposição (PdE)
2. Fronteira da propriedade
3. Pontp a 100m do limite da fonte
4. Pondo de Demonstração (PdD)

Figura 3 – Cenário b) de localização do PdE no nível 1.

1.7.4 A localização do ponto de demonstração

O PdD é um poço de monitorização localizado entre a fonte e o PdE onde a concentração será medida e comparada com a concentração admissível no PdD.

1.7.5 Valor Objetivo no Ponto de Exposição

Devem ser utilizadas as concentrações equivalentes a água doméstica, elaboradas com base na ingestão de água, contacto dérmico com água, e inalação de vapores durante a utilização residencial. Consulte a Equação na página A-17. Os valores são apresentados na Tabela 5.

1.7.6 Cálculo da Concentração Permitida no Ponto de Demonstração

Para estimar as concentrações de Nível 1 do solo para que são protetivas das águas subterrâneas para diferentes distâncias ao PdE, as concentrações da fonte no solo da Tabela 8 devem ser multiplicadas pelo fator de atenuação e diluição nos valores da zona vadosa da Tabela 9. Por exemplo, com o PdE a uma distância de 100 m da fonte, a concentração da fonte no solo da Tabela 8 é 0.705 mg/kg. O valor DAF na Tabela 9 para uma distância de 100 m é 27.6. Multiplicando estes valores, a concentração da fonte no solo é 19.46 mg/kg.

Para a avaliação dos Níveis 1 e 2, podem ser utilizados os seguintes valores do factor de atenuação da diluição da zona não saturada (DAF), dependentes da profundidade:

- Profundidade para as águas subterrâneas inferior a 6 m DAF = 1
- Profundidade das águas subterrâneas 6-15 m DAF =2
- Profundidade das águas subterrâneas >15 m DAF =4

A concentração admissível no PdD pode ser estimada utilizando a seguinte equação:

$$C_{POD} = C_{TGW} \times \frac{DAF_{bldg}}{DAF_{POD}} \quad \text{(A-11)}$$

em que,

C_{POD} = Concentração admissível nas águas subterrâneas no PdD, mg/L

C_{TGW} = Concentração objetivo na água subterrânea abaixo do edifício mg/L

DAF_{bldg}= Fator de atenuação e diluição entre o edifício e a fonte estimada usando a equação de Domenico

DAF_{POD}= Fator de atenuação e diluição estimado entre o ponto de demonstração e a fonte usando a equação de Domenico

Na equação acima referida, os valores FAD podem ser obtidos na Tabela 9. Se a distância exata não estiver disponível, interpolações lineares são aceitáveis.

1.7.7 Cálculo da concentração admissível na fonte do solo

A concentração admissível na fonte no solo pode ser calculada utilizando a seguinte equação:

$$C_{SS} = C_{TGW} \times \frac{DAF_{bldg}}{LF_{SW}} \times DAF_{unsat} \quad \text{(A-12)}$$

em que,

C_{SS} = Concentração admissível na fonte no solo, mg/kg

C_{TGW} = Concentração objetivo na água subterrânea abaixo do edifício, mg/L

DAF_{bldg}= Fator de atenuação da diluição entre o edifício e a fonte estimada usando a equação de Domenico

LF_{SW} = Fator de lixiviação de solo seco, [(mg/L-water)/(mg/kg-soil)]

DAF_{unsat}= Fator de atenuação e diluição na zona vadosa

1.8 Valores objetivo para proteção de corpos de água superficiais

Os impactos potenciais para riachos e outros corpos de água superficiais com origem derrames devem ser avaliados e a qualidade da água de superfície protegida. A amostragem para COC em corpos de água superficial será necessária quando a migração de COC for conhecida ou suspeita de afetar adversamente um corpo de água de superficial.

1.8.1 Proteção de riachos

A proteção de riachos requer a (i) identificação dos usos do riacho, (ii) estimativa das concentrações permitidas de COC no riacho e (iii) cálculo das concentrações permitidas de COC em vários locais dentro do riacho e na pluma de água subterrânea. Os últimos incluem:

- Concentrações de COC no ponto de conformidade no riacho (sem zona de mistura), (C_{sw});
- Concentrações de COC no riacho, se aplicável (C_{zid});
- Concentrações de COC na água subterrânea no ponto de descarga da pluma para o corpo de água superficial (C_{gw});
- Concentrações de COC na água subterrânea em pontos de demonstração localizados a diferentes distâncias entre a fonte e o ponto de descarga (C_{POD});
- Concentrações de COC na fonte nos solos (C_{soil}).

As localizações desses vários pontos são indicadas esquematicamente nas Figuras 2 e 3. Dependendo das condições específicas do local, a amostragem para obtenção das concentrações de COC em um ou mais desses locais pode ser necessária.

A metodologia para proteção de riachos e águas superficiais é representada na Figura 4 e discutida mais abaixo.

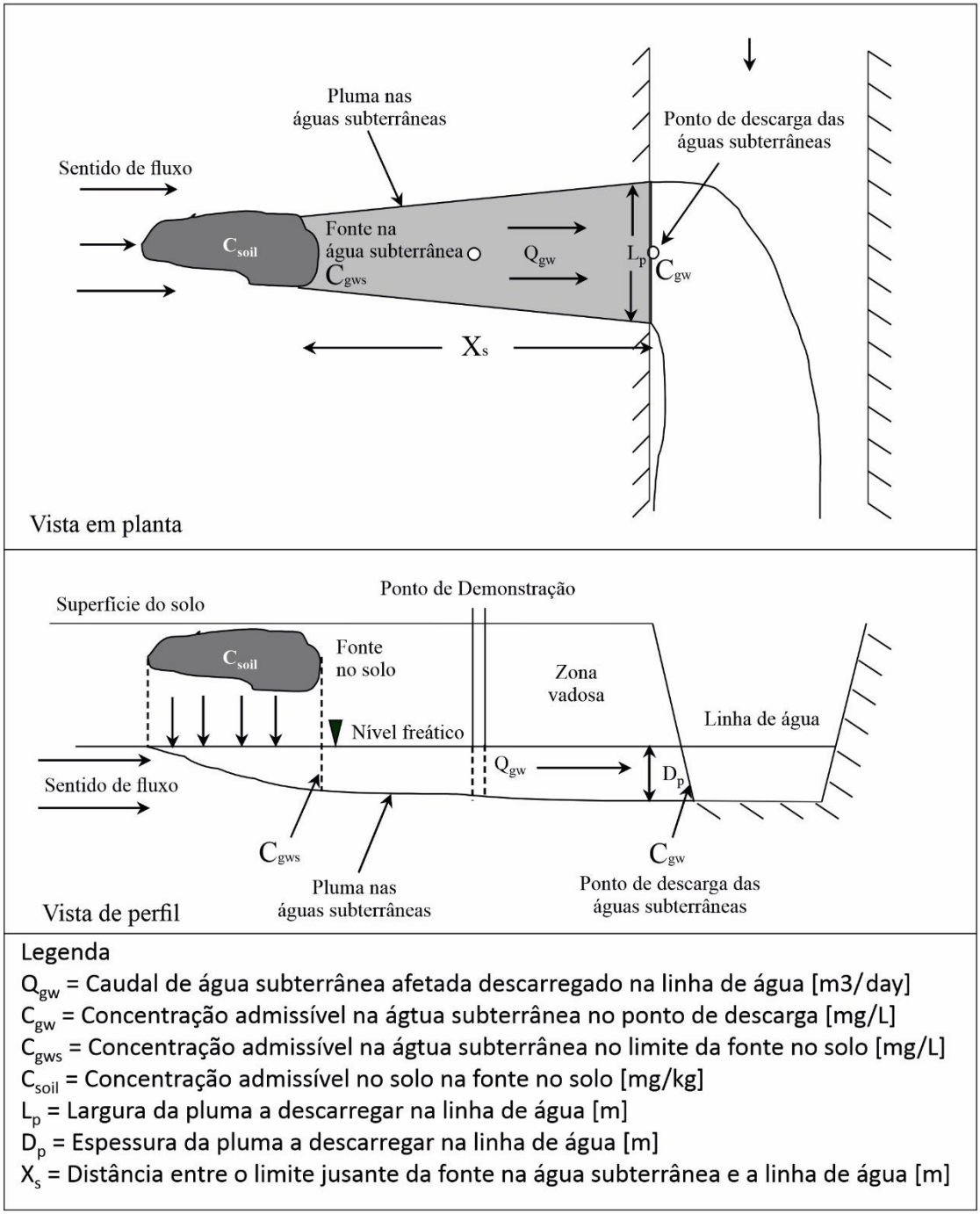


Figura 4 – Representação gráfica da metodologia para proteção de riachos e águas superficiais.

Passo 1: Determinar os usos do riacho: usos benéficos de uma linha de água incluem um ou mais dos seguintes:

- Irrigação (IRR),
- Abastecimento de gado e vida selvagem (LWW),

- Proteção da Vida Aquática e Saúde Humana - Consumo de Peixes (AQL),
- Criação de peixes de água fria (CLF),
- Lazer (WBR),
- Fonte de água potável (DWS), e
- Industrial (IND).

Uma linha de água pode ter vários usos benéficos, caso em que todos os usos devem ser identificados.

Passo 2: Determinar os critérios de qualidade da água do riacho: Os critérios de qualidade da água do riacho dependem dos usos da linha de água. Para casos com múltiplos usos, selecione os critérios mais protetores aplicáveis. Para metais, os critérios para a proteção da vida aquática dependem da dureza da água. Se estiverem presentes em um local, COC para os quais os critérios de qualidade da água não estão disponíveis, entre em contato com as autoridades para consulta. Os critérios de qualidade da água aplicáveis devem ser cumpridos no ponto de descarga das águas subterrâneas para o riacho.

Passo 3: Determine a descarga de águas subterrâneas: Deve ser determinado o volume de água subterrânea impactada que descarrega no riacho. Esta determinação é baseada nas dimensões da pluma no ponto de descarga e uma velocidade média de Darcy no ponto de descarga. Para riachos com fluxo evidente, entre em contato com as autoridades para a estimativa do caudal ecológico.

Passo 4: Estimar as concentrações no ponto de descarga das águas subterrâneas: As concentrações no ponto de descarga podem ser estimadas usando considerações de balanço de massa.

Passo 5: Estimar as concentrações na água subterrânea e solo: As concentrações de COC admissíveis para solo e água subterrânea podem ser calculadas modo inverso usando o conceito de FAD. As equações específicas, uma combinação dos modelos Summer e Domenico, são apresentadas no Anexo A, Seção A-12.

1.9 Modelos Matemáticos

Os parâmetros de entrada mencionados acima são usados em dois tipos de modelos, ou equações, para calcular os valores objetivo baseados em risco. Estas são as (i) equações de absorção (*uptake*) e (ii) modelos de destino e transporte. Para avaliações de Nível 1 e Nível 2, consideram-se modelos e equações predefinidos incluídos neste documento. Com a aprovação prévia das autoridades por meio da apresentação de um plano de trabalho de Nível 3, modelos alternativos podem ser usados para avaliação de risco de Nível 3.

1.10 Cálculo de valores objetivo para LNAPL e DNAPL

O processo PRBCA permite o cálculo dos níveis de risco e de valores objetivo quando LNAPL ou DNAPL existe. Sob esta condição, as vias primárias de exposição são a inalação de ar interior para um recetor residencial ou não residencial e a proteção de uma captação de água subterrânea atual ou futura (PdE). Para essas vias, a etapa principal é o cálculo da concentração de voláteis e da concentração dissolvida proveniente do LNAPL / DNAPL. Uma vez que essas concentrações tenham sido estimadas, os níveis de risco e valores objetivo podem ser determinados usando os procedimentos apresentados nos pontos 1.2 a 1.8.

A concentração de voláteis no solo em equilíbrio com LNAPL / DNAPL é a concentração efetiva de voláteis no solo. Essa concentração depende (i) da concentração de vapor de solo saturado específico da substância química e (ii) da fração molar da substância química no LNAPL / DNAPL para a qual a concentração de vapor do solo está sendo calculada. Se a fração molar de um COC não for conhecida, as frações molares genéricas, calculadas usando a fração de peso de um COC específico no LNAPL / DNAPL, podem ser usadas se o NAPL puder ser analisado e seus componentes determinados. Alternativamente, o avaliador pode amostrar o LNAPL / DNAPL para análise de laboratório para determinar os valores específicos do local para o peso e frações molares. As equações específicas usadas para calcular o vapor de solo efetivo ou as concentrações dissolvidas efetivas são apresentadas neste documento.

No modelo direto de avaliação de risco, as concentrações efetivas de vapor do solo e dissolvidas podem ser usadas para calcular o risco devido à inalação de ar interior ou para estimar a concentração no ponto de demonstração (PdD) e no PdE. Se a DNAPL estiver localizada abaixo do nível freático, as vias relacionadas à inalação de vapores produzidos a partir da DNAPL serão consideradas incompletas, pois os vapores não penetrarão na coluna sobrejacente de solo saturado.

2 Referências

Flynn, G.L., 1990. Physicochemical Determinates of Skin Absorption. In T.R. Gerrity and C.J. Henry, Eds. Principles of Route-to-Route Extrapolation for Risk Assessment, Elsevier, New York. p. 93 – 127.

USEPA 2020. Regional Screening Level (RSL) Tables.

USEPA 2011. Exposure Factors Handbook, 2011 Edition. EPA/600/R-09/052F. Setembro 2011.

USEPA, 2004. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume 1: Human Health Evaluation Manual, Part E Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment. Julho 2004. EPA/540/R/99/005.

APAST, 2008. Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati - Appendice I. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (Março 2008)

3 Tabelas

NOTA: As tabelas são apresentadas em inglês.

Tabela A-1 – Parâmetros toxicológicos dos contaminantes (PRBCA)

Chemical	CAS No.	Slope Factor		Inhalation Unit Risk (IUR)	Reference Dose		Reference Concentration (RfC)	Absorption Factor	
		Oral (Sfo)	Dermal (SF_d)		Oral (RfDo)	Dermal (RfD_d)		Oral (ABS_{GI})	Dermal (ABSd)
		$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(m^3/\mu g)$	(mg/kg-day)	(mg/kg-day)	(mg/m^3)	(unitless)	
Volatile Organic Compounds									
Benzene	71-43-2	5.5E-02	5.5E-02	7.8E-06	4.0E-03	4.0E-03	3.0E-02	1	NA
Toluene	108-88-3	NA	N/A	NA	8.0E-02	8.0E-02	5.0E+00	1	NA
Ethylbenzene	100-41-4	1.1E-02	1.1E-02	2.5E-06	1.0E-01	1.0E-01	1.0E+00	1	NA
Styrene	100-42-5	NA	N/A	NA	2.0E-01	2.0E-01	1.0E+00	1	NA
Xylenes	1330-20-7	NA	N/A	NA	2.0E-01	2.0E-01	1.0E-01	1	NA
MTBE	1634-04-4	1.8E-03	1.8E-03	2.6E-07	NA	N/A	3.0E+00	1	NA
ETBE	211-309-7	NA	N/A	NA	NA	N/A	NA	NA	NA
Tetraethyllead	78-00-2	NA	N/A	NA	1.0E-07	1.0E-07	NA	1	NA
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons									
Naphthalene	91-20-3	1.2E-01	1.2E-01	3.4E-05	2.0E-02	2.0E-02	3.0E-03	1	0.13
Acenaphthalene	211-309-7	NA	N/A	NA	NA	N/A	NA	NA	NA
Acenaphthene	83-32-9	NA	N/A	NA	6.0E-02	6.0E-02	NA	1	0.13
Fluorene	86-73-7	NA	N/A	NA	4.0E-02	4.0E-02	NA	1	0.13
Phenanthrene	85-01-8	NA	N/A	NA	NA	N/A	NA	NA	NA
Anthracene	120-12-7	NA	N/A	NA	3.0E-01	3.0E-01	NA	1	0.13
Fluoranthene	206-44-0	NA	N/A	NA	4.0E-02	4.0E-02	NA	1	0.13
Pyrene	129-00-0	NA	N/A	NA	3.0E-02	3.0E-02	NA	1	0.13

Chemical	CAS No.	Slope Factor		Inhalation Unit Risk (IUR)	Reference Dose		Reference Concentration (RfC)	Absorption Factor	
		Oral (Sfo)	Dermal (SF_d)		Oral (RfDo)	Dermal (RfD_d)		Oral (ABS_{GI})	Dermal (ABSd)
		$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(m^3/\mu g)$	(mg/kg-day)	(mg/kg-day)	(mg/m^3)	(unitless)	
Benzo(a)anthracene	56-55-3	1.0E-01	1.0E-01	6.0E-05	NA	N/A	NA	1	0.13
Chrysene	218-01-9	1.0E-03	1.0E-03	6.0E-07	NA	N/A	NA	1	0.13
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	1.0E-01	1.0E-01	6.0E-05	NA	N/A	NA	1	0.13
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	1.0E-02	1.0E-02	6.0E-06	NA	N/A	NA	1	0.13
Benzo(a)pyrene	50-32-8	1.0E+00	1.0E+00	6.0E-04	3.0E-04	3.0E-04	2.0E-06	1	0.13
Dibenzo(ah)anthracene	53-70-3	1.0E+00	1.0E+00	6.0E-04	NA	N/A	NA	1	0.13
Benzo(ghi)perylene	191-24-2	NA	N/A	NA	NA	N/A	NA	NA	NA
Indeno(123cd)pyrene	193-39-5	1.0E-01	1.0E-01	6.0E-05	NA	N/A	NA	1	0.13
Halogenated Volatile Organic Compounds									
Dichloromethane	75-09-2	2.0E-03	2.0E-03	1.0E-08	6.0E-03	6.0E-03	6.0E-01	1	NA
Trichloromethane	67-66-3	3.1E-02	3.1E-02	2.3E-05	1.0E-02	1.0E-02	9.8E-02	1	NA
Tetrachloromethane	56-23-5	7.0E-02	7.0E-02	6.0E-06	4.0E-03	4.0E-03	1.0E-01	1	NA
Trichloroethene	79-01-6	4.6E-02	4.6E-02	4.1E-06	5.0E-04	5.0E-04	2.0E-03	1	NA
Tetrachloroethene	127-18-4	2.1E-03	2.1E-03	2.6E-07	6.0E-03	6.0E-03	4.0E-02	1	NA
1,1-Dichloroethane	75-34-3	5.7E-03	5.7E-03	1.6E-06	2.0E-01	2.0E-01	NA	1	NA
1,2-Dichloroethane	107-06-2	9.1E-02	9.1E-02	2.6E-05	6.0E-03	6.0E-03	7.0E-03	1	NA
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	NA	N/A	NA	2.0E+00	2.0E+00	5.0E+00	1	NA
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	5.7E-02	5.7E-02	1.6E-05	4.0E-03	4.0E-03	2.0E-04	1	NA
cis1,2-Dichloroethene	156-59-2	NA	N/A	NA	2.0E-03	2.0E-03	NA	1	NA

Chemical	CAS No.	Slope Factor		Inhalation Unit Risk (IUR)	Reference Dose		Reference Concentration (RfC)	Absorption Factor	
		Oral (Sfo)	Dermal (SF_d)		Oral (RfDo)	Dermal (RfD_d)		Oral (ABS_{GI})	Dermal (ABSd)
		$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(m^3/\mu g)$	(mg/kg-day)	(mg/kg-day)	(mg/m^3)	(unitless)	
trans1,2-Dichloroethene	156-60-5	NA	N/A	NA	2.0E-02	2.0E-02	NA	1	NA
Vinyl chloride	75-01-4	7.2E-01	7.2E-01	4.4E-06	3.0E-03	3.0E-03	1.0E-01	1	NA
Metals									
Arsenic	7440-38-2	1.5E+00	1.5E+00	4.3E-03	3.0E-04	3.0E-04	1.5E-05	1	0.030
Cadmium	7440-43-9	NA	N/A	1.8E-03	5.0E-04	2.5E-05	1.0E-05	0.05	0.001
Chromium (III)	16065-83-1	NA	N/A	NA	1.5E+00	2.0E-02	NA	0.013	NA
Chromium (VI)	18540-29-9	5.0E-01	2.0E+01	8.4E-02	3.0E-03	7.5E-05	1.0E-04	0.025	NA
Copper	7440-50-8	NA	N/A	NA	4.0E-02	4.0E-02	NA	1	NA
Mercury	7439-97-6	NA	N/A	NA	NA	N/A	3.0E-04	1	NA
Nickel	7440-02-0	NA	N/A	2.6E-04	2.0E-02	8.0E-04	9.0E-05	0.04	NA
Zinc	7440-66-6	NA	N/A	NA	3.0E-01	3.0E-01	NA	1	NA
Lead	7439-92-1	NA	N/A	NA	NA	N/A	NA	1	NA
Total Petroleum Hydrocarbon Fractions									
>C6 - C8 (Aliphatics)	NA	NA	N/A	NA	5.0E+00	5.0E+00	1.9E+01	1	NA
>C8 - C10 (Aliphatics)	NA	NA	N/A	NA	1.0E-01	1.0E-01	1.0E+00	1	NA
>C10 - C12 (Aliphatics)	NA	NA	N/A	NA	1.0E-01	1.0E-01	1.0E+00	1	0.1
>C12 - C16 (Aliphatics)	NA	NA	N/A	NA	1.0E-01	1.0E-01	1.0E+00	1	0.1
>C16 - C35 (Aliphatics)	NA	NA	N/A	NA	2.0E+00	2.0E+00	NA	1	0.1

Chemical	CAS No.	Slope Factor		Inhalation Unit Risk (IUR)	Reference Dose		Reference Concentration (RfC)	Absorption Factor	
		Oral (Sfo)	Dermal (SF_d)		Oral (RfDo)	Dermal (RfD_d)		Oral (ABS_{GI})	Dermal (ABSd)
		$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$	$(m^3/\mu g)$	(mg/kg-day)	(mg/kg-day)	(mg/m^3)	(unitless)	
>C8 - C10 (Aromatics)	NA	NA	N/A	NA	4.0E-02	4.0E-02	2.0E-01	1	NA
>C10 - C12 (Aromatics)	NA	NA	N/A	NA	4.0E-02	4.0E-02	2.0E-01	1	0.1
>C12 - C16 (Aromatics)	NA	NA	N/A	NA	4.0E-02	4.0E-02	2.0E-01	1	0.1
>C16 - C21 (Aromatics)	NA	NA	N/A	NA	3.0E-02	3.0E-02	NA	1	0.1
>C21 - C35 (Aromatics)	NA	NA	N/A	NA	3.0E-02	3.0E-02	NA	1	0.1

Notes:

Toxicity values, except for TPH fractions, were obtained from the *Regional Screening Level (RSL) Summary Tables May 2020* (USEPA, 2020).

