

PROTEÇÃO DA QUALIDADE da água subterrânea

um guia para empresas de abastecimento de
água, órgãos municipais e agências ambientais

Public Disclosure Authorized

Public Disclosure Authorized

Public Disclosure Authorized

Public Disclosure Authorized



Proteção da Qualidade da Água Subterrânea

um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais

Stephen Foster

Ricardo Hirata

Daniel Gomes

Monica D'Elia

Marta Paris

Groundwater Management Advisory Team (GW•MATE)
em parceria com a Global Water Partnership
co-patrocínio da OMS-OPAS-CEPIS & UNESCO-ROSTLAC-PHI



BANCO MUNDIAL
Washington, D.C.

Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Service Companies, Municipal Authorities and Environment Agencies

Copyright © 2002

The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank

Proteção da qualidade da água subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais

Copyright © 2006

Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento/Banco Mundial

Edição brasileira: Servmar – Serviços Técnicos Ambientais Ltda.

Av. Fagundes Filho, 252, cj. 161 – V. Monte Alegre

04304-000 – São Paulo – SP – Brasil

Tel. (11) 5070-6955/ Fax (11) 5071-8771

E-mail: sac@servmarunipetro.com.br / Internet: <http://www.servmarunipetro.com.br>

This work was originally published by The World Bank in English as *Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Service Companies, Municipal Authorities and Environment Agencies*, in 2002. This Portuguese translation was arranged by Servmar. In case of any discrepancies, the original language will govern.

Este trabalho foi originalmente publicado pelo Banco Mundial em inglês com o título de *Groundwater Quality Protection: A Guide for Water Utilities, Municipal Authorities and Environment Agencies*, em 2002. A presente tradução para o português é iniciativa de Servmar – Serviços Técnicos Ambientais Ltda. Em caso de discrepâncias, prevalecerá o idioma original.

Os dados, interpretações e conclusões aqui expressos são de responsabilidade dos autores e não refletem necessariamente as opiniões da Diretoria Executiva do Banco Mundial ou dos governos que eles representam. O Banco Mundial não pode atestar a exatidão dos dados apresentados neste trabalho. As fronteiras, cores, nomenclaturas e outras informações porventura exibidas em algum mapa desta publicação não expressam nenhum julgamento do Banco Mundial com respeito à situação jurídica de nenhum território, nem significam qualquer tipo de endosso ou reconhecimento de tais fronteiras.

Direitos e Autorizações

O material contido nesta publicação está protegido por direitos autorais. Nenhuma parte deste livro pode ser reproduzida ou transmitida sob nenhuma forma ou meio eletrônico ou mecânico, incluindo fotocópia, gravação ou inclusão em sistemas de armazenamento e recuperação de informação, sem prévia autorização por escrito do Banco Mundial. O Banco Mundial incentiva a divulgação do seu trabalho e normalmente concede sua autorização prontamente.

Para autorização de fotocópias ou reimpressão, favor encaminhar solicitação com informações completas ao Copyright Clearance Center, Inc., 222 Rosewood Drive, Danvers, MA, 01923, USA, telefone 978-750-8400, fax 978-750-4470, www.copyright.com. Outras dúvidas sobre direitos e licenças, incluindo direitos subsidiários, devem ser encaminhadas ao Office of the Publisher, World Bank, 1818 H. Street NW, Washington, DC 20433, USA, fax 202-522-2422, e-mail pubrights@worldbank.org

Stephen Foster é chefe do World Bank – Global Water Partnership Groundwater Management Advisory Team (GW • MATE), professor visitante de hidrogeologia de contaminantes na Universidade de Londres e presidente da Associação Internacional de Hidrogeólogos. Foi consultor regional em águas subterrâneas da Organização Mundial de Saúde para a América Latina e Caribe e diretor da divisão de geologia ambiental da British Geological Survey.

Ricardo Hirata é professor de hidrogeologia da Universidade de São Paulo, Brasil. Desenvolveu seu pós-doutorado na Universidade de Waterloo, Canadá, e trabalhou como profissional residente na Organização Pan-Americana de Saúde/OMS.

Daniel Gomes é consultor-sênior da Waterloo Hydrogeologic Inc., Canadá. Trabalhou como hidrogeólogo na Cetesb, Brasil, e como profissional residente na Organização Pan-Americana de Saúde/OMS.

Monica D'Elia e *Marta Paris* são pesquisadoras e professoras de hidrogeologia na Universidad Nacional del Litoral/Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Argentina.

Capa: fotografia à esquerda, Jeremy Woodhouse/Getty Images; fotografia à direita, cortesia de Ron Gillling/Still Pictures

Fotografia à p. 37, cortesia de Stephen Foster

Tradução para o português: Silvana Vieira

Revisão técnica: Ricardo Hirata

Sumário

Prefácio à edição brasileira - <i>Marina Silva, Ministra do Meio Ambiente</i>	vi
Prefácio	vii
Agradecimentos, Dedicatória	viii

Parte A: Resumo Executivo

Fundamentos para a Proteção da Água Subterrânea	1
1. Qual é a finalidade deste guia?	2
2. Por que a água subterrânea merece proteção?	2
3. Quais são as causas mais comuns da deterioração da qualidade da água subterrânea?	3
4. Como os aquíferos se tornam contaminados?	4
5. Como avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea?	6
6. O que é necessário para proteger a água subterrânea da contaminação?	7
7. Por que distinguir entre a proteção do recurso hídrico subterrâneo e a da fonte de abastecimento?	9
8. Quem deve promover a proteção da água subterrânea contra a contaminação?	10
9. Quais são os recursos humanos e financeiros necessários?	11

Parte B: Guia Técnico

Abordagens Metodológicas da Proteção da Água Subterrânea	13
B1 Mapeando a Vulnerabilidade do Aquífero à Contaminação	15
1.1 Princípios Básicos do Conceito de Vulnerabilidade	15
1.2 Como se Desenvolveu o Conceito de Vulnerabilidade	16
1.3 Necessidade de um Índice de Vulnerabilidade Absoluto e Integrado	17
1.4 Aplicação do Índice de Vulnerabilidade GOD	19
1.5 Comparação com Outros Métodos	25
1.6 Limitações do Mapeamento da Vulnerabilidade	27
1.7 Problemas no Mapeamento da Vulnerabilidade	29
B2 Delimitação das Áreas de Proteção das Fontes de Abastecimento de Água Subterrânea	31
2.1 Bases para Definir o Perímetro das Áreas	31
(A) Zona de Captura Total da Fonte	33
(B) Zona de Proteção Microbiológica	34
(C) Zona Operacional do Poço	36
(D) Outras Subdivisões	36

2.2	Fatores que Controlam o Formato das Zonas	36
2.3	Limitações do Conceito de Área de Proteção das Fontes	40
	(A) Problemas Comuns e Soluções	40
	(B) Aquíferos Cársticos	42
	(C) Nascentes e Galerias	44
	(D) Implementação em Ambientes Urbanos	45
2.4	Métodos para Definir as Zonas de Captura	45
	(A) Modelos de Aquíferos: Analíticos <i>versus</i> Numéricos	46
	(B) Representação do Aquífero: Bidimensional <i>versus</i> Tridimensional	48
	(C) Considerações Práticas	49
2.5	Lidando com a Incerteza Científica	49
2.6	Ajuste dos Perímetros e Produção de Mapas	51
B3	Cadastro de Carga Contaminante de Subsolo	53
3.1	Causas Comuns da Contaminação da Água Subterrânea	53
3.2	Procedimentos Básicos para a Coleta de Dados	56
	(A) Montando um Cadastro de Carga Contaminante	56
	(B) Características da Carga Contaminante de Subsolo	58
	(C) Considerações Práticas	58
3.3	Classificação e Estimativa da Carga Contaminante de Subsolo	60
	(A) Ocorrência Espacial e Temporal	60
	(B) O Método POSH de Caracterização da Carga Contaminante	62
3.4	Estimativa da Carga Contaminante de Subsolo	63
	(A) Fontes de Contaminação Difusas	63
	(B) Fontes de Contaminação Pontuais	69
3.5	Apresentação dos Resultados	77
B4	Avaliação e Controle dos Perigos de Contaminação	79
4.1	Avaliação do Perigo de Contaminação do Aquífero	79
	(A) Proposta Metodológica Recomendada	79
	(B) Distinção entre Perigo e Risco	80
4.2	Avaliação do Perigo de Contaminação das Fontes de Abastecimento	80
	(A) Métodos da Incorporação das Zonas de Captura das Fontes	80
	(B) Estudos Sanitários Complementares em Poços	81

4.3	Estratégias para Controle da Contaminação da Água Subterrânea	81
	(A) Prevenção da Contaminação Futura	81
	(B) Manejo de Fontes Potenciais de Contaminação Existentes	87
	(C) Método da Investigação do Passivo Ambiental	89
	(D) Escolhendo Novas Áreas para Abastecimento com Água Subterrânea	89
4.4	Monitoramento da Qualidade da Água Subterrânea	92
	(A) Limitações da Amostragem de Poços de Produção	92
	(B) Monitoramento Sistemático para Controle da Contaminação da Água Subterrânea	93
	(C) Escolha de Parâmetros Analíticos	93
4.5	Elaborando Programas de Proteção da Qualidade da Água Subterrânea	95
	(A) Requisitos e Responsabilidades Institucionais	95
	(B) Lidando com as Principais Incertezas e Desafios	96
	(C) Criando um Consenso para a Ação	98
<hr/>		
	Abreviaturas e Unidades	100
	Referências Bibliográficas	101

Prefácio à edição brasileira

O que os olhos não vêem, o coração não sente. A sabedoria popular traduz um dos grandes desafios que enfrenta a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. As águas que ocorrem em subsuperfície estão longe dos olhos e muitas vezes longe das boas práticas de proteção e sustentabilidade. Mas, nem por isso, estão longe da realidade da sociedade brasileira. Quarenta por cento da população do país é dependente desse recurso e centenas de milhares de indústrias espalhadas em território nacional têm em poços sua fonte confiável de água. A demanda tem se intensificado nas últimas décadas. As águas subterrâneas têm um importante papel no desenvolvimento socioeconômico de cidades e da agricultura, bem como no sustento de diversos ecossistemas aquáticos, incluindo os pântanos e os rios.

Mas o que a acoberta, também a protege. As águas subterrâneas são menos vulneráveis à contaminação e às sérias estiagens que afetam tanto os rios e reservatórios superficiais. Além do mais, 98% das águas doces e líquidas do planeta estão nos aquíferos. Essa posição ímpar lhe confere importância estratégica em um mundo em mutação climática, onde habita uma sociedade cada vez mais dependente da água.

Mas para gerenciar melhor os recursos hídricos, as pessoas precisam de conhecimento. A experiência mostra que um

pequeno aumento do conhecimento incrementa consideravelmente as chances de êxito na gestão das águas. Isso é particularmente verdadeiro quando esse conhecimento não é somente teórico, mas apóia-se em experiências práticas.

Este livro reúne justamente isso: realça a importância da proteção das águas subterrâneas e apresenta metodologias eficazes e práticas para se alcançar isso. Essas metodologias foram tiradas das experiências acumuladas em vários países latino-americanos, inclusive o Brasil, ao longo de mais de uma década, ajustadas às novas tecnologias vividas pela Europa e América do Norte.

O livro chega também em boa hora. O desenvolvimento do país requer mais água, e hoje vive-se uma revolução silenciosa, na qual as águas subterrâneas estão cada vez mais participando da economia da sociedade. O baixo custo de obtenção e a excelente qualidade natural fazem das águas subterrâneas o recurso mais disponível e democrático em muitas regiões do país, sobretudo às populações mais pobres. Proteger as águas subterrâneas, portanto, representa hoje aumentar as nossas chances de ter uma sociedade mais sustentável.

Marina Silva
Ministra do Meio Ambiente

Prefácio

Esta é uma publicação muito bem-vinda, que fornece orientações claras para tomadores de decisão, planejadores e profissionais ligados ao setor da água sobre como lidar com a gestão da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos em países clientes do Banco Mundial. Trata-se de um material bastante oportuno, tendo em vista que são crescentes e cada vez mais evidentes os perigos de poluição da água subterrânea, com casos bem documentados de danos irreversíveis a aquíferos importantes, decorrentes dos vários anos de generalizada negligência por parte das políticas públicas.

A idéia de produzir este guia veio de Carl Bartone e Abel Mejía, do Banco Mundial, após uma tentativa inicial do Centro de Engenharia Sanitária & Ciências do Meio Ambiente (Cepis) da OPAS-OMS de chamar atenção para a necessidade de proteger o manancial subterrâneo na região da América Latina e Caribe. Esta nova iniciativa contou, assim, com o apoio do Cepis, em parceria com o Escritório Regional de Ciências e Tecnologia para América Latina e Caribe da Unesco e seu Programa Hidrogeológico Internacional.

Esta publicação foi organizada para atender a um público global, por iniciativa do Groundwater Management Advisory Team (GW•MATE) do Banco Mundial, que trabalha em associação com a Global Water Partnership, sob a coordenação do líder do GW•MATE, Dr. Stephen Foster. Baseia-se numa revisão da experiência acumulada, durante a última década, nos esforços de proteção da água subterrânea na América Latina e dos concomitantes avanços obtidos na União Européia e na América do Norte. As abordagens aqui propostas ajudarão a dar mais visibilidade às águas subterrâneas no âmbito das políticas públicas e da sociedade civil.

John Briscoe
Diretor Banco Mundial – Brasil
Região da América Latina e Caribe

Este guia foi produzido com a convicção de que a avaliação dos perigos de contaminação das águas subterrâneas deve tornar-se parte essencial da boa prática ambiental para as empresas de abastecimento de água potável. Tais avaliações proporcionarão uma estimativa mais clara das ações prioritárias que os órgãos municipais e as agências reguladoras ambientais devem levar a cabo a fim de evitar a contaminação futura e, ao mesmo tempo, atenuar as ameaças que as atividades existentes representam. Na maioria dos casos, o custo dessas ações será modesto se comparado com o custo de construir novas captações para o abastecimento de água e conectá-las com as redes de distribuição existentes.

Em alguns países da América Latina, a situação chegou a um ponto crítico, em parte porque muitos aquíferos que abastecem a vários municípios estão sofrendo problemas de superexploração e/ou de aumento da contaminação. Entre as cidades da região que mais dependem dos recursos hídricos subterrâneos estão Recife no Brasil, Lima no Peru, numerosas cidades mexicanas e a maioria das capitais da América Central.

Esta publicação é, portanto, especialmente relevante para a área de atuação do Banco Mundial na região da América Latina e Caribe, onde muitos países iniciaram a modernização de seus sistemas institucionais e jurídicos com respeito à gestão dos recursos hídricos, mas talvez ainda não tenham dedicado às águas subterrâneas a mesma consideração que dispensam às águas superficiais, devido à falta de informação e conhecimento sobre os aquíferos e as alternativas políticas. Este material se apoiou numa longa etapa de consultas a especialistas e na recomendação de que focalizasse uma técnica para cada componente da avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea, em benefício da clareza e da consistência para o usuário médio.

Abel Mejía-Betancourt
Gerente Setor de Meio Ambiente
Região da América Latina e Caribe
Banco Mundial

Agradecimentos

Quatro encontros realizados na América Latina constituíram passos fundamentais na avaliação sistemática de importantes experiências realizadas nessa região e na revisão do conteúdo substantivo deste guia. Pelo apoio e colaboração nos respectivos encontros, agradecemos às seguintes pessoas:

- **Santa Fé, Argentina: outubro de 1999**

Mario Filí, *in memoriam* (Universidad Nacional del Litoral); Mario Hernández (Universidad Nacional de La Plata); Mónica Blasarín (Universidad Nacional de Río Cuarto); e Claudio Lexow (Universidad Nacional del Sur), todos da Argentina

- **Montevideú, Uruguai: outubro de 2000**

Carlos Fernández-Jáuregui e Angélica Obes de Lussich (Unesco); Alejandro Delleperre e María Teresa Roma (OSE-Uruguai)

- **Lima, Peru: março de 2001**

Henry Salas e Pilar Ponce (Cepis/Opas – OMS), María-Consuelo Vargas (Ingeominas, Colômbia), Hugo Rodríguez (Icaya, Costa Rica), Julia Pacheco (CNA, Yucatán, México) e Juan-Carlos Ruiz (Sedapal, Peru)

- **San José, Costa Rica: novembro de 2001**

Maureen Ballesteros e Yamileth Astorga (GWP-Catac), Arcadio Choza (Marena, Nicarágua), Jenny Reynolds (UNA, Costa Rica) e José Roberto Duarte (Prisma, El Salvador).

A edição deste guia foi organizada por Karin Kemper, gerente do GW•MATE, com a assistência de Carla Vale e Siet Meijer.

Os autores gostariam também de agradecer as valiosas discussões que tiveram com seus respectivos colegas: Héctor Garduño (GW•MATE), Brian Morris (British Geological Survey), Paul Martin (Waterloo Hydrogeologic Inc.) e Ofélia Tujchneider (Universidad Nacional del Litoral, Argentina).

O projeto e a produção da publicação original foram realizados pela Words and Publications de Oxford, Reino Unido, em nome do World Bank Group e com o apoio de Gill Tyson Graphics.

Dedicatória



Os autores desejam dedicar este guia à memória do professor Mario Filí, da Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Santa Fé, Argentina, que faleceu prematuramente, durante o projeto. Mario era um dos principais especialistas em água subterrânea da Argentina e da América Latina, autor de cerca de setenta artigos e documentos técnicos publicados, um velho amigo de profissão de Stephen Foster e muito querido professor e colega das duas outras autoras deste guia.

PARTE A: RESUMO EXECUTIVO

Fundamentos para a Proteção da Água Subterrânea

Este resumo executivo é dirigido aos altos gerentes de companhias de água e saneamento, órgãos municipais e agências ambientais, em resposta a suas possíveis questões sobre as ameaças de contaminação e a necessidade de proteção da água subterrânea, fornecendo elementos essenciais e procedimentos padronizados a serem adotados para o cumprimento de sua obrigação de garantir a qualidade da água destinada ao abastecimento público.

1. Qual é a finalidade deste guia?	2
2. Por que a água subterrânea merece proteção?	2
3. Quais são as causas mais comuns da deterioração da qualidade da água subterrânea?	3
4. Como os aquíferos se tornam contaminados?	4
5. Como avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea?	6
6. O que é necessário para proteger a água subterrânea da contaminação?	7
7. Por que distinguir entre a proteção do recurso hídrico subterrâneo e da fonte de abastecimento?	9
8. Quem deve promover a proteção da água subterrânea contra a contaminação?	10
9. Quais são os recursos humanos e financeiros necessários?	11

Fundamentos para a Proteção da Água Subterrânea

1. Qual é a finalidade deste guia?

- Numa perspectiva mais ampla, as estratégias de proteção da água subterrânea (bem como a avaliação de perigo que constitui o seu pré-requisito) devem ser promovidas pelo órgão de regulamentação ambiental ou de recursos hídricos (ou pela agência, departamento ou secretaria federal, estadual ou municipal encarregada de exercer essa função). É importante, porém, prestar atenção à dimensão e ao nível de detalhe da avaliação e da proteção de fontes específicas de abastecimento de água.
- De maneira generalizada, no passado, os recursos hídricos subterrâneos estiveram abandonados à própria sorte. Os que dependiam de tais recursos para atender ao abastecimento de água potável não tomaram nenhuma medida significativa para assegurar a qualidade da água bruta, nem empenharam esforços adequados para avaliar o perigo de contaminação potencial.
- A avaliação dos perigos de contaminação do aquífero é necessária para definir, de forma mais clara, as ações requeridas para proteger a qualidade da água subterrânea. Se realizada pelas companhias de abastecimento de água, espera-se que as autoridades municipais e órgãos de regulamentação tomem ações preventivas, para evitar contaminação futura, e ações corretivas, para controlar a ameaça de contaminação representada por atividades passadas e presentes, estabelecendo prioridades realistas e uma implementação eficiente.