Toxicity values for TPH fractions were obtained from "Missouri Risk-Based Corrective Action Process for Petroleum Storage Tanks (MDNR, 2013).

The dermal slope factor and reference dose are calculated as per Appendix A, Section A.3.

NA: Not available. N/A: Not applicable.

Tabela A- 2 – Parâmetros para via de contacto dérmico (PRBCA)

Chemical	CAS No.	Permeability Constant, K_p	Relative Contribution of Permeability Coefficient, B	Lag Time, t_{event}	Time to Reach Steady State, t*	Fraction Absorbed, FA[#]
		(cm/hr)	(unitless)	(hr/event)	(hr)	(unitless)
Volatile Organic Compounds						
Benzene	71-43-2	1.49E-02	5.07E-02	2.88E-01	6.91E-01	1.00
Toluene	108-88-3	3.11E-02	1.15E-01	3.45E-01	8.28E-01	1.00
Ethylbenzene	100-41-4	4.93E-02	1.95E-01	4.13E-01	9.92E-01	0.98
Styrene	100-42-5	3.72E-02	1.46E-01	4.03E-01	9.67E-01	0.99
Xylenes	1330-20-7	5.00E-02	1.98E-01	4.13E-01	9.92E-01	0.99
MTBE	1634-04-4	2.11E-03	7.62E-03	3.28E-01	7.87E-01	1.00
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA
Tetraethyllead	78-00-2	1.37E-02	9.48E-02	6.81E+00	1.63E+01	0.90
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons						
Naphthalene	91-20-3	4.66E-02	2.03E-01	5.49E-01	1.32E+00	0.95
Acenaphthalene	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA
Acenaphthene	83-32-9	8.60E-02	4.11E-01	7.68E-01	1.84E+00	0.95
Fluorene	86-73-7	1.10E-01	5.45E-01	8.97E-01	2.15E+00	0.97
Phenanthrene	85-01-8	NA	NA	NA	NA	NA
Anthracene	120-12-7	1.42E-01	7.29E-01	1.05E+00	4.05E+00	0.97
Fluoranthene	206-44-0	3.08E-01	1.68E+00	1.43E+00	5.73E+00	0.95

Chemical	CAS No.	Permeability Constant, K_p	Relative Contribution of Permeability Coefficient, B	Lag Time, t_{event}	Time to Reach Steady State, t*	Fraction Absorbed, FA#
		(cm/hr)	(unitless)	(hr/event)	(hr)	(unitless)
Pyrene	129-00-0	2.01E-01	1.10E+00	1.43E+00	5.54E+00	0.95
Benzo(a)anthracene	56-55-3	5.52E-01	3.21E+00	2.00E+00	8.48E+00	0.80
Chrysene	218-01-9	5.96E-01	3.46E+00	2.00E+00	8.53E+00	0.80
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	4.17E-01	2.55E+00	2.72E+00	1.13E+01	0.80
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	6.91E-01	4.22E+00	2.72E+00	1.18E+01	0.78
Benzo(a)pyrene	50-32-8	7.13E-01	4.36E+00	2.72E+00	1.18E+01	0.78
Dibenzo(ah)anthracene	53-70-3	9.53E-01	6.12E+00	3.81E+00	1.69E+01	0.65
Benzo(ghi)perylene	191-24-2	NA	NA	NA	NA	NA
Indeno(123cd)pyrene	193-39-5	1.24E+00	7.93E+00	3.71E+00	1.67E+01	0.58
Halogenated Volatile Organic Compounds						
Dichloromethane	75-09-2	3.54E-03	1.25E-02	3.14E-01	7.55E-01	1.00
Trichloromethane	67-66-3	6.83E-03	2.87E-02	4.90E-01	1.18E+00	0.98
Tetrachloromethane	56-23-5	1.63E-02	7.78E-02	7.64E-01	1.83E+00	0.98
Trichloroethene	79-01-6	1.16E-02	5.11E-02	5.72E-01	1.37E+00	0.98
Tetrachloroethene	127-18-4	3.34E-02	1.65E-01	8.92E-01	2.14E+00	0.98
1,1-Dichloroethane	75-34-3	6.75E-03	2.58E-02	3.77E-01	9.04E-01	1.00
1,2-Dichloroethane	107-06-2	4.20E-03	1.61E-02	3.77E-01	9.04E-01	1.00
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	1.26E-02	5.60E-02	5.87E-01	1.41E+00	0.99

Chemical	CAS No.	Permeability Constant, K_p	Relative Contribution of Permeability Coefficient, B	Lag Time, t_{event}	Time to Reach Steady State, t*	Fraction Absorbed, FA#
		(cm/hr)	(unitless)	(hr/event)	(hr)	(unitless)
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	5.04E-03	2.24E-02	5.87E-01	1.41E+00	0.99
cis1,2-Dichloroethene	156-59-2	1.10E-02	4.17E-02	3.67E-01	8.81E-01	0.99
trans1,2-Dichloroethene	156-60-5	1.10E-02	4.17E-02	3.67E-01	8.81E-01	0.99
Vinyl chloride	75-01-4	8.38E-03	2.55E-02	2.35E-01	5.65E-01	1.00
Metals						
Arsenic	7440-38-2	1.00E-03	3.33E-03	2.76E-01	6.63E-01	1.00
Cadmium	7440-43-9	1.00E-03	4.08E-03	4.48E-01	1.08E+00	1.00
Chromium (III)	16065-83-1	1.00E-03	2.77E-03	2.06E-01	4.93E-01	1.00
Chromium (VI)	18540-29-9	2.00E-03	5.55E-03	2.06E-01	4.93E-01	1.00
Copper	7440-50-8	1.00E-03	3.07E-03	2.39E-01	5.73E-01	1.00
Mercury	7439-97-6	1.00E-03	5.45E-03	1.40E+00	3.35E+00	0.99
Nickel	7440-02-0	2.00E-04	5.89E-04	2.24E-01	5.38E-01	1.00
Zinc	7440-66-6	6.00E-04	1.87E-03	2.44E-01	5.86E-01	1.00
Lead	7439-92-1	1.00E-04	5.54E-04	1.52E+00	3.65E+00	1.00
Total Petroleum Hydrocarbon Fractions						
>C6 - C8 (Aliphatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C8 - C10 (Aliphatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C10 - C12 (Aliphatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Chemical	CAS No.	Permeability Constant, K_p	Relative Contribution of Permeability Coefficient, B	Lag Time, t_{event}	Time to Reach Steady State, t*	Fraction Absorbed, FA#
		(cm/hr)	(unitless)	(hr/event)	(hr)	(unitless)
>C12 - C16 (Aliphatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C16 - C35 (Aliphatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C8 - C10 (Aromatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C10 - C12 (Aromatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C12 - C16 (Aromatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C16 - C21 (Aromatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA
>C21 - C35 (Aromatics)	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Notes:

Values were obtained from Regional Screening Level (RSL) Chemical-specific Parameters Supporting Table May 2020 (USEPA, 2020)

#: Calculated per RAGS Part E (USEPA, 2004). NA: Not available.

Tabela A- 3 – Propriedades Físicas e Químicas dos Contaminantes (PRBCA)

Chemical	CAS No.	Molecular Weight, MW	Henry's Law Constant, H		Vapor Pressure, P	Diffusion Coefficient In		Organic Carbon Adsorption Coefficient, K_{oc}	Soil-Water Partition Coefficient, K_d	Water Solubility, S	Is Chemical Volatile?
			Non-Dimensional (H')	Dimensional (H)		Air (D_i)	Water (D_w)				
		(g/mol)	(L-water/L-air)	(atm-m^3 / mole)	(mmHg)	(cm^2/s)	(cm^2/s)	(cm^3/g)	(L/kg)	(mg/L)	(mg/L)
Volatile Organic Compounds											
Benzene	71-43-2	78	2.3E-01	5.6E-03	9.5E+01	9.0E-02	1.0E-05	145.8	NA	1 790	Yes
Toluene	108-88-3	92	2.7E-01	6.6E-03	2.8E+01	7.8E-02	9.2E-06	233.9	NA	526	Yes
Ethylbenzene	100-41-4	106	3.2E-01	7.9E-03	9.6E+00	6.8E-02	8.5E-06	446.1	NA	169	Yes
Styrene	100-42-5	104	1.1E-01	2.8E-03	6.4E+00	7.1E-02	8.8E-06	446.1	NA	310	Yes
Xylenes	1330-20-7	106	2.7E-01	6.6E-03	8.0E+00	6.9E-02	8.5E-06	382.9	NA	106	Yes
MTBE	1634-04-4	88	2.4E-02	5.9E-04	2.5E+02	7.5E-02	8.6E-06	11.56	NA	51 000	Yes
ETBE	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No
Tetraethyllead	78-00-2	323	2.32E+01	5.68E-01	2.60E-01	2.46E-02	6.40E-06	6.48E+02	NA	2.90E-01	Yes
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons											
Naphthalene	91-20-3	128	1.8E-02	4.4E-04	8.5E-02	6.0E-02	8.4E-06	1 544	NA	31	Yes
Acenaphthalene	211-309-7	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No
Acenaphthene	83-32-9	154	7.5E-03	1.8E-04	2.2E-03	5.1E-02	8.3E-06	5 027	NA	3.9	Yes
Fluorene	86-73-7	166	3.9E-03	9.6E-05	6.0E-04	4.4E-02	7.9E-06	9 160.0	NA	1.7	Yes
Phenanthrene	85-01-8	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No
Anthracene	120-12-7	178	2.3E-03	5.6E-05	6.5E-06	3.9E-02	7.9E-06	16 360	NA	0.0434	Yes
Fluoranthene	206-44-0	202	3.62E-04	8.86E-06	9.22E-06	2.76E-02	7.18E-06	5.55E+04	NA	2.60E-01	No

Chemical	CAS No.	Molecular Weight, MW	Henry's Law Constant, H		Vapor Pressure, P	Diffusion Coefficient In		Organic Carbon Adsorption Coefficient, K_{oc}	Soil-Water Partition Coefficient, K_d	Water Solubility, S	Is Chemical Volatile?
			Non-Dimensional (H')	Dimensional (H)		Air (D_i)	Water (D_w)				
		(g/mol)	(L-water/L-air)	(atm-m^3 / mole)	(mmHg)	(cm^2/s)	(cm^2/s)	(cm^3/g)	(L/kg)	(mg/L)	(mg/L)
Pyrene	129-00-0	202	4.87E-04	1.19E-05	4.50E-06	2.78E-02	7.25E-06	5.43E+04	NA	1.35E-01	Yes
Benzo(a)anthracene	56-55-3	228	4.91E-04	1.20E-05	2.10E-07	2.61E-02	6.75E-06	1.77E+05	NA	9.40E-03	Yes
Chrysene	218-01-9	228	2.14E-04	5.23E-06	6.23E-09	2.61E-02	6.75E-06	1.81E+05	NA	2.00E-03	No
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	252	2.69E-05	6.57E-07	5.00E-07	2.50E-02	6.43E-06	5.99E+05	NA	1.50E-03	No
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	252	2.39E-05	5.84E-07	9.65E-10	2.50E-02	6.43E-06	5.87E+05	NA	8.00E-04	No
Benzo(a)pyrene	50-32-8	252	1.87E-05	4.57E-07	5.49E-09	2.55E-02	6.58E-06	5.87E+05	NA	1.62E-03	No
Dibenzo(ah)anthracene	53-70-3	278	5.76E-06	1.41E-07	9.55E-10	2.36E-02	6.02E-06	1.91E+06	NA	2.49E-03	No
Benzo(ghi)perylene	191-24-2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	No
Indeno(123cd)pyrene	193-39-5	276	1.42E-05	3.48E-07	1.25E-10	2.47E-02	6.37E-06	1.95E+06	NA	1.90E-04	No
Halogenated Volatile Organic Compounds											
Dichloromethane	75-09-2	85	1.33E-01	3.25E-03	4.35E+02	9.99E-02	1.25E-05	2.17E+01	NA	1.30E+04	Yes
Trichloromethane	67-66-3	119	1.50E-01	3.67E-03	1.97E+02	7.69E-02	1.09E-05	3.18E+01	NA	7.95E+03	Yes
Tetrachloromethane	56-23-5	154	1.13E+00	2.76E-02	1.15E+02	5.71E-02	9.78E-06	4.39E+01	NA	7.93E+02	Yes
Trichloroethene	79-01-6	131	4.03E-01	9.85E-03	6.90E+01	6.87E-02	1.02E-05	6.07E+01	NA	1.28E+03	Yes
Tetrachloroethene	127-18-4	166	7.24E-01	1.77E-02	1.85E+01	5.05E-02	9.46E-06	9.49E+01	NA	2.06E+02	Yes
1,1-Dichloroethane	75-34-3	99	2.30E-01	5.62E-03	2.27E+02	8.36E-02	1.06E-05	3.18E+01	NA	5.04E+03	Yes
1,2-Dichloroethane	107-06-2	99	4.82E-02	1.18E-03	7.89E+01	8.57E-02	1.10E-05	3.96E+01	NA	8.60E+03	Yes
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	133	7.03E-01	1.72E-02	1.24E+02	6.48E-02	9.60E-06	4.39E+01	NA	1.29E+03	Yes

Chemical	CAS No.	Molecular Weight, MW	Henry's Law Constant, H		Vapor Pressure, P	Diffusion Coefficient In		Organic Carbon Adsorption Coefficient, K_{oc}	Soil-Water Partition Coefficient, K_d	Water Solubility, S	Is Chemical Volatile?
			Non-Dimensional (H')	Dimensional (H)		Air (D_i)	Water (D_w)				
		(g/mol)	(L-water/L-air)	(atm-m^3 / mole)	(mmHg)	(cm^2/s)	(cm^2/s)	(cm^3/g)	(L/kg)	(mg/L)	(mg/L)
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	133	3.37E-02	8.24E-04	2.30E+01	6.69E-02	1.00E-05	6.07E+01	NA	4.59E+03	Yes
cis1,2-Dichloroethene	156-59-2	97	1.67E-01	4.08E-03	2.00E+02	8.84E-02	1.13E-05	3.96E+01	NA	6.41E+03	Yes
trans1,2-Dichloroethene	156-60-5	97	3.83E-01	9.38E-03	3.31E+02	8.76E-02	1.12E-05	3.96E+01	NA	4.52E+03	Yes
Vinyl chloride	75-01-4	62	1.14E+00	2.78E-02	2.98E+03	1.07E-01	1.20E-05	2.17E+01	NA	8.80E+03	Yes
Metals											
Arsenic	7440-38-2	75	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.90E+01	NA	No
Cadmium	7440-43-9	112	NA	NA	NA	NA	NA	NA	7.50E+01	NA	No
Chromium (III)	16065-83-1	52	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1.80E+06	NA	No
Chromium (VI)	18540-29-9	52	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1.90E+01	1.69E+06	No
Copper	7440-50-8	64	NA	NA	NA	NA	NA	NA	3.50E+01	NA	No
Mercury	7439-97-6	201	3.52E-01	8.62E-03	1.96E-03	3.07E-02	6.30E-06	NA	5.20E+01	6.00E-02	Yes
Nickel	7440-02-0	59	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.50E+01	NA	No
Zinc	7440-66-6	65	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.20E+01	NA	No
Lead	7439-92-1	207	NA	NA	NA	NA	NA	NA	9.00E+02	NA	No
Total Petroleum Hydrocarbon Fractions											
>C6 - C8 (Aliphatics)	NA	100	5.00E+01	NA	4.79E+01	1.00E-01	1.00E-05	3.98E+03	NA	5.40E+00	Yes
>C8 - C10 (Aliphatics)	NA	130	8.00E+01	NA	4.79E+00	1.00E-01	1.00E-05	3.16E+04	NA	4.30E-01	Yes
>C10 - C12 (Aliphatics)	NA	160	1.20E+02	NA	4.79E-01	1.00E-01	1.00E-05	2.51E+05	NA	3.40E-02	No

Chemical	CAS No.	Molecular Weight, MW	Henry's Law Constant, H		Vapor Pressure, P	Diffusion Coefficient In		Organic Carbon Adsorption Coefficient, K_{oc}	Soil-Water Partition Coefficient, K_d	Water Solubility, S	Is Chemical Volatile?
			Non-Dimensional (H')	Dimensional (H)		Air (D_i)	Water (D_w)				
		(g/mol)	(L-water/L-air)	(atm-m^3 / mole)	(mmHg)	(cm^2/s)	(cm^2/s)	(cm^3/g)	(L/kg)	(mg/L)	(mg/L)
>C12 - C16 (Aliphatics)	NA	200	5.20E+02	NA	3.65E-02	1.00E-01	1.00E-05	5.01E+06	NA	7.60E-04	No
>C16 - C35 (Aliphatics)	NA	270	4.90E+03	NA	8.40E-04	1.00E-01	1.00E-05	6.31E+08	NA	2.50E-06	No
>C8 - C10 (Aromatics)	NA	120	4.80E-01	NA	4.79E+00	1.00E-01	1.00E-05	1.58E+03	NA	6.50E+01	Yes
>C10 - C12 (Aromatics)	NA	130	1.40E-01	NA	4.79E-01	1.00E-01	1.00E-05	2.51E+03	NA	2.50E+01	No
>C12 - C16 (Aromatics)	NA	150	5.30E-02	NA	3.65E-02	1.00E-01	1.00E-05	5.01E+03	NA	5.80E+00	No
>C16 - C21 (Aromatics)	NA	190	1.30E-02	NA	8.36E-04	1.00E-01	1.00E-05	1.58E+04	NA	6.50E-01	No
>C21 - C35 (Aromatics)	NA	240	6.70E-04	NA	3.34E-07	1.00E-01	1.00E-05	1.26E+05	NA	6.60E-03	No

Notes:
Values were obtained from Regional Screening Level (RSL) Chemical-specific Parameters Supporting Table May 2020 (USEPA, 2020)

For TPH fractions values are from "Missouri Risk-Based Corrective Action Process for Petroleum Storage Tanks (MDNR, 2013).