2. Por que a água subterrânea merece proteção?

- A água subterrânea é um recurso natural vital para o abastecimento econômico e seguro de água potável nos meios urbano e rural, e desempenha papel fundamental (embora frequentemente pouco valorizado) para o bem-estar tanto dos seres humanos como de muitos ecossistemas aquáticos.
- No mundo inteiro, os aquíferos (formações geológicas contendo água subterrânea adequada para consumo) estão sob perigo cada vez maior de contaminação em decorrência da urbanização, do desenvolvimento industrial, das atividades agrícolas e das empresas de mineração.
- Em toda parte, portanto, são necessárias campanhas proativas e ações práticas para proteger a qualidade natural (em geral excelente) da água subterrânea, o que se justifica tanto sob os critérios amplos da sustentabilidade ambiental como sob os critérios mais restritos do benefício econômico.
- No âmbito da economia, é também importante que as companhias de abastecimento de

água façam avaliações do valor estratégico de seu manancial subterrâneo. Este deve basear-se numa estimativa realista do seu valor de substituição, incluindo o custo de construir novas captações e (de maneira mais significativa) o custo de conectá-las às redes de distribuição existentes, cada vez mais distantes, e operá-las.

- Medidas de proteção especial são realmente necessárias para todos os poços e nascentes (públicos e privados) cuja função seja fornecer água de qualidade potável ou equivalente – o que incluiria, portanto, as águas minerais envasadas e as utilizadas na fabricação de alimentos e bebidas.
- Para o abastecimento público de água potável, é um pré-requisito que a qualidade da água bruta seja boa e constante, e as reservas de águas subterrâneas protegidas são as que melhor cumprem esse requisito. A utilização de processos de tratamento (além da desinfecção preventiva) para atingir esse objetivo só deve ser considerada em último caso, em virtude de sua complexidade técnica, custo financeiro e pesado encargo operacional.

3. Quais são as causas mais comuns da deterioração da qualidade da água subterrânea?

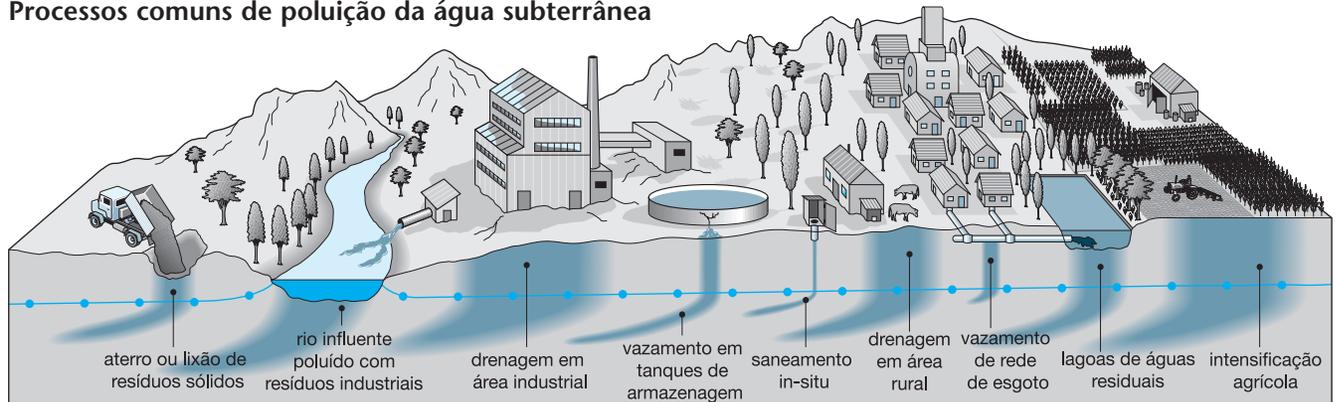
- Há várias causas possíveis para a deterioração da qualidade em um aquífero e/ou reserva de água subterrânea. Estas são classificadas segundo sua origem e encontram-se descritas na Tabela A.1. Neste guia, há mais interesse na proteção contra a poluição do aquífero e a contaminação junto ao poço ou captação, mas é preciso estar ciente de que outros processos também podem ocorrer.

Table A.1 Classificação dos problemas de qualidade da água subterrânea

TIPO DE PROBLEMA	CAUSA SUBJACENTE	CONTAMINANTES PRINCIPAIS
CONTAMINAÇÃO DO AQUIFERO	proteção inadequada de aquíferos vulneráveis contra emissões e lixiviados provenientes de atividades urbanas/industriais e intensificação do cultivo agrícola	microorganismos patógenos, nitrato ou amônio, cloreto, sulfato, boro, arsênico, metais pesados, carbono orgânico dissolvido, hidrocarbonetos aromáticos e halogenados, certos pesticidas
CONTAMINAÇÃO NO PRÓPRIO POÇO OU CAPTAÇÃO	poço ou captação cuja construção/projeto inadequado permite o ingresso direto de água superficial ou água subterrânea rasa poluída	principalmente microorganismos patógenos
Intrusão Salina	água subterrânea salina (e às vezes poluída) que, por excesso de extração, é induzida a fluir para o aquífero de água doce	principalmente cloreto de sódio, mas pode incluir também contaminantes persistentes produzidos antropicamente
Contaminação Natural	relacionada com a evolução química da água subterrânea e a dissolução de minerais (pode ser agravada pela poluição ocasionada pela atividade humana e/ou extração excessiva)	principalmente fluoreto e ferro solúvel, às vezes sulfato de magnésio, arsênico, manganês, selênio, cromo e outras espécies inorgânicas

Figura A.1

Processos comuns de poluição da água subterrânea



4. Como os aquíferos se tornam contaminados?

- A maior parte da água subterrânea se origina a partir do excesso de chuva que se infiltra (diretamente ou indiretamente) na superfície do solo. Como consequência, as atividades que se desenvolvem na superfície podem ameaçar a qualidade da água subterrânea. A poluição dos aquíferos ocorre nos pontos em que a carga contaminante gerada no subsolo por emissões e lixiviados produzidos pela atividade humana (provenientes de atividades urbanas, industriais, agrícolas e de mineração) é inadequadamente controlada e, em certos componentes, excede a capacidade de atenuação natural dos solos e das camadas de cobertura (Figura A.1).
- Os perfis naturais de subsolo atenuam ativamente muitos poluentes da água e há muito têm sido considerados potencialmente eficazes para o despejo seguro dos excrementos humanos e das águas residuais domésticas. A auto-eliminação dos contaminantes durante o transporte subsuperficial na zona vadosa (não saturada) é resultado da degradação bioquímica e de reações químicas, mas os processos de retardamento dos contaminantes, devidos aos fenômenos de sorção, são também importantes, visto que aumentam o tempo disponível para que as reações de degradação ocorram, resultando na eliminação dos contaminantes.
- No entanto, nem todos os perfis de subsolo e camadas subjacentes são igualmente eficazes na atenuação dos contaminantes, e os aquíferos serão particularmente vulneráveis à poluição nos lugares onde há, por exemplo, rochas consolidadas muito fissuradas. O grau de atenuação varia muito de acordo com os tipos de contaminantes e processos associados a um dado ambiente hidrogeológico.
- A preocupação com a contaminação da água subterrânea se concentra principalmente nos aquíferos freáticos ou não confinados, especialmente nas áreas em que a zona vadosa é pouco espessa e o lençol freático é raso. Entretanto, há riscos significativos de poluição em pontos em que o aquífero é semiconfinado, se os aquíferos confinantes forem relativamente pouco espessos e permeáveis.
- A Tabela A.2 fornece uma idéia dos tipos mais comuns de atividades capazes de causar contaminação significativa à água subterrânea e dos compostos contaminantes encontrados com mais frequência. É importante perceber que estes são muito diferentes das atividades e compostos que geralmente poluem os corpos de água superficiais, uma vez que são completamente distintos os controles que regem a sua mobilidade e persistência em subsuperfície.

Table A.2 Contaminantes comuns da água subterrânea e fontes de poluição	
ORIGEM DA POLUIÇÃO	TIPO DE CONTAMINANTE
Atividade agrícola	nitrito; amônio; pesticidas; organismos fecais
Saneamento <i>in situ</i>	nitrito; hidrocarbonetos halogenados; microorganismos
Garagens e postos de serviço	hidrocarbonetos aromáticos e halogenados; benzeno; fenóis
Disposição de resíduos sólidos	amônio; salinidade; hidrocarbonetos halogenados; metais pesados
Indústrias metalúrgicas	tricloroetileno; tetracloretileno; hidrocarbonetos halogenados; fenóis; metais pesados; cianureto
Pintura e esmaltação	alquilbenzeno; hidrocarbonetos halogenados; metais; hidrocarbonetos aromáticos; tetracloretileno
Indústrias de madeira	pentaclorofenol; hidrocarbonetos aromáticos; hidrocarbonetos halogenados
Limpeza a seco	tricloroetileno; tetracloretileno
Indústria de pesticida	hidrocarbonetos halogenados; fenóis; arsênico
Despejo de lodo do esgoto	nitrito amônio; hidrocarbonetos halogenados; chumbo; zinco
Curtumes	cromo; hidrocarbonetos halogenados; fenóis
Extração/exploração de gás e petróleo	salinidade (cloreto de sódio); hidrocarbonetos aromáticos
Mineração de carvão e metalíferos	acidez; metais pesados; ferro; sulfatos

- É importante também enfatizar que certas atividades (e processos ou práticas adicionais dentro de tais atividades) freqüentemente representam ameaças desproporcionalmente grandes à qualidade da água subterrânea. Assim, medidas de controle da poluição com foco preciso e bem ajustadas podem produzir maiores benefícios por um custo relativamente modesto.
- A atividade humana na superfície do terreno modifica os mecanismos de recarga dos aquíferos e introduz outros, alterando a taxa, a freqüência e a qualidade da recarga do aquífero. É o que acontece particularmente nos climas áridos, mas pode ocorrer também em regiões mais úmidas. Entender esses mecanismos e fazer o diagnóstico dessas alterações são fundamentais para a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea.
- O movimento da água e o transporte de contaminantes da superfície terrestre para os aquíferos pode, em muitos casos, ser um processo lento. Pode levar anos ou décadas para que o impacto de um episódio de poluição por um contaminante persistente se torne evidente nas captações de água, especialmente naquelas que extraem água de profundidades maiores. Esse fator pode ser um valioso benefício e, ao mesmo tempo, motivo de séria preocupação, pois:

- dá tempo para a decomposição dos contaminantes degradáveis
- pode levar a uma atitude complacente com respeito à probabilidade de penetração dos contaminantes persistentes.

Outra consequência é que, quando a água subterrânea torna-se visivelmente poluída, isso geralmente significa que grandes volumes do aquífero estão comprometidos. As medidas de limpeza, portanto, quase sempre apresentam um elevado custo econômico e freqüentes dificuldades técnicas.

5. Como avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea?

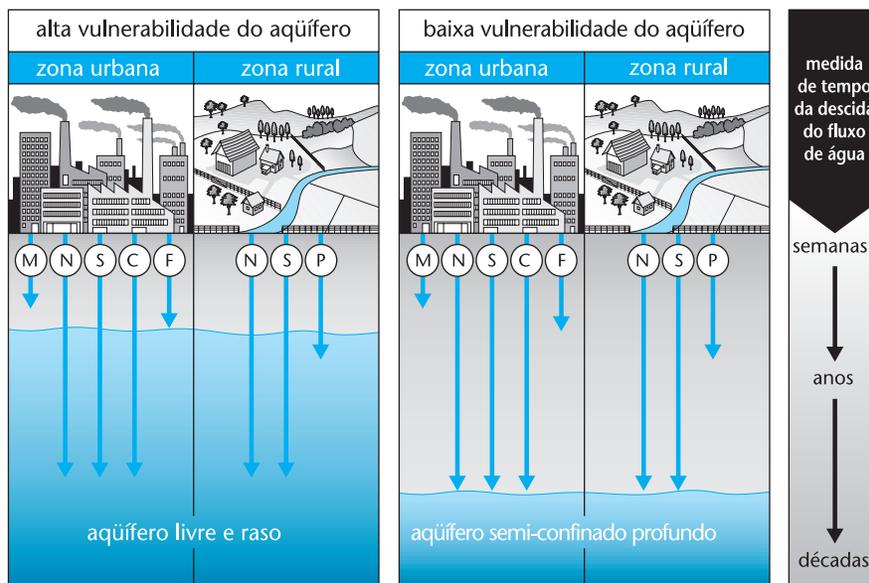
- A abordagem mais lógica ao perigo de contaminação da água subterrânea é considerá-lo como a interação entre:
 - a vulnerabilidade do aquífero à contaminação, consequência das características naturais dos estratos que o separam da superfície da terra
 - a carga contaminante que é, será ou pode ser aplicada no meio como resultado da atividade humana.

Ao adotar tal esquema, pode-se ter alta vulnerabilidade mas nenhum perigo de poluição, por causa da ausência de carga contaminante significativa, e vice-versa. Na prática, as duas condições são perfeitamente compatíveis. Além disso, a carga contaminante pode ser controlada ou modificada, mas a vulnerabilidade do aquífero é essencialmente determinada pelo contexto hidrogeológico natural.

- A expressão “vulnerabilidade do aquífero à contaminação” busca representar a sensibilidade de um aquífero aos efeitos adversos de uma carga contaminante a ele imposta (Figura A.2). Com efeito, no jargão da gestão da qualidade dos rios, é o inverso de “capacidade de assimilação de poluentes de um corpo d’água receptor”.

Figura A.2

Importância de comparar a vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação

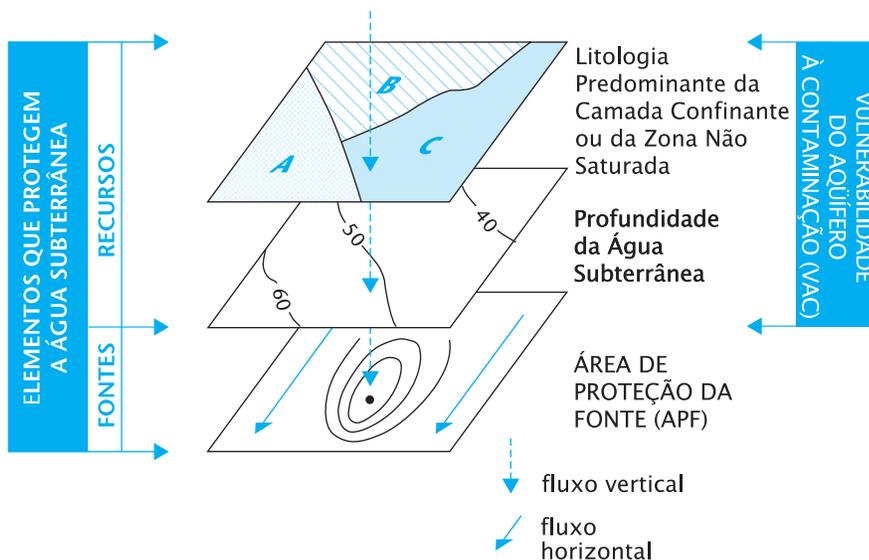


- (M) metais pesados (N) nitrato (S) salinidade (C) carbono orgânico
 (F) patógenos fecais (P) pesticidas

- A vulnerabilidade do aquífero à contaminação pode ser mapeada rapidamente. Nos mapas, podem-se sobrepor os resultados dos levantamentos da possível carga contaminante, a fim de facilitar a avaliação dos perigos de contaminação da água subterrânea. A expressão “perigo de contaminação de aquífero” designa a probabilidade de que a água subterrânea venha a apresentar concentrações de contaminantes superiores ao valor estabelecido pela OMS para a qualidade da água potável.
- Se tal perigo resultará ou não em uma ameaça à qualidade da água subterrânea num determinado manancial para abastecimento público, isso dependerá primeiramente de sua zona de captura e, em segundo lugar, da mobilidade, persistência e dispersão dos contaminantes dentro do regime de fluxo do aquífero. Pode-se avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea sobrepondo-se essas zonas de captura (perímetros de proteção do manancial) à vulnerabilidade do aquífero (Figura A.3) e, em seguida, relacionando essas zonas assim definidas aos mapas-resumos derivados do cadastro da carga contaminante potencial. Note-se, porém, que a avaliação do risco que tal ameaça representa em termos da exposição dos usuários de água ao contaminante, ou em termos do aumento dos custos do tratamento da água, está fora do escopo deste guia.
- As escalas em que são realizados o levantamento e o mapeamento dos vários componentes necessários para avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea variam consideravelmente segundo o objetivo principal do trabalho – proteção ao abastecimento de água ou proteção à reserva do aquífero (Figura A.4). Esse aspecto será discutido mais adiante.

Figura A.3

Componentes da avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea utilizados para o zoneamento em superfície para a proteção de aquíferos

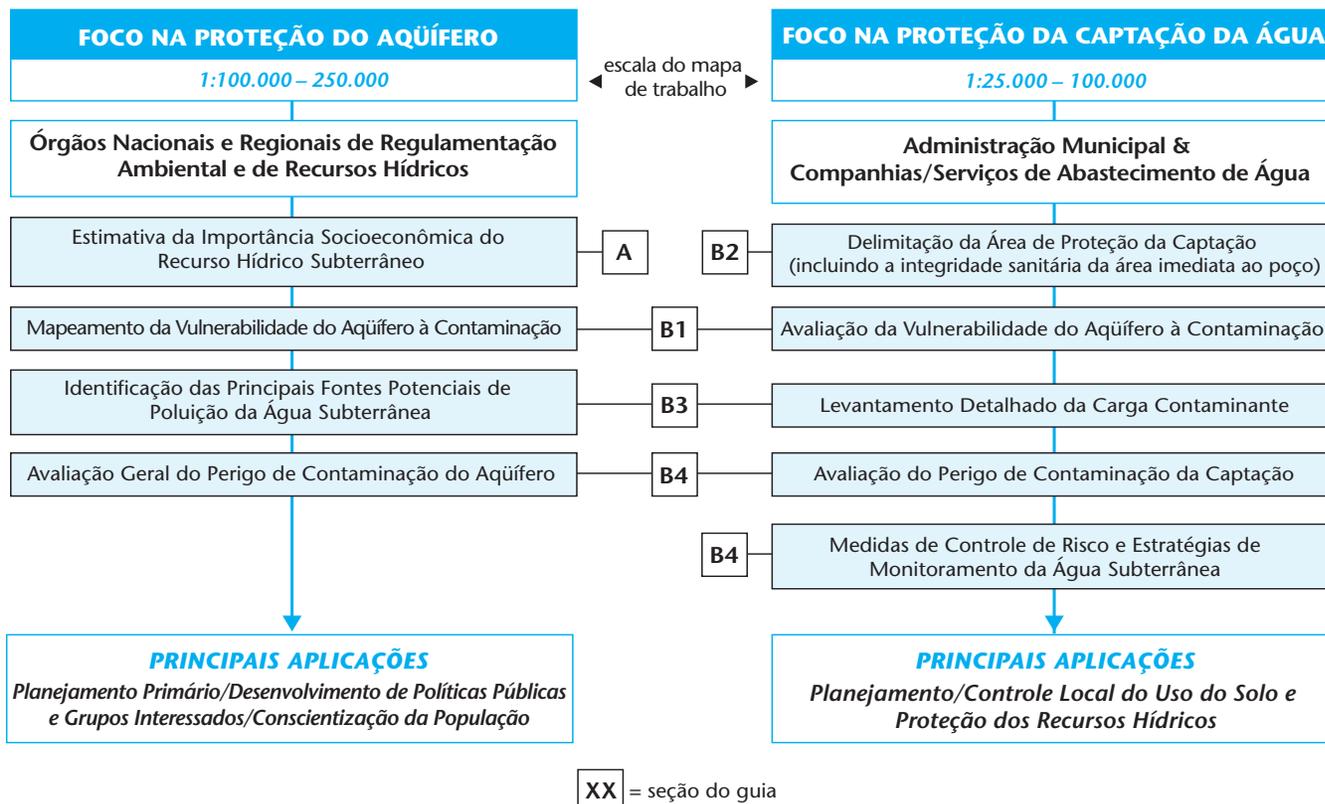


6. O que é necessário para proteger a água subterrânea da contaminação?

- Para proteger os aquíferos contra a contaminação é necessário restringir – tanto no presente como no futuro — o uso do solo, a emissão de efluentes e as práticas de despejo de resíduos. É possível manejar o solo visando exclusivamente a proteção da água

Figura A.4

Foco e aplicação dos diferentes níveis de avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea



subterrânea. Há inclusive alguns casos isolados na Europa de companhias de abastecimento de água que adquirem a propriedade de áreas inteiras de recargas com o principal objetivo de prevenir a contaminação patogênica (microbiológica) das águas subterrâneas. Mas isso é geralmente inaceitável do ponto de vista socioeconômico, e normalmente é necessário definir estratégias de proteção que admitam concessões entre os interesses conflitantes.

- Ao definir o nível de controle necessário para proteger a qualidade da água subterrânea, em vez de aplicar ao terreno controles universais sobre o uso do solo e a emissão de efluentes, vale mais a pena em termos de custo (e será menos prejudicial ao desenvolvimento econômico) utilizar a capacidade de atenuação natural dos estratos de cobertura do aquífero. É preciso estabelecer zonas simples e robustas (com base na vulnerabilidade do aquífero à contaminação e nos perímetros de proteção da captação), com matrizes que indiquem quais atividades são possíveis e onde elas representam um perigo aceitável para a água subterrânea.
- Alguns afirmam que as condições hidrogeológicas são tão complexas em detalhe que nenhum esquema de zoneamento poderá abrangê-las. No entanto, há um argumento irrefutável em favor do zoneamento territorial como estrutura geral para o desenvolvimento e implementação das políticas de proteção da água subterrânea, pois:
 - em qualquer circunstância, as decisões tomadas afetarão a água subterrânea, e se os planejadores não tiverem nenhum zoneamento, isso significará menos (não mais) consultas às pessoas que se ocupam dos recursos hídricos

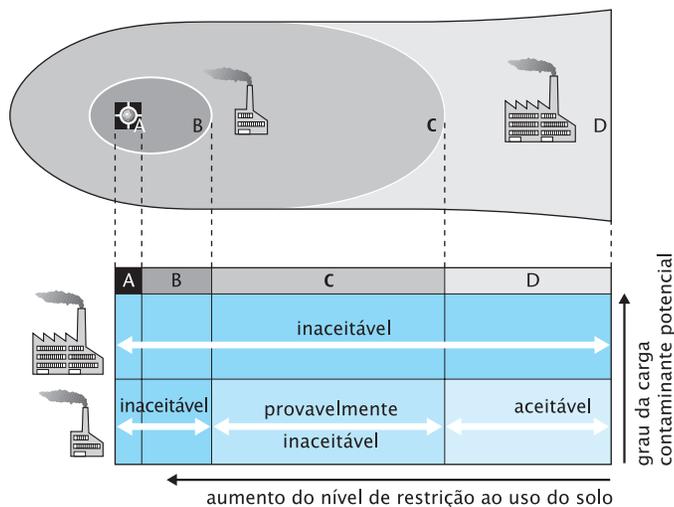
- é irrealista a expectativa de proteção exclusiva a todos os aquíferos; a estratégia de zoneamento é importante para assegurar que as negociações entre o desenvolvimento econômico e a proteção do aquífero sejam conduzidas de maneira objetiva.
- O zoneamento de proteção da água subterrânea tem também um papel fundamental na definição de prioridades para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos, a auditoria ambiental de instalações industriais, o controle da poluição na atividade agrícola e a comunicação social em geral.

7. Por que distinguir entre a proteção do recurso hídrico subterrâneo e a da fonte de abastecimento?

- É preciso estabelecer um equilíbrio sensato entre a proteção dos recursos subterrâneos (os aquíferos como um todo) e a de captações específicas (poços e nascentes). Embora essas duas abordagens sejam complementares, a ênfase dada a uma ou outra dependerá da situação em que se encontra o recurso e das condições hidrogeológicas predominantes.
- Se o uso potável compreende somente uma parte menor do total do recurso hídrico disponível, então pode ser que não compense proteger igualmente todas as partes do aquífero. As estratégias voltadas para as captações serão mais indicadas nesse caso, e a escala de trabalho deverá variar entre 1:25.000–100.000, começando com a delimitação da zona de captura das fontes de abastecimento de água subterrânea (Figura A.5) para, em seguida, incluir a avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação e da carga contaminante nas áreas então definidas.



Figura A.5
 Conceito de áreas de proteção de captação subterrânea e as restrições ao uso do solo



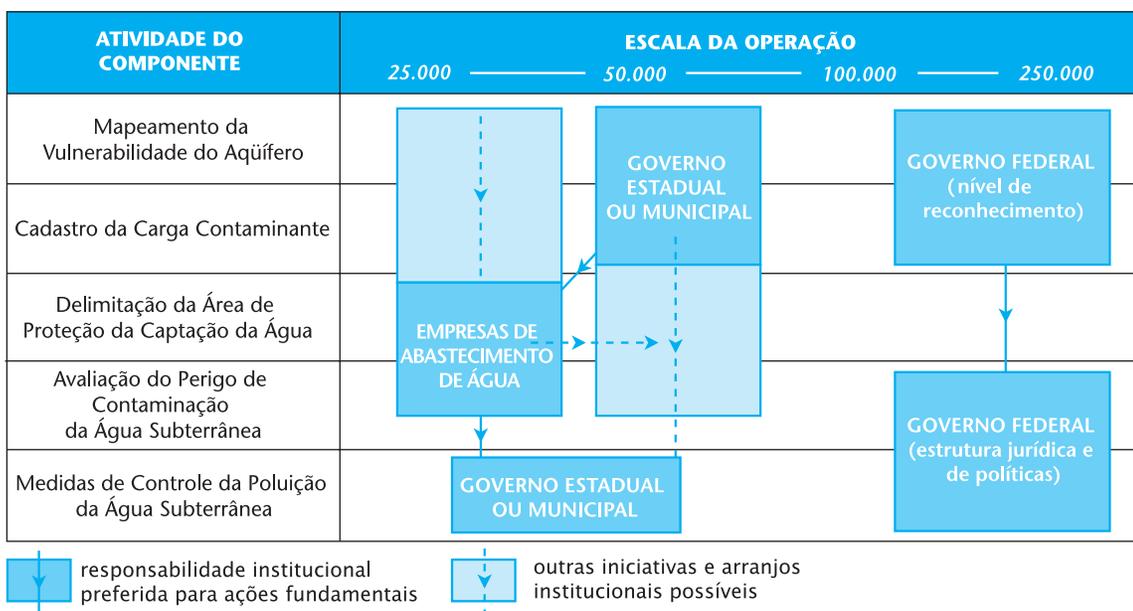
- Esta abordagem é mais adequada aos aquíferos mais uniformes, não fraturados, explorados somente por um número relativamente pequeno e fixo de poços de abastecimento público de água de alto rendimento, com regimes de bombeamento estáveis. É mais indicada nas regiões com menos densidade demográfica, onde sua delimitação pode ser preservacionista sem gerar conflitos com outros interesses. De imediato, não é recomendado aos lugares onde há um número muito grande e rapidamente crescente de extrações individuais, pois é impraticável que se levem em conta as captações individuais e que se estabeleçam zonas fixas, sendo necessário adotar uma abordagem mais ampla.
- As estratégias voltadas para o aquífero têm aplicações mais universais, já que buscam alcançar um grau de proteção para todo o manancial subterrâneo e todos os usuários desse manancial. O primeiro passo é mapear a vulnerabilidade do aquífero à poluição nas áreas mais extensas (incluindo um ou mais aquíferos importantes), trabalhando na escala 1:100.000 ou maior, se o interesse limitar-se a informações gerais e ao planejamento. O mapeamento normalmente é seguido de um cadastro da carga contaminante em escala mais detalhada, pelo menos nas áreas mais vulneráveis.

8. Quem deve promover a proteção da água subterrânea contra a contaminação?

- As opções institucionais possíveis para a promoção da proteção da água subterrânea estão resumidas na Figura A.6. Como as empresas de abastecimento de água têm a responsabilidade de cumprir os códigos e normas da boa engenharia, atribui-se a elas a obrigação de ser proativas em realizar ou promover avaliações do perigo de contaminação para todas as suas fontes de águas subterrâneas. Isso proporcionará uma base sólida para

Figura A.6

Arranjos institucionais para avaliação e controle da contaminação da água subterrânea



que se recorra ao órgão local de regulamentação de meio ambiente e dos recursos hídricos para ações visando medidas de proteção, quando necessário. Mesmo nos lugares onde não existe nenhum órgão ou legislação adequada de controle da poluição, geralmente é possível que o governo local ou autoridade municipal tome medidas preventivas por decreto, no interesse maior da população local.

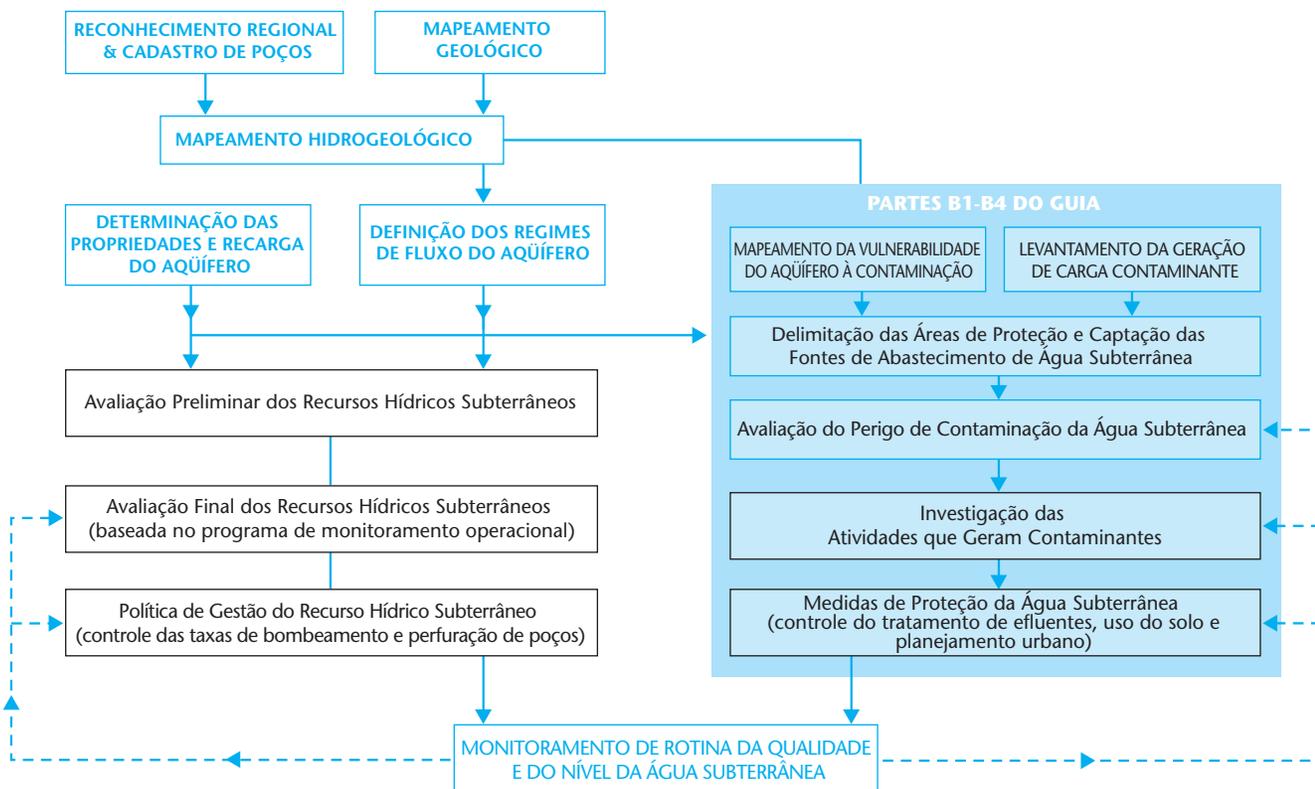
- Os procedimentos para a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea também constituem um veículo eficaz para iniciar o engajamento de *stakeholders* importantes (incluindo os interesses dos usuários de água e dos potenciais poluidores da água subterrânea).

9. Quais os recursos humanos e financeiros necessários?

- O procedimento de avaliação proposto irá requerer a participação de pelo menos dois profissionais qualificados – um hidrogeólogo/especialista em recursos hídricos subterrâneos (como líder da equipe) e um engenheiro/cientista de meio ambiente – geralmente assistidos por uma equipe auxiliar local e com transporte para o campo.
- Embora a metodologia apresentada seja relativamente simples, será necessário que a equipe envolvida tenha uma compreensão razoável acerca da contaminação da água subterrânea. Além disso, será preciso desenvolver (tanto no trabalho como através de consultas) competências para classificar alguns dos componentes mais subjetivos da avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação e da carga contaminante de subsolo.

Figura A.7

Escopo do guia no contexto do esquema geral de gestão dos recursos hídricos subterrâneos



Os limites de uma área de avaliação (reconhecendo-se o foco de interesse particular) devem ser definidos, em termos físicos, para incluir um aquífero inteiro, ou parte dele, de modo a sempre incluir a provável área de recarga do sistema em questão.

- O procedimento de avaliação é complementar a outras ações de gestão, estimativa e pesquisa da água subterrânea (Figura A.7). Esse procedimento foi concebido para ser realizado com relativa rapidez, utilizando dados já coletados para outros propósitos ou que podem ser prontamente coletados no campo. Seguindo a metodologia apresentada, uma equipe adequada será capaz de concluir uma avaliação do perigo de contaminação da água e das captações subterrâneas no prazo de 2 a 12 meses, dependendo do tamanho e da complexidade da área.

PARTE B: GUIA TÉCNICO

Abordagens Metodológicas da Proteção da Água Subterrânea

Guia técnico para especialistas em águas subterrâneas, engenheiros ambientais e cientistas encarregados de desenvolver estratégias de proteção da qualidade da água subterrânea para companhias de abastecimento de água e órgãos responsáveis pelos recursos hídricos, ou profissionais de agências ambientais e órgãos municipais incumbidos de planejar o uso do solo e controlar a emissão de efluentes e o despejo de resíduos.

B1	Mapeando a Vulnerabilidade do Aquífero à Contaminação	15
B2	Delimitação das Áreas de Proteção das Fontes de Abastecimento de Água Subterrânea	31
B3	Cadastro de Carga Contaminante de Subsolo	53
B4	Avaliação e Controle dos Perigos de Contaminação	79

Abordagens Metodológicas da Proteção da Água Subterrânea

B1

Mapeando a Vulnerabilidade do Aquífero à Contaminação

O mapeamento da vulnerabilidade do aquífero à contaminação normalmente é o primeiro passo na avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea e na proteção de sua qualidade, em escala municipal ou estadual. Este capítulo discute a evolução do conceito de vulnerabilidade do aquífero à contaminação, assim como as bases metodológicas para a avaliação da vulnerabilidade que podem ser usadas para o mapeamento em tal escala. O conceito é válido também para uma estimativa da vulnerabilidade em níveis mais locais dentro das zonas de captura das fontes de abastecimento de água subterrânea.

1.1

Princípios Básicos do Conceito de Vulnerabilidade

Os mecanismos de recarga da água subterrânea e a capacidade natural de atenuação do contaminante no solo e no subsolo variam amplamente segundo as condições geológicas próximas à superfície. Assim, em vez de aplicar controles universais sobre o uso do solo e as emissões de efluentes potencialmente poluentes valerá mais a pena, em termos de custo (e será menos prejudicial ao desenvolvimento econômico), variar o tipo e o nível de controle de acordo com essa capacidade de atenuação. Essa é a premissa básica na qual se assenta o conceito de vulnerabilidade do aquífero à contaminação e a necessidade do mapeamento dessa vulnerabilidade.

Tendo em vista a complexidade de fatores que regem o transporte dos contaminantes aos aquíferos, numa dada situação, pode parecer à primeira vista que:

- as condições hidrogeológicas sejam complexas demais para ser abrangidas por um mapeamento da vulnerabilidade
- seria mais lógico tratar cada atividade poluente caso a caso e realizar uma avaliação independente do perigo de contaminação que ela acarreta.

1.2

Como se Desenvolveu o Conceito de Vulnerabilidade

No entanto, esse tipo de abordagem:

- dificilmente terá aplicação universal e evitará decisões inconsistentes
- requer numerosos recursos humanos e investimentos financeiros consideráveis para as pesquisas de campo
- pode apresentar dificuldades administrativas nos casos em que a responsabilidade institucional é compartilhada.

Em hidrogeologia o conceito de vulnerabilidade começou a ser usado intuitivamente a partir da década de 1970, na França (Albinet e Margat, 1970), e de maneira mais ampla na década de 1980 (Haertle, 1983; Aller *et al.*, 1987; Foster e Hirata, 1988). Embora se referisse à suscetibilidade relativa dos aquíferos à contaminação antropogênica, o termo inicialmente era usado sem nenhum objetivo de definição formal.

A expressão passou a ter diferentes significados para diferentes pessoas. Uma definição útil e consistente seria considerar a vulnerabilidade do aquífero à contaminação como o conjunto de características intrínsecas dos estratos que separam o aquífero saturado da superfície do solo, o que determina sua suscetibilidade a sofrer os efeitos adversos de uma carga contaminante aplicada na superfície (Foster, 1987). Seria então uma função da:

- acessibilidade ao aquífero saturado, no sentido hidráulico, à penetração dos contaminantes
- capacidade de atenuação dos estratos de cobertura da zona saturada, resultante da retenção físico-química ou da reação dos contaminantes com o meio.

Do mesmo modo, o perigo de contaminação da água subterrânea seria então definido como a probabilidade de que a água subterrânea na parte superior de um aquífero atinja níveis inaceitáveis de contaminação em decorrência das atividades que se realizam na cobertura imediata da superfície do solo (Foster e Hirata, 1988; Adams e Foster, 1992).

Mais tarde, dois importantes grupos de trabalho profissionais revisaram e opinaram sobre a aplicabilidade do conceito de vulnerabilidade, decidindo fortemente em favor de sua utilidade (NRC, 1991; IAH/Vrba e Zaporozec, 1994). Seria desejável que eles tivessem enunciado o uso do termo de maneira mais clara, por exemplo, associando-o especificamente às características intrínsecas dos estratos (zona não saturada ou camadas confinantes) que separam o aquífero saturado da superfície do solo (Foster e Skinner, 1995). Assim (o que é extremamente importante), teria se estabelecido uma relação direta entre o termo e o impacto potencial das decisões sobre o uso do solo nos locais voltados para a água subterrânea imediatamente subjacente.

Alguns, no entanto, consideravam que era preciso incluir na vulnerabilidade algum fator que representasse a mobilidade natural e a persistência dos contaminantes nas zonas saturadas. Isso, no entanto, parece ignorar o aspecto mais útil do mapeamento da vulnerabilidade, que é o de fornecer uma estrutura para o planejamento e controle das atividades na superfície do terreno.