NA: Not available

Tabela A- 4 – Fatores de Exposição (PRBCA)

Parameter	Symbol	Unit	USEPA Value	PRBCA Value
Averaging Time for Carcinogen	AT_c	year	70	70
Averaging Time for Mutagen	AT_c	year	70	70
Averaging Time for Non-Carcinogen	AT_{nc}	year	=ED	=ED
Body Weight:				
Resident Child	BW	kg	15	15
Resident Adult	BW	kg	80	70
Non-Residential Worker	BW	kg	80	70
Construction Worker	BW	kg	80	70
Exposure Duration:				
Resident Child	ED	year	6	6
Resident Adult	ED	year	20	30
Non-Residential Worker	ED	year	25	25
Construction Worker	ED	year	1	1
Exposure Frequency:				
Resident Child	EF	day/year	350	350
Resident Adult	EF	day/year	350	350
Non-Residential Worker	EF	day/year	250	250
Construction Worker	EF	day/year	250	250
Soil Ingestion Rate:				
Resident Child	IR_{soil}	mg/day	200	200
Resident Adult	IR_{soil}	mg/day	100	100
Non-Residential Worker	IR_{soil}	mg/day	100	50
Construction Worker	IR_{soil}	mg/day	330	330*
Groundwater Ingestion Rate:				
Resident Child	IR_w	L/day	0.78	0.78*
Resident Adult	IR_w	L/day	2.5	2
Exposure Time for Indoor Inhalation:				
Resident Child	ET_{in}	hr/day	24	24
Resident Adult	ET_{in}	hr/day	24	24
Non-Residential Worker	ET_{in}	hr/day	8	8
Exposure Time for Outdoor Inhalation:				
Resident Child	ET_{out}	hr/day	16	16*
Resident Adult	ET_{out}	hr/day	16	16*
Non-Residential Worker	ET_{out}	hr/day	12	12*

Parameter	Symbol	Unit	USEPA Value	PRBCA Value
Construction Worker	ET_{out}	hr/day	10	10*
Skin Surface Area for Incidental Dermal Contact with Soil:				
Resident Child	SA_{soil}	cm^2	2 373	2 800
Resident Adult	SA_{soil}	cm^2	6 032	5 700
Non-Residential Worker	SA_{soil}	cm^2	3 527	3 300
Construction Worker	SA_{soil}	cm^2	3 527	3 300
Skin Surface Area for Incidental Dermal Contact with Water:				
Resident Child	SA_{gw}	cm^2	6 365	6,365*
Resident Adult	SA_{gw}	cm^2	19 652	19,652*
Non-Residential Worker	SA_{gw}	cm^2	3 527	3,527*
Construction Worker	SA_{gw}	cm^2	3 527	3,527*
Skin Surface Area for Whole-Body Dermal Contact with Water:				
Resident Child	SA_{gw-wb}	cm^2	6 365	6,365*
Resident Adult	SA_{gw-wb}	cm^2	19 652	19,652*
Soil to Skin Adherence Factor:				
Resident Child	AF	mg/cm^2-event	0.2	0.2
Resident Adult	AF	mg/cm^2-event	0.07	0.07
Non-Residential Worker	AF	mg/cm^2-event	0.12	0.2
Construction Worker	AF	mg/cm^2-event	0.3	0.3*
Event Frequency for Incidental Dermal Contact with Soil:				
Resident Child	EV_{soil}	event/day	1	1*
Resident Adult	EV_{soil}	event/day	1	1*
Non-Residential Worker	EV_{soil}	event/day	1	1*
Construction Worker	EV_{soil}	event/day	1	1*
Event Frequency for Incidental Dermal Contact with Water:				
Resident Child	EV_{gw}	event/day	1	1*
Resident Adult	EV_{gw}	event/day	1	1*
Non-Residential Worker	EV_{gw}	event/day	1	1*
Construction Worker	EV_{gw}	event/day	1	1*
Event Frequency for Whole-Body Dermal Contact with Water:				
Resident Child	EV_{gw_wb}	event/day	1	1*
Resident Adult	EV_{gw_wb}	event/day	1	1*
Event Duration for Incidental Dermal Contact with Water:				

Parameter	Symbol	Unit	USEPA Value	PRBCA Value
Resident Child	t_{event}	hr/event	1	1*
Resident Adult	t_{event}	hr/event	1	1*
Non-Residential Worker	t_{event}	hr/event	1	1*
Construction Worker	t_{event}	hr/event	1	1*
Event Duration for Whole-Body Dermal Contact with Water:				
Resident Child	t_{event_wb}	hr/event	0.33	0.33*
Resident Adult	t_{event_wb}	hr/event	0.25	0.25*
Age-Dependent Adjustment Factor for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	AF	kg	10	10*
Age 2 - 6 years	AF	kg	3	3*
Age 6 - 16 years	AF	kg	3	3*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	AF	kg	1	1*
Body Weight for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	BW	kg	15	15
Age 2 - 6 years	BW	kg	15	15
Age 6 - 16 years	BW	kg	80	70
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	BW	kg	80	70
Exposure Duration for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	ED	year	2	2
Age 2 - 6 years	ED	year	4	4
Age 6 - 16 years	ED	year	10	10
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	ED	year	10	14
Exposure Frequency for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	EF	day/year	350	350
Age 2 - 6 years	EF	day/year	350	350
Age 6 - 16 years	EF	day/year	350	350
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	EF	day/year	350	350
Soil Ingestion Rate for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	IR_{soil}	mg/day	200	200
Age 2 - 6 years	IR_{soil}	mg/day	200	200
Age 6 - 16 years	IR_{soil}	mg/day	100	100
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	IR_{soil}	mg/day	100	100
Groundwater Ingestion Rate for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	IR_w	L/day	0.78	0.78*
Age 2 - 6 years	IR_w	L/day	0.78	0.78*
Age 6 - 16 years	IR_w	L/day	2.5	2

Parameter	Symbol	Unit	USEPA Value	PRBCA Value
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	IR_w	L/day	2.5	2
Exposure Time for Indoor Inhalation for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	ET_{in}	hr/day	24	24
Age 2 - 6 years	ET_{in}	hr/day	24	24
Age 6 - 16 years	ET_{in}	hr/day	24	24
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	ET_{in}	hr/day	24	24
Exposure Time for Outdoor Inhalation for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	ET_{out}	hr/day	16	16*
Age 2 - 6 years	ET_{out}	hr/day	16	16*
Age 6 - 16 years	ET_{out}	hr/day	16	16*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	ET_{out}	hr/day	16	16*
Skin Surface Area for Incidental Dermal Contact with Soil for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	SA_{soil}	cm^2	2 373	2 800
Age 2 - 6 years	SA_{soil}	cm^2	2 373	2 800
Age 6 - 16 years	SA_{soil}	cm^2	6 032	5 700
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	SA_{soil}	cm^2	6 032	5 700
Skin Surface Area for Incidental Dermal Contact with Water for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	SA_{gw}	cm^2	6 365	6,365*
Age 2 - 6 years	SA_{gw}	cm^2	6 365	6,365*
Age 6 - 16 years	SA_{gw}	cm^2	19 652	19,652*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	SA_{gw}	cm^2	19 652	19,652*
Skin Surface Area for Whole-Body Dermal Contact with Water for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	SA_{gw-wb}	cm^2	6 365	6,365*
Age 2 - 6 years	SA_{gw-wb}	cm^2	6 365	6,365*
Age 6 - 16 years	SA_{gw-wb}	cm^2	19 652	19,652*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	SA_{gw-wb}	cm^2	19 652	19,652*
Soil to Skin Adherence Factor for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	AF	mg/cm^2-event	0.2	0.2
Age 2 - 6 years	AF	mg/cm^2-event	0.2	0.2
Age 6 - 16 years	AF	mg/cm^2-event	0.07	0.07
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	AF	mg/cm^2-event	0.07	0.07
Event Frequency for Incidental Dermal Contact with Soil for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	EV_{soil}	event/day	1	1*

Parameter	Symbol	Unit	USEPA Value	PRBCA Value
Age 2 - 6 years	EV_{soil}	event/day	1	1*
Age 6 - 16 years	EV_{soil}	event/day	1	1*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	EV_{soil}	event/day	1	1*
Event Frequency for Incidental Dermal Contact with Water for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	EV_{gw}	event/day	1	1*
Age 2 - 6 years	EV_{gw}	event/day	1	1*
Age 6 - 16 years	EV_{gw}	event/day	1	1*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	EV_{gw}	event/day	1	1*
Event Frequency for Whole-Body Dermal Contact with Water for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	EV_{gw_wb}	event/day	1	1*
Age 2 - 6 years	EV_{gw_wb}	event/day	1	1*
Age 6 - 16 years	EV_{gw_wb}	event/day	1	1*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	EV_{gw_wb}	event/day	1	1*
Event Duration for Incidental Dermal Contact with Water for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	t_{event}	hr/event	1	1*
Age 2 - 6 years	t_{event}	hr/event	1	1*
Age 6 - 16 years	t_{event}	hr/event	1	1*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	t_{event}	hr/event	1	1*
Event Duration for Whole-Body Dermal Contact with Water for Mutagenic Effects:				
Age 0 - 2 years	t_{event_wb}	hr/event	0.33	0.33*
Age 2 - 6 years	t_{event_wb}	hr/event	0.33	0.33*
Age 6 - 16 years	t_{event_wb}	hr/event	0.25	0.25*
Age 16 - 30 years (16-26 years**)	t_{event_wb}	hr/event	0.25	0.25*

Notes:

PRBCA value, except as indicated with asterisk (*), was obtained from "*Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati - Appendice I. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (Marzo 2008)".*

*: USEPA default value **: USEPA Age group

Tabela A- 5 – Parâmetros de Destino e Transporte (PRBCA)

Parameter	Symbol	Unit	PRBCA Value
SOIL PARAMETERS:			
Soil Source Dimension Parallel to Wind Direction	W_a	cm	1500
Depth to Subsurface Soil Sources from Bottom of Building Slab	d_{ts}	cm	91.44
Depth of Surficial Soil Zone (Residential and Commercial)	d_s	cm	50
Depth of Surficial Soil Upto Depth of Construction (Construction Worker)	d_s	cm	300
Depth to Soil Vapor Measurement from Bottom of Building Slab	d_{sv}	cm	91.44
VADOSE ZONE:			
Total Soil Porosity	q_T	cm^3/cm^3-soil	0.44
Volumetric Water Content	q_{ws}	cm^3/cm^3	0.17
Volumetric Air Content *	q_{as}	cm^3/cm^3	0.27
Thickness*	h_v	cm	295
Dry Soil Bulk Density	r_s	g/cm^3	1.5
Fractional Organic Carbon Content	f_{ocv}	g-C/g-soil	0.006
SOIL IN CRACKS:			
Total Soil Porosity	q_{Tcrack}	cm^3/cm^3-soil	0.44
Volumetric Water Content	q_{wcrack}	cm^3/cm^3	0.17
Volumetric Air Content *	q_{acrack}	cm^3/cm^3	0.27
CAPILLARY FRINGE:			
Total Soil Porosity	q_{Tcap}	cm^3/cm^3-soil	0.44
Volumetric Water Content	q_{wcap}	cm^3/cm^3	0.40
Volumetric Air Content*	q_{acap}	cm^3/cm^3	0.04
Thickness	h_c	cm	5
GROUNDWATER PARAMETERS:			
Depth to GW from Ground Surface	L_{GW}	cm	300
GW Source Dimension Parallel to GW Flow Direction	W_{ga}	cm	1 500
GW Source Dimension Perpendicular to GW Flow Direction	Y	cm	1 500
Total Porosity in the Saturated Zone	q_{TS}	cm^3/cm^3	0.44
Dry Soil Bulk Density (Saturated Zone)	r_{ss}	g/cm^3	1.5
Fractional Organic Carbon Content in the Saturated Zone	f_{ocs}	g-C/g-soil	0.006
Groundwater Mixing Zone Thickness	d_{gw}	cm	200
Hydraulic Conductivity in the Saturated Zone	K	cm/year	625 000
Hydraulic Gradient in the Saturated Zone	i	cm/cm	0.004
Groundwater Darcy Velocity*	U_{gw}	cm/year	2 500
Infiltration Rate of Water Through Vadose Zone	I	cm/year	14
AMBIENT AIR PARAMETERS:			
Breathing Zone Height	d_a	cm	200
Inverse of Mean Concentration at Center of Square Source	Q/C	$(g/m^2\text{-}s)/(kg/m^3)$	81.64
Fraction of Vegetative Cover	V	m^2/m^2	0.5
Mean Annual Wind Speed	U_m	m/s	4.69
Equivalent Threshold Value of Windspeed	U_t	m/s	11.32
Windspeed Distribution Function from Cowherd et. al, 1985	F(x)	unitless	0.194

Parameter	Symbol	Unit	PRBCA Value
VOLATILIZATION FACTOR FOR DOMESTIC WATER USE:			
Andelman Volatilization Factor	K_f	L/m^3	0.5

Notes:

*: PRBCA value was calculated.

Tabela A- 6 – Parâmetros dos Edifícios (PRBCA)

Parameter	Symbol	Units	PRBCA Value
Volumetric Flow Rate of Soil Gas into the Enclosed Space:			
Residential	Q_{soil}	cm^3/s	83.33
Non-residential	Q_{soil}	cm^3/s	5 625
Building Foundation/Slab Thickness:			
Residential	L_{crack}	cm	15
Non-residential	L_{crack}	cm	20
Soil-Building Pressure Difference:			
Residential	ΔP	$gm/cm\text{-}s^2$	40
Non-residential	ΔP	$gm/cm\text{-}s^2$	40
Intrinsic Vapor Permeability for Soils below Building:			
Residential	k_v	cm^2	1.00E-08
Non-residential	k_v	cm^2	1.00E-08
Air Exchange Rate:			
Residential	ER	l/24 hr	10.8
Non-residential	ER	l/24 hr	36
Building Height:			
Residential	H_B	cm	244
Non-residential	H_B	cm	300
Building Width:			
Residential	W_B	cm	1 000
Non-residential	W_B	cm	3 873
Building Length:			
Residential	L_B	cm	1 000
Non-residential	L_B	cm	3 873
Depth below Grade to Bottom of Enclosed Space Floor:			
Residential	L_F	cm	15
Non-residential	L_F	cm	20
Floor-Wall Seam Gap:			
Residential	w	cm	0.1
Non-residential	w	cm	0.97

Tabela A- 7 – Valores de referência para água potável

Chemical	CAS No.	Portugal Groundwater Standard	Concentration at POE
		(µg/L)	
Volatile Organic Compounds			
Benzene	71-43-2	1	1
Toluene	108-88-3	NA	NA
Ethylbenzene	100-41-4	1.3	1.3
Styrene	100-42-5	1.3	1.3
Xylenes	1330-20-7	1.3	1.3
MTBE	1634-04-4	NA	NA
ETBE	211-309-7	NA	NA
Tetraethyllead	78-00-2	NA	NA
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons			
Naphthalene	91-20-3	2.4	2.4
Acenaphthalene	211-309-7	0.013	0.013
Acenaphthene	83-32-9	0.0065	0.0065
Fluorene	86-73-7	0.0065	0.0065
Phenanthrene	85-01-8	0.0065	0.0065
Anthracene	120-12-7	0.1	0.1
Fluoranthene	206-44-0	0.1	0.1
Pyrene	129-00-0	0.0065	0.0065
Benzo(a)anthracene	56-55-3	0.0065	0.0065
Chrysene	218-01-9	0.0065	0.0065
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	0.1	0.1
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	0.1	0.1
Benzo(a)pyrene	50-32-8	0.01	0.01
Dibenzo(ah)anthracene	53-70-3	0.0065	0.0065
Benzo(ghi)perylene	191-24-2	0.1	0.1
Indeno(123cd)pyrene	193-39-5	0.1	0.1
Volatile Halogenated Hydrocarbons			
Dichloromethane	75-09-2	NA	NA
Trichloromethane	67-66-3	NA	NA
Tetrachloromethane	56-23-5	NA	NA
Trichloroethene	79-01-6	10	10
Tetrachloroethene	127-18-4	10	10
1,1-Dichloroethane	75-34-3	NA	NA
1,2-Dichloroethane	107-06-2	3	3
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	NA	NA
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	NA	NA

Chemical	CAS No.	Portugal Groundwater Standard	Concentration at POE
		(µg/L)	
cis1,2-Dichloroethene	156-59-2	NA	NA
trans1,2-Dichloroethene	156-60-5	NA	NA
Vinyl chloride	75-01-4	0.5	0.5
Metals			
Arsenic	7440-38-2	10	10
Cadmium	7440-43-9	5	5
Chromium (III)	16065-83-1	50	50
Chromium (VI)	18540-29-9	50	50
Copper	7440-50-8	20	20
Mercury	7439-97-6	1	1
Nickel	7440-02-0	20	20
Zinc	7440-66-6	500	500
Lead	7439-92-1	10	10
Total Petroleum Hydrocarbon (TPH) Fractions			
>C6 - C8 (Aliphatics)	NA	NA	NA
>C8 - C10 (Aliphatics)	NA	NA	NA
>C10 - C12 (Aliphatics)	NA	NA	NA
>C12 - C16 (Aliphatics)	NA	NA	NA
>C16 - C35 (Aliphatics)	NA	NA	NA
>C8 - C10 (Aromatics)	NA	NA	NA
>C10 - C12 (Aromatics)	NA	NA	NA
>C12 - C16 (Aromatics)	NA	NA	NA
>C16 - C21 (Aromatics)	NA	NA	NA
>C21 - C35 (Aromatics)	NA	NA	NA

4 Equações e modelos – Modo Direto

NOTA: As equações são apresentadas em inglês.

1. Indoor Inhalation of Vapors (Child and Adult Resident, Non-residential Worker)
2. Outdoor Inhalation of Vapors
3. Dermal Contact with Chemicals in Water (Child and Adult Resident,
4. Non-residential Worker; and Construction Worker)
5. Domestic Water Use (Child and Adult Resident)
6. Dermal Contact with Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
7. Ingestion of Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
8. Inhalation of Vapors and Particulates of Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
9. Inhalation of Vapors and Particulates, Dermal Contact with and Ingestion of Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
10. Indoor Inhalation of Vapors (Age-Adjusted Resident)
11. Outdoor Inhalation of Vapors (Age-Adjusted Resident)
12. Dermal Contact with Chemicals in Water (Age-Adjusted Resident)
13. Domestic Water Use (Age-Adjusted Resident)
14. Dermal Contact with Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
15. Ingestion of Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
16. Inhalation of Vapors and Particulates of Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
17. Inhalation of Vapors and Particulates, Dermal Contact with, and Ingestion of Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
18. Indoor Air Concentration Estimated from Soil Vapor Concentration
19. Indoor Air Concentration Estimated from Subsurface Soil Concentration
20. Indoor Air Concentration Estimated from Groundwater Concentration
21. Outdoor Air Concentration Estimated from Groundwater Concentration
22. Volatilization Factors
23. Effective Diffusion Coefficients
24. Subsurface Soil Concentrations Protective of Leaching to Groundwater
25. Soil Vapor Concentration at Which Vapor Phase Becomes Saturated
26. Domenico Model: Dilution Attenuation Factor (DAF) in the Saturated Zone

INDOOR INHALATION OF VAPORS
(CHILD AND ADULT RESIDENT; AND NON-RESIDENTIAL WORKER)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{ininh} = \frac{C \times ET_{in} \times ED \times EF \times IUR \times 1000}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{ininh} = \frac{C \times ET_{in} \times ED \times EF}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

Source: RAGS Vol. I Part F, 2009

where:

C	=	Contaminant concentration in indoor air [mg/m^3]
$IELCR_{ininh}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical in indoor air [-]
HQ_{ininh}	=	Hazard quotient for individual constituents in indoor air [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ET_{in}	=	Indoor exposure time [hr/day]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
RfC	=	Chemical-specific reference concentration [mg/m^3]
IUR	=	Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000	=	Converts C in mg to µg [1000 µg/mg]
24	=	Converts ET_{in} hours to day [24 hrs/day]

OUTDOOR INHALATION OF VAPORS

Carcinogenic effects

$$IELCR_{outinh} = \frac{C \times ET_{out} \times ED \times EF \times IUR \times 1000}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{outinh} = \frac{C \times ET_{out} \times ED \times EF}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

Source: RAGS Vol. I Part F, 2009

where:

C	=	Contaminant concentration in outdoor air [mg/m^3]
$IELCR_{outinh}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical in outdoor air [-]
HQ_{outinh}	=	Hazard quotient for individual constituents in outdoor air [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ET_{out}	=	Outdoor exposure time [hr/day]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
RfC	=	Chemical-specific reference concentration [mg/m^3]
IUR	=	Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000	=	Converts C in mg to µg [1000 µg/mg]
24	=	Converts ET_{in} hours to day [24 hrs/day]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN WATER (CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$IELCR = \frac{C \times SF_d \times SA_{gw} \times EV_{gw} \times Z \times EF \times ED}{BW \times AT_c \times 365 \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ = \frac{C \times SA_{gw} \times EV_{gw} \times Z \times EF \times ED}{BW \times AT_{nc} \times 365 \times 1000 \times RfD_d}$$

For organic chemicals,

If $t_{event} \le t^*$, then $Z = 2 \times FA \times K_p \sqrt{6\tau_{event} \frac{t_{event}}{\pi}}$

If $t_{event} > t^*$, then $Z = FA \times K_p \left[\frac{t_{event}}{1+B} + 2\tau_{event} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right]$

For inorganic chemicals, $Z = K_p \times t_{event}$

where:

C = Contaminant concentration for dermal contact with water [mg/L]
$IELCR$ = Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical [-]
HQ = Hazard quotient for individual constituents [-]
BW = Body weight [kg]
AT_c = Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogens [year]
SA_{gw} = Skin surface area available for contact with water [cm^2]
EV_{gw} = Event frequency [event/day]
ED = Exposure duration [year]
EF = Exposure frequency [day/year]
RfD_d = Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
SF_d = Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor $[mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$
365 = Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000 = Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L]
t_{event} = Event duration [hr/event]
t^* = Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
Z = Chemical-specific dermal factor [cm/event]
K_p = Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA = Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event} = Chemical-specific lag time [hr/event]
B = Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

$$B = K_P \frac{\sqrt{MW}}{2.6}$$

$$\log K_P = -2.80 + 0.66 \log K_{OW} - 0.0056\, MW$$

If B<0.6 or B=0.6, then, $t^* = 2.4\tau_{event}$

If B>0.6 then, $t^* = 6\tau_{event} \times (b - \sqrt{b^2 - c^2})$

where,

$$c = \frac{1 + 3B + 3B^2}{3(1 + B)}$$

$$b = 2 \times \frac{(1 + B)^2}{\pi} - c$$

$$\tau_{event} = 0.105 \times 10^{(0.0056 MW)}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

(5) $$b = 2 \times \frac{(1 + B^2)}{\pi} - c$$

(6)

where:

MW = Molecular weight [g/mole]
K_{ow} = Octanol water partition coefficient [L/kg]
b, c = Correlation coefficient which have been fitted to the data from Flynn, G.L. (1990)

DOMESTIC WATER USE (CHILD AND ADULT RESIDENT)
(ONLY FOR CHEMICALS WITHOUT MAXIMUM CONTAMINAT LEVELS)

Carcinogenic effects (Ingestion and Dermal Contact)

$$IELCR_{w(ing+dc)} = \frac{C \times ED \times EF \times \left[\left(SF_o \times IR_w \right) + \left(\frac{SF_d}{1000} \times SA_{wb} \times EV_{wb} \times Z_{wb} \right) \right]}{BW \times AT_c \times 365}$$

Carcinogenic effects (Inhalation of Vapors Due to Water Use)

$$IELCR_{winh} = \frac{C \times ED \times EF \times ET_{in} \times K_f \times IUR \times 1000}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects (Ingestion and Dermal Contact)

$$HQ_{w(ing+dc)} = \frac{C \times ED \times EF \times \left[\left(\frac{1}{RfD_o} \times IR_w \right) + \left(\frac{SA_{wb} \times EV_{wb} \times Z_{wb}}{RfD_d \times 1000} \right) \right]}{BW \times AT_{nc} \times 365}$$

Non-carcinogenic effects (Inhalation of Vapors Due to Water Use)

$$HQ_{winh} = \frac{C \times ED \times EF_{in} \times ET_{in} \times K_f}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

where:

$IELCR_{w(ing+dc)}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to ingestion and dermal exposure to a chemical in domestic water use [-]
$IELCR_{winh}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to inhalation exposure to a chemical in domestic water use [-]
$HQ_{w(ing+dc)}$	=	Hazard quotient due to ingestion and dermal exposure to an individual constituent in domestic water use [-]
HQ_{winh}	=	Hazard quotient due to inhalation exposure to an individual constituent in domestic water use [-]
C	=	Contaminant concentration in domestic water [mg/L]
BW	=	Body weight [kg]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
IR_w	=	Water ingestion rate [L/day]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
K_f	=	Volatilization factor [L/m^3]
ET_{in}	=	Inhalation exposure time [hr/day]
SA_{wb}	=	Skin surface area available for whole-body contact with water [cm^2]
EV_{wb}	=	Event frequency for whole-body contact with water [event/day]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
RfC	=	Chemical-specific inhalation reference concentration [mg/m^3]
RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
SF_o	=	Chemical-specific oral cancer slope or potency factor $[mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$
IUR	=	Chemical-specific inhalation unit risk $[(\mu g/m^3)^{-1}]$
SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor $[mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000	=	Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L] and mg to µg [µg/mg]