Necessidade de um Índice de Vulnerabilidade Absoluto e Integrado

1.3

Duas questões fundamentais, acerca da vulnerabilidade do aquífero à contaminação, consistem em saber se é possível:

- propor um índice de vulnerabilidade único e integrado, ou se é melhor trabalhar com a vulnerabilidade específica a determinados contaminantes e condições de poluição
- fornecer um indicador absoluto da vulnerabilidade à contaminação como um todo, ou restringir-se aos índices de vulnerabilidade relativos, bem menos eficazes.

O fluxo de água no subsolo e o transporte de contaminantes são processos intrincados. Na realidade, a interação entre os componentes da vulnerabilidade do aquífero à contaminação e a carga contaminante de subsolo que determina o perigo de contaminação da água subterrânea pode ser extremamente complexa (Figura 1.1). Em particular, o grau de atenuação do contaminante pode variar significativamente segundo o tipo de contaminante e de processo poluidor numa dada situação. Assim, uma “vulnerabilidade geral (integrada) a um contaminante universal em condições típicas de poluição” não tem, a rigor, validade estrita (Foster e Hirata, 1988).

Do ponto de vista científico, os resultados são mais consistentes quando se realiza uma avaliação de vulnerabilidade para cada contaminante, ou, sendo isso inviável, para cada classe de contaminante (nutrientes, patógenos, microorganismos, metais pesados etc.) ou cada grupo de atividades contaminantes (ausência de rede de esgoto sanitário, cultivo agrícola, lançamento de efluentes industriais etc.), separadamente. Por essa razão Andersen e Gosk (1987) sugeriram que o mapeamento da vulnerabilidade seria mais eficaz se realizado com grupos de contaminantes isolados em condições específicas de poluição. No entanto, isso geraria uma infinidade de mapas para cada área, o que dificultaria o uso na maior parte das aplicações, exceto talvez para a avaliação e controle da contaminação agrícola difusa (Carter *et al.*, 1987; Sokol *et al.*, 1993; Loague, 1994).

Além disso, dificilmente se dispõe de dados técnicos adequados e/ou recursos humanos suficientes para se alcançar esse ideal. Necessita-se, portanto, de um sistema menos refinado e mais genérico para o mapeamento da vulnerabilidade do aquífero. Tendo em vista objetivos mais práticos, a solução por ora é produzir um mapa integrado da vulnerabilidade, desde que os termos usados estejam claramente definidos e as limitações, precisamente descritas (Foster e Hirata, 1988). Essas salutares advertências foram elegantemente expressas na recente revisão norte-americana (NRC, 1993), sob a forma de três leis da vulnerabilidade da água subterrânea:

- toda água subterrânea é vulnerável, em maior ou menor grau, à contaminação
- a incerteza é inerente a qualquer avaliação de vulnerabilidade à contaminação
- os sistemas mais complexos de avaliação da vulnerabilidade apresentam o risco de obscurecer o óbvio e tornar indistintas as sutilezas.

Um índice absoluto de vulnerabilidade do aquífero à contaminação é bem mais útil (do que as indicações relativas) para todas as aplicações práticas no planejamento do uso do solo e no controle da emissão de efluentes. Pode-se desenvolver um índice absoluto integrado desde que cada categoria de vulnerabilidade seja definida com clareza e consistência (Tabela 1.1). É possível,

Figura 1.1 Interações entre os componentes da carga contaminante de subsolo e a vulnerabilidade do aquífero à contaminação como fator determinante do perigo de contaminação do aquífero

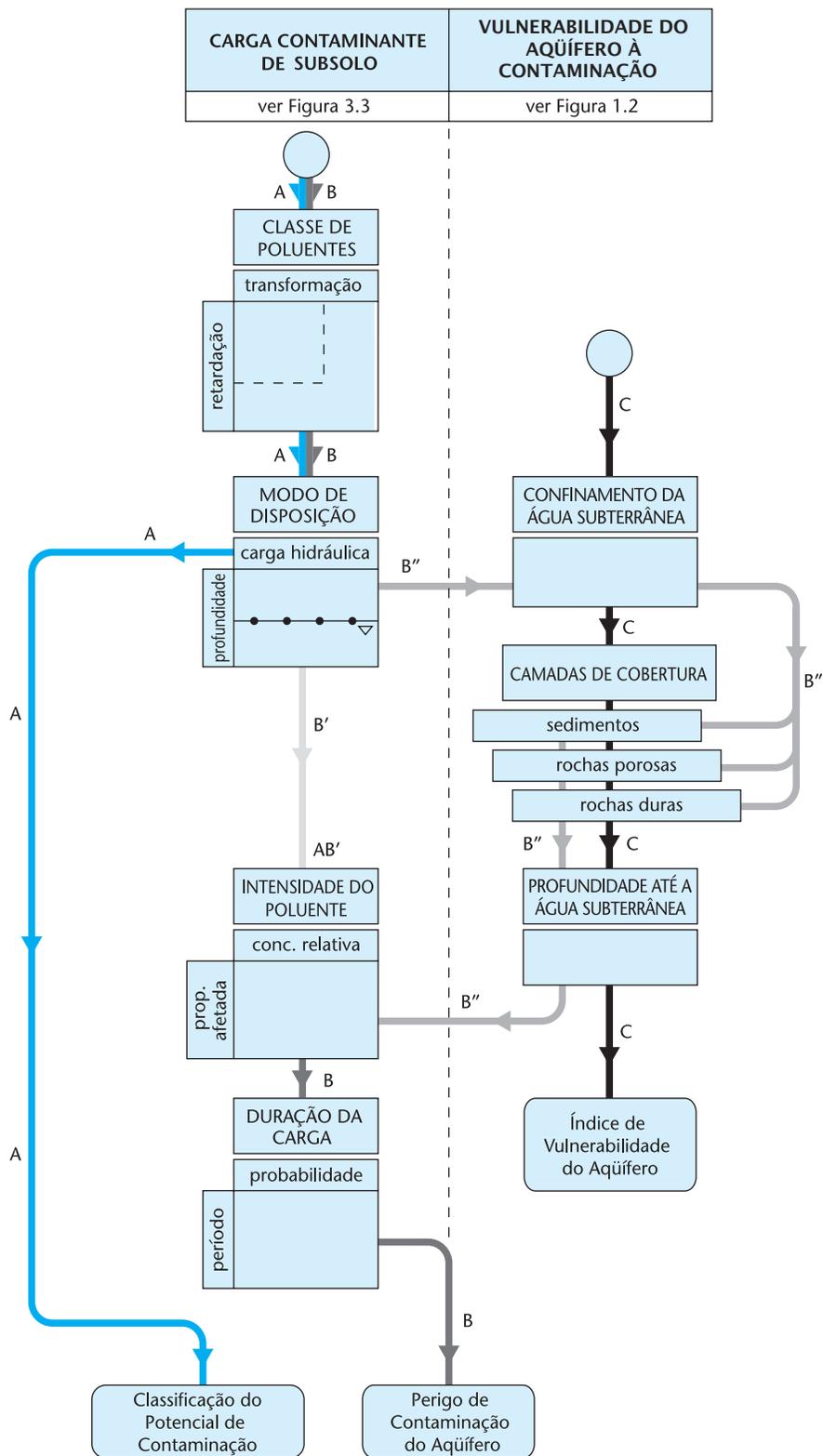


Tabela 1.1 Definição prática das classes de vulnerabilidade do aquífero

CLASSE DE VULNERABILIDADE	DEFINIÇÃO CORRESPONDENTE
Extrema	vulnerável à maioria dos contaminantes com impacto rápido em muitos cenários de contaminação
Alta	vulnerável a muitos contaminantes (exceto os que são fortemente adsorvidos ou rapidamente transformados) em muitas condições de contaminação
Moderada	vulnerável a alguns contaminantes, mas somente quando continuamente lançados ou lixiviados
Baixa	vulnerável somente a contaminantes conservadores, a longo prazo, quando contínua e amplamente lançados ou lixiviados
Insignificante	presença de camadas confinantes sem fluxo vertical significativo de água subterrânea (percolação)

assim, superar a maioria das objeções (talvez todas) que geralmente se colocam ao uso de um índice de vulnerabilidade integrado e absoluto como estrutura para a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea e para a formulação de políticas de proteção.

Aplicação do Índice de Vulnerabilidade GOD

1.4

O método GOD de avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação foi amplamente testado na América Latina e no Caribe durante a década de 1990 (Tabela 1.2) e, graças a sua simplicidade conceitual e de aplicação, é o método preferido dentre os descritos neste guia.

Para determinar a vulnerabilidade do aquífero à contaminação, são considerados dois fatores básicos:

- o nível de inacessibilidade hidráulica da zona saturada do aquífero
- a capacidade de atenuação dos estratos de cobertura da porção saturada do aquífero.

Esses fatores, no entanto, não podem ser medidos diretamente e dependem, por sua vez, da combinação de outros parâmetros (Tabela 1.3). Uma vez que geralmente não se dispõe de dados sobre muitos desses parâmetros, a simplificação da lista é uma medida inevitável se o objetivo é desenvolver um esquema de mapeamento da vulnerabilidade do aquífero à contaminação.

Com base em tais considerações, o índice de vulnerabilidade GOD (Foster, 1987; Foster e Hirata, 1988) caracteriza a vulnerabilidade do aquífero à contaminação tendo em conta os seguintes parâmetros (geralmente disponíveis ou facilmente determinados):

- o confinamento hidráulico da água subterrânea no aquífero em questão
- os estratos de cobertura (zona vadosa ou camada confinante), em termos da característica hidrogeológica e do grau de consolidação que determinam sua capacidade de atenuação do contaminante
- a profundidade até o lençol freático ou até o teto do aquífero confinado.

Tabela 1.2 Algumas aplicações do mapeamento da vulnerabilidade do aquífero à contaminação e da avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea na região da América Latina e Caribe*

Área de Estudo	Autores	Ano	Escala do Mapa	Método de Vulnerabilidade	Fontes de Contaminação	Perímetros de Proteção	SIG Usado
Barbados	<i>Chilton et al.</i>	1990	1:100.000	GOD	✓	✓	
São Paulo, Brasil	<i>Hirata et al.</i>	1990	1:500.000	GOD	✓		✓
Río Cuarto, Argentina	<i>Blarasín et al.</i>	1993, 1999	1:50.000	GOD	✓		
Manágua, Nicarágua	<i>Scharp et al.</i>	1994, 1997	1:100.000	DRASTIC/GOD	✓	✓	✓
Leon, México	<i>Stuart e Milne</i>	1997	1:50.000	GOD	✓	✓	
Caçapava, Brasil	<i>Martin et al.</i>	1998	1:100.000	GOD	✓	✓	✓
Esperanza, Argentina	<i>Paris et al.</i>	1998, 1999	1:50.000	GOD	✓	✓	
Vale de Cauca, Colômbia	<i>Paez et al.</i>	1999	1:200.000	GOD(S)			✓

*Essas são as fontes de informação para todos os quadros de texto.

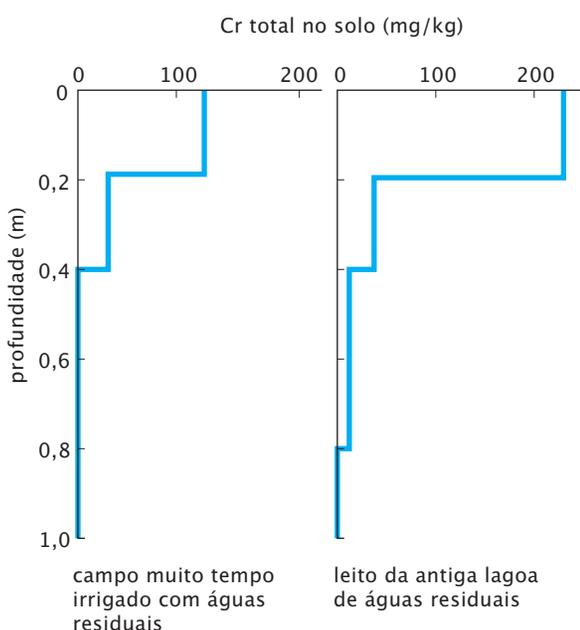
Quadro 1.1

Vulnerabilidade dos aquíferos semiconfinados – dados de campo obtidos em León, México

É importante notar que um aquífero semiconfinado com baixa vulnerabilidade à contaminação pode ser seriamente afetado, a longo prazo, por contaminantes persistentes (como cloreto, nitrato e certos compostos orgânicos sintéticos) despejados continuamente na superfície do solo. Essa possibilidade deve ser levada em consideração sempre que se avalia o perigo de contaminação de poços que exploram tais aquíferos.

- León (Guanajuato) é uma das cidades que mais crescem no México e um dos mais importantes centros de produção de artigos de couro e fabricação de calçados da América Latina. A cidade se localiza num árido vale tectônico de planalto, repleto de uma mistura de depósitos aluviais, vulcânicos e lacustres, que formam um complexo e denso sistema multiaquífero.
- Uma parte substancial do suprimento de água municipal provém de poços a jusante, que extraem água de um aquífero semiconfinado localizado a 100 metros de profundidade. Um dos poços situa-se em local em que as águas residuais municipais têm sido aplicadas, há várias décadas, para a irrigação agrícola. A irrigação ineficiente característica do reuso de águas residuais resulta numa recarga substancial (e contínua) ao sistema de água subterrânea local. Assim, os níveis de água subterrânea permanecem ali a 10 metros da superfície do solo, embora as áreas vizinhas venham sofrendo constantes declínios no correr do tempo, a taxas de 1 a 3 metros por ano.
- As águas residuais historicamente incluíam uma significativa parcela de efluentes industriais com concentrações muito altas de cromo, carbono orgânico e salinidade em geral. Pesquisas de campo detalhadas realizadas em meados da década de 1990 pela Comissão Nacional de Água – Gestão de Águas Subterrâneas e pelo Serviço de Água Potável de León revelaram que a maioria dos elementos contaminantes (incluindo micróbios patogênicos e metais pesados) eram rapidamente atenuados ou adsorvidos no perfil do subsolo (Figura A). Muito poucos atingiam o aquífero semiconfinado (Stuart e Milne, 1997), cuja vulnerabilidade à contaminação pelo sistema GOD se classificaria na categoria baixa.
- No entanto, os contaminantes persistentes – em particular a salinidade indicada pelas concentrações de Cl (Figura B) – penetravam de fato no aquífero semiconfinado e ameaçavam a qualidade e a segurança do abastecimento de água municipal nessa área (Stuart e Milne, 1997).

(A) Atenuação do cromo nos solos da área de irrigação com águas residuais



(B) Variação da qualidade da água subterrânea sob a área de irrigação com águas residuais

FONTE DA AMOSTRA	POÇO RASO PADRÃO	POÇOS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO
profundidade da amostra	<30 m	200–300 m
EC (µS/cm)	3400	1000
Cl (mg/l)	599	203
HCO ₃ (mg/l)	751	239
NO ₃ (mg/l)	13,5	6,0
Na (mg/l)	227	44

Table 1.3 Fatores hidrogeológicos que controlam a vulnerabilidade do aquífero à contaminação

COMPONENTE DE VULNERABILIDADE	DADOS HIDROGEOLÓGICOS	
	idealmente necessários	normalmente disponíveis
Inacessibilidade Hidráulica	grau de confinamento do aquífero	tipo de confinamento da água subterrânea
	profundidade até o lençol freático ou a posição da água subterrânea	profundidade até o lençol freático ou o teto do aquífero confinado
	condutividade hidráulica vertical e teor de umidade da zona não saturada (zona vadosa) ou camada confinante	
Capacidade de Atenuação	distribuição granulométrica dos sedimentos e fissuras na zona vadosa ou camada confinante	grau de consolidação/fissuração desses estratos
	mineralogia dos estratos na zona vadosa ou camada confinante	característica litológica desses estratos

Esses parâmetros abrangem, ainda que apenas no sentido qualitativo, a maioria dos que constam na Tabela 1.3.

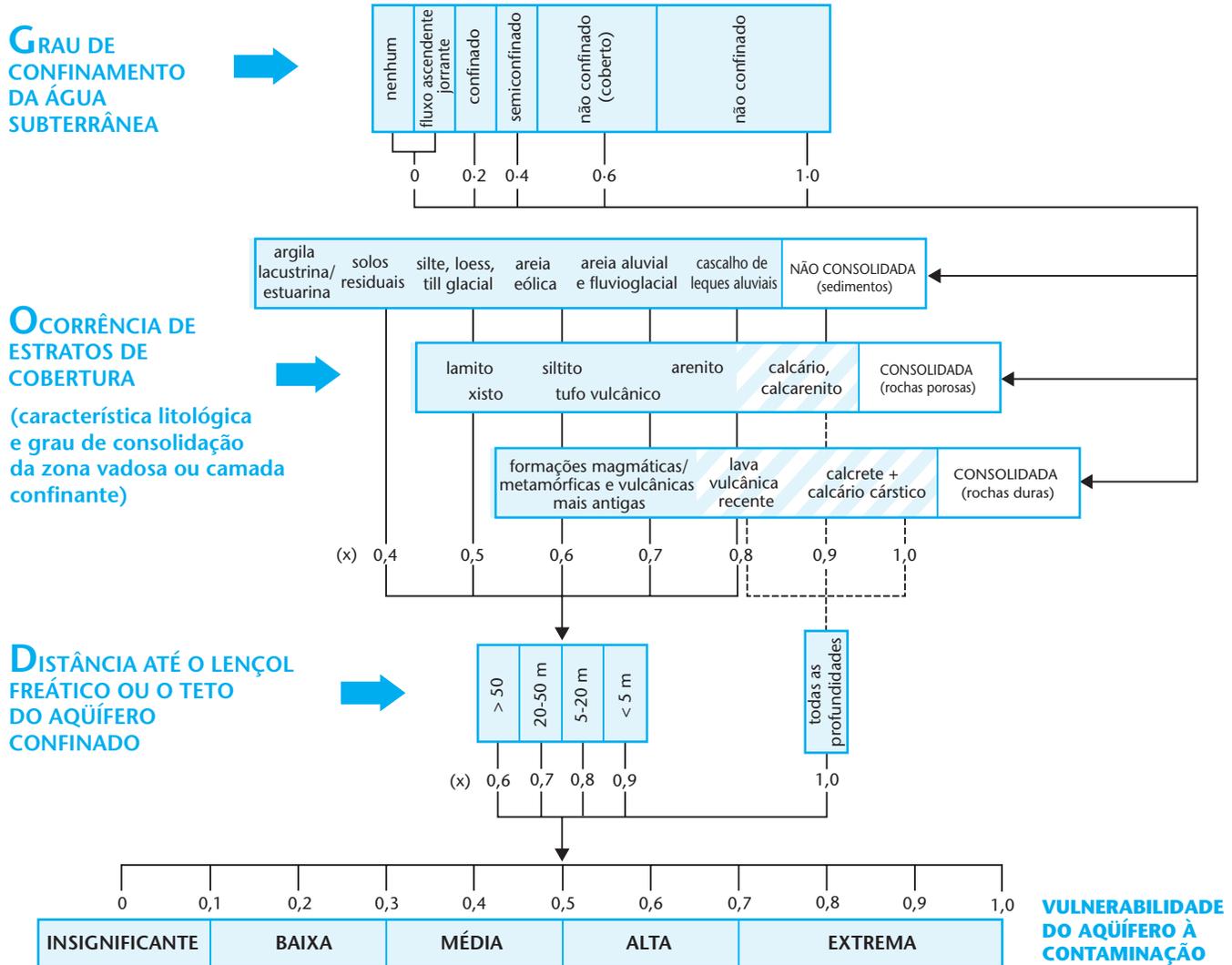
A metodologia empírica proposta para estimar-se a vulnerabilidade do aquífero à contaminação (Foster e Hirata, 1988) envolve alguns estágios distintos:

- primeiro, identificação do tipo de confinamento de água subterrânea, com a posterior indexação desse parâmetro na escala de 0,0–1,0
- segundo, especificação dos estratos de cobertura da zona saturada do aquífero em termos de (a) grau de consolidação (e, portanto, provável presença ou ausência de permeabilidade por fissuras) e (b) tipo de litologia (e, portanto, porosidade indiretamente dinâmico-efetiva, permeabilidade da matriz e teor de umidade da zona não saturada ou retenção específica); isto leva a uma segunda pontuação, numa escala de 0,4–1,0
- terceiro, estimativa da profundidade até o lençol freático (de aquíferos não confinados) ou da profundidade do primeiro nível principal de água subterrânea (para aquíferos confinados), com posterior classificação na escala de 0,6–1,0.