$t_{wb\text{-}event}$	=	Event duration for whole-body contact [hr/event]
24	=	Conversion factor from hrs to day [hr/day]
t^*	=	Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
Z_{wb}	=	Chemical-specific dermal factor for whole-body contact [cm/event]
K_p	=	Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA	=	Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{sdc} = \frac{C \times EF \times ED \times SF_d \times 10^{-6} \times SA_{soil} \times EV_{soil} \times AF \times ABS_d}{BW \times AT_c \times 365}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{sdc} = \frac{C \times EF \times ED \times 10^{-6} \times SA_{soil} \times EV_{soil} \times AF \times ABS_d}{BW \times AT_{nc} \times 365 \times RfD_d}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

where:

C	=	Contaminant concentration in soil [mg/kg]
$IELCR_{sdc}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical [-]
HQ_{sdc}	=	Hazard quotient for individual constituents [-]
BW	=	Body weight [kg]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
SA_{soil}	=	Skin surface area available for contact with soil [cm^2]
EV_{soil}	=	Event frequency [event/day]
AF	=	Soil to skin adherence factor [mg/cm^2-event]
ABS_d	=	Chemical-specific dermal absorption factor [-]
SF_d	=	Dermal cancer slope factor $[(mg/kg\text{-}day)^{-1}]$
RfD_d	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
10^{-6}	=	Converts kg to mg [kg/mg]

INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{sing} = \frac{C \times EF \times ED \times SF_o \times 10^{-6} \times IR_{soil}}{BW \times AT_c \times 365}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{sing} = \frac{C \times EF \times ED \times 10^{-6} \times IR_{soil}}{BW \times AT_{nc} \times 365 \times RfD_o}$$

where:

C	=	Contaminant concentration in soil [mg/kg]
$IELCR_{sing}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical [-]
HQ_{sing}	=	Hazard quotient for individual constituents [-]
THQ	=	Target hazard quotient for individual constituents [-]
BW	=	Body weight [kg]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
IR_{soil}	=	Soil ingestion rate [mg/day]
SF_o	=	Oral cancer slope factor [(mg/kg-day)$^{-1}$]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
10^{-6}	=	Converts kg to mg [kg/mg]

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES OF CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{sinh} = \frac{C \times ET_{out} \times ED \times EF \times IUR \times 1000 \times (VF_{ss} + VF_p)}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{sinh} = \frac{C \times ET_{out} \times ED \times EF \times (VF_{ss} + VF_p)}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

Note: VF_{ss} = 0 for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.2 x 10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5 x 10^{-5}).

where:

C	=	Contaminant concentration in soil [mg/kg]
$IELCR_{sinh}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical in surficial soil [-]
HQ_{sinh}	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ET_{out}	=	Outdoor exposure time [hr/day]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
RfC	=	Chemical-specific reference concentration [mg/m^3]
IUR	=	Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000	=	Converts C in mg to µg [1000 µg/mg]
24	=	Converts ET_{in} hours to day [24 hrs/day]
VF_p	=	Volatilization factor for particulate emissions from surficial soil [(mg/m^3-air)/(mg/kg-soil)]
VF_{ss}	=	Volatilization factor for vapor emissions from surficial soil [(mg/m^3-air)/(mg/kg-soil)]

Note: The depth to surficial soil for a construction worker is up to the typical construction depth.

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES, DERMAL CONTACT WITH, AND INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{ssoil} = IELCR_{sdc} + IELCR_{sing} + IELCR_{sinh}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{ssoil} = HQ_{sdc} + HQ_{sing} + HQ_{sinh}$$

where,

$IELCR_{ssoil}$ = Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to ingestion of vapors and particulates, inhalation of, and dermal contact with chemical in surficial soil [-]

HQ_{ssoil} = Hazard quotient for ingestion of, inhalation of vapors and particulates, and dermal contact with surficial soil [-]

INDOOR INHALATION OF VAPORS (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{ai\text{-}aa} = \frac{C \times ED_{aa} \times EF_r \times IUR \times ET_{i-r} \times 1000}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{ai\text{-}aa} = \frac{C \times ED_{aa} \times EF_r \times ET_{i-r}}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

where:

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

Source: RAGS Vol. I Part F, 2009

where:

$IELCR_{ai\text{-}aa}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical in indoor air [-]
$HQ_{ai\text{-}aa}$	=	Hazard quotient for individual constituents due to exposure to indoor air [-]
C	=	Chemical concentration in indoor air [mg/m^3]
ED_{aa}	=	Exposure duration for an age-adjusted individual [year]
ED_c	=	Exposure duration for a child [year]
ED_{aa}	=	Exposure duration for age-adjusted resident [year]
AT_c	=	Averaging time for carcinogenic effects [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogenic effects [year]
EF_r	=	Exposure frequency for resident [days/year]
$ET_{i\text{-}r}$	=	Indoor exposure time for resident [year]
365	=	Converts years to days [days/year]
24	=	Converts hours to day [hours/day]
1000	=	Converts mg to µg [µg/mg]

OUTDOOR INHALATION OF VAPORS (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{ai\text{-}aa} = \frac{C \times ED_{aa} \times EF_r \times IUR \times ET_{out-r} \times 1000}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{ai\text{-}aa} = \frac{C \times ED_{aa} \times EF_r \times ET_{out-r}}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

where:

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

Source: RAGS Vol. I Part F, 2009

where:

$IELCR_{ai\text{-}aa}$ = Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical in indoor air [-]
$HQ_{ai\text{-}aa}$ = Hazard quotient for individual constituents due to exposure to indoor air [-]
C = Chemical concentration in indoor air [mg/m^3]
ED_{aa} = Exposure duration for an age-adjusted individual [year]
ED_c = Exposure duration for a child [year]
ED_{aa} = Exposure duration for age-adjusted resident [year]
AT_c = Averaging time for carcinogenic effects [year]
AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogenic effects [year]
EF_r = Exposure frequency for resident [days/year]
$ET_{out\text{-}r}$ = Outdoor exposure time for resident [year]
365 = Converts years to days year [days/year]
24 = Converts hours to day [hours/day]
1000 = Converts mg to µg [µg/mg]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN WATER (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR = \frac{C \times SF_d \times \left(DC_{w-c} \times Z_c + DC_{w-a} \times Z_a\right)}{AT_c \times 365 \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ = \frac{\left(DC_{w-c} \times Z_c + DC_{w-a} \times Z_a\right) \times C}{AT_{nc} \times 365 \times 1000 \times RfD_d}$$

where :

$$DC_{w\text{-}c} = \frac{ED_c \times EF_c \times SA_{gw-c} \times EV_{gw-c}}{BW_c}$$

$$DC_{w\text{-}a} = \frac{ED_a \times EF_a \times SA_{gw-a} \times EV_{gw-a}}{BW_a}$$

For organic chemicals,

If $t_{event} \leq t^*$, then $Z = 2 \times FA \times K_p \sqrt{6\tau_{event} \frac{t_{event}}{\pi}}$

If $t_{event} > t^*$, then

$$Z = FA \times K_p \left[\frac{t_{event}}{1+B} + 2\tau_{event}\left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2}\right)\right]$$

For inorganic chemicals, $Z = K_p \times t_{event}$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

C	=	Contaminant concentration in groundwater from dermal contact [mg/L]
$IELCR$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical [-]
HQ	=	Hazard quotient for individual constituents [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor [$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000	=	Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L]
t_{event}	=	Event duration [hr/event]
t^*	=	Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
K_p	=	Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA	=	Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]
$DC_{w\text{-}c}$	=	Child dermal contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]
$DC_{w\text{-}a}$	=	Adult dermal contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]
$EV_{gw\text{-}c}$	=	Resident child event frequency [event/day]
$EV_{gw\text{-}a}$	=	Resident adult event frequency [event/day]
Z_c	=	Resident child chemical-specific dermal factor [cm/event]
Z_a	=	Resident adult chemical-specific dermal factor [cm/event]
$SA_{gw\text{-}c}$	=	Resident child skin surface area available for contact with water [cm^2]
$SA_{gw\text{-}a}$	=	Resident adult skin surface area available for contact with water [cm^2]
BW_c	=	Resident child body weight [kg]
BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
EF_c	=	Exposure frequency for a child [day/year]
EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]

DOMESTIC WATER USE (CHILD AND ADULT RESIDENT)
(ONLY FOR CHEMICALS WITHOUT MAXIMUM CONTAMINAT LEVELS)

Carcinogenic effects (Ingestion and Dermal Contact)

$$IELCR_{(ing+dc)} = C \times \frac{\left[\left(SF_o \times IR_{w-aa}\right) + \left(\frac{SF_d}{1000} \times \left(DC_{wb-c} \times Z_{wb-c} + DC_{wb-a} \times Z_{wb-a}\right)\right)\right]}{AT_c \times 365}$$

Carcinogenic effects (Inhalation of Water Vapors)

$$IELCR_{inh} = \frac{C \times IUR \times ED_{aa} \times EF_a \times ET_{in\text{-}a} \times K_f \times 1000}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects(Ingestion and Dermal Contact)

$$HQ_{(ing+dc)} = C \times \frac{\left[\left(\frac{1}{RfD_o} \times IR_{w-aa}\right) + \left(\frac{\left(DC_{wb-c} Z_{wb-c} + DC_{wb-a} \times Z_{wb-a}\right)}{RfD_d \times 1000}\right)\right]}{THQ \times AT_{nc} \times 365}$$

Non-carcinogenic effects(Inhalation of Water Vapors)

$$HQ_{inh} = \frac{C \times ED_{aa} \times EF_a \times ET_{in\text{-}a} \times K_f}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

where:

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

$$DC_{wb\text{-}c} = \frac{ED_c \times EF_c \times SA_{wb-c} \times EV_{wb-c}}{BW_c} \quad \text{and} \quad DC_{wb\text{-}a} = \frac{ED_a \times EF_a \times SA_{wb-a} \times EV_{wb-a}}{BW_a}$$

For organic chemicals,

If $t_{wb\text{-}event} \leq t^*$, then $Z_{wb} = 2 \times FA \times K_p \sqrt{6\tau_{event} \frac{t_{wb-event}}{\pi}}$

If $t_{wb\text{-}event} > t^*$, then $Z_{wb} = FA \times K_p \left[\frac{t_{wb-event}}{1+B} + 2\tau_{event} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right]$

For inorganic chemicals, $Z_{wb} = K_p \times t_{wb-event}$

Note: $K_f = 0$ for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.2×10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5×10^{-5}).

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

where:

C_w = Contaminant concentration in domestic water [mg/L-H2O]

$IELCR_{(ing+dc)}$ = Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to ingestion and dermal exposure to a chemical in domestic water [-]

$IELCR_{inh}$ = Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to inhalation of vapors from domestic water use [-]

$HQ_{(ing+dc)}$ = Hazard quotient for to ingestion and dermal exposure to a chemical in domestic water [-]

HQ_{inh} = Hazard quotient for exposure to inhalation of chemical vapors due to domestic water use [-]

AT_c = Averaging time for non-carcinogens [year]

AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogens [year]

RfD_o = Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]

RfC = Chemical-specific inhalation reference concentration [mg/m^3]

RfD_d = Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]

SF_o = Chemical-specific oral cancer slope or potency factor [$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$]

IUR = Chemical-specific inhalation unit risk [$(\mu g/m^3)^{-1}$]

SF_d = Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor [$mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$

$IR_{w\text{-}aa}$ = Age-adjusted groundwater ingestion rate [L/kg]

$IR_{w\text{-}c}$ = Resident child groundwater ingestion rate [L/day]

$IR_{w\text{-}a}$ = Resident adult groundwater ingestion rate [L/day]

$DC_{wb\text{-}c}$ = Child dermal whole-body contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]

$DC_{wb\text{-}a}$ = Adult dermal whole-body contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]

BW_c = Resident child body weight [kg]

BW_a = Resident adult body weight [kg]

ED_c = Resident child exposure duration [year]

ED_a = Resident adult exposure duration [year]

ED_{aa} = Resident age-adjusted exposure duration [year]

EF_a = Exposure frequency for an adult [day/year]

ET_a = Exposure frequency for an adult [day/year]

K_f = Volatilization factor [L/m^3]

SA_{wb}	=	Skin surface area available for whole-body contact with water [cm^2]
EV_{wb}	=	Event frequency for whole-body contact with water [event/day]
365	=	Conversion factor [day/year]
1000	=	Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L]; and mg µg [µg/mg]
$t_{wb\text{-}event}$	=	Event duration for whole-body contact [hr/event]
t^*	=	Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
Z_{wb}	=	Chemical-specific dermal factor for whole-body contact [cm/event]
K_p	=	Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA	=	Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

For inhalation of vapors, dermal contact with, and ingestion of chemicals in water (domestic water use combined pathway) by age-adjusted resident,

$$IELCR_{w-aa} = IELCR_{(ing+dc)} + IELCR_{inh}$$

$$HQ_{w-aa} = HQ_{(ing+dc)} + HQ_{inh}$$

where,

$IELCR_{w\text{-}aa}$	=	Risk or increased chance of developing cancer over a lifetime due to ingestion, dermal contact with, and inhalation of chemicals in domestic water [-]
$HQ_{w\text{-}aa}$	=	Hazard quotient for ingestion of, dermal contact with, and inhalation of chemicals in domestic water [-]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{sd\text{-}aa} = \frac{C \times SF_d \times SA_{soil\text{–}aa} \times ABS_d \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{sd\text{-}aa} = \frac{C \times SA_{soil\text{–}aa} \times ABS_d \times 10^{-6}}{AT_{nc} \times 365 \times RfD_d}$$

where:

$$SA_{soil\text{–}aa} = \frac{ED_c \times EF_c \times AF_c \times SA_{soil\text{–}c} \times EV_{soil\text{–}c}}{BW_c} + \frac{ED_a \times EF_a \times AF_a \times SA_{soil\text{–}a} \times EV_{soil\text{–}a}}{BW_a}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

where:

C	=	Contaminant concentration in soil [mg/kg]
$IELCR_{sd\text{-}aa}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical [-]
$HQ_{sd\text{-}aa}$	=	Hazard quotient for individual constituents [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
EF_c	=	Exposure frequency for a child [day/year]
EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
ABS_d	=	Chemical-specific dermal absorption factor [-]
AF_c	=	Resident child soil to skin adherence factor [mg/cm^2-event]
AF_a	=	Resident adult soil to skin adherence factor [mg/cm^2-event]
RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [(mg/kg-day)]
SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor [(mg/kg-day)$^{-1}$]
SA_{aa}	=	Age-adjusted skin surface area [mg/kg]
BW_c	=	Resident child body weight [kg]
BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
$SA_{soil\text{-}c}$	=	Resident child skin surface area available for contact with soil [cm^2]
$SA_{soil\text{-}a}$	=	Resident adult skin surface area available for contact with soil [cm^2]
$EV_{soil\text{-}c}$	=	Resident child event frequency [event/day]
$EV_{soil\text{-}a}$	=	Resident Child event frequency [event/day]
365	=	Conversion factor [day/year]
10^{-6}	=	Conversion factor [kg/mg]

INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{sing-aa} = \frac{C \times SF_o \times IR_{s-aa} \times 10^{-6}}{AT_c \times 365}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{sing-aa} = \frac{C \times IR_{s-aa} \times 10^{-6}}{AT_{nc} \times 365 \times RfD_o}$$

where :

$$IR_{s-aa} = \frac{ED_c \times EF_c \times IR_{s-c}}{BW_c} + \frac{ED_a \times EF_a \times IR_{s-a}}{BW_a}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part A, 1989

where:

C	=	Contaminant concentration in soil [mg/kg-wet soil]
$IELCR_{sing-aa}$	=	Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical [-]
$HQ_{sing-aa}$	=	Hazard quotient for individual constituents [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
SF_o	=	Chemical-specific oral cancer slope or potency factor [$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$]
$IR_{s\text{-}aa}$	=	Age-adjusted soil ingestion rate [mg/kg]
$IR_{s\text{-}c}$	=	Resident child soil ingestion rate [mg/day]
$IR_{s\text{-}a}$	=	Resident adult soil ingestion rate [mg/day]
BW_c	=	Resident child body weight [kg]
BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
EF_c	=	Exposure frequency for a child [day/year]
EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
365	=	Conversion factor [day/year]
10^{-6}	=	Conversion factor [kg/mg]

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES OF CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{sinh\text{-}aa} = \frac{C \times ET_{out\text{-}r} \times ED_{aa} \times EF_r \times IUR \times 1000 \times (VF_{ss} + VF_p)}{AT_c \times 365 \times 24}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{sinh\text{-}aa} = \frac{C \times ET_{out\text{-}r} \times ED_{aa} \times EF_r \times (VF_{ss} + VF_p)}{AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}$$

where:

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

Note: VF_{ss} = 0 for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.1 x 10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5 x 10^{-5}) at 25°C.

where:

$IELCR_{sinh\text{-}aa}$=Risk or the increased chance of developing cancer over a lifetime due to exposure to a chemical in surficial soil [-]
$HQ_{sinh\text{-}aa}$ = Averaging time for carcinogens [year]
C = Contaminant concentration in soil [mg/kg]
AT_c = Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogens [year]
$ET_{out\text{-}r}$ = Outdoor exposure time for resident [hr/day]
ED_{aa} = Exposure duration for age-adjusted resident [year]
ED_c = Exposure duration for child [year]
ED_a = Exposure duration for adult [year]
EF_r = Exposure frequency for resident [day/year]
RfC = Chemical-specific reference concentration [mg/m^3]
IUR = Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]
365 = Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000 = Converts C in mg to µg [1000 µg/mg]
24 = Converts ET_{in} hours to day [24 hrs/day]
VF_{ss} = Volatilization factor for vapor emissions from surficial soil[kg-soil/m^3-air]
VF_p = Volatilization factor for particulate emissions from surficial soil [kg-soil/m^3-air]

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES, DERMAL CONTACT WITH, AND INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$IELCR_{s-aa} = IELCR_{sing-aa} + IELCR_{sd-aa} + IELCR_{sout-aa}$$

Non-carcinogenic effects

$$HQ_{s-aa} = HQ_{sing-aa} + HQ_{sd-aa} + HQ_{sout-aa}$$

Where,

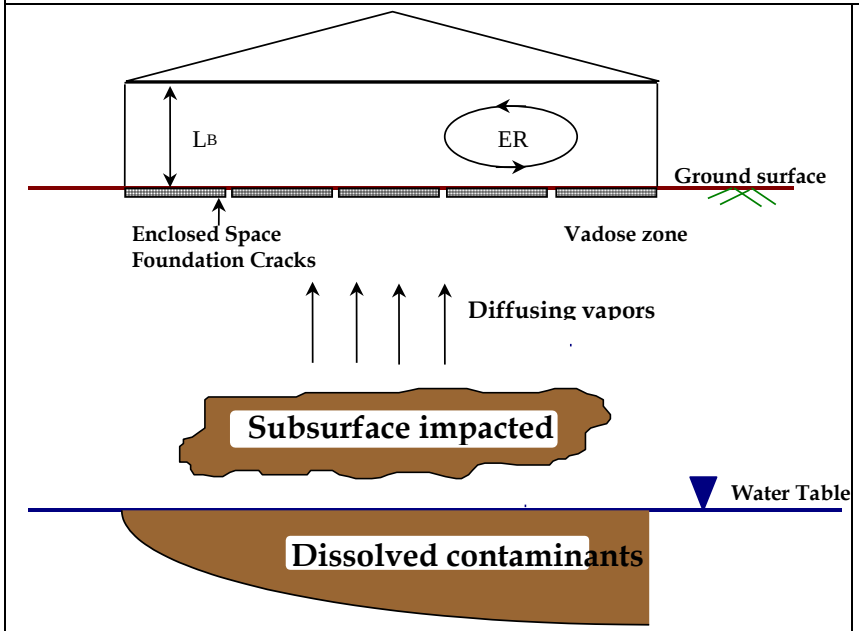
$IELCR_{s\text{-}aa}$ = Excess cancer risk over a lifetime due to exposure to ingestion of, inhalation of vapors and particulates and dermal contact with chemicals in surficial soil [-]

$HQ_{s\text{-}aa}$ = Hazard quotient for exposure to ingestion of, inhalation of vapors and particulates and dermal contact with chemicals in surficial soil [-]

Note: All parameters are defined under the individual pathway equations.

Note: VF_s = 0 for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.2×10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5×10^{-5}).