O índice final integral de vulnerabilidade do aquífero é o produto dos três índices desses parâmetros (Figura 1.2). Note-se que a figura apresenta algumas modificações em relação à versão original (Foster e Hirata, 1988), como reflexo dos resultados obtidos com as experiências de aplicação desse método durante a década de 1990. As modificações incluem:

- uma pequena redução nos índices do parâmetro “distância até a água subterrânea”
- uma simplificação na caracterização geológica da “ocorrência de estratos de cobertura para “rochas potencialmente fraturadas de vulnerabilidade intrínseca intermediária”
- elucidação do fator “grau de confinamento da água subterrânea”, com respeito aos aquíferos semiconfinados.

Figura 1.2 Sistema GOD para avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação



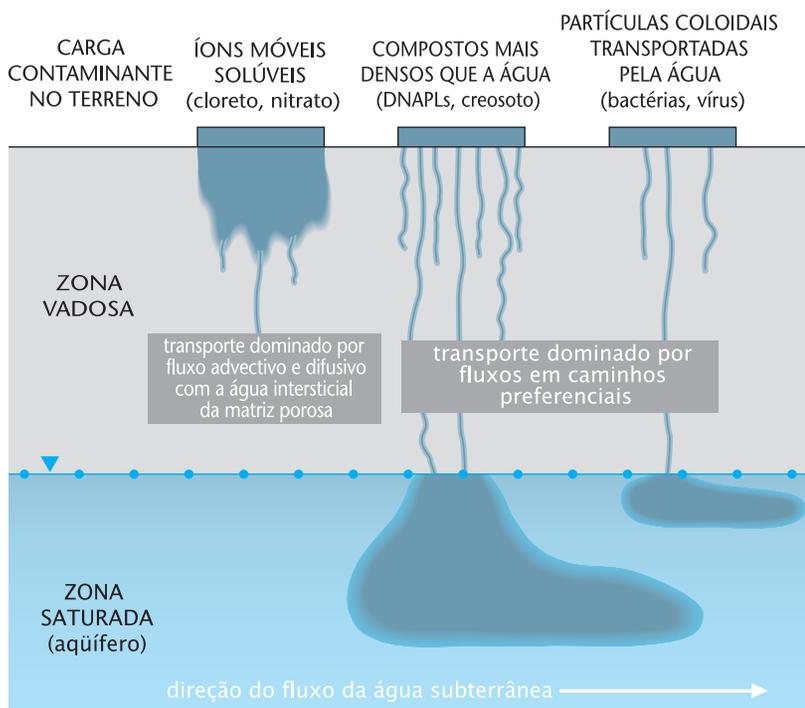
É importante notar que, nos lugares com uma seqüência variável de depósitos, para a especificação da ocorrência de estratos de cobertura deve-se selecionar a litologia predominante ou limitante, em termos de sua permeabilidade.

No esquema GOD, poderia ter sido utilizada uma subdivisão descritiva dos depósitos geológicos (contendo características minerais e tamanho dos grãos), o que pareceria mais simples de aplicar. No contexto, porém, da vulnerabilidade à contaminação, a classificação genética reflete melhor fatores importantes, tais como a estrutura deposicional, e por isso adota-se um sistema híbrido (compatível com os que se utilizam para muitos mapas geológicos). Quase todos os sedimentos presentes na classificação (Figura 1.2) são depósitos geológicos transportados. No entanto, dois outros tipos de depósito são mantidos em virtude de sua disseminada distribuição – os solos residuais profundos (como as lateritas do cinturão tropical) e os calcretes desérticos (um depósito *in situ*).

No âmbito da classificação dos estratos de cobertura, havia a preocupação de que se desse demasiada atenção à condutividade hidráulica e porosidade efetiva (e, portanto, ao tempo de recarga mais do que à atenuação do contaminante). Nesse caso, a vulnerabilidade se tornaria (incorretamente) uma medida de quando (em vez de se e quais) os poluentes atingiriam o aquífero. Por isso, a principal ênfase está na probabilidade de existirem fraturas bem desenvolvidas, uma vez que estas podem favorecer o fluxo preferencial, mesmo em estratos porosos como alguns arenitos e calcários (Figura 1.3). A possibilidade de tal fluxo é considerada o fator mais crucial no aumento da vulnerabilidade e na redução da atenuação dos contaminantes, já que a sobrecarga hidráulica (do fluido) é responsável por muitos casos de contaminação.

O esquema de vulnerabilidade GOD original não incluía um estudo explícito do solo, no sentido agrícola. No entanto, a maioria dos processos que provocam a atenuação e/ou eliminação dos contaminantes no subsolo ocorre com muito mais frequência na zona biologicamente ativa do solo, como resultado do maior teor de matéria orgânica, do maior conteúdo de mineral argiloso e da presença mais numerosa de populações bacterianas. Uma possível modificação ao método (GODS) inclui um índice de suscetibilidade de lixiviação do solo (baseado em classificação feita de acordo com a textura e o conteúdo orgânico do solo), como um quarto passo capaz de reduzir a pontuação geral em algumas áreas de alta vulnerabilidade hidrogeológica. Dentro de áreas urbanas, o solo com frequência é removido durante as construções ou, em escavações (como poços, valas ou lagos), a carga poluente no subsolo é aplicada abaixo de sua base, razão por que se deve assumir que a zona do solo é ausente e utilizar a vulnerabilidade hidrogeológica não corrigida.

Figura 1.3 Desenvolvimento e conseqüências do fluxo preferencial na zona vadosa



Comparação com Outros Métodos

1.5

Encontram-se, na bibliografia sobre o assunto, outros esquemas de avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação, os quais podem ser classificados em três grupos principais, de acordo com a abordagem adotada (Vrba e Zaporozec, 1995).

- **Ambientes hidrogeológicos:** baseiam a avaliação da vulnerabilidade, em termos qualitativos, nas características gerais do ambiente, usando mapas temáticos (p. ex., Albinet e Margat, 1970).
- **Modelos análogos:** utilizam expressões matemáticas para os parâmetros essenciais (como tempo de trânsito médio na zona vadosa) como indicadores do índice de vulnerabilidade (método EC/Fried em Monkhouse, 1983).
- **Sistemas paramétricos:** usam parâmetros selecionados como indicadores de vulnerabilidade e aplicam seu espectro de valores e interações para produzir alguma forma de índice de vulnerabilidade relativo ou absoluto (exemplos desse método incluem Haertle, 1983; o DRASTIC de Aller *et al.*, 1987; além da metodologia GOD aqui descrita). Outro método digno de nota nessa categoria é o EPIK, desenvolvido especificamente para aquíferos cársticos e discutido por Doerfliger e Zwahlen (1998), Gogu e Dassargues (2000) e Daly *et al.* (2001).

O mais conhecido dentre esses métodos é o DRASTIC, que tenta quantificar a vulnerabilidade relativa pela soma dos índices ponderados obtidos para sete variáveis hidrogeológicas (Tabela 1.4). A ponderação para cada variável é informada entre parênteses, mas muda (especialmente no caso dos parâmetros S e T) quando se considera somente a vulnerabilidade à contaminação agrícola difusa.

O método foi objeto de várias avaliações (Holden *et al.*, 1992; Bates *et al.*, 1993; Kalinski *et al.*, 1994; Rosen, 1994). Todas elas revelaram os diversos benefícios e as inúmeras deficiências dessa metodologia. No total, considera-se que o método tende a gerar um índice de vulnerabilidade de importância bastante vaga. Isso se deve à interação de um excesso de parâmetros ponderados, alguns dos quais apresentam forte correlação e sobreposição. O fato de que se podem obter índices similares por meio de uma combinação muito diferente de situações hidrogeológicas pode ocasionar riscos na tomada de decisão.

Tabela 1.4 Fatores e ponderações no índice de vulnerabilidade DRASTIC

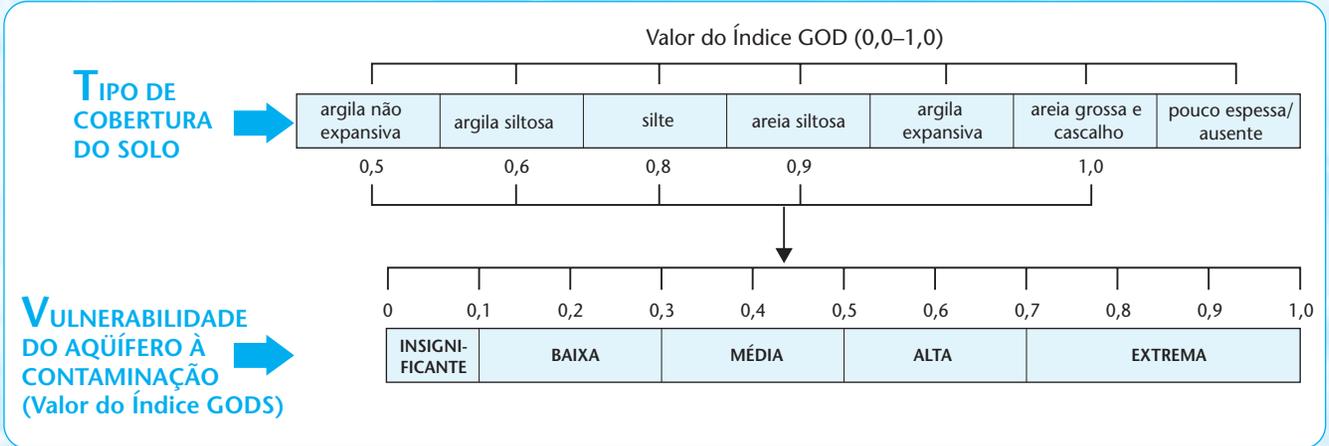
- | | |
|---|--|
| ● Distância até a água subterrânea (X5) | ● Aspecto Topográfico (X1) |
| ● Taxas de Recarga natural (X4) | ● Impacto (efeito) da zona vadosa (X5) |
| ● Meio Aquífero (X3) | ● Condutividade hidráulica da zona saturada (X3) |
| ● Solo (X2) | |

Quadro 1.2

Mapeamento da vulnerabilidade do aquífero à contaminação no Vale de Cauca, Colômbia, com a incorporação de um fator de cobertura do solo

Alguns profissionais da América Latina propuseram uma modificação no método GOD de avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação, que consiste em acrescentar um fator relativo à capacidade de atenuação da cobertura do solo, baseado exclusivamente na textura. De maneira geral, considera-se válido incluir um “fator de solo”, embora não em áreas onde o perfil do solo pode ter sido removido ou alterado e não em casos em que a carga contaminante seja aplicada abaixo da base do solo. Além disso, se há que se incluir um fator de solo, é preferível baseá-lo na espessura do solo e em outras propriedades que influenciem mais diretamente a desnitrificação e a atenuação in situ de pesticidas (a saber, a textura e o teor de matéria orgânica do solo).

- O Vale de Cauca possui os maiores reservatórios de água subterrânea da Colômbia, e seus aquíferos permitem atualmente uma extração de cerca de 1000 Mm³/a, que é de fundamental importância para o desenvolvimento econômico do vale e garante o abastecimento de água para várias cidades, entre elas, Palmira, Buga e regiões de Cáli. O vale é um importante acidente tectônico, com uma grande espessura de depósitos sedimentares mistos no qual predominam o leque aluvial e depósitos lacustres.
- Com o objetivo de fornecer uma ferramenta para o planejamento do uso do solo, a fim de proteger esses reservatórios, o órgão local de recursos hídricos (a Corporação do Vale de Cauca) fez um mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação utilizando o método GOD. Foi introduzida uma modificação (sugerida originalmente pelo Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Pontifícia Universidade do Chile) que incorporava um fator S relativo à capacidade da cobertura do solo de atenuação dos contaminantes. A metodologia modificada (conhecida como GODS) consiste em atribuir os valores de S de acordo com as características da textura do solo, que varia de muito fina (predominantemente argilosa) a muito grossa (à maneira de cascalhos), apresentando áreas com mais de 0,5 metro de espessura.
- Traçou-se um mapa dos valores desse fator de cobertura do solo que foi depois sobreposto ao mapa do índice GOD de vulnerabilidade do aquífero. Nas áreas onde a cobertura do solo estava bem preservada e era significativamente espessa, o valor do índice GOD sofreu uma redução correspondente (Paez, 1999).
- A Agência Ambiental da Inglaterra e País de Gales também incluiu um fator de solo em seu mapeamento da vulnerabilidade do aquífero. Este se baseia num conjunto de propriedades do solo que determinam a suscetibilidade à lixiviação, mas seu efeito limita-se a reduzir potencialmente o nível da vulnerabilidade mapeada nas zonas rurais, e não é considerado funcional nas áreas urbanas – onde a alteração dos perfis do solo provocada por obras de engenharia está em toda parte (Foster, 1997).



Note-se especialmente que:

- o método subestima a vulnerabilidade dos aquíferos fraturados (em comparação aos não consolidados)
- a inclusão de um parâmetro que expresse a mobilidade do contaminante na zona saturada é uma complicação desnecessária (por razões já explicitadas)
- o método introduz o parâmetro de recarga natural, mas qualquer ocupação do solo altera fortemente esse fator. Assim, não há sentido em calcular uma recarga natural que será modificada pela atividade potencialmente contaminante.

Limitações Necessárias para o Mapeamento da Vulnerabilidade

1.6

Algumas condições hidrogeológicas constituem problema para o mapeamento e a avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação:

- a presença de corpos de água superficiais indefinidos (permanentes ou intermitentes), fundamentalmente devido à incerteza na avaliação de sua condição hidráulica, na definição da qualidade da água superficial e na capacidade de atenuação do sedimento de fundo. Entretanto, é essencial indicar as seções potencialmente influentes desses corpos de água que atravessam os aquíferos não confinados)
- a exploração excessiva do aquífero, que pode variar a profundidade do lençol freático e mesmo o grau de confinamento do aquífero. É certo, porém, que tais efeitos são pouco significativos no sistema de indexação proposto
- argilas excessivamente consolidadas (e, portanto, potencialmente fraturadas), gerando incertezas quanto à magnitude dos componentes de fluxo preferencial.

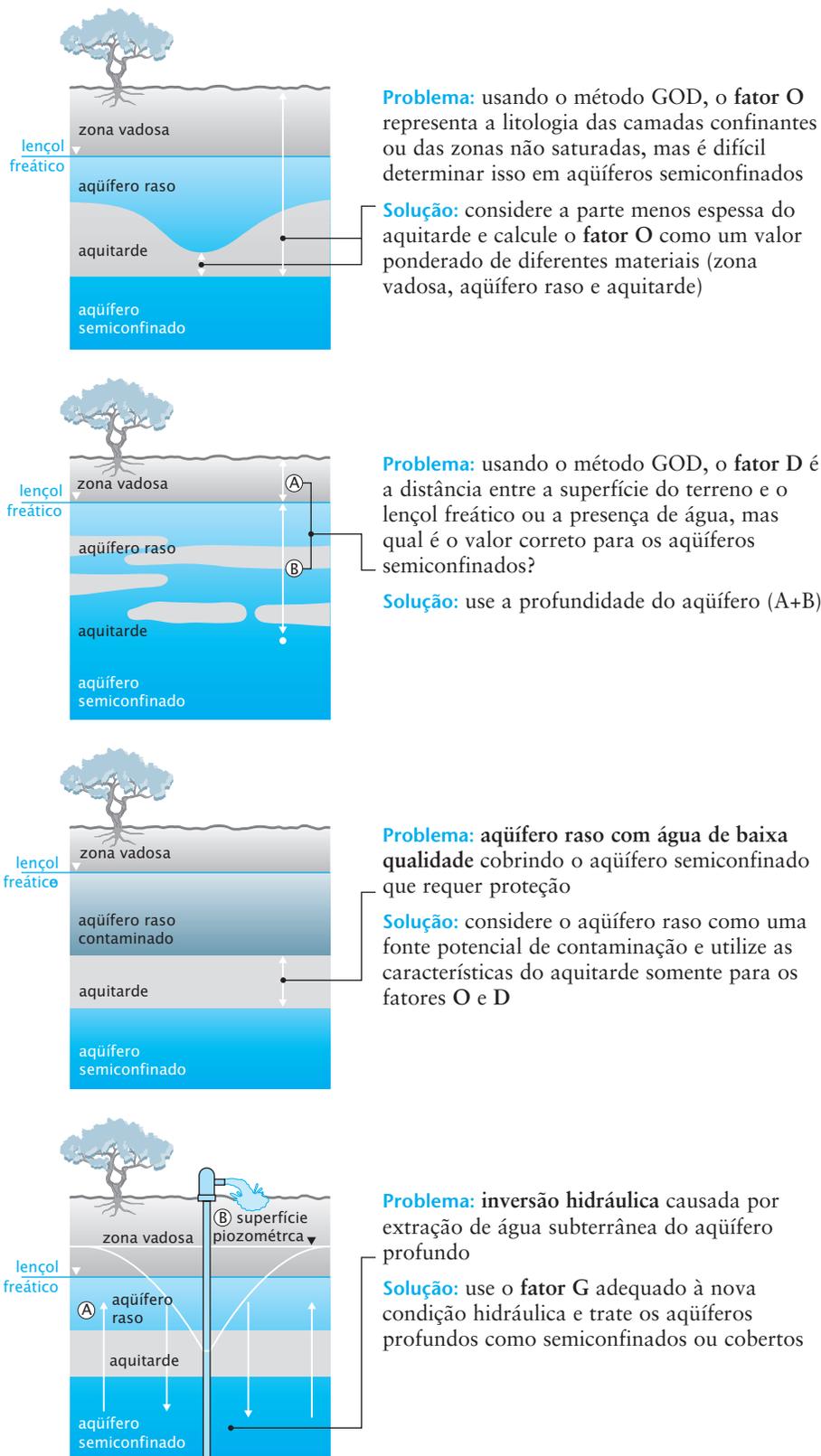
Os mapas de vulnerabilidade servem apenas para avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea associado às descargas de substâncias que ocorrem na superfície do terreno em fase líquida dissolvida. Não devem ser usados, a rigor, para avaliar o perigo de:

- contaminantes despejados abaixo do subsolo (como pode ocorrer em caso de vazamentos de grandes tanques de armazenagem subterrâneos, de lixiviação de aterros de resíduos sólidos sob a camada de solo e com retirada da zona vadosa, de descargas efluentes em pedreiras e minerações etc.)
- derramamento de solventes orgânicos sintéticos imiscíveis (DNAPLs).

Os dois exemplos acima provavelmente resultarão em alto risco de contaminação, qualquer que seja a vulnerabilidade do aquífero. A única coisa a considerar, em tais circunstâncias, será a intensidade e provável duração da carga. O índice e o mapa de vulnerabilidade do aquífero à contaminação conservam sua validade técnica desde que se esclareça que esses tipos de carga contaminante não são considerados pelo método proposto e que tais práticas necessitam de controle específico, a despeito das condições do campo.

Outra condição que requer um procedimento especial é a existência de água subterrânea de qualidade naturalmente baixa (em geral salina) a pouca profundidade. Isso demanda um mapeamento específico, já que tais aquíferos geralmente não merecem proteção especial, mesmo em casos de alta vulnerabilidade à contaminação antropogênica.