INDOOR AIR CONCENTRATION ESTIMATED FROM SUBSURFACE SOIL VAPOR CONCENTRATIONS



$$C_{ai} = C_{svi} \times \alpha_{sv}$$

where:

C_{ai}	=	Indoor air concentration [mg/m^3-air]
C_{svi}	=	Soil vapor concentration [mg/m^3-air]
α_{sv}	=	Attenuation factor from subsurface soil vapor to indoor (enclosed space) air [-]

Source: ASTM E1739-95

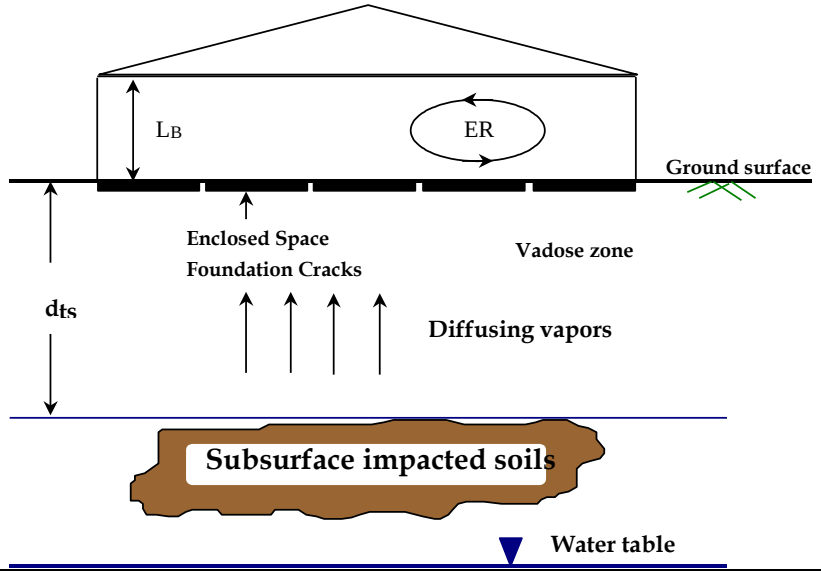
INDOOR AIR CONCENTRATION ESTIMATED FROM SUBSURFACE SOIL CONCENTRATION

$$C_{ai} = C_{si} \times VF_{sesp}$$

where:

C_{ai}	=	Indoor air concentration [mg/m^3-air]
C_{si}	=	Subsurface soil concentration [mg/kg-soil]
VF_{sesp}	=	Volatilization factor from subsurface soil to indoor (enclosed space) air [(mg/m^3-air)/(mg/kg-soil)]

Source: ASTM E1739-95



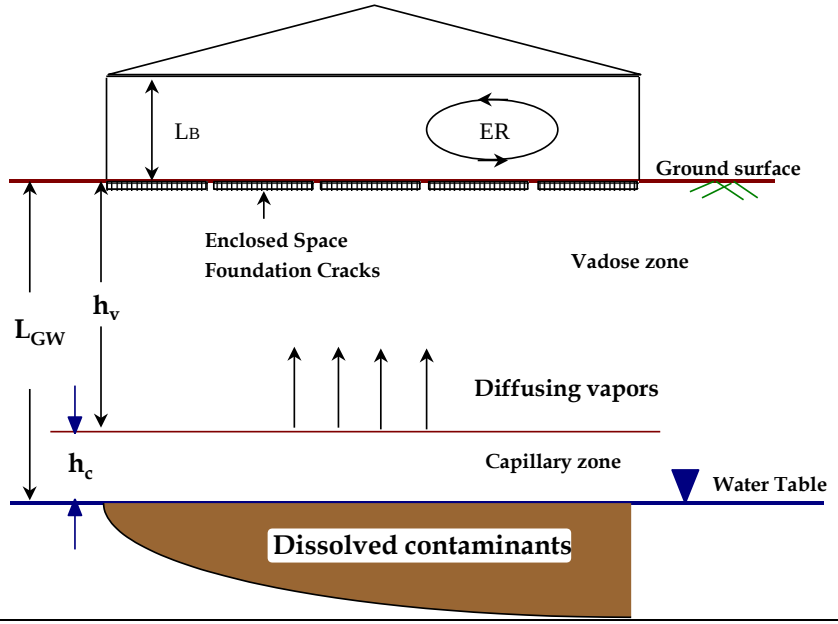
INDOOR AIR CONCENTRATION ESTIMATED FROM GROUNDWATER CONCENTRATION

$$C_{ai} = C_{wi} \times VF_{wesp}$$

where:

C_{ai}	=	Indoor air concentration [mg/m^3-air]
C_{wi}	=	Groundwater concentration [mg/L-water]
VF_{wesp}	=	Volatilization factor from groundwater to indoor (enclosed space) air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)]

Source: ASTM E1739-95



OUTDOOR AIR CONCENTRATION ESTIMATED FROM GROUNDWATER CONCENTRATION

$$C_{ao} = C_{wi} \times VF_{wamb}$$

where:

C_{ao} = Outdoor air concentration [mg/m^3-air]
C_{wi} = Groundwater concentration [mg/L-water]
VF_{wamb} = Volatilization factor from groundwater to outdoor air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)]

Source: ASTM E1739-95

VOLATILIZATION FACTORS
(SURFICIAL SOIL TO OUTDOOR AIR)

$$VF_{ss} = \left[Q/C \times \frac{\left(3.14 \times D_A \times \tau\right)^{1/2}}{\left(2 \times \rho_s \times D_A\right)} \times 10^{-4} \right]^{-1}$$

where:

$$D_A = \frac{\left(\theta_{as}^{10/3} \times D^a \times H + \theta_{ws}^{10/3} \times D^w\right) / \theta_T^2}{\rho_s \times K_{sv} + \theta_{ws} + \theta_{as} \times H}$$

or

$$VF_{ss} = \left[Q/C \times \frac{\tau}{\rho_s \times d_s \times 10000} \right]^{-1}$$

Use smaller of the two VF_{ss}.

Source: USEPA, 2011. RST – User's Guide.
USEPA, 1996. SSL: Technical Background Document

where:

VF_{ss}	=	Volatilization factor from surficial soil to outdoor (ambient) air [kg-soil/m^3-air]
Q/C	=	Inverse of the mean concentration at the center of square source [(g/m^2-s)/(kg/m^3)]
D_A	=	Apparent diffusivity [cm^2/s]
τ	=	Averaging time for vapor flux [s]
ρ_s	=	Vadose zone dry soil bulk density of surficial soil [g-soil/cm^3-soil]
K_{sv}	=	Chemical-specific solid-water sorption coefficient [cm^3-water/g-soil]
D_a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D_w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_T	=	Total soil porosity in the surficial soils [cm^3/cm^3-soil]
θ_{as}	=	Volumetric air content in the surficial soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in the surficial soils [cm^3-water/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [(L-water)/(L-air)]
10^{-4}	=	Conversion factor [m^2/cm^2]
W_a	=	Dimension of soil source area parallel to wind direction [cm]
d_s	=	Depth to base of surficial soil zone [cm]
U_m	=	Mean annual wind speed [m/s]
δ_a	=	Breathing zone height [cm]
10^3	=	Conversion factor [(cm^3-kg)/(m^3-g)]

Note: Surficial soil properties are assumed same as the vadose zone properties.

VOLATILIZATION FACTORS
(PARTICULAR EMISSIONS FROM SURFICIAL SOIL)

$$VF_p = \left[Q/C \times \frac{3600}{0.036 \times (1 - V) \times \left(U_m / U_t\right)^3 \times F(x)} \right]^{-1}$$

Source: Soil Screening Guidance, 1996

where:

VF_p	=	Volatilization factor for particulate emissions from surficial soil [kg-soil/m^3-air]
Q/C	=	Inverse of the mean concentration at the center of square source [(g/m^2-s)/(kg/m^3)]
V	=	Fraction of vegetative cover [-]
U_m	=	Mean annual wind speed [m/s]
U_t	=	Equivalent threshold value of wind speed at 7 m [m/s]
$F(x)$	=	Function dependent on U_m/U_t derived using Cowherd *et al.* 1985 [-]
0.036	=	Empirical constant [g/m^2-hr]

VOLATILIZATION/ATTENUATION FACTORS (SUBSURFACE SOIL VAPOR TO INDOOR AIR)

For advection and diffusion,

$$\alpha_{sv} = \frac{\left[\left(\frac{D_T^{eff} \times A_B}{Q_{bldg} \times L_T}\right) \times \exp\left(\frac{Q_{soil} \times L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \times A_{crack}}\right)\right]}{\left[\exp\left(\frac{Q_{soil} \times L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \times A_{crack}}\right) + \left(\frac{D_T^{eff} \times A_B}{Q_{bldg} \times L_T}\right) + \left(\frac{D_T^{eff} \times A_B}{Q_{soil} \times L_T}\right)\left[\exp\left(\frac{Q_{soil} \times L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \times A_{crack}}\right) - 1\right]\right]}$$

where,

$$L_T = D_{source} - L_F$$

If $L_F > L_{crack}$, $A_B = (L_B \times W_B) + (2 \times L_F \times L_B) + (2 \times L_F \times W_B)$ (7a)

If $L_F \leq L_{crack}$, $A_B = (L_B \times W_B)$ (7b)

$$Q_{bldg} = \left(\frac{L_B \times W_B \times H_B \times ER}{3600}\right) \quad (8)$$

$$A_{crack} = 2 \times (L_B + W_B) \times w$$

where,

α_{sv}	=	Attenuation factor for soil vapor to indoor air [-]
D_T^{eff}	=	Total overall effective diffusion coefficient [cm^2/s]
A_B	=	Area of enclosed space below grade [cm^2]
Q_{bldg}	=	Building ventilation rate [cm^3/s]
L_T	=	Source to building separation [cm]
Q_{soil}	=	Volumetric flow rate of soil-vapor into the enclosed space [cm^3/s]
L_{crack}	=	Slab thickness [cm]
D_{crack}^{eff}	=	Effective diffusion coefficient through the cracks [cm^2/s]
A_{crack}	=	Area of total cracks [cm^2]
D_{source}	=	Depth below grade to top of contamination [cm]
L_F	=	Depth below grade to bottom of enclosed space floor [cm]
L_B	=	Length of building [cm]
W_B	=	Width of building [cm]
Q_{bldg}	=	Building ventilation rate [cm^3/s]
H_B	=	Height of building [cm]
ER	=	Air exchange rate [l/h]
3600	=	Conversion factor [sec/h]
ΔP	=	Soil-building pressure differential [$g/cm\text{-}s^2$]
k_v	=	Soil gas permeability[cm^2]
X_{crack}	=	Floor-wall seam perimeter [cm]
μ	=	Viscosity of air at soil temperature [g/cm-s]
r_{crack}	=	Equivalent crack radius [cm]

$$Q_{soil} = \frac{2\pi \times \Delta P \times k_v \times X_{crack}}{\mu \times \ln\left(\frac{2Z_{crack}}{r_{crack}}\right)}$$

$$X_{crack} = 2 \times (L_B + W_B)$$

(10)

$$r_{crack} = \left(\frac{A_{crack}}{X_{crack}}\right)$$

Source: USEPA, 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings.

Z_{crack} = Crack depth below grade [cm]

VOLATILIZATION FACTORS
(SUBSURACE SOIL TO INDOOR AIR)

$$VF_{sesp} = \frac{H \times \rho_s}{[\theta_{ws} + (K_{sv} \times \rho_s) + (H \times \theta_{as})]} \times \alpha_s \times 10^3$$

Note: α_s is calculated using equation for α_{sv} with depth to subsurface soil source.

Source: USEPA, 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings.

where,

VF_{sesp}	=	Volatilization factor from subsurface soil to indoor (enclosed space) air [m^3-air/(mg/kg-soil)]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]
ρ_s	=	Dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in vadose zone soil [cm^3-water/cm^3-soil]
θ_{as}	=	Volumetric air content in vadose zone soil [cm^3-air/cm^3-soil]
K_{sv}	=	$f_{ocv} \times K_{oc}$ = Chemical-specific soil-water sorption coefficient in vadose zone [cm^3/g]
α_s	=	Attenuation factor from subsurface soil to indoor
10^3	=	Conversion factor [(cm^3-kg)/(m^3-g)]

VOLATILIZATION FACTORS (GROUNDWATER TO INDOOR AIR)	
$VF_{wesp} = H \times \alpha_{gw} \times 10^3$ Note: α_{gw} is calculated using equation on pp C-93 with depth to groundwater. Source: User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings, 2004	where, VF_{wesp} = Volatilization factor from groundwater to indoor (enclosed space) air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)] H = Vadose zone chemical specific Henry's Law constant [L-water/L-air] α_{gw} = Attenuation factor from groundwater to indoor 10^3 = Conversion factor [L/m^3]

VOLATILIZATION FACTORS (GROUNDWATER TO OUTDOOR AIR)

$$VF_{wamb} = \frac{H}{1 + \left(\frac{100 \times U_m \times \delta_a \times L_{GW}}{W_{ga} \times D_{ws}^{eff}} \right)} \times 10^3$$

Source: ASTM E1739-95

where:

VF_{wamb}	=	Volatilization factor from groundwater to outdoor air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)]
H	=	Vadose zone chemical specific Henry's Law constant [(L-water)/(L-air)]
U_m	=	Mean annual wind speed [m/s]
δ_a	=	Breathing zone height [cm]
L_{GW}	=	Depth to groundwater [cm]
D_{ws}^{eff}	=	Effective diffusion coefficient between groundwater and soil surface [cm^2/s]
W_{ga}	=	Dimension of soil source area parallel to wind direction [cm]
100	=	Conversion factor [cm/m]
10^3	=	Conversion factor [L/m^3]

EFFECTIVE DIFFUSION COEFFICIENTS

D_s^{eff} : effective diffusion coefficient in soil based on vapor-phase concentration [cm^2/s]

$$D_s^{eff} = D^a \times \frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + D^w \times \frac{1}{H} \times \frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_T^2}$$

where:

D^a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D^w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_{as}	=	Volumetric air content in vadose zone soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in vadose zone soils [cm^3-water/cm^3-soil]
θ_T	=	Total soil porosity in the impacted zone [cm^3/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]

D_{ws}^{eff} : effective diffusion coefficient between groundwater and surface soil [cm^2/s]

$$D_{ws}^{eff} = (h_{cap} + h_v) \times \left[\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]^{-1}$$

where:

h_{cap}	=	Thickness of capillary fringe [cm]
h_v	=	Thickness of vadose zone [cm]
D_{cap}^{eff}	=	Effective diffusion coefficient through capillary fringe [cm^2/s]
D_s^{eff}	=	Effective diffusion coefficient in soil based on vapor-phase concentration [cm^2/s]
L_{GW}	=	Depth to groundwater ($h_{cap} + h_v$) [cm]

D_{cap}^{eff} : effective diffusion coefficient for the capillary fringe [cm^2/s]

$$D_{cap}^{eff} = D^a \times \frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_T^2} + D^w \times \frac{1}{H} \times \frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_T^2}$$

where:

D^a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D^w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_{acap}	=	Volumetric air content in capillary fringe soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{wcap}	=	Volumetric water content in capillary fringe soils [cm^3-water/cm^3-soil]
θ_T	=	Total soil porosity [cm^3/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]

D_{crack}^{eff} : effective diffusion coeff. through foundation cracks [cm^2/s]

$$D_{crack}^{eff} = D^a \times \frac{\theta_{acrack}^{3.33}}{\theta_T^2} + D^w \times \frac{1}{H} \times \frac{\theta_{wcrack}^{3.33}}{\theta_T^2}$$

where:

D^a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D^w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_{acrack}	=	Volumetric air content in foundation/wall cracks [cm^3-air/cm^3-total volume]
θ_{wcrack}	=	Volumetric water content in foundation/wall cracks [cm^3-water/cm^3-total volume]
θ_T	=	Total soil porosity [cm^3/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]

Source: ASTM E1739-95

SUBSURFACE SOIL CONCENTRATION AT WHICH DISSOLVED PORE WATER AND VAPOR PHASES BECOME SATURATED

Single Component

$$C_s^{SAT} = \frac{S}{\rho_s} \times [H \times \theta_{as} + \theta_{ws} + K_{sv} \times \rho_s]$$

Multiple Components

$$C_s^{SAT} = \frac{S_{ei}}{\rho_s} \times [H \times \theta_{as} + \theta_{ws} + K_{sv} \times \rho_s]$$

where:

C_s^{SAT} = Soil concentration at which dissolved pore water and vapor phases become saturated [(mg/kg-soil)]
S = Pure component solubility in water [mg/L-water]
S_{ei} = Effective solubility of component i in water = $x_i \times S$ [mg/L-water]
x_i = Mole fraction of component i = $(w_i \times MW_{avg})/MW_i$ [-]
w_i = Weight fraction of component i [-]
MW_{avg} = Average molecular weight of mixture [g/mole]
MW_i = Molecular weight of component i [g/mole]
ρ_s = Vadose zone dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
H = Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]
θ_{as} = Volumetric air content in the vadose zone soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{ws} = Volumetric water content in vadose zone soils [cm^3-water/cm^3- soil]
K_{sv} = $f_{ocv} \times K_{oc}$ = Chemical-specific soil-water sorption coefficient in vadose zone [cm^3-water/g-soil]
f_{ocv} = Fraction organic carbon in vadose zone [g-C/g-soil]

Source: ASTM E1739-95

SOIL VAPOR CONCENTRATION AT WHICH VAPOR PHASE BECOMES SATURATED

Single Component

$$C_v^{SAT} = \frac{P^s \times MW}{R \times T} \times 10^6$$

Multiple Components

$$C_v^{SAT} = \frac{x_i \times P_i^s \times MW_i}{R \times T} \times 10^6$$

where:

C_v^{SAT}	=	Soil vapor concentration at which vapor phase become saturated [mg/m^3-air]
P^s	=	Saturated vapor pressure [atm]
P_i^s	=	Effective vapor pressure of component *i* in water = $x_i \times P^s$ [atm]
R	=	Ideal gas constant [0.08206 atm•L/mol•K]
T	=	Temperature [K]
S_{ei}	=	Effective solubility of component *i* in water = $x_i \times S$ [mg/L-water]
x_i	=	Mole fraction of component *i* = $(w_i \times MW_{avg})/MW_i$ [-]
w_i	=	Weight fraction of component *i* [-]
MW_{avg}	=	Average molecular weight of mixture [g/mole]
MW_i	=	Molecular weight of component *i* [g/mole]
ρ_s	=	Vadose zone dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
10^6	=	Conversion factor [(g/L)/(mg/m^3)]

Source: ASTM E1739-95

DOMENICO MODEL: DILUTION ATTENUATION FACTOR (DAF) IN THE SATURATED ZONE

Domenico model for multi-dimensional transport with decay and continuous source:

$$\frac{C(x,y,z,t)}{C_o} = (1/8)\ exp\left[\frac{x}{2\alpha_x}\left[1-\sqrt{1+\frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]\right]\times erfc\left[\frac{\left[(x-vt)\sqrt{1+\frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]}{2\sqrt{\alpha_x\times v\times t}}\right]\times$$

$$\left[erf\left[\frac{(y+Y/2)}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right]-erf\left[\frac{(y-Y/2)}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right]\right]\times\left[erf\left[\frac{(z+Z)}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]-erf\left[\frac{(z-Z)}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]\right]$$

where:

C	=	Dissolved-phase concentration [mg/L]
C_o	=	Dissolved-phase concentration at the source (at x=y=z=0) [mg/L]
v	=	Retarded seepage velocity [m/sec]
λ	=	Overall first order bio-decay rate [1/day]
α_x	=	Longitudinal dispersivity [m]
α_y	=	Lateral dispersivity [m]
α_z	=	Vertical dispersivity [m]
x, y, z	=	Spatial coordinates [m]
t	=	Time [day]
x	=	Distance along the centerline measured from the downgradient edge of the groundwater source [m]
Y	=	GW source dimension perpendicular to GW flow direction [m]
Z	=	GW source (mixing zone) thickness [m]
DA F_{sat}	=	$C_o/C(x)$

At the centerline, for steady-state (after a long time) the concentration can be obtained by setting $y = 0$, $z = 0$, and $x << v \times t$ as:

$$\frac{C(x)}{C_o} = exp\left[\frac{x}{2\alpha_x}\left[1-\sqrt{1+\frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]\right]\times erf\left[\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right]\times erf\left[\frac{Z}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]$$

At the centerline, for steady-state the concentration without decay can be obtained by setting y = 0, z = 0, x << vt, and λ = 0 as:

$$\frac{C(x)}{C_o} = erf\left[\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right]\times erf\left[\frac{Z}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]$$

Note: Compare to ASTM E1739-95, p. 31, where $Y = S_w$ $Z = S_d$, $v = u$, and $C_o = C_{source}$

Source: Domenico, P.A. and F.W. Schwartz, 1990, Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley and Sons, NY, 824 p. (Eqn. 17.21)

5 Equações e modelos – Modo Inverso

NOTA: As equações são apresentadas em inglês.

1. Indoor Inhalation of Vapors (Child and Adult Resident, Non-residential Worker)
2. Outdoor Inhalation of Vapors
3. Dermal Contact with Chemicals in Water (Child and Adult Resident, Non-residential Worker; and Construction Worker)
4. Domestic Water Use (Child and Adult Resident)
5. Dermal Contact with Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
6. Ingestion of Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
7. Inhalation of Vapors and Particulates of Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
8. Inhalation of Vapors and Particulates, Dermal Contact with and Ingestion of Chemicals in Soil (Child and Adult Resident, Non-residential Worker, and Construction Worker)
9. Indoor Inhalation of Vapors (Age-Adjusted Resident)
10. Outdoor Inhalation of Vapors (Age-Adjusted Resident)
11. Dermal Contact with Chemicals in Water (Age-Adjusted Resident)
12. Domestic Water Use (Age-Adjusted Resident)
13. Dermal Contact with Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
14. Ingestion of Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
15. Inhalation of Vapors and Particulates of Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
16. Inhalation of Vapors and Particulates, Dermal Contact with, and Ingestion of Chemicals in Soil (Age-Adjusted Resident)
17. Soil Vapor Concentration Protective of Indoor Inhalation of Vapors
18. Subsurface Soil Concentration Protective of Indoor Inhalation of Vapors
19. Groundwater Concentration Protective of Indoor Inhalation of Vapors
20. Groundwater Concentration Protective of Outdoor Inhalation of Vapors
21. Volatilization Factors
22. Effective Diffusion Coefficients
23. Subsurface Soil Concentrations Protective of Leaching to Groundwater
24. Leaching Factor from Subsurface Soil to Groundwater
25. Soil Concentration at Which Dissolved Pore Water and Vapor Phases Become Saturated
26. Soil Vapor Concentration at Which Vapor Phase Becomes Saturated
27. Domenico Model: Dilution Attenuation Factor (DAF) in the Saturated Zone
28. Allowable Soil and Groundwater Concentration for Groundwater Resource Protection

29. Allowable Soil and Groundwater Concentration Protective of Indoor Inhalation for Resident and Non-Residential Worker
30. Stream Protection: Allowable Groundwater Concentration at the Point of Discharge
31. Stream Protection: Allowable Groundwater Concentration at the Source and
32. POD

INDOOR INHALATION OF VAPORS
(CHILD AND ADULT RESIDENT; AND NON-RESIDENTIAL WORKER)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c\text{-}ininh} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 24}{ET_{in} \times ED \times EF \times IUR \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}ininh} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}{ET_{in} \times ED \times EF}$$

Source: RAGS Vol. I Part F, 2009

where:

$RBTL_{c\text{-}ininh}$ = Carcinogenic risk based target level for indoor inhalation of vapors [mg/m^3]
$RBTL_{nc\text{-}ininh}$ = Non-carcinogenic risk based target level for indoor inhalation of vapors [mg/m^3]
TR = Target risk [-]
THQ = Target hazard quotient [-]
AT_c = Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogens [year]
ET_{in} = Indoor exposure time [hr/day]
ED = Exposure duration [year]
EF = Exposure frequency [day/year]
RfC = Chemical-specific reference concentration [mg/m^3]
IUR = Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]
365 = Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000 = Converts C in mg to µg [1000 µg/mg]
24 = Converts ET_{in} hours to day [24 hrs/day]

OUTDOOR INHALATION OF VAPORS

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c\text{-}outinh} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 24}{ET_{out} \times ED \times EF \times IUR \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}outin} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}{ET_{out} \times ED \times EF}$$

Source: RAGS Vol. I Part F, 2009

where:

$RBTL_{c\text{-}outinh}$ = Carcinogenic risk based target level for outdoor inhalation of vapors [mg/m^3]

$RBTL_{nc\text{-}outinh}$ = Non-carcinogenic risk based target level for outdoor inhalation of vapors [mg/m^3]

TR = Target risk [-]

THQ = Target hazard quotient [-]

AT_c = Averaging time for carcinogens [year]

AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogens [year]

ET_{out} = Outdoor exposure time [hr/day]

ED = Exposure duration [year]

EF = Exposure frequency [day/year]

RfC = Chemical-specific reference concentration [mg/m^3]

IUR = Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]

365 = Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]

1000 = Converts C in mg to µg [1000 µg/mg]

24 = Converts ET_{in} hours to day [24 hrs/day]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN WATER (CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c\text{-}dw} = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365 \times 1000}{SF_d \times SA_{gw} \times EV_{gw} \times Z \times EF \times ED}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}dw} = \frac{THQ \times BW \times AT_{nc} \times 365 \times 1000 \times RfD_d}{SA_{gw} \times EV_{gw} \times Z \times EF \times ED}$$

For organic chemicals,

If $t_{event} \le t^*$, then $Z = 2 \times FA \times K_p \sqrt{6\tau_{event} \frac{t_{event}}{\pi}}$

If $t_{event} > t^*$, then $Z = FA \times K_p \left[\frac{t_{event}}{1+B} + 2\tau_{event} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right]$

For inorganic chemicals, $Z = K_p \times t_{event}$

where:

$RBTL_{c\text{-}dw}$ = Carcinogenic risk based target level for dermal contact with water [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}dw}$ = Non-carcinogenic risk based target level for dermal contact with water [mg/L]
TR = Target risk [-]
THQ = Target hazard quotient [-]
BW = Body weight [kg]
AT_c = Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc} = Averaging time for non-carcinogens [year]
SA_{gw} = Skin surface area available for contact with water [cm^2]
EV_{gw} = Event frequency [event/day]
ED = Exposure duration [year]
EF = Exposure frequency [day/year]
RfD_d = Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
SF_d = Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor $[mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$
365 = Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000 = Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L]
t_{event} = Event duration [hr/event]
t^* = Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
Z = Chemical-specific dermal factor [cm/event]
K_p = Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA = Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event} = Chemical-specific lag time [hr/event]
B = Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

$$B = K_P \frac{\sqrt{MW}}{2.6}$$

$$\log K_P = -2.80 + 0.66 \log K_{OW} - 0.0056\, MW$$

If B<0.6 or B=0.6, then, $t^* = 2.4\tau_{event}$

If B>0.6 then, $t^* = 6\tau_{event} \times (b - \sqrt{b^2 - c^2})$

where,

$$c = \frac{1 + 3B + 3B^2}{3(1 + B)}$$

$$b = 2 \times \frac{(1 + B)^2}{\pi} - c$$

$$\tau_{event} = 0.105 \times 10^{(0.0056 MW)}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

(5) $$b = 2 \times \frac{(1 + B^2)}{\pi} - c$$

(6)

where:

MW = Molecular weight [g/mole]
K_{ow} = Octanol water partition coefficient [L/kg]
b, c = Correlation coefficient which have been fitted to the data from Flynn, G.L. (1990)

DOMESTIC WATER USE (CHILD AND ADULT RESIDENT)
(ONLY FOR CHEMICALS WITHOUT MAXIMUM CONTAMINAT LEVELS)

Carcinogenic effects (Ingestion and Dermal Contact)

$$RBTL_{c\text{-}w(ing+dc)} = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365}{ED \times EF \times \left[\left(SF_o \times IR_w \right) + \left(\frac{SF_d}{1000} \times SA_{wb} \times EV_{wb} \times Z_{wb} \right) \right]}$$

Carcinogenic effects (Inhalation of Vapors Due to Water Use)

$$RBTL_{c\text{-}winh} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 24}{ED \times EF \times ET_{in} \times K_f \times IUR \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects (Ingestion and Dermal Contact)

$$RBTL_{nc\text{-}w(ing+dc)} = \frac{THQ \times BW \times AT_{nc} \times 365}{ED \times EF \times \left[\left(\frac{1}{RfD_o} \times IR_w \right) + \left(\frac{SA_{wb} \times EV_{wb} \times Z_{wb}}{RfD_d \times 1000} \right) \right]}$$

Non-carcinogenic effects (Inhalation of Vapors Due to Water Use)

$$RBTL_{nc\text{-}winh} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}{ED \times EF_{in} \times ET_{in} \times K_f}$$

where:

$RBTL_{c\text{-}w(ing+dc)}$	=	Carcinogenic risk based target level for ingestion and dermal exposure to a chemical in domestic water use [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}w(ing+dc)}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for ingestion and dermal exposure to a chemical in domestic water use [mg/L]
$RBTL_{c\text{-}winh}$	=	Carcinogenic risk based target level for inhalation exposure to a chemical in domestic water use [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}winh}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for inhalation exposure to a chemical in domestic water use [mg/L]
TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
BW	=	Body weight [kg]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
IR_w	=	Water ingestion rate [L/day]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
K_f	=	Volatilization factor [L/m^3]
ET_{in}	=	Inhalation exposure time [hr/day]
SA_{wb}	=	Skin surface area available for whole-body contact with water [cm^2]
EV_{wb}	=	Event frequency for whole-body contact with water [event/day]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
RfC	=	Chemical-specific inhalation reference concentration [mg/m^3]
RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
SF_o	=	Chemical-specific oral cancer slope or potency factor $[mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$
IUR	=	Chemical-specific inhalation unit risk $[(\mu g/m^3)^{-1}]$
SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor $[mg/(kg\text{-}day)]^{-1}$
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
1000	=	Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L] and mg to µg [µg/mg]
$t_{wb\text{-}event}$	=	Event duration for whole-body contact [hr/event]
24	=	Conversion factor from hrs to day [hr/day]
t^*	=	Chemical-specific time to reach steady-state [hr]

Z_{wb}	=	Chemical-specific dermal factor for whole-body contact [cm/event]
K_p	=	Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA	=	Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

For inhalation of vapors, dermal contact with, and ingestion of chemicals in water (domestic water use combined pathway) by child and adult resident,

Carcinogenic Effects

$$RBTL_{c-w} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{c\text{-}(ing+dc)}} + \frac{1}{RBTL_{c\text{-}inh}}}$$

Non-Carcinogenic Effects

$$RBTL_{nc-w} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{nc\text{-}(ing+dc)}} + \frac{1}{RBTL_{nc\text{-}inh}}}$$

where,

$RBTL_{c\text{-}w}$	=	Carcinogenic risk based target level for domestic water use [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}w}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for domestic water use [mg/L]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-sdc} = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365}{EF \times ED \times SF_d \times 10^{-6} \times SA_{soil} \times EV_{soil} \times AF \times ABS_d}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-sdc} = \frac{THQ \times BW \times AT_{nc} \times 365 \times RfD_d}{EF \times ED \times 10^{-6} \times SA_{soil} \times EV_{soil} \times AF \times ABS_d}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

where:

$RBTL_{c\text{-}sdc}$	=	Carcinogenic risk based target level for dermal contact with chemicals in soil [mg/kg]
$RBTL_{nc\text{-}sdc}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for dermal contact with chemicals in soil [mg/kg]
TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
BW	=	Body weight [kg]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
SA_{soil}	=	Skin surface area available for contact with soil [cm^2]
EV_{soil}	=	Event frequency [event/day]
AF	=	Soil to skin adherence factor [mg/cm^2-event]
ABS_d	=	Chemical-specific dermal absorption factor [-]
SF_d	=	Dermal cancer slope factor [$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$]
RfD_d	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
10^{-6}	=	Converts kg to mg [kg/mg]

INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-sing} = \frac{TR \times BW \times AT_c \times 365}{EF \times ED \times SF_o \times 10^{-6} \times RBA \times IR_{soil}}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-sing} = \frac{THQ \times BW \times AT_{nc} \times 365 \times RfD_o}{EF \times ED \times 10^{-6} \times RBA \times IR_{soil}}$$

where:

$RBTL_{c\text{-}sing}$	=	Carcinogenic risk based target level for ingestion of chemicals in soil [mg/kg]
$RBTL_{nc\text{-}sing}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for ingestion of chemicals in soil [mg/kg]
TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
THQ	=	Target hazard quotient for individual constituents [-]
BW	=	Body weight [kg]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
ED	=	Exposure duration [year]
EF	=	Exposure frequency [day/year]
IR_{soil}	=	Soil ingestion rate [mg/day]
SF_o	=	Oral cancer slope factor [(mg/kg-day)$^{-1}$]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
RBA	=	Relative bioavailability factor [-]
365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
10^{-6}	=	Converts kg to mg [kg/mg]

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES OF CHEMICALS IN SOIL (CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-\sinh} = \frac{RBTL_{c-outinh}}{\left(VF_{ss} + VF_{p}\right)}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-\sinh} = \frac{RBTL_{nc-outinh}}{\left(VF_{ss} + VF_{p}\right)}$$

Note: VF_{ss} = 0 for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.2×10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5×10^{-5}).

where:

$RBTL_{c\text{-}sinh}$ = Carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors and particulates in soil [mg/kg]

$RBTL_{nc\text{-}sinh}$ = Non-carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors and particulates in soil [mg/kg]

$RBTL_{c\text{-}outinh}$ = Carcinogenic risk based target levels for outdoor inhalation of vapors [mg/m^3]

$RBTL_{nc\text{-}outinh}$ = Non-carcinogenic risk based target levels for outdoor inhalation of vapors [mg/m^3]

VF_p = Volatilization factor for particulate emissions from surficial soil [(mg/m^3-air)/(mg/kg-soil)]

VF_{ss} = Volatilization factor for vapor emissions from surficial soil [(mg/m^3-air)/(mg/kg-soil)]

Note: The depth to surficial soil for a construction worker is up to the typical construction depth.

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES, DERMAL CONTACT WITH, AND INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL
(CHILD AND ADULT RESIDENT; NON-RESIDENTIAL WORKER; AND CONSTRUCTION WORKER)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-ssoil} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{c-sdc}} + \frac{1}{RBTL_{c-sing}} + \frac{1}{RBTL_{c-sinh}}}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-ssoil} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{nc-sdc}} + \frac{1}{RBTL_{nc-sing}} + \frac{1}{RBTL_{nc-sinh}}}$$

where,

$RBTL_{c\text{-}ssoil}$ = Carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors and particulates, inhalation of, and dermal contact with chemical in surficial soil [mg/kg]

$RBTL_{nc\text{-}ssoil}$ = Non-carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors and particulates, inhalation of, and dermal contact with chemical in surficial soil [mg/kg]

Note: All other parameters are defined under the individual pathway equations.

INDOOR INHALATION OF VAPORS (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic and mutagenic effects

$$RBTL_{c\text{-}iinnh\text{-}aa} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 24}{ET_{i\text{-}r} \times ED_{aa} \times EF_r \times IUR \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}ininh\text{-}aa} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}{ET_{i-r} \times ED_{aa} \times EF_r}$$

where:

Carcinogenic and Non-carcinogenic

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

Mutagenic

$$ED_{aa} = [(ED_{0-2} \times EF_{0-2} \times ET_{0-2} \times 10) + (ED_{2-6} \times EF_{2-6} \times ET_{2-6} \times 3) + (ED_{6-16} \times EF_{6-16} \times ET_{6-16} \times 3) + (ED_{16-26} \times EF_{16-26} \times ET_{16-26} \times 1)]$$

Source: USEPA May 2020. Regional Screening Level (RSL) User Guide

where:

$RBTL_{c\text{-}ininh\text{-}aa}$=Carcinogenic risk based target level for indoor inhalation of vapors [mg/m^3]

$RBTL_{nc\text{-}ininh\text{-}aa}$=Non-carcinogenic risk based target level for indoor inhalation of vapors [mg/m^3]

TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
ED_{aa}	=	Exposure duration for an age-adjusted individual [year]
ED_c	=	Exposure duration for a child [year]
ED_a	=	Exposure duration for an adult [year]
AT_c	=	Averaging time for carcinogenic effects [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogenic effects [year]
EF_r	=	Exposure frequency for a resident [days/year]
$ET_{i\text{-}r}$	=	Indoor exposure time for a resident [hours/day]
10,3,3,1	=	Age dependent adjustment factors for age segments 0-2, 2-6, 6-16, and 16-26 years, respectively
365	=	Converts years to days [days/year]
24	=	Converts hours to day [hours/day]
1000	=	Converts mg to µg [µg/mg]

OUTDOOR INHALATION OF VAPORS (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c\text{-}outinh\text{-}aa} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 24}{ET_{out\text{-}r} \times ED_{aa} \times EF_r \times IUR \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}outinh\text{-}aa} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}{ET_{out\text{-}r} \times ED_{aa} \times EF_r}$$

where:

Age adjusted ED (Carcinogens and Noncarcinogens)

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

Age adjusted ED (Mutagens)

$$ED_{aa} = [(ED_{0-2} \times EF_{0-2} \times ET_{0-2} \times 10) + (ED_{2-6} \times EF_{2-6} \times ET_{2-6} \times 3) + (ED_{6-16} \times EF_{6-16} \times ET_{6-16} \times 3) + (ED_{16-26} \times EF_{16-26} \times ET_{16-26} \times 1)]$$

Source: USEPA May 2020. Regional Screening Level (RSL) User Guide

where:

$RBTL_{c\text{-}outinh\text{-}aa}$=Carcinogenic risk based target level for indoor inhalation of vapors [mg/m^3]

$RBTL_{nc\text{-}outinh\text{-}aa}$=Non-carcinogenic risk based target level for indoor inhalation of vapors [mg/m^3]

TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
ED_{aa}	=	Exposure duration for an age-adjusted individual [year]
ED_c	=	Exposure duration for a child [year]
ED_a	=	Exposure duration for an adult [year]
AT_c	=	Averaging time for carcinogenic effects [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogenic effects [year]
EF_r	=	Exposure frequency for a resident [days/year]
$ET_{out\text{-}r}$	=	Outdoor exposure time for a resident [hours/day]
10,3,3,1	=	Age dependent adjustment factors for age segments 0-2, 2-6, 6-16, and 16-26 years, respectively
365	=	Converts years to days [days/year]
24	=	Converts hours to day [hours/day]
1000	=	Converts mg to µg [µg/mg]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN WATER (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c\text{-}dw\text{-}aa} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 1000}{SF_d \times (DC_{w-c} \times Z_c + DC_{w-a} \times Z_a)}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}dw\text{-}aa} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times 1000 \times RfD_d}{(DC_{w-c} \times Z_c + DC_{w-a} \times Z_a)}$$

where :

Age-adjusted Dermal Contact Factor (Carcinogens and Non-carcinogens)

$$DC_{w\text{-}c} = \frac{ED_c \times EF_c \times SA_{gw-c} \times EV_{gw-c}}{BW_c}$$

$$DC_{w\text{-}a} = \frac{ED_a \times EF_a \times SA_{gw-a} \times EV_{gw-a}}{BW_a}$$

Age-adjusted Dermal Contact Factor (Mutagens)

$$DC_{w-c} = [(ED_{0-2} \times EF_{0-2} \times SA_{0-2} \times 10) / BW_{0-2} + (ED_{2-6} \times EF_{2-6} \times SA_{2-6} \times 3) / BW_{0-2}]$$

$$DC_{w-a} = [(ED_{6-16} \times EF_{6-16} \times SA_{6-16} \times 3) / BW_{6-16} + (ED_{16-26} \times EF_{16-26} \times SA_{16-26} \times 1) / BW_{16-26}]$$

For organic chemicals,

If $t_{event} \le t^*$, then $Z = 2 \times FA \times K_p \sqrt{6\tau_{event} \frac{t_{event}}{\pi}}$

If $t_{event} > t^*$, then

$$Z = FA \times K_p \left[\frac{t_{event}}{1+B} + 2\tau_{event} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right]$$

For inorganic chemicals, $Z = K_p \times t_{event}$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

where:	$RBTL_{c\text{-}dw\text{-}aa}$	=	Carcinogenic risk based target level for dermal contact with chemicals in groundwater [mg/L]
	$RBTL_{nc\text{-}dw\text{-}aa}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for dermal contact with chemicals in groundwater [mg/L]
	TR	=	Target risk [-]
	THQ	=	Target hazard quotient for individual constituents [-]
	AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
	AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
	RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
	SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor [$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$]
	365	=	Converts AT_c, AT_{nc} in years to days [day/year]
	1000	=	Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L]
	t_{event}	=	Event duration [hr/event]
	t^*	=	Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
	K_p	=	Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
	FA	=	Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
	τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
	B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]
	$DC_{w\text{-}c}$	=	Child dermal contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]
	$DC_{w\text{-}a}$	=	Adult dermal contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]
	$EV_{gw\text{-}c}$	=	Resident child event frequency [event/day]
	$EV_{gw\text{-}a}$	=	Resident adult event frequency [event/day]
	Z_c	=	Resident child chemical-specific dermal factor [cm/event]
	Z_a	=	Resident adult chemical-specific dermal factor [cm/event]
	$SA_{gw\text{-}c}$	=	Resident child skin surface area available for contact with water [cm^2]
	$SA_{gw\text{-}a}$	=	Resident adult skin surface area available for contact with water [cm^2]
	BW_c	=	Resident child body weight [kg]
	BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
	ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
	ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
	EF_c	=	Exposure frequency for a child [day/year]
	EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
	10,3,3,1	=	Age dependent adjustment factors for age segments 0-2, 2-6, 6-16, and 16-26 years, respectively

DOMESTIC WATER USE (AGE-ADJUSTED RESIDENT)
(ONLY FOR CHEMICALS WITHOUT MAXIMUM CONTAMINAT LEVELS)

Carcinogenic effects (Ingestion and Dermal Contact)

$$RBTL_{c\text{-}(ing+dc)} = \frac{TR \times AT_c \times 365}{\left(SF_o \times IR_{w-aa}\right) + \left(\frac{SF_d}{1000} \times \left(DC_{wb-c} \times Z_{wb-c} + DC_{wb-a} \times Z_{wb-a}\right)\right)}$$

Carcinogenic effects (Inhalation of Water Vapors)

$$RBTL_{c\text{-}inh} = \frac{TR \times AT_c \times 365 \times 24}{IUR \times ED_{aa} \times EF_a \times ET_{in\text{-}a} \times K_f \times 1000}$$

Non-carcinogenic effects(Ingestion and Dermal Contact)

$$RBTL_{nc\text{-}(ing+dc)} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365}{\left(\frac{1}{RfD_o} \times IR_{w-aa}\right) + \left(\frac{\left(DC_{wb-c} Z_{wb-c} + DC_{wb-a} \times Z_{wb-a}\right)}{RfD_d \times 1000}\right)}$$

Non-carcinogenic effects(Inhalation of Water Vapors)

$$RBTL_{nc\text{-}inh} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfC \times 24}{C \times ED_{aa} \times EF_a \times ET_{in\text{-}a} \times K_f}$$

where:

Age-adjusted Exposure Duration for Non-Carcinogens

$$ED_{aa} = ED_c + ED_a$$

Age-adjusted Water Ingestion Rate and Whole Body Dermal Contact with Water for Carcinogens

$$IR_{w\text{-}aa} = \frac{ED_c \times EF_c \times IR_c}{BW_c} + \frac{ED_a \times EF_a \times IR_a}{BW_a}$$

$$DC_{wb\text{-}c} = \frac{ED_c \times EF_c \times SA_{wb-c} \times EV_{wb-c}}{BW_c} \quad \text{and} \quad DC_{wb\text{-}a} = \frac{ED_a \times EF_a \times SA_{wb-a} \times EV_{wb-a}}{BW_a}$$

Age-adjusted Water Ingestion Rate and Whole Body Dermal Contact with Water for Mutagens

$$IR_{w-aa} = [(ED_{0-2} \times EF_{0-2} \times IR_{0-2} \times 10) / BW_{0-2} + (ED_{2-6} \times EF_{2-6} \times IR_{2-6} \times 3) / BW_{2-6} + (ED_{6-16} \times EF_{6-16} \times IR_{6-16} \times 3) / BW_{6-16} + (ED_{16-26} \times EF_{16-26} \times IR_{16-26} \times 1) / BW_{16-26}]$$

$$DC_{wb-c} = [(ED_{0-2} \times EF_{0-2} \times SA_{0-2} \times EV_{0-2} \times 10) / BW_{0-2} + (ED_{2-6} \times EF_{2-6} \times SA_{2-6} \times EV_{2-6} \times 3) / BW_{2-6}]$$

$$DC_{wb-a} = [(ED_{6-16} \times EF_{6-16} \times SA_{6-16} \times EV_{6-16} \times 10) / BW_{6-16} + (ED_{16-26} \times EF_{16-26} \times SA_{16-26} \times EV_{16-26} \times 3) / BW_{16-26}]$$

For organic chemicals,

If $t_{wb\text{-}event} \leq t^*$, then $Z_{wb} = 2 \times FA \times K_p \sqrt{6\tau_{event} \frac{t_{wb-event}}{\pi}}$

If $t_{wb\text{-}event} > t^*$, then $Z_{wb} = FA \times K_p \left[\frac{t_{wb-event}}{1+B} + 2\tau_{event} \left(\frac{1+3B+3B^2}{(1+B)^2} \right) \right]$

For inorganic chemicals, $Z_{wb} = K_p \times t_{wb-event}$

Note: $K_f = 0$ for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.2×10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5×10^{-5}).