Figura 1.4 Interpretação da vulnerabilidade à contaminação em aquíferos semiconfinados



Problemas no Mapeamento da Vulnerabilidade

1.7

A criação do mapa de índices de vulnerabilidade GOD segue os procedimentos adotados na Figura 1.5. Isso pode ser feito manualmente traçando-se o contorno de cada um dos três fatores e sobrepondo-os em um mapa final. Outra opção, cada vez mais utilizada, é a tecnologia do SIG (Sistema de Informações Geográficas).

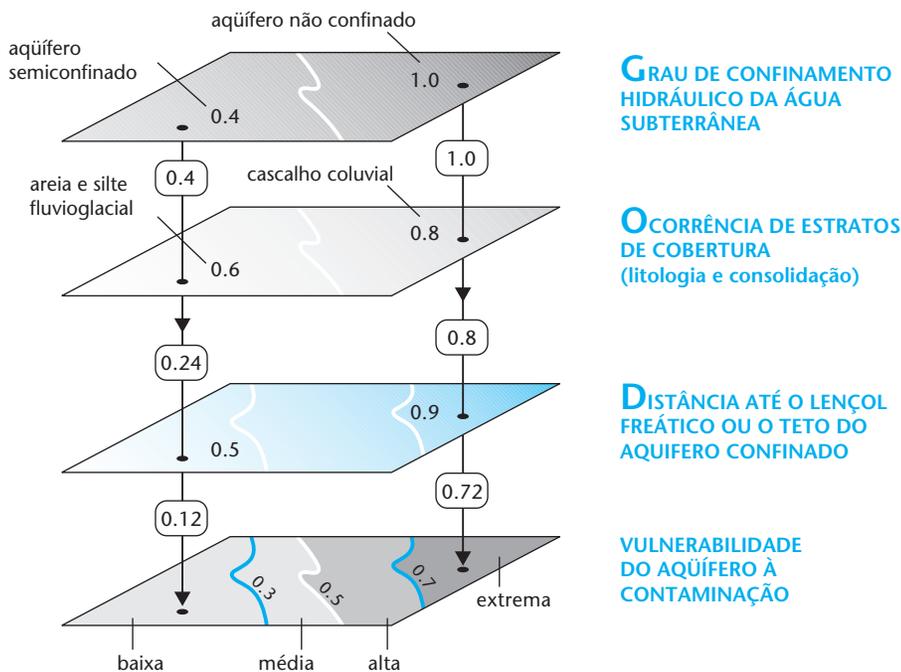
Na maioria dos casos, dispõe-se de mapas hidrogeológicos e/ou estudos de recursos hídricos subterrâneos, os quais geralmente contêm os dados básicos necessários. No entanto, com frequência é necessário suplementar essas informações com o estudo de mapas geológicos e registros de perfuração de poços e, às vezes, com inspeção de campo.

(A) Método para Aquíferos em Camadas

Uma das dificuldades mais frequentes no mapeamento da vulnerabilidade do aquífero à contaminação é a presença de camadas de estratos com propriedades hidráulicas muito distintas, incluindo a permeabilidade. A estratificação é uma característica fundamental das formações geológicas sedimentares e vulcânicas, as quais incluem quase todos os aquíferos maiores e muitos dos menores. Pode haver problemas quando ela ocorre:

- acima do lençol freático regional, dando origem a aquíferos suspensos ou aquíferos não confinados cobertos (em que a média ponderada ou os valores-limites das propriedades relevantes precisam ser considerados), e

Figura 1.5 Produção de mapa de vulnerabilidade usando o sistema GOD



- abaixo do lençol freático regional, provocando o semiconfinamento dos aquíferos profundos (isso requer uma decisão firme e clara sobre qual aquífero será representado pelo mapeamento da vulnerabilidade, com uma avaliação condizente da capacidade de atenuação dos estratos de cobertura).

Deve-se então adotar o método de classificação detalhado na Figura 1.4 para calcular a vulnerabilidade e fazer um registro (por meio de simbologia adequada) do qual também conste um aquífero local de cobertura (mais vulnerável).

(B) Nível de Simplificação Necessário

É preciso enfatizar que os mapas de vulnerabilidade de aquífero à contaminação destinam-se a fornecer uma estrutura geral na qual se possam basear as políticas de proteção da água subterrânea. Trata-se, no entanto, de duas coisas distintas, em termos tanto conceituais quanto funcionais. A primeira deve consistir numa representação simplificada (embora factual) dos melhores dados científicos disponíveis sobre o ambiente hidrogeológico, nem mais nem menos. Essa estrutura geral não elimina a necessidade de examinar em detalhes o quadro das atividades potencialmente poluentes antes se decidirem as políticas.

Os mapas de vulnerabilidade do aquífero visam fornecer uma primeira indicação geral do perigo potencial de contaminação da água subterrânea. Assim, os profissionais de regulação, planejamento e desenvolvimento territorial e ambiental estarão mais bem municiados para avaliar novas propostas de desenvolvimento e prioridades no controle da contaminação e no monitoramento da qualidade da água subterrânea. Esses mapas, portanto, se baseiam nas melhores informações disponíveis à época em que foram produzidos e necessitam de atualizações periódicas.

Na teoria e na prática, requerem grande simplificação das variações geológicas e dos processos hidrogeológicos (naturalmente complexos). Ademais, questões específicas precisam ser respondidas por investigação de detalhe no local, mas geralmente é possível aplicar a mesma abordagem filosófica e metodológica aqui enunciada à avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea.

Os dados necessários para a avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação – e para os cadastros de cargas contaminantes de subsolo – devem (sempre que possível) ser desenvolvidos numa plataforma SIG adequada, a fim de facilitar a interação, a atualização e a apresentação dos resultados. Podem-se usar cores distintas para as principais divisões litológicas dos estratos de cobertura da zona saturada, com diferentes densidades de cor para cada subdivisão da profundidade até a água subterrânea, criando-se assim um mapa composto que, além do índice de vulnerabilidade, também apresentaria os fatores que o geraram.

Abordagens Metodológicas da Proteção da Água Subterrânea

B2

Delimitação das Áreas de Proteção das Fontes de Abastecimento de Água Subterrânea

As áreas de proteção das fontes de abastecimento de água subterrânea (chamadas de wellhead protection areas, nos Estados Unidos) devem ser delimitadas a fim de proporcionar especial vigilância contra a contaminação das fontes de água destinadas ao abastecimento público. A mesma recomendação é válida no caso de fontes desenvolvidas para outros usos potencialmente suscetíveis, especialmente no caso de envase de águas minerais, que não recebem nenhum tipo de desinfecção.

2.1

Bases para Definir o Perímetro das Áreas

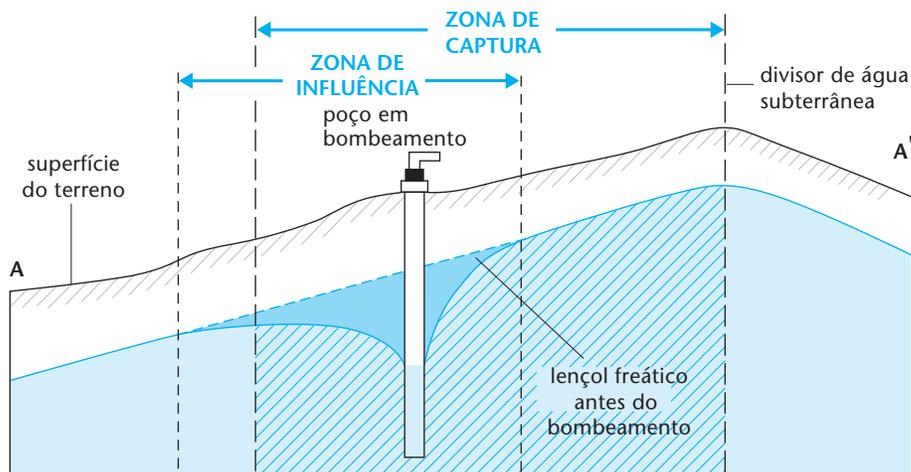
O conceito de proteção das fontes de abastecimento de água subterrânea foi estabelecido já há muitas décadas, fazendo parte dos códigos jurídicos dos países europeus. No entanto, a constante ampliação dos conhecimentos hidrogeológicos e as freqüentes mudanças no tipo de ameaças à qualidade da água subterrânea implicaram alterações significativas no conceito, que requerem consolidação (US-EPA, 1994; NRA, 1995; EA, 1998).

Um fator importante que influencia o perigo representado por uma atividade antrópica é sua proximidade de uma fonte de abastecimento subterrânea (poço ou nascente). A ameaça de contaminação depende especificamente dos seguintes fatores:

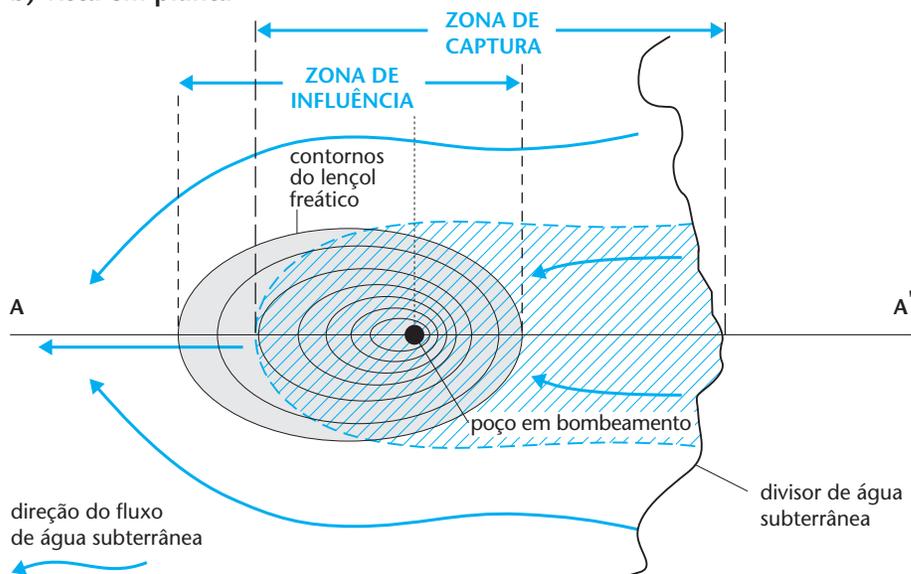
- se a atividade está localizada dentro da zona de captura (no subsolo) dessa fonte de abastecimento (Figura 2.1), ou seja, de sua recarga ou zona de contribuição
- o tempo de trânsito horizontal da água subterrânea no aquífero, desde o local da atividade, até o ponto de extração da fonte de abastecimento.

Figura 2.1 Distinção entre zona de captura e zona de influência de um poço de produção

a) perfil vertical



b) vista em planta



As áreas de proteção das fontes de abastecimento (APFs) – também conhecidas como perímetros de proteção – devem ser protegidas contra:

- contaminantes que se degradam com o tempo, caso em que o tempo de residência no subsolo é a melhor medida de proteção
- contaminantes não degradáveis, caso em que se deve providenciar uma diluição associada ao fluxo principal.

As duas medidas são necessárias para uma proteção completa. A diluição dos contaminantes por meio dos mecanismos de advecção e dispersão associados com o fluxo de água subterrânea é geralmente a forma de atenuação predominante. Entretanto, alguns

contaminantes podem ser afetados por processos de degradação (ou decaimento) e outros, como a adsorção e a precipitação.

A fim de eliminar completamente o risco de contaminação inaceitável de uma fonte de abastecimento, todas as atividades potencialmente contaminantes teriam de ser proibidas (ou totalmente controladas) dentro de toda a sua zona de captura. No entanto, isso com frequência é impraticável ou economicamente inviável, em virtude das pressões socioeconômicas para o desenvolvimento. Assim, faz-se necessária alguma divisão da zona de captura, de modo que as restrições mais rigorosas ao uso do solo sejam aplicadas somente nas áreas mais próximas da fonte.

Essa subdivisão poderia basear-se em vários critérios, incluindo distância horizontal, tempo de trânsito horizontal, proporção da área de recarga, diluição na zona saturada e/ou capacidade de atenuação. Mas, para a aplicação geral, considera-se que o mais adequado é uma combinação dos critérios tempo de trânsito (horizontal) e distância até a fonte. A proteção especial de uma parcela da zona de captura seria (sob certas circunstâncias) a solução mais recomendada para reduzir a contaminação agrícola difusa, mas mesmo nesse caso há dúvidas sobre qual parte seria melhor proteger.

Por meio de dados (e hipóteses) sobre as condições hidrogeológicas locais e as características da própria fonte de abastecimento de água subterrânea, pode-se definir uma série de zonas geralmente concêntricas na superfície do terreno ao redor da fonte. As três zonas mais importantes (Figura 2.2) estão descritas abaixo (Adams e Foster, 1992; Foster e Skinner, 1995). Tendo em vista a proteção do abastecimento, as atividades de uso do solo mais próximas das capturas terão de ser submetidas a níveis cada vez maiores de controle, o que tende a variar de acordo com as condições e necessidades locais.

(A) Zona de Captura Total da Fonte

A área de proteção mais externa que se pode definir para uma fonte individual é sua zona de captura ou de recarga. Esse é o perímetro dentro do qual toda a recarga do aquífero (derivada quer de precipitação, quer de cursos d'água superficiais) será captada na fonte de abastecimento em questão. Não se deve confundir essa zona com a área de interferência hidráulica ou cone de rebaixamento (zona de influência) causada por um poço de bombeamento, que é maior no lado a jusante (Figura 2.1). As zonas de captura são significativas não apenas para a proteção da qualidade, mas também em termos da gestão de recursos, uma vez que, em situações de intensa exploração da água subterrânea, podem também ser usadas como áreas de conservação dos recursos (ou reserva) para o suprimento de água potável.

A zona de captura total é determinada, em área, considerando-se o balanço de água, e, em geometria, pelo fluxo principal da água subterrânea. É a zona que fornece a produção protegida a longo prazo. Assim, supondo-se que o sistema de fluxo da água subterrânea seja de regime permanente (como normalmente acontece), sua área será determinada com base na taxa de recarga média a longo prazo. É preciso admitir, no entanto, que em longos períodos de seca (quando a recarga de água subterrânea é inferior à média), a zona de captura

efetiva será maior do que a protegida. Além disso, em áreas onde o aquífero está confinado abaixo dos estratos impermeáveis, a zona de captura será localizada longe do ponto real de extração da água subterrânea (Figura 2.2b).

Considera-se, de maneira geral, que a produção protegida é a extração anual autorizada (licenciada ou outorgada), mas pode ser menos que isso nos pontos em que a quantidade licenciada, na prática, é:

- inalcançável, por exceder a capacidade hidráulica da instalação do poço
- insustentável, por exceder o recurso hídrico subterrâneo disponível
- exorbitante, por exceder demais a extração real.

Em tais circunstâncias, é melhor basear a produção protegida em taxas de extração recentes, junto com um aumento razoavelmente previsto.

(B) Zona de Proteção Microbiológica

Prevenir a ingestão de água subterrânea contaminada com bactérias, vírus e parasitas patogênicos é de suprema importância. Esses patógenos entram nos aquíferos rasos provenientes de fossas sépticas, valas de drenagem, latrinas, esgotos ou cursos de água superficiais contaminados, entre outros. Poços mal construídos são particularmente propensos a apresentar esse tipo de contaminação. No entanto, exceto nos aquíferos mais vulneráveis, a zona vadosa ou as camadas semiconfinantes têm capacidade de atenuar esses contaminantes biológicos.

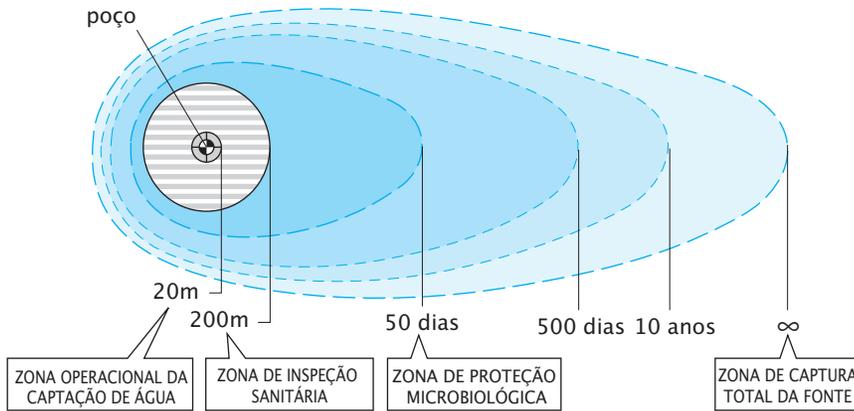
Uma área de proteção interna baseada na distância equivalente a um tempo de trânsito horizontal médio na zona saturada tem sido amplamente adotada para a proteção contra atividades que potencialmente infiltram vírus, bactérias e parasitas patogênicos (Foster e Skinner, 1995), como é o caso, por exemplo, das águas residuais e dejetos espalhados nas lavouras. No entanto, o tempo de trânsito real adotado em diferentes países em diferentes épocas apresentou variações significativas (de 10 a 400 dias).

Dados publicados (Lewis *et al.*, 1982) sugerem que a distância horizontal percorrida pelos patógenos na zona saturada é governada principalmente pela velocidade do fluxo da água subterrânea. Em todos os incidentes registrados de contaminação que provocaram enfermidades transmitidas pela água, a separação horizontal entre a fonte de abastecimento de água e a origem da poluição patogênica era (no máximo) aquela percorrida pela água subterrânea em 20 dias. Isso a despeito de saber-se que os patógenos resistentes são capazes de sobreviver no subsolo por 400 dias ou mais. Ficou assim confirmado que 50 dias é um valor razoável para se definir a zona (Figura 2.2), o que está em conformidade com a prática existente em muitos países. Essa área de proteção talvez seja a mais importante de todas no que diz respeito à saúde pública, e, como seu tamanho é geralmente pequeno, sua imposição legal é mais fácil de implementar.

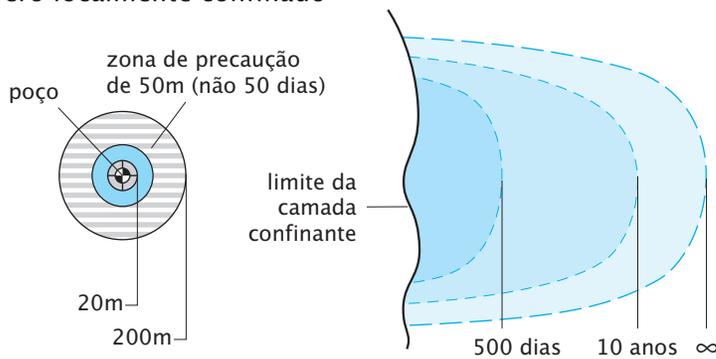
A experiência mostra que, nos aquíferos fissurados (com frequência muito heterogêneos quanto às propriedades hidráulicas), é prudente estabelecer um critério limite de 50 metros de raio a partir da fonte de abastecimento.

Figura 2.2 Esquema das zonas de captura de água subterrânea e dos perímetros do tempo de trânsito ao redor de um poço e uma nascente

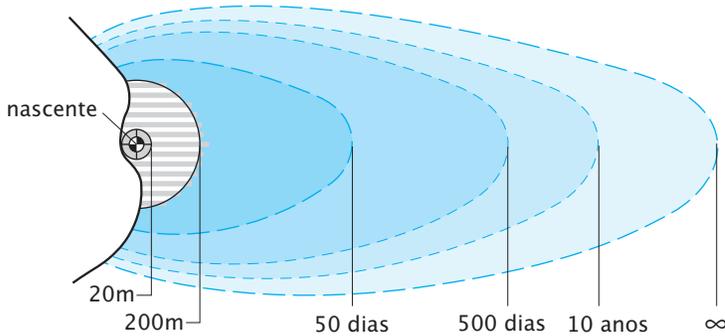
a) aquífero não confinado



b) aquífero localmente confinado



c) nascente de água em aquífero não confinado



Além disso, mesmo que os aquíferos estejam cobertos ou confinados sob camadas espessas de baixa permeabilidade, a zona de 50 metros de raio é recomendada também como medida de precaução (Figura 2.2b), em virtude das incertezas do fluxo vertical e como proteção contra obras de engenharia no subsolo, que poderiam comprometer a proteção da fonte.