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

where:

$RBTL_{c\text{-}(ing+dc)}$	=	Carcinogenic risk based target level for ingestion and dermal contact with domestic water [mg/L]
$RBTL_{c\text{-}inh}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors from domestic water [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}(ing+dc)}$	=	Carcinogenic risk based target level for ingestion and dermal contact with domestic water [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}inh}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors from domestic water [mg/L]
TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
AT_c	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
RfC	=	Chemical-specific inhalation reference concentration [mg/m^3]
RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [mg/kg-day]
SF_o	=	Chemical-specific oral cancer slope or potency factor [(mg/kg-day)$^{-1}$]
IUR	=	Chemical-specific inhalation unit risk [(µg/m^3)$^{-1}$]
SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor [mg/(kg-day)]$^{-1}$
$IR_{w\text{-}aa}$	=	Age-adjusted groundwater ingestion rate [L/kg]
$IR_{w\text{-}c}$	=	Resident child groundwater ingestion rate [L/day]
$IR_{w\text{-}a}$	=	Resident adult groundwater ingestion rate [L/day]
$DC_{wb\text{-}c}$	=	Child dermal whole-body contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]
$DC_{wb\text{-}a}$	=	Adult dermal whole-body contact rate with groundwater [cm^2-event/kg]
BW_c	=	Resident child body weight [kg]
BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
ED_{aa}	=	Resident age-adjusted exposure duration [year]
EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
ET_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
10,3,3,1	=	Age dependent adjustment factors for age segments 0-2, 2-6, 6-16, and 16-26 years, respectively
K_f	=	Volatilization factor [L/m^3]
SA_{wb}	=	Skin surface area available for whole-body contact with water [cm^2]

EV_{wb}	=	Event frequency for whole-body contact with water [event/day]
365	=	Conversion factor [day/year]
1000	=	Conversion factor from cm^3 to L [cm^3/L]; and mg µg [µg/mg]
$t_{wb\text{-}event}$	=	Event duration for whole-body contact [hr/event]
t^*	=	Chemical-specific time to reach steady-state [hr]
Z_{wb}	=	Chemical-specific dermal factor for whole-body contact [cm/event]
K_p	=	Chemical-specific dermal permeability coefficient [cm/hr]
FA	=	Chemical-specific fraction absorbed in water [-]
τ_{event}	=	Chemical-specific lag time [hr/event]
B	=	Chemical-specific relative contribution of permeability coefficient [-]

For inhalation of vapors, dermal contact with, and ingestion of chemicals in water (domestic water use combined pathway) by age-adjusted resident,

Carcinogenic Effects

$$RBTL_{c-w-aa} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{c\text{-}(ing+dc)}} + \frac{1}{RBTL_{c\text{-}inh}}}$$

Non-Carcinogenic Effects

$$RBTL_{nc-w-aa} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{nc\text{-}(ing+dc)}} + \frac{1}{RBTL_{nc\text{-}inh}}}$$

where,

$RBTL_{c\text{-}w\text{-}aa}$	=	Carcinogenic risk based target level for domestic water use [mg/L]
$RBTL_{nc\text{-}w\text{-}aa}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for domestic water use [mg/L]

DERMAL CONTACT WITH CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c\text{-}sd\text{-}aa} = \frac{TR \times AT_c \times 365}{SF_d \times SA_{soil\text{–}aa} \times ABS_d \times 10^{-6}}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc\text{-}sd\text{-}aa} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfD_d}{SA_{soil\text{–}aa} \times ABS_d \times 10^{-6}}$$

where:

$$SA_{soil\text{–}aa} = \frac{ED_c \times EF_c \times AF_c \times SA_{soil\text{–}c} \times EV_{soil\text{–}c}}{BW_c} + \frac{ED_a \times EF_a \times AF_a \times SA_{soil\text{–}a} \times EV_{soil\text{–}a}}{BW_a}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part E, 2004.

where:

$RBTL_{c\text{-}sd\text{-}aa}$	=	Carcinogenic risk based target level for dermal contact with soil [mg/kg]
$RBTL_{nc\text{-}sd\text{-}aa}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for dermal contact with soil [mg/kg]
TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
EF_c	=	Exposure frequency for a child [day/year]
EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
ABS_d	=	Chemical-specific dermal absorption factor [-]
AF_c	=	Resident child soil to skin adherence factor [mg/cm^2-event]
AF_a	=	Resident adult soil to skin adherence factor [mg/cm^2-event]
RfD_d	=	Chemical-specific dermal reference dose [(mg/kg-day)]
SF_d	=	Chemical-specific dermal cancer slope or potency factor [(mg/kg-day)$^{-1}$]
SA_{aa}	=	Age-adjusted skin surface area [mg/kg]
BW_c	=	Resident child body weight [kg]
BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
$SA_{soil\text{-}c}$	=	Resident child skin surface area available for contact with soil [cm^2]
$SA_{soil\text{-}a}$	=	Resident adult skin surface area available for contact with soil [cm^2]
$EV_{soil\text{-}c}$	=	Resident child event frequency [event/day]
$EV_{soil\text{-}a}$	=	Resident Child event frequency [event/day]
365	=	Conversion factor [day/year]
10^{-6}	=	Conversion factor [kg/mg]

INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-\sin g-aa} = \frac{TR \times AT_c \times 365}{SF_o \times RBA \times IR_{s-aa} \times 10^{-6}}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-\sin g-aa} = \frac{THQ \times AT_{nc} \times 365 \times RfD_o}{RBA \times IR_{s-aa} \times 10^{-6}}$$

where :

$$IR_{s-aa} = \frac{ED_c \times EF_c \times IR_{s-c}}{BW_c} + \frac{ED_a \times EF_a \times IR_{s-a}}{BW_a}$$

Source: Modified from RAGS, Vol. I, Part A, 1989

where:

$RBTL_{c\text{-}sing\text{-}aa}$	=	Carcinogenic risk based target level for ingestion of soil [mg/kg]
$RBTL_{nc\text{-}sing\text{-}aa}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for ingestion of soil [mg/kg]
TR	=	Target risk [-]
THQ	=	Target hazard quotient [-]
AT_c	=	Averaging time for carcinogens [year]
AT_{nc}	=	Averaging time for non-carcinogens [year]
RfD_o	=	Chemical-specific oral reference dose [mg/kg-day]
SF_o	=	Chemical-specific oral cancer slope or potency factor [$(mg/kg\text{-}day)^{-1}$]
$IR_{s\text{-}aa}$	=	Age-adjusted soil ingestion rate [mg/kg]
$IR_{s\text{-}c}$	=	Resident child soil ingestion rate [mg/day]
$IR_{s\text{-}a}$	=	Resident adult soil ingestion rate [mg/day]
BW_c	=	Resident child body weight [kg]
BW_a	=	Resident adult body weight [kg]
ED_c	=	Resident child exposure duration [year]
ED_a	=	Resident adult exposure duration [year]
EF_c	=	Exposure frequency for a child [day/year]
EF_a	=	Exposure frequency for an adult [day/year]
RBA	=	Relative bioavailability factor [-]
365	=	Conversion factor [day/year]
10^{-6}	=	Conversion factor [kg/mg]

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES OF CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-\text{sinh}-aa} = \frac{RBTL_{c-outinh-aa}}{\left(VF_{ss} + VF_{p}\right)}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-\text{sinh}-aa} = \frac{RBTL_{nc-outinh-aa}}{\left(VF_{ss} + VF_{p}\right)}$$

Note: VF_{ss} = 0 for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.1 x 10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5 x 10^{-5}) at 25°C.

where:

$RBTL_{c\text{-}sinh\text{-}aa}$	=	Carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors and particulates from soil [mg/kg]
$RBTL_{nc\text{-}sinh\text{-}aa}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for inhalation of vapors and particulates from soil [mg/kg]
$RBTL_{c\text{-}outinh\text{-}aa}$	=	Carcinogenic risk based target level for outdoor inhalation of vapors [mg/m^3]
$RBTL_{nc\text{-}outinh\text{-}aa}$	=	Non-carcinogenic risk based target level for outdoor inhalation of vapors [mg/m^3]
VF_{ss}	=	Volatilization factor for vapor emissions from surficial soil[kg-soil/m^3-air]
VF_{p}	=	Volatilization factor for particulate emissions from surficial soil [kg-soil/m^3-air]

INHALATION OF VAPORS AND PARTICULATES, DERMAL CONTACT WITH, AND INGESTION OF CHEMICALS IN SOIL (AGE-ADJUSTED RESIDENT)

Carcinogenic effects

$$RBTL_{c-ssoil-aa} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{c-sd-aa}} + \frac{1}{RBTL_{c-sing-aa}} + \frac{1}{RBTL_{c-sinh-aa}}}$$

Non-carcinogenic effects

$$RBTL_{nc-ssoil-aa} = \frac{1}{\frac{1}{RBTL_{nc-sd-aa}} + \frac{1}{RBTL_{nc-sing-aa}} + \frac{1}{RBTL_{nc-sinh-aa}}}$$

where,

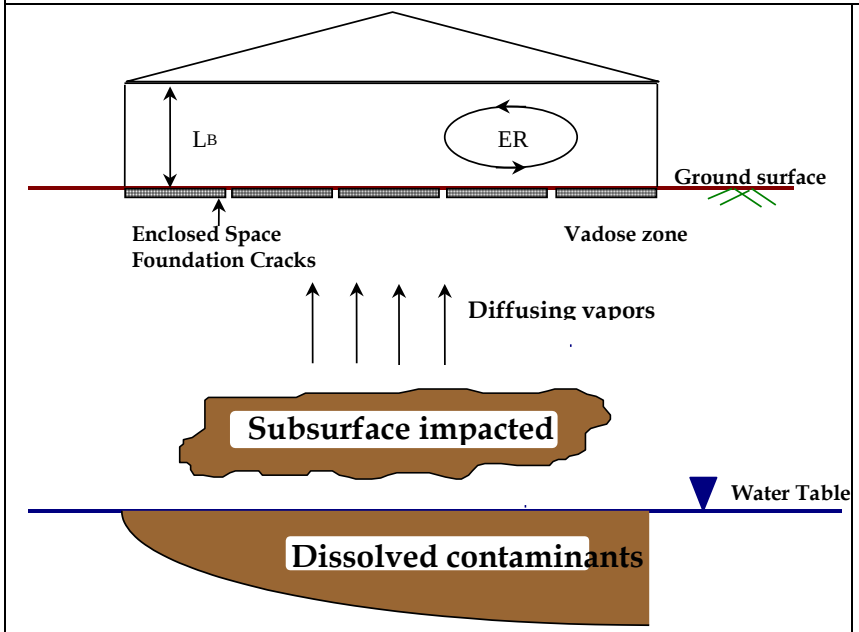
$RBTL_{c\text{-}ssoil\text{-}aa}$ = Carcinogenic risk based target level for dermal contact and ingestion of soils and inhalation of vapors and particulates from soil [mg/kg]

$RBTL_{nc\text{-}ssoil\text{-}aa}$ = Non-carcinogenic risk based target level for dermal contact and ingestion of soils and inhalation of vapors and particulates from soil [mg/kg]

Note: All parameters are defined under the individual pathway equations.

Note: VF_s = 0 for non-volatile chemicals (i.e., chemicals with a molecular weight > 200 and Henry's law constant (dimensionless) < 4.2×10^{-4} or Henry's law constant (atm-m^3/mol) <1.5×10^{-5}).

SOIL VAPOR CONCENTRATION PROTECTIVE OF INDOOR INHALATION OF VAPORS



$$RBTL_{svi} = \frac{RBTL_{ininh}}{\alpha_{sv}}$$

where:

$RBTL_{svi}$ = Risk based target level for indoor inhalation of vapors from soil vapor [mg/m^3-air]

$RBTL_{ininh}$ = Risk based target level for indoor inhalation of air [mg/m^3-air]

α_{sv} = Attenuation factor from subsurface soil vapor to indoor (enclosed space) air [-]

Source: ASTM E1739-95

SUBSURFACE SOIL CONCENTRATION PROTECTIVE OF INDOOR INHALATION OF VAPORS

$$RBTL_{si} = \frac{RBTL_{ininh}}{VF_{sesp}}$$

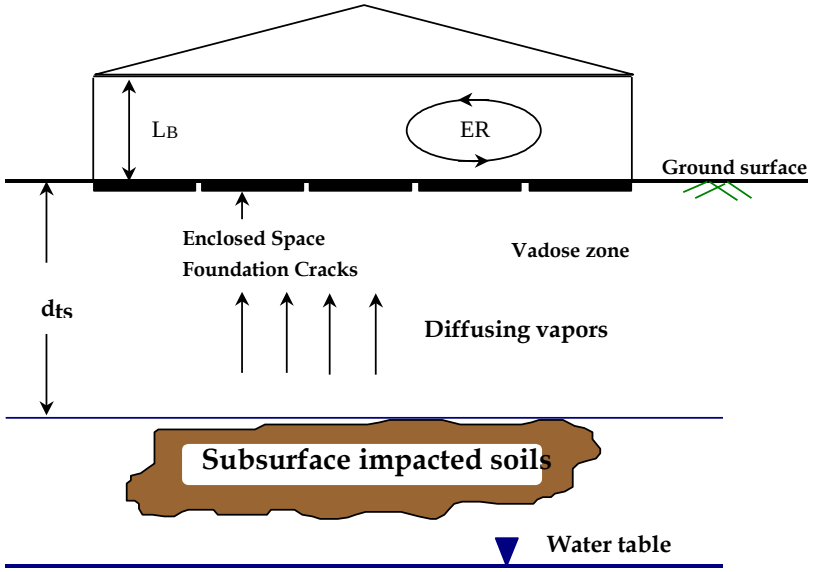
where:

$RBTL_{si}$ = Risk based target level for indoor inhalation of vapors from subsurface soil [mg/kg-soil]

$RBTL_{ininh}$ = Risk based target level for indoor inhalation of air [mg/m^3-air]

VF_{sesp} = Volatilization factor from subsurface soil to indoor (enclosed space) air [(mg/m^3-air)/(mg/kg-soil)]

Source: ASTM E1739-95



GROUNDWATER CONCENTRATION PROTECTIVE OF INDOOR INHALATION OF VAPORS

$$RBTL_{wi} = \frac{RBTL_{ininh}}{VF_{wesp}}$$

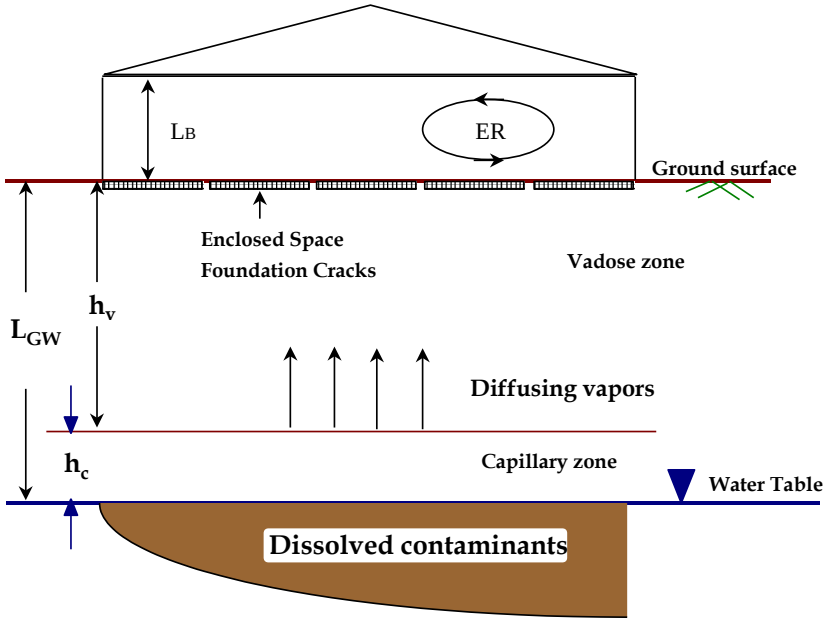
where:

$RBTL_{wi}$ = Risk based target level protective of indoor inhalation of vapors from groundwater [mg/L-water]

$RBTL_{ininh}$ = Risk based target level for indoor inhalation of air [mg/m^3-air]

VF_{wesp} = Volatilization factor from groundwater to indoor (enclosed space) air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)]

Source: ASTM E1739-95



GROUNDWATER CONCENTRATION PROTECTIVE OF OUTDOOR INHALATION OF VAPORS

$$RBTL_{wi} = \frac{RBTL_{inhout}}{VF_{wamb}}$$

where:

$RBTL_{wi}$	=	Risk based target level protective of outdoor inhalation of vapors from groundwater [mg/L-water]
$RBTL_{inhout}$	=	Risk based target level protective of outdoor inhalation of air [mg/m^3-air]
VF_{wamb}	=	Volatilization factor from groundwater to outdoor air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)]

Source: ASTM E1739-95

VOLATILIZATION FACTORS (SURFICIAL SOIL TO OUTDOOR AIR)

$$VF_{ss} = \left[Q/C \times \frac{\left(3.14 \times D_A \times \tau\right)^{1/2}}{\left(2 \times \rho_s \times D_A\right)} \times 10^{-4} \right]^{-1}$$

where:

$$D_A = \frac{\left(\theta_{as}^{10/3} \times D^a \times H + \theta_{ws}^{10/3} \times D^w\right) / \theta_T^2}{\rho_s \times K_{sv} + \theta_{ws} + \theta_{as} \times H}$$

or

$$VF_{ss} = \left[Q/C \times \frac{\tau}{\rho_s \times d_s \times 10000} \right]^{-1}$$

Use smaller of the two VF_{ss}.

Source: USEPA, 2011. RST – User's Guide.
USEPA, 1996. SSL: Technical Background Document

where:

VF_{ss}	=	Volatilization factor from surficial soil to outdoor (ambient) air [kg-soil/m^3-air]
Q/C	=	Inverse of the mean concentration at the center of square source [(g/m^2-s)/(kg/m^3)]
D_A	=	Apparent diffusivity [cm^2/s]
τ	=	Averaging time for vapor flux [s]
ρ_s	=	Vadose zone dry soil bulk density of surficial soil [g-soil/cm^3-soil]
K_{sv}	=	Chemical-specific solid-water sorption coefficient [cm^3-water/g-soil]
D_a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D_w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_T	=	Total soil porosity in the surficial soils [cm^3/cm^3-soil]
θ_{as}	=	Volumetric air content in the surficial soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in the surficial soils [cm^3-water/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [(L-water)/(L-air)]
10^{-4}	=	Conversion factor [m^2/cm^2]
W_a	=	Dimension of soil source area parallel to wind direction [cm]
d_s	=	Depth to base of surficial soil zone [cm]
U_m	=	Mean annual wind speed [m/s]
δ_a	=	Breathing zone height [cm]
10^3	=	Conversion factor [(cm^3-kg)/(m^3-g)]

Note: Surficial soil properties are assumed same as the vadose zone properties.

VOLATILIZATION FACTORS
(PARTICULAR EMISSIONS FROM SURFICIAL SOIL)

$$VF_p = \left[Q/C \times \frac{3600}{0.036 \times (1 - V) \times \left(U_m / U_t\right)^3 \times F(x)} \right]^{-1}$$

Source: Soil Screening Guidance, 1996

where:

VF_p	=	Volatilization factor for particulate emissions from surficial soil [kg-soil/m^3-air]
Q/C	=	Inverse of the mean concentration at the center of square source [(g/m^2-s)/(kg/m^3)]
V	=	Fraction of vegetative cover [-]
U_m	=	Mean annual wind speed [m/s]
U_t	=	Equivalent threshold value of wind speed at 7 m [m/s]
$F(x)$	=	Function dependent on U_m/U_t derived using Cowherd *et al.* 1985 [-]
0.036	=	Empirical constant [g/m^2-hr]

VOLATILIZATION/ATTENUATION FACTORS (SUBSURFACE SOIL VAPOR TO INDOOR AIR)

For advection and diffusion,

$$\alpha_{sv} = \frac{\left[\left(\frac{D_T^{eff} \times A_B}{Q_{bldg} \times L_T}\right) \times \exp\left(\frac{Q_{soil} \times L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \times A_{crack}}\right)\right]}{\left[\exp\left(\frac{Q_{soil} \times L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \times A_{crack}}\right) + \left(\frac{D_T^{eff} \times A_B}{Q_{bldg} \times L_T}\right) + \left(\frac{D_T^{eff} \times A_B}{Q_{soil} \times L_T}\right)\left[\exp\left(\frac{Q_{soil} \times L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \times A_{crack}}\right) - 1\right]\right]}$$

where,

$$L_T = D_{source} - L_F$$

If $L_F > L_{crack}$, $A_B = (L_B \times W_B) + (2 \times L_F \times L_B) + (2 \times L_F \times W_B)$ (7a)

If $L_F \leq L_{crack}$, $A_B = (L_B \times W_B)$ (7b)

$$Q_{bldg} = \left(\frac{L_B \times W_B \times H_B \times ER}{3600}\right)$$

(8)

$$A_{crack} = 2 \times (L_B + W_B) \times w$$

$$Q_{soil} = \frac{2\pi \times \Delta P \times k_v \times X_{crack}}{\mu \times \ln\left(\frac{2Z_{crack}}{r_{crack}}\right)}$$

where,

α_{sv}	=	Attenuation factor for soil vapor to indoor air [-]
$D_T{}^{eff}$	=	Total overall effective diffusion coefficient [cm^2/s]
A_B	=	Area of enclosed space below grade [cm^2]
Q_{bldg}	=	Building ventilation rate [cm^3/s]
L_T	=	Source to building separation [cm]
Q_{soil}	=	Volumetric flow rate of soil-vapor into the enclosed space [cm^3/s]
L_{crack}	=	Slab thickness [cm]
$D_{crack}{}^{eff}$	=	Effective diffusion coefficient through the cracks [cm^2/s]
A_{crack}	=	Area of total cracks [cm^2]
D_{source}	=	Depth below grade to top of contamination [cm]
L_F	=	Depth below grade to bottom of enclosed space floor [cm]
L_B	=	Length of building [cm]
W_B	=	Width of building [cm]
Q_{bldg}	=	Building ventilation rate [cm^3/s]
H_B	=	Height of building [cm]
ER	=	Air exchange rate [l/h]
3600	=	Conversion factor [sec/h]
ΔP	=	Soil-building pressure differential [$g/cm\text{-}s^2$]
k_v	=	Soil gas permeability[cm^2]
X_{crack}	=	Floor-wall seam perimeter [cm]
μ	=	Viscosity of air at soil temperature [g/cm-s]
r_{crack}	=	Equivalent crack radius [cm]
Z_{crack}	=	Crack depth below grade [cm]

$X_{crack} = 2 \times (L_B + W_B)$ (10) $r_{crack} = \left(\frac{A_{crack}}{X_{crack}} \right)$ Source: USEPA, 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings.	