(C) Zona Operacional de Captação

A zona operacional da captação de água é a mais interna para a sua proteção, que compreende uma pequena área em superfície ao redor da fonte de abastecimento propriamente dita. É preferível que essa área seja de propriedade e controle do extrator de água subterrânea. Não se deve permitir nessa zona nenhuma atividade que não esteja relacionada com a própria extração da água, e mesmo essas atividades precisam ser cuidadosamente avaliadas e controladas (Figura 2.3) para evitar a possibilidade de que os contaminantes atinjam a fonte, seja diretamente, seja por meio de perturbações no terreno adjacente. Todas as atividades de manutenção do poço nessa zona devem ter piso de concreto para prevenir a infiltração de óleos e produtos químicos. A instalação de cercas é também uma prática comum para prevenir a invasão por animais e atos de vandalismo.

A especificação da dimensão dessa área é necessariamente muito arbitrária e depende, até certo ponto, da natureza das formações geológicas locais, mas um raio de pelo menos 20 metros é altamente recomendável (Figura 2.2a). As inspeções detalhadas da integridade sanitária, porém, devem cobrir uma área maior, com raio de 200 metros ou mais.

(D) Outras Subdivisões

Pode ser útil subdividir ainda mais a zona de captura total da fonte, a fim de permitir controles graduais do uso do solo para além da zona de proteção microbiológica. Pode-se fazer isso com base em mapa do tempo de trânsito das águas subterrâneas a partir da isócrona de fluxo horizontal de 500 dias, por exemplo (Figura 2.2a), que possibilitaria a atenuação de contaminantes de degradação lenta. A escolha do tempo de percurso é um tanto arbitrária. Na realidade, a grande importância desse perímetro está em proporcionar tempo para as ações de remediação destinadas a controlar a disseminação de contaminantes persistentes (pelo menos nos casos em que o incidente de contaminação é imediatamente reconhecido e notificado), razão por que é chamado às vezes de zona de defesa interna da fonte.

Além disso, um mapa de isócrona de fluxo horizontal de 10 anos ou mais (Figura 2.2a) substitui às vezes o perímetro da zona de captura total da fonte em aquíferos de grande armazenamento com condições de contorno e/ou regimes de extração complexos, onde o primeiro terá formato menos complexo e estará menos sujeito às incertezas científicas.

2.2

Fatores que Controlam o Formato das Zonas

A delimitação da área de proteção deve assumir, na maioria dos casos, que as condições de fluxo em regime permanente (estado estacionário) da água subterrânea realmente existem. Com base nisso, os fatores que controlam a forma efetiva das várias zonas a ser delimitadas estão resumidos na Tabela 2.1.

Figura 2.3 Exemplos reais de áreas de proteção em poços de abastecimento público



a) zona operacional bem projetada, com boas condições de drenagem e manutenção, em área rural arborizada



b) zona operacional mal dimensionada e com proteção inadequada, ameaçada por irrigação agrícola com águas residuais urbanas

Quadro 2.1

Operação de política duradoura para as áreas de proteção das fontes de água subterrânea em Barbados

Este estudo de caso revela os benefícios de introduzir logo as áreas de proteção das fontes de abastecimento de água subterrânea, mesmo em situações nas quais ainda não se tem total compreensão da natureza do regime de fluxo do aquífero e dos perigos de contaminação. Ações suplementares sempre podem ser consideradas para reforçar, mais tarde, as disposições existentes.

- A ilha caribenha de Barbados depende muito da água subterrânea para seu abastecimento público, extraíndo cerca de 115 Ml/d de 17 poços de produção num aquífero cárstico de calcário altamente permeável e vulnerável à contaminação.
- O impacto potencial do desenvolvimento urbano e a grande importância estratégica dos suprimentos de água subterrânea levaram o governo de Barbados a estabelecer, trinta anos atrás, áreas de proteção especiais ao redor de todos os poços de abastecimento público. Os perímetros dessas áreas de proteção são definidos com base nos tempos médios de percurso da água subterrânea até os poços, e o conjunto de restrições impostas encontra-se resumido na tabela abaixo. Essas restrições, em sua maior parte, têm sido bem-sucedidas na conservação da qualidade da água de abastecimento.
- Na época em que as medidas foram introduzidas, os principais perigos de contaminação que se avistavam era a extensão da urbanização com saneamento *in situ* ao redor da capital, Bridgetown, e o vazamento das instalações comerciais e domésticas para armazenamento de combustível.
- No entanto, outras ameaças surgiram posteriormente (Chilton *et al.*, 1990), como:
 - a substituição da tradicional lavoura extensiva de cana-de-açúcar por uma horticultura intensiva que exigia muito mais aplicações de fertilizantes e pesticidas
 - despejo ilegal de resíduos sólidos industriais em pequenas pedreiras de calcário abandonadas e lançamentos de efluentes em poços não mais usados.
 Foram então implantadas medidas para controlar e monitorar essas atividades.

Principais características das zonas de controle do desenvolvimento

Zona	Definição do Limite Externo	Profundidade Máxima das Fossas Sépticas	Controles Domésticos	Controles Industriais
1	tempo de percurso de 300 dias	nenhuma permitida	nenhuma residência nova; nenhuma mudança no despejo de águas residuais existentes	nenhum novo desenvolvimento industrial
2	tempo de percurso de 600 dias	6,5 m	tanque séptico com fossas separadas para efluentes sanitários e outras águas residuais domésticas; nenhum sistema para escoamento da água de chuva na rede de esgoto; nenhum tanque de combustível novo	} todos os resíduos industriais líquidos especificados pelo órgão de recursos hídricos serão despejados em fossas com profundidade máxima igual à dos resíduos domésticos
3	tempo de percurso 5-6 anos	13 m	o mesmo que o anterior para as águas residuais domésticas; tanques de combustível submetidos a ensaio de estanqueidade	
4	outras áreas	sem limites	despejo de águas residuais domésticas; tanques de combustível submetidos a ensaio de estanqueidade	

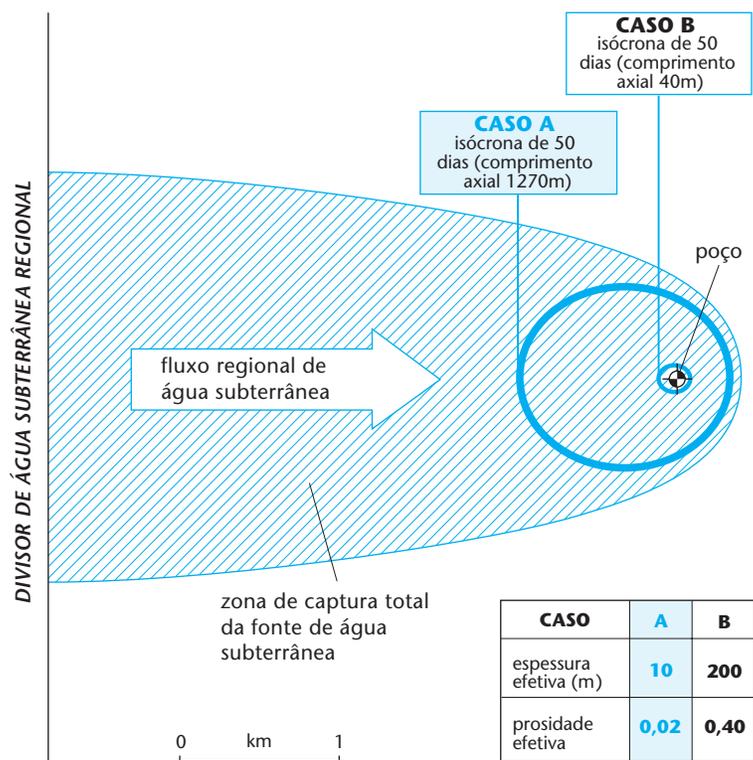
Tabela 2.1 Fatores que determinam o formato e a extensão das áreas de proteção das fontes de abastecimento de água subterrânea*

ÁREA DE PROTEÇÃO	FATORES DE CONTROLE
Localização e Formato Gerais	recarga e regime de fluxo do aquífero (área/limite de recarga, áreas naturais de descarga, condição hidráulica das nascentes**, limites do aquífero, confinamento do aquífero, gradientes hidráulicos do aquífero) presença de outros poços/obras em bombeamento**
Área da Zona de Captura da Fonte	taxa de extração anual legalmente licenciada/protegida taxa anual de recarga da água subterrânea**
Perímetro das Zonas Internas Baseadas no Tempo de Trânsito (mapa com isócronas de 50 e 500 dias)	distribuição da transmissividade do aquífero espessura do fluxo dinâmico do aquífero*** porosidade efetiva do aquífero***
<p>* exclui mudanças no regime da água subterrânea em decorrência de atividades humanas, como a construção urbana e a mineração</p> <p>** esses fatores geralmente variam com o tempo e provocam mudanças temporárias na forma das zonas de captura e dos mapas de isócronas, mas nas formulações de regime permanente são considerados os valores médios (ou, em algumas situações, o pior caso)</p> <p>*** dinâmica assim denominada em vista do fato de que, em aquíferos heterogêneos (e especialmente fissurados), somente uma parte da espessura e/ou porosidade total (e, em alguns casos, somente a menor parte) pode ser incluída no regime de fluxo para a fonte de abastecimento de água em questão</p>	

As zonas de proteção microbiológica geralmente apresentam geometria bastante simples, tendendo a ter forma elipsóide ou circular como reflexo do cone de depressão ao redor do poço em bombeamento. Para aquíferos fissurados, a extensão da área dessas zonas é muito suscetível aos valores considerados como espessura e porosidade efetivas do aquífero (Figura 2.4), enquanto seu formato é suscetível à condutividade hidráulica do aquífero.

Os principais fatores que determinam a geometria das zonas de captura da fonte em geral são o regime de recarga e as condições de contorno do aquífero (Adams e Foster, 1992). Seu formato pode variar desde muito simples a altamente complexo. Os formatos mais complexos podem ser resultado das interações variáveis entre a água subterrânea e os rios, dos efeitos da interferência de outras extrações de água subterrânea e/ou das variações nas propriedades hidráulicas do aquífero. Nos casos em que a fonte de abastecimento está localizada a grande distância dos limites do aquífero e/ou onde a taxa de extração é pequena, o gradiente hidráulico é íngreme e a transmissividade do aquífero é alta, serão delimitadas áreas de proteção longas e estreitas.

Figura 2.4 Suscetibilidade do perímetro com tempo de trânsito de 50 dias à interpretação das propriedades do aquífero fissurado



2.3

Limitações do Conceito de Área de Proteção das Fontes

O conceito de área de proteção das fontes (APF) é simples e robusto, como facilmente percebem as pessoas encarregadas de planejar os usos do solo e de tomar as difíceis decisões públicas geradas pelas políticas de proteção da água subterrânea. No entanto, muitos desafios técnicos podem surgir na disputa entre os que exigem um grau maior de proteção e os que desejam menos restrições, e o teste de qualquer conceito é sua capacidade de conciliar antagonismos no contexto das circunstâncias presentes (Foster e Skinner, 1995).

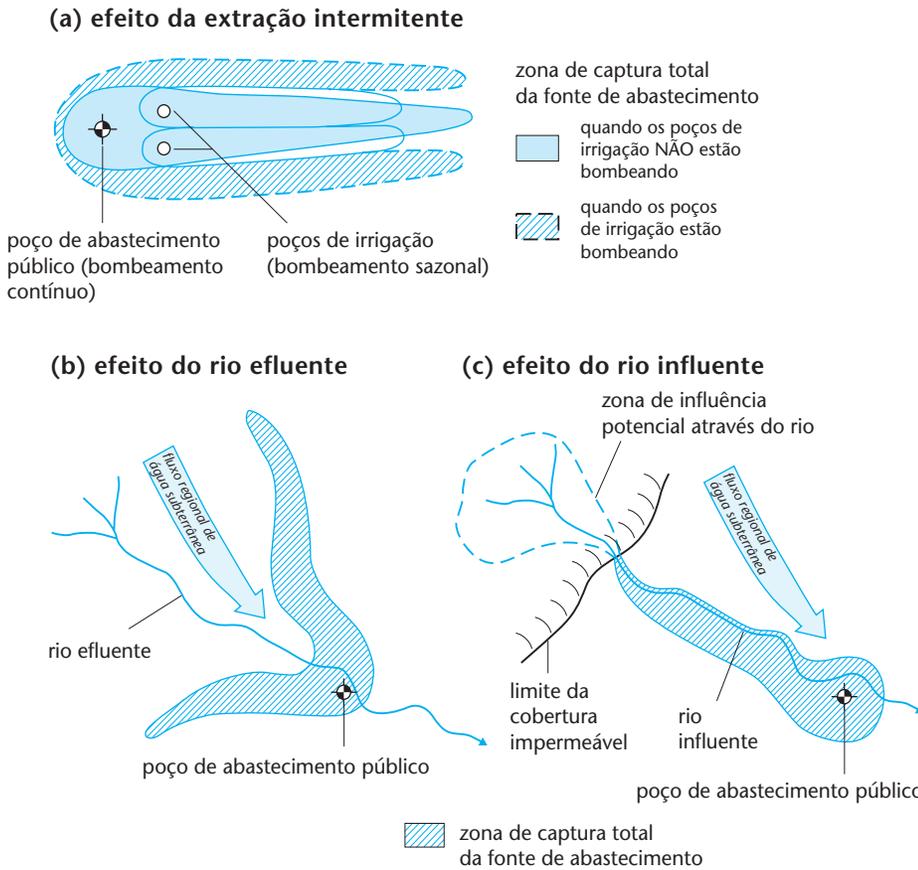
É fácil definir e implementar as APFs quando se trata de poços e campos de poços municipais importantes, localizados em aquíferos relativamente uniformes que não sofrem exploração excessiva, mas tentar defini-las a despeito das condições e restrições locais é um exercício valioso e instrutivo.

(A) Problemas Comuns e Soluções

Há uma série de situações hidrogeológicas que representam consideráveis complicações para a aplicação do conceito:

- a limitação mais séria surge quando os aquíferos estão sujeitos a bombeamento intenso, sazonalmente variável, para irrigação agrícola ou resfriamento industrial, visto que a

Figura 2.5 Efeito dos vários tipos de condições de contorno e de interferência hidráulica no formato e na estabilidade das zonas de captura da fonte de abastecimento de água subterrânea



interferência entre os poços de bombeamento produz áreas de proteção excessivamente complexas e instáveis (Figura 2.5a); recorrer à proteção total do recurso pelos critérios da vulnerabilidade do aquífero pode ser então o único método factível

- em aquíferos nos quais a extração é prolongada e excede consideravelmente sua recarga de longo prazo, tem origem uma condição em que os níveis de água subterrânea registram contínuo declínio e as APFs são inerentemente instáveis
- a presença de cursos de água superficiais alimentados intermitente ou irregularmente pela descarga natural do aquífero pode ocasionar complicações semelhantes (Figura 2.5b)
- quando há presença de cursos de água superficiais influentes dentro da zona de captura de uma fonte, qualquer atividade potencialmente poluente localizada na área da bacia hidrográfica do rio pode afetar a qualidade da água subterrânea (Figura 2.5c), embora geralmente não seja prático incluir essa área adicional na área de proteção da fonte
- nas situações em que o divisor de águas subterrâneas está a grande distância e/ou o gradiente hidráulico é muito baixo, surgem problemas especiais, particularmente com a definição de zonas de captura total da recarga, e com frequência é necessário adotar uma isócrona de corte (de 10 anos)

- a presença de aquíferos com múltiplas camadas, onde o gradiente hidráulico vertical pode drenar verticalmente a água entre as unidades do aquífero; cada situação do aquífero estratificado precisa ser examinada local a local e requer algumas hipóteses simplificadas sobre o comportamento hidráulico
- nos locais em que há grande variação anual do tamanho e do formato da zona de captura da fonte (como nos aquíferos de baixo armazenamento), a área máxima (em vez da média) talvez seja mais adequada, e nesse caso podem ser necessárias algumas modificações locais
- as fontes de abastecimento pequenas (com produção inferior a 0,5 Ml/d), porque em algumas situações suas zonas de captura são muito estreitas e de lócus instável.

Há quem considere o critério do tempo de trânsito de 50 dias como excessivamente conservador, pois não leva em conta o grande intervalo de tempo que ocorre durante a percolação na zona vadosa, mas a verdade é que isso precisa ser contrabalançado com os seguintes fatores:

- a possibilidade de fluxo preferencial rápido pelas fissuras, o que pode reduzir significativamente o retardo geralmente associado com o transporte da zona vadosa
- calcula-se o mapa de isócrona usando-se as velocidades médias do fluxo saturado, derivadas dos gradientes hidráulicos porosidade efetiva e condutividade hidráulica médias do aquífero local, e, nos aquíferos fissurados, uma parcela da água viajará em velocidade muito mais rápida do que essa média
- alguns contaminantes podem infiltrar no terreno com significativa carga hidráulica (por meio de valas de drenagem e lagoas), e outros (como solventes orgânicos imiscíveis densos) podem ter propriedades físicas que favoreçam a penetração mais rápida no solo do que a água
- um considerável conjunto de informações científicas indica que alguns patógenos ambientalmente mais resistentes (como o *Cryptosporidium oocysts*) podem sobreviver muito mais do que 50 dias no subsolo (Morris e Foster, 2000).

(B) Aquíferos Cársticos

Os padrões de fluxo nos aquíferos de calcário cársticos são extremamente irregulares devido à presença de feições de dissolução (como cavernas, canais e dolinas), que encurtam o percurso dos contaminantes mais difusos comparativamente ao fluxo. Os poluentes que se deslocam através de tal sistema podem viajar a velocidades muito maiores do que as estimadas pelos valores médios das propriedades hidráulicas do aquífero usando-se um método de “meios porosos equivalentes”. Essa redução poderá ser válida se a escala da análise (e da modelagem) for regional, e se forem incluídas as principais cavidades de dissolução associadas a falhas ou a outras características estruturais, mas, em outros casos, essa suposição pode levar a erros.

Se houver a presença de feições cársticas, estas devem ser sistematicamente mapeadas com reconhecimento de campo, leitura de fotografia aérea e (se possível) levantamento geofísico, pelo menos nos arredores das nascentes ou poços a proteger. Para delimitação da área de proteção, devem ser utilizadas também as informações reunidas por meio de estudos hidrogeológicos locais (especialmente usando-se testes com traçador artificial e/ou isótopos ambientais) e de inspeção espeleológica, em vez da análise restrita aos

Quadro 2.2

Delimitação das áreas de proteção das fontes de abastecimento para planejamento do uso do solo em Esperanza, Argentina

A definição das zonas de captura e do tempo de trânsito da água subterrânea, juntamente com o mapeamento da vulnerabilidade do aquífero à contaminação, é um componente essencial da proteção dos recursos hídricos e do planejamento do uso do solo em âmbito municipal.

- Todo o abastecimento de água da cidade de Esperanza (província de Santa Fé) depende das fontes subterrâneas. O aquífero semiconfinado local é intensamente explorado não apenas para atender a essa demanda, mas também para irrigação agrícola e para abastecer um centro industrial nas vizinhanças.
- Os recursos hídricos subterrâneos da cidade compreendem:
 - um campo de poços na zona rural, onde inexistem regulamentos ou restrições ao uso do solo
 - alguns poços individuais na área urbana, que possui uma infra-estrutura sanitária inadequada, e várias instalações industriais e de serviços.