VOLATILIZATION FACTORS (SUBSURACE SOIL TO INDOOR AIR)

$$VF_{sesp} = \frac{H \times \rho_s}{[\theta_{ws} + (K_{sv} \times \rho_s) + (H \times \theta_{as})]} \times \alpha_s \times 10^3$$

Note: α_s is calculated using equation for α_{sv} with depth to subsurface soil source.

Source: USEPA, 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings.

where,

VF_{sesp}	=	Volatilization factor from subsurface soil to indoor (enclosed space) air [m^3-air/(mg/kg-soil)]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]
ρ_s	=	Dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in vadose zone soil [cm^3-water/cm^3-soil]
θ_{as}	=	Volumetric air content in vadose zone soil [cm^3-air/cm^3-soil]
K_{sv}	=	$f_{ocv} \times K_{oc}$ = Chemical-specific soil-water sorption coefficient in vadose zone [cm^3/g]
α_s	=	Attenuation factor from subsurface soil to indoor
10^3	=	Conversion factor [(cm^3-kg)/(m^3-g)]

VOLATILIZATION FACTORS (GROUNDWATER TO INDOOR AIR)	
$VF_{wesp} = H \times \alpha_{gw} \times 10^3$ Note: α_{gw} is calculated using equation for α_{sv} with depth to groundwater. Source: USEPA, 2004. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings.	where, VF_{wesp} = Volatilization factor from groundwater to indoor (enclosed space) air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)] H = Vadose zone chemical specific Henry's Law constant [L-water/L-air] α_{gw} = Attenuation factor from groundwater to indoor 10^3 = Conversion factor [L/m^3]

VOLATILIZATION FACTORS
(GROUNDWATER TO OUTDOOR AIR)

$$VF_{wamb} = \frac{H}{1 + \left(\frac{100 \times U_m \times \delta_a \times L_{GW}}{W_{ga} \times D_{ws}^{eff}} \right)} \times 10^3$$

Source: ASTM E1739-95

where:

VF_{wamb}	=	Volatilization factor from groundwater to outdoor air [(mg/m^3-air)/(mg/L-water)]
H	=	Vadose zone chemical specific Henry's Law constant [(L-water)/(L-air)]
U_m	=	Mean annual wind speed [m/s]
δ_a	=	Breathing zone height [cm]
L_{GW}	=	Depth to groundwater [cm]
D_{ws}^{eff}	=	Effective diffusion coefficient between groundwater and soil surface [cm^2/s]
W_{ga}	=	Dimension of soil source area parallel to wind direction [cm]
100	=	Conversion factor [cm/m]
10^3	=	Conversion factor [L/m^3]

EFFECTIVE DIFFUSION COEFFICIENTS

D_s^{eff} : effective diffusion coefficient in soil based on vapor-phase concentration [cm^2/s]

$$D_s^{eff} = D^a \times \frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + D^w \times \frac{1}{H} \times \frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_T^2}$$

where:

D^a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D^w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_{as}	=	Volumetric air content in vadose zone soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in vadose zone soils [cm^3-water/cm^3-soil]
θ_T	=	Total soil porosity in the impacted zone [cm^3/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]

D_{ws}^{eff} : effective diffusion coefficient between groundwater and surface soil [cm^2/s]

$$D_{ws}^{eff} = (h_{cap} + h_v) \times \left[\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]^{-1}$$

where:

h_{cap}	=	Thickness of capillary fringe [cm]
h_v	=	Thickness of vadose zone [cm]
D_{cap}^{eff}	=	Effective diffusion coefficient through capillary fringe [cm^2/s]
D_s^{eff}	=	Effective diffusion coefficient in soil based on vapor-phase concentration [cm^2/s]
L_{GW}	=	Depth to groundwater ($h_{cap} + h_v$) [cm]

D_{cap}^{eff} : effective diffusion coefficient for the capillary fringe [cm^2/s]

$$D_{cap}^{eff} = D^a \times \frac{\theta_{acap}^{3.33}}{\theta_T^2} + D^w \times \frac{1}{H} \times \frac{\theta_{wcap}^{3.33}}{\theta_T^2}$$

where:

D^a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D^w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_{acap}	=	Volumetric air content in capillary fringe soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{wcap}	=	Volumetric water content in capillary fringe soils [cm^3-water/cm^3-soil]
θ_T	=	Total soil porosity [cm^3/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]

D_{crack}^{eff} : effective diffusion coeff. through foundation cracks [cm^2/s]

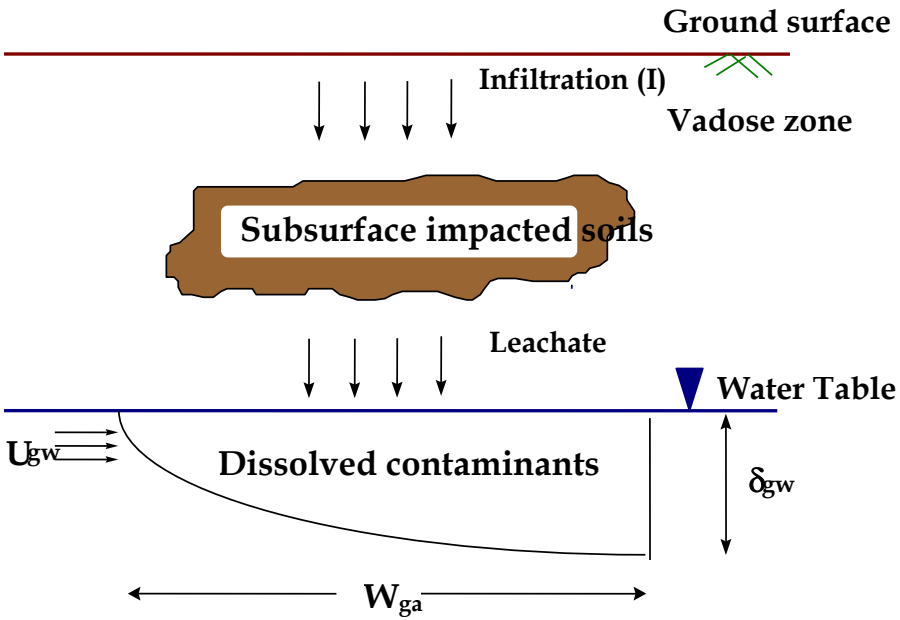
$$D_{crack}^{eff} = D^a \times \frac{\theta_{acrack}^{3.33}}{\theta_T^2} + D^w \times \frac{1}{H} \times \frac{\theta_{wcrack}^{3.33}}{\theta_T^2}$$

where:

D^a	=	Chemical-specific diffusion coefficient in air [cm^2/s]
D^w	=	Chemical-specific diffusion coefficient in water [cm^2/s]
θ_{acrack}	=	Volumetric air content in foundation/wall cracks [cm^3-air/cm^3-total volume]
θ_{wcrack}	=	Volumetric water content in foundation/wall cracks [cm^3-water/cm^3-total volume]
θ_T	=	Total soil porosity [cm^3/cm^3-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]

Source: ASTM E1739-95

SUBSURFACE SOIL CONCENTRATION PROTECTIVE OF LEACHING TO GROUNDWATER



$$RBTL_{SL} = \frac{RBTL_w}{LF_{SW}}$$

where:

$RBTL_{SL}$	=	Risk-based target level for leaching to groundwater from subsurface soil [mg/kg-soil]
$RBTL_w$	=	Risk-based target level for ingestion of groundwater [mg/L-water]
LF_{SW}	=	Leaching factor (from subsurface soil to groundwater) [(mg/L-water)/(mg/kg-soil)]

Source: ASTM E1739-95

LEACHING FACTOR FROM SUBSURFACE SOIL TO GROUNDWATER

$$LF_{SW} = \frac{\rho_s}{[\theta_{ws} + K_{sv} \times \rho_s + H \times \theta_{as}] \times \left(1 + \frac{U_{gw} \times \delta_{gw}}{I \times W_{ga}}\right)}$$

where:

LF_{SW}	=	Leaching factor from subsurface soil to groundwater [(mg/L-water)/(mg/kg-soil)]
ρ_s	=	Vadose zone dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
θ_{ws}	=	Volumetric water content in vadose zone soils [cm^3-water/cm^3- soil]
K_{sv}	=	$f_{ocv} \times K_{oc}$ = Chemical-specific soil-water sorption coefficient in vadose zone [cm^3-water/g-soil]
H	=	Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]
θ_{as}	=	Volumetric air content in the vadose zone soils [cm^3-air/cm^3-soil]
U_{gw}	=	Ki = Groundwater Darcy velocity [cm/yr]
K	=	Hydraulic conductivity of the saturated zone [cm/year]
i	=	Hydraulic gradient in the saturated zone [-]
δ_{gw}	=	Groundwater mixing zone thickness [cm]
I	=	Infiltration rate of water through vadose zone [cm/year]
W_{ga}	=	Groundwater dimension parallel to groundwater flow direction [cm]

This equation consists of two parts (i) the Summer's model and (ii) equilibrium conversion of the leachate concentration to a soil concentration on a dry weight basis.

Source: ASTM E1739-95

SOIL CONCENTRATION AT WHICH DISSOLVED PORE WATER AND VAPOR PHASES BECOME SATURATED

Single Component

$$C_s^{SAT} = \frac{S}{\rho_s} \times [H \times \theta_{as} + \theta_{ws} + K_{sv} \times \rho_s]$$

Multiple Components

$$C_s^{SAT} = \frac{S_{ei}}{\rho_s} \times [H \times \theta_{as} + \theta_{ws} + K_{sv} \times \rho_s]$$

where:

C_s^{SAT} = Soil concentration at which dissolved pore water and vapor phases become saturated [(mg/kg-soil)]
S = Pure component solubility in water [mg/L-water]
S_{ei} = Effective solubility of component i in water = $x_i \times S$ [mg/L-water]
x_i = Mole fraction of component i = $(w_i \times MW_{avg})/MW_i$ [-]
w_i = Weight fraction of component i [-]
MW_{avg} = Average molecular weight of mixture [g/mole]
MW_i = Molecular weight of component i [g/mole]
ρ_s = Vadose zone dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
H = Chemical-specific Henry's Law constant [L-water/L-air]
θ_{as} = Volumetric air content in the vadose zone soils [cm^3-air/cm^3-soil]
θ_{ws} = Volumetric water content in vadose zone soils [cm^3-water/cm^3- soil]
K_{sv} = $f_{ocv} \times K_{oc}$ = Chemical-specific soil-water sorption coefficient in vadose zone [cm^3-water/g-soil]
f_{ocv} = Fraction organic carbon in vadose zone [g-C/g-soil]

Source: ASTM E1739-95

SOIL VAPOR CONCENTRATION AT WHICH VAPOR PHASE BECOMES SATURATED

Single Component

$$C_v^{SAT} = \frac{P^s \times MW}{R \times T} \times 10^6$$

Multiple Components

$$C_v^{SAT} = \frac{x_i \times P_i^s \times MW_i}{R \times T} \times 10^6$$

where:

C_v^{SAT}	=	Soil vapor concentration at which vapor phase become saturated [mg/m^3-air]
P^s	=	Saturated vapor pressure [atm]
P_i^s	=	Effective vapor pressure of component *i* in water = $x_i \times P^s$ [atm]
R	=	Ideal gas constant [0.08206 atm•L/mol•K]
T	=	Temperature [K]
S_{ei}	=	Effective solubility of component *i* in water = $x_i \times S$ [mg/L-water]
x_i	=	Mole fraction of component *i* = $(w_i \times MW_{avg})/MW_i$ [-]
w_i	=	Weight fraction of component *i* [-]
MW_{avg}	=	Average molecular weight of mixture [g/mole]
MW_i	=	Molecular weight of component *i* [g/mole]
ρ_s	=	Vadose zone dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
10^6	=	Conversion factor [(g/L)/(mg/m^3)]

Source: ASTM E1739-95

DOMENICO MODEL: DILUTION ATTENUATION FACTOR (DAF) IN THE SATURATED ZONE

Domenico model for multi-dimensional transport with decay and continuous source:

$$\frac{C(x,y,z,t)}{C_o} = (1/8)\ exp\left[\frac{x}{2\alpha_x}\left[1-\sqrt{1+\frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]\right] \times erfc\left[\frac{\left[(x-vt)\sqrt{1+\frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]}{2\sqrt{\alpha_x \times v \times t}}\right] \times$$

$$\left[erf\left[\frac{(y+Y/2)}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right] - erf\left[\frac{(y-Y/2)}{2\sqrt{\alpha_y x}}\right]\right] \times \left[erf\left[\frac{(z+Z)}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right] - erf\left[\frac{(z-Z)}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]\right]$$

where:

C	=	Dissolved-phase concentration [mg/L]
C_o	=	Dissolved-phase concentration at the source (at x=y=z=0) [mg/L]
v	=	Retarded seepage velocity [m/sec]
λ	=	Overall first order bio-decay rate [1/day]
α_x	=	Longitudinal dispersivity [m]
α_y	=	Lateral dispersivity [m]
α_z	=	Vertical dispersivity [m]
x, y, z	=	Spatial coordinates [m]
t	=	Time [day]
x	=	Distance along the centerline measured from the downgradient edge of the groundwater source [m]
Y	=	GW source dimension perpendicular to GW flow direction [m]
Z	=	GW source (mixing zone) thickness [m]
DA F_{sat}	=	$C_o/C(x)$

At the centerline, for steady-state (after a long time) the concentration can be obtained by setting $y = 0$, $z = 0$, and $x << v \times t$ as:

$$\frac{C(x)}{C_o} = exp\left[\frac{x}{2\alpha_x}\left[1-\sqrt{1+\frac{4\lambda\alpha_x}{v}}\right]\right] \times erf\left[\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right] \times erf\left[\frac{Z}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]$$

At the centerline, for steady-state the concentration without decay can be obtained by setting y = 0, z = 0, x << vt, and λ = 0 as:

$$\frac{C(x)}{C_o} = erf\left[\frac{Y}{4\sqrt{\alpha_y x}}\right] \times erf\left[\frac{Z}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right]$$

Note: Compare to ASTM E1739-95, p. 31, where $Y = S_w$ $Z = S_d$, $v = u$, and $C_o = C_{source}$

Source: Domenico, P.A. and F.W. Schwartz, 1990, Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley and Sons, NY, 824 p. (Eqn. 17.21)

ALLOWABLE SOIL AND GROUNDWATER CONCENTRATION FOR GROUNDWATER RESOURCE PROTECTION

$$\text{Allowable soil concentration at the source [mg/kg]} = \text{Target groundwater concentration at the POE} \times \frac{DAF_{POE}}{LF_{SW}} \times DAF_{unsat}$$

$$\text{Allowable groundwater concentration at the POD [mg/L]} = \text{Target groundwater concentration at the POE} \times \frac{DAF_{POE}}{DAF_{POD}}$$

where:

POE	=	Point of exposure
POD	=	Point of demonstration
DAF_{POE}	=	Dilution attenuation factor between the point of exposure and source estimated using Domenico's equation
DAF_{POD}	=	Dilution attenuation factor between the point of demonstration and source estimated using Domenico's equation
DAF_{unsat}	=	Dilution attenuation factor in the unsaturated zone
LF_{SW}	=	Dry soil leaching factor [(mg/L-water)/(mg/kg-soil)]

Concentration at POE is expressed in mg/L-water. Additional relationships used in the calculation of allowable soil and groundwater concentration with chemical degradation:

$$\text{First order decay rate [1/day]} = \frac{0.693}{Half\ \ Life}; \qquad v = \frac{Ki}{\theta_{TS} R_s}$$

$$\text{Retardation factor for organics in the saturated zone } (R_s) = 1 + \left(\frac{\rho_{ss} \times K_{ss}}{\theta_{TS}} \right), \qquad K_{ss} = f_{ocs} \times K_{oc} \text{ (for organics only)}$$

where:

v	=	Regarded seepage velocity [cm/year]
K	=	Hydraulic conductivity in saturated zone [cm/year]
i	=	Hydraulic gradient in saturated zone [-]
ρ_{ss}	=	Saturated zone dry soil bulk density [g-soil/cm^3-soil]
K_{ss}	=	Chemical-specific soil-water sorption coefficient in the saturated zone [cm^3-water/g-soil]
K_{oc}	=	Chemical-specific normalized partition coefficient [cm^3/g-C]
θ_{TS}	=	Total porosity in the saturated zone [cm^3/g-C]
f_{ocs}	=	Fractional organic carbon content in the saturated zone [g-C/g-soil]

ALLOWABLE SOIL AND GROUNDWATER CONCENTRATION PROTECTIVE OF INDOOR INHALATION FOR RESIDENT AND NON-RESIDENTIAL WORKER

$$\text{Allowable soil concentration at the source [mg/kg]} = \text{Target groundwater concentration below on/off-site building} \times \frac{DAF_{bldg}}{LF_{SW}} \times DAF_{unsat}$$

$$\text{Allowable groundwater concentration at the POD [mg/L]} = \text{Target groundwater concentration below on/off-site building} \times \frac{DAF_{bldg}}{DAF_{POD}}$$

where:

POD	=	Point of demonstration
DAF_{bldg}	=	Dilution attenuation factor between the on/off-site building and source estimated using Domenico's equation
DAF_{POD}	=	Dilution attenuation factor between the point of demonstration and source estimated using Domenico's equation
DAF_{unsat}	=	Dilution attenuation factor in the unsaturated zone
LF_{SW}	=	Dry soil leaching factor [(mg/L-water)/(mg/kg-soil)]

Concentration below on/off-site building is expressed in mg/L-water

STREAM PROTECTION: ALLOWABLE GROUNDWATER CONCENTRATION AT THE POINT OF DISCHARGE

$$C_{gw} = \frac{C_{sw}\left(Q_{gw} + Q_{sw}\right)}{Q_{gw}} - C_{su}\left(\frac{Q_{sw}}{Q_{gw}}\right)$$

$$Q_{gw} = \left(Z + \sqrt{\alpha_z X_s}\right) \times \left(Y + 2\sqrt{\alpha_y X_s}\right) \times U_{gw}$$

where:

Q_{gw}	=	Impacted groundwater discharge into the stream [ft^3/day]
C_{gw}	=	Allowable concentration in groundwater at the point of discharge into the stream [mg/L]
Q_{sw}	=	Stream flow upstream of the point of groundwater discharge (stream flow rate) [ft^3/day]
C_{sw}	=	Allowable concentration at the downstream edge of the stream's mixing zone, i.e., the applicable stream water quality criteria [mg/L]
C_{su}	=	The COCs' concentration upstream of the groundwater plume discharge [mg/L]
Y	=	GW source dimension perpendicular to GW flow direction [ft]
Z	=	GW source (mixing zone) thickness [ft]
α_y	=	Lateral dispersivity [ft]
α_z	=	Vertical dispersivity [ft]
X_s	=	Distance from the downgradient edge of the groundwater source to the stream [ft]
U_{gw}	=	Darcy velocity [ft/day]

STREAM PROTECTION: ALLOWABLE SOIL AND GROUNDWATER CONCENTRATION AT THE SOURCE & POD

$$\text{Allowable soil concentration at the source [mg/kg]} = \text{Target concentration at the POE [mg/L]} \times \frac{DAF_{POE}}{LF_{SW}} \times DAF_{unsat}$$

$$\text{Allowable groundwater concentration at the POD [mg/L]} = \text{Target concentration at the POE [mg/L]} \times \frac{DAF_{POE}}{DAF_{POD}}$$

where:

POE	=	Point of exposure
POD	=	Point of demonstration
DAF_{POE}	=	Dilution attenuation factor between the point of exposure and source estimated using Domenico's equation
DAF_{POD}	=	Dilution attenuation factor between the point of demonstration and the source estimated using Domenico's equation
DAF_{unsat}	=	Dilution attenuation factor in the unsaturated zone
LF_{SW}	=	Dry soil leaching factor [(mg/L-water)/(mg/kg-soil)]

For calculation of DAF_{POE} and DAF_{POD}, please refer to Domenico's model.