Essa situação, associada a um índice moderado de vulnerabilidade do aquífero à contaminação, obtido pelo método GOD, sugeria a existência de um significativo perigo de contaminação da água subterrânea e a necessidade de introduzir medidas de proteção que fossem incluídas no planejamento do uso do solo.

Com essa finalidade foram delimitadas áreas de proteção possíveis para 20 poços municipais usando-se o método semi-

analítico WHPA, tomando como base os tempos de trânsito da água subterrânea de até 5 anos, para recomendar medidas graduais de controle da poluição do aquífero e restrição do uso do solo (Paris *et al.*, 1999).

A implementação de áreas de proteção das fontes subterrâneas, no entanto, não é uma tarefa simples, e pode encontrar forte resistência por parte das indústrias que estão sujeitas a restrições sérias ou total realocação (em consequência da natureza de suas atividades). Em vista das repercussões socioeconômicas, essas ações podem ser difíceis de implantar. Levando em conta esses aspectos e com o objetivo de facilitar a obtenção de melhores níveis de proteção das fontes subterrâneas, propôs-se a estratégia alternativa de transferir a extração da água subterrânea para um novo campo fora da zona de influência urbana. As áreas de proteção para o campo proposto seriam então delimitadas, com a introdução de disposições legais e regulamentações técnicas para garantir sua eficácia. Uma rede de monitoramento da água subterrânea seria também instalada para a pronta detecção e remediação de quaisquer possíveis problemas.

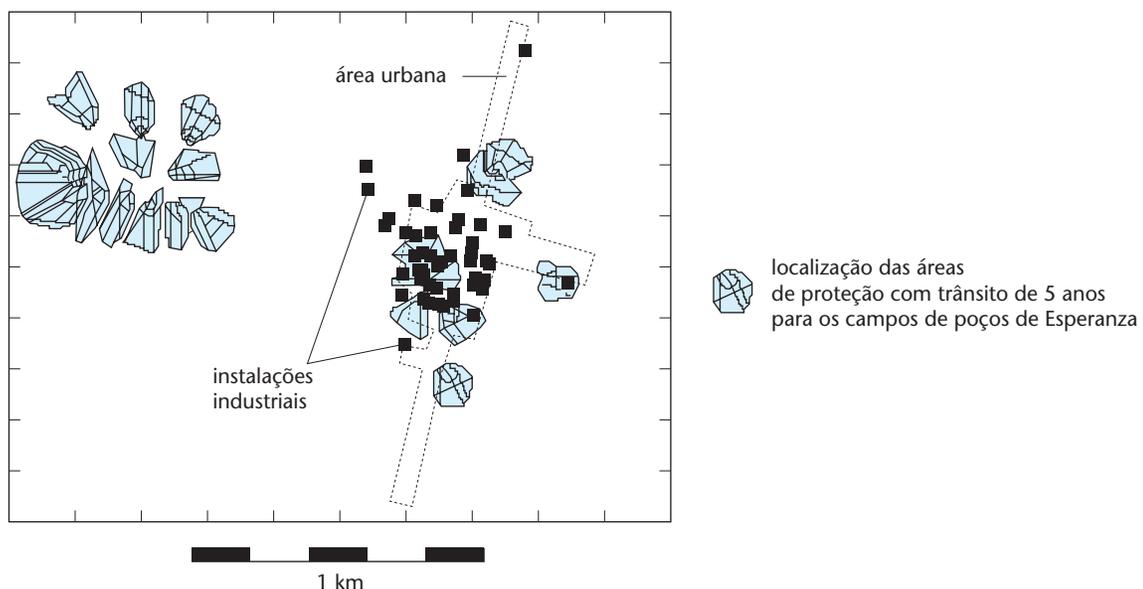
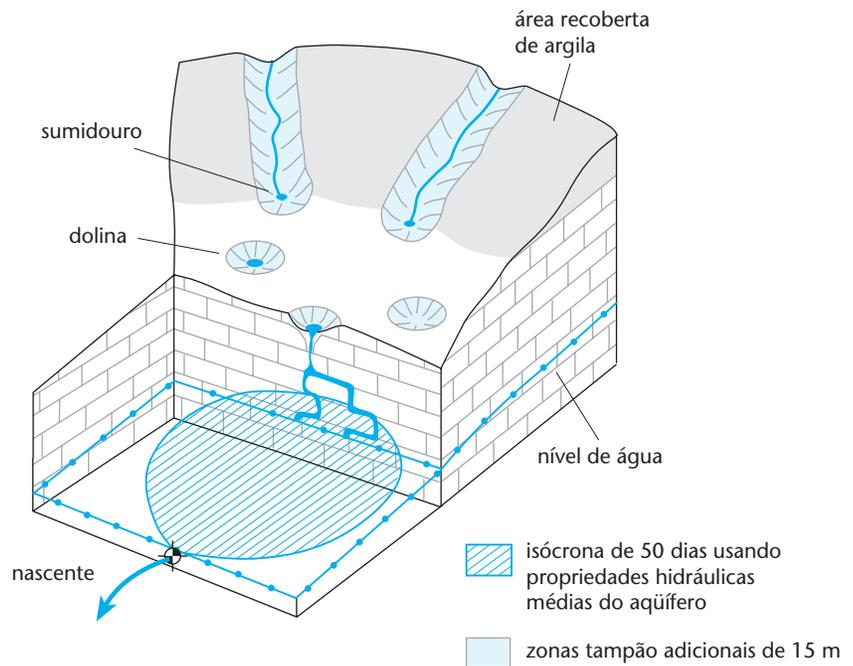


Figura 2.6 Adaptação da zona de proteção microbiológica para aquíferos cársticos



gradientes hidráulicos e às propriedades médias do aquífero. Deve-se levar em conta que desvios significativos em relação à geometria natural da zona são esperados (Daly e Warren, 1998), e que feições de dissolução superficial localizadas longe da fonte de abastecimento, assim como a captura da água superficial que se infiltra nelas, também garantirão uma proteção especial (Figura 2.6).

(C) Nascentes e Galerias

Em alguns lugares, a extração da água subterrânea é feita de nascentes, ou seja, de pontos de descarga natural na superfície. As nascentes apresentam problemas especiais para a delimitação da área proteção, uma vez que a extração é governada pelo fluxo natural da água subterrânea induzido pela gravidade. O tamanho da zona de captura depende, portanto, do fluxo total até a nascente, mais do que da proporção do fluxo efetivamente extraído. O fluxo da nascente pode ser intermitente, reduzindo-se drasticamente, a ponto até de secar, durante a estação de seca, quando há relaxamento do lençol freático. As nascentes geralmente ocorrem na junção de discontinuidades geológicas, como mudanças da litologia, falhas ou barreiras, cuja natureza e extensão, na melhor das hipóteses, só em parte podem ser caracterizadas.

Além disso, a localização real das nascentes pode ser extremamente incerta, devido à presença de galerias de infiltração e sistemas de tubulação. Em todos esses casos, inevitavelmente, a delimitação das áreas de proteção terá que se basear em hipóteses aproximadas, de caráter essencialmente empírico e até certo ponto conservador (Figura 2.2).

A delimitação de áreas de proteção ao redor das captações pode ser dificultada também pela presença de galerias subterrâneas, que distorcem o campo de fluxo ao induzir caminhos preferenciais para o movimento da água. Para lidar com esse problema, geralmente se utiliza o método de ajuste empírico na ausência de dados suficientes, embora a modelação numérica possa também ser útil.

(D) Implementação em Ambientes Urbanos

Os conceitos de zonas de captura das fontes de abastecimento e de tempo de trânsito da água no aquífero aplicam-se igualmente a todos os ambientes, mas sua delimitação por meio exclusivamente hidrogeológico e sua implementação como área de proteção em meio urbano freqüentemente apresentam consideráveis problemas. Isso decorre da complexidade dos processos de recarga do aquífero nesse ambiente, do número geralmente alto de poços de extração com usos da água muito diferentes, e do fato de que a maioria das APFs definidas já estarão ocupadas para desenvolvimento residencial e/ou industrial.

Contudo, as zonas delimitadas servirão para priorizar o monitoramento da qualidade da água subterrânea, a inspeção das instalações industriais e a adoção de medidas para mitigar a poluição da água subterrânea (tais como mudanças no manejo do efluente industrial ou no armazenamento de produtos químicos e a introdução de rede de esgoto em áreas em que o aquífero registra um alto índice de vulnerabilidade à contaminação).

Métodos para Definir as Zonas de Captura

2.4

A delimitação das áreas de captura da fonte de abastecimento pode ser realizada por meio de uma variedade de métodos (Tabela 2.2), dos mais simples aos mais sofisticados. Historicamente, têm-se utilizado zonas circulares com raios fixos arbitrários e formas

Tabela 2.2 Avaliação dos métodos de delimitação das zonas de captura das fontes de abastecimento de água subterrânea

MÉTODO DE DELIMITAÇÃO	CUSTO	CONFIABILIDADE
Raio Arbitrário Fixo/Calculado	baixo	menor
Formas Variáveis Simplificadas		
Modelos Analíticos Hidrogeológicos		
Mapeamento Hidrogeológico		
Modelos Numéricos de Fluxo da Água Subterrânea (com rotinas de caminhamento de partículas para a definição do fluxo)	alto	maior

elípticas extremamente simplificadas. No entanto, devido à óbvia ausência de um sólido fundamento científico, muitas vezes é difícil implementá-las no terreno, por causa de sua questionável confiabilidade e da falta geral de defensibilidade.

Assim, a ênfase aqui será colocada em duas opções metodológicas:

- fórmulas, ferramentas e modelos analíticos simples, mas dotados de base científica
- modelagem numérica do aquífero

embora a escolha entre ambas dependa mais dos dados hidrogeológicos de que se dispõe do que de qualquer outra consideração.

Nos dois casos é essencial conciliar as zonas definidas com as condições hidrogeológicas locais, tal como retratadas nos mapas hidrogeológicos. O processo de delimitação depende em grande parte da confiabilidade do modelo conceitual adotado para descrever o sistema aquífero e da quantidade e exatidão dos dados disponíveis. No entanto, a geometria da área de proteção definida será também influenciada pelo método empregado para sua delimitação.

É importante lembrar que a delimitação das diversas zonas, assim como o regime da água subterrânea em que ela ocorre, é um sistema dinâmico. Nenhuma zona é imutável, já que as condições da água subterrânea podem sofrer alterações físicas, ou novos dados hidrogeológicos podem surgir e permitir uma representação mais exata do aquífero. Do mesmo modo, embora se admita que muitos sistemas de fluxo da água subterrânea demonstram um comportamento complexo no detalhe (especialmente na proximidade de poços), essas complexidades locais não são tão críticas na escala da delimitação da área de proteção. E, na maioria dos casos, as técnicas de simulação existentes, aplicadas a modelos conceituais confiáveis, produzem resultados aceitáveis.

Em termos gerais, a confiabilidade das áreas de proteção das fontes diminui à medida que aumenta o tempo de trânsito da água subterrânea no aquífero. Por exemplo, o perímetro para um tempo de trânsito de 50 dias geralmente exibe pouca variação entre os diferentes métodos de delimitação, enquanto o perímetro para um tempo de 10 anos pode variar em muitos hectares ou quilômetros, com grande divergência de formato.

Avanços recentes tornaram os modelos para água subterrânea bem mais acessíveis, mais amigáveis para o usuário e com melhores resultados visuais. Vários códigos de domínio público, como o modelo analítico WHPA, podem agora ser baixados de sites na internet. E interfaces amigáveis como o FLOWPATH ou o Visual MODFLOW encontram-se disponíveis para modelos numéricos de fluxo amplamente testados, como o MODFLOW, e que incorporam técnicas de caminhamento de partículas, como o MODPATH (Livingstone *et al.*, 1985). Em consequência disso, hidrogeólogos do mundo inteiro têm acesso mais fácil a técnicas de modelagem sofisticadas, embora simples de usar (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 Endereços úteis na internet sobre modelagem numérica da água subterrânea para proteção das fontes

ORGANIZAÇÃO	ENDEREÇOS NA INTERNET
International Association of Hydrogeologists	http://www.iah.org/weblinks.htm#softw
International Ground Water Modelling Center	http://www.mines.edu/igwmc/
National Groundwater Association	http://www.ngwa.org/
EPA Center for Subsurface Modelling Support	http://www.epa.gov/ada/csamos.html
USGS Water Resources Applications Software	http://water.usgs.gov/software/

(A) Modelos de Aquíferos: Analíticos *versus* Numéricos

As *ferramentas e modelos analíticos* aplicam fórmulas analíticas relativamente simples para simular o fluxo da água subterrânea, normalmente em duas dimensões. Modelos como o WHPA são fáceis de usar, requerem pouca informação, e há muitos códigos disponíveis gratuitamente na internet. No entanto, os modelos analíticos são limitados a várias premissas (como a homogeneidade das propriedades e da espessura do aquífero, a extensão infinita do aquífero etc.) que impedem sua utilização em condições de campo mais complexas. São, contudo, uma boa opção para áreas com dados hidrogeológicos limitados e sistemas aquíferos relativamente uniformes.

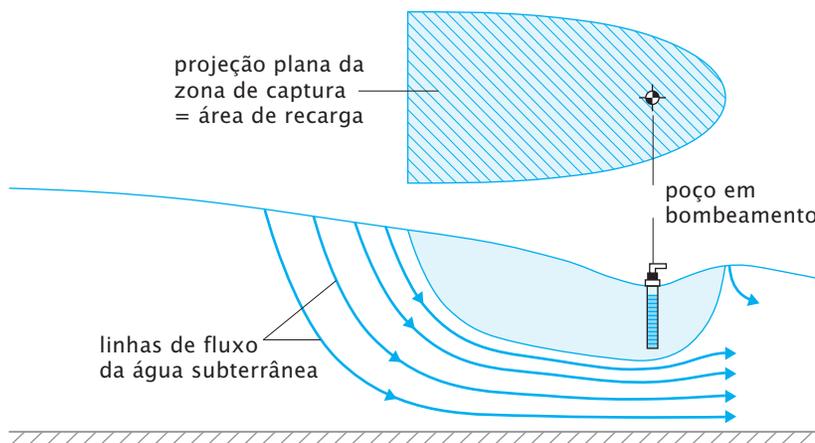
Os *modelos numéricos* são tecnicamente superiores porque podem simular variações complexas na geometria, nas propriedades e nos padrões de recarga do aquífero, fornecendo portanto resultados mais próximos da realidade. No entanto, requerem mais dados e consomem mais tempo. A modelagem numérica é recomendada para áreas que dispõem de boa quantidade de dados hidrogeológicos e em que as condições hidrogeológicas não podem ser simplificadas ao ponto exigido para a utilização dos códigos analíticos. Além disso, os modelos numéricos podem ser facilmente usados para avaliar os efeitos das incertezas sobre a forma e o tamanho das áreas de proteção e como ferramentas de previsão para estimar futuras condições de extração e impactos do sistema hidrológico.

Tais modelos podem basear-se no método de diferença finita ou de elementos finitos. Os métodos de diferença finita usam grades retangulares com espaços variáveis para a discretização do sistema. São fáceis de entender, estáveis do ponto de vista computacional e amplamente usados, embora possam apresentar dificuldades em ajustar-se a fronteiras geológicas complexas. O outro método usa elementos triangulares ou prismáticos que se adaptam bem à geologia irregular, mas podem ocorrer problemas localizados de balanço de massa.

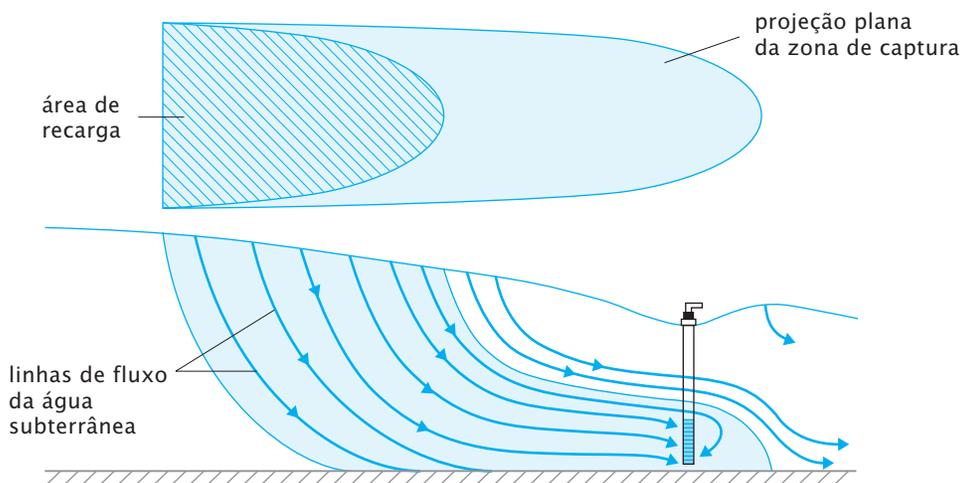
Onde é possível, é preferível empregar métodos numéricos que possuam rotinas de caminhamento de partículas. Nestes, o movimento da água subterrânea na direção de uma fonte durante o bombeamento pode ser rastreado numericamente em pequenos intervalos de tempo. O caminhamento das partículas produz linhas de fluxo que emanam da fonte em diferentes direções, e a zona de captura total, sob condições de fluxo constante, é determinada pela extensão das trajetórias em tempo infinito e deve continuar até o ponto zero de velocidade de fluxo ou o limite da área estudada. As técnicas de caminhamento de partículas constituem a base para delimitação das áreas de proteção, já que a maioria dos programas de caminhamento de partículas consegue realizar cálculos de velocidade dentro do campo de fluxo, permitindo a definição de isócronas. É preciso notar, porém, que somente o fluxo advectivo (não dispersivo) é simulado por esse programa de caminhamento.

Figura 2.7 Comparação entre as zonas de captura total de poços parcialmente e totalmente penetrantes num aquífero não confinado, mostrando a influência teórica do fluxo vertical

(a) poço raso em aquífero não confinado



(b) poço profundo não confinado



(B) Representação do Aquífero: Bidimensional *versus* Tridimensional

Para aplicar os modelos numéricos para representar sistemas aquíferos reais, são necessárias várias simplificações. Uma das mais comuns é transformar um complexo sistema tridimensional num modelo bidimensional simplificado, já que, na maioria dos casos, não existem dados hidrogeológicos suficientes (em termos dos valores de condutividade hidráulica vertical e das variações da carga hidráulica) para caracterizar e calibrar os componentes do fluxo vertical da água subterrânea. Levando-se em conta isso e o fato de que a maioria dos aquíferos são relativamente pouco espessos em comparação com sua extensão em área, os modelos bidimensionais são geralmente adequados e muito usados. No entanto, em casos em que os fluxos verticais são importantes, a modelagem bidimensional do fluxo pode superestimar as dimensões das zonas de captura e produzir assim áreas de proteção maiores (Figura 2.7). É provável, portanto, que no futuro os modelos de fluxo tridimensionais sejam cada vez mais usados para os sistemas aquíferos complexos, sempre que houver suficientes dados disponíveis.

(C) Considerações Práticas

O procedimento de delimitação da área de proteção envolve alguns passos distintos. O estágio mais importante em todo o processo é provavelmente a aquisição dos dados. É necessário obter informações não somente das propriedades do aquífero, mas também sobre a construção do poço, o regime operacional da fonte, os níveis hidráulicos da água subterrânea, os processos e taxas de recarga e a interação do aquífero com os cursos de água superficiais. Nenhuma área de proteção pode ser delimitada isoladamente, e para cada uma é preciso considerar a unidade aquífera em questão num raio de, no mínimo, 5 km (e, em geral, 10 km).

Compilados os dados básicos, todas as informações disponíveis devem ser sintetizadas num modelo conceitual com o objetivo de fornecer uma clara descrição das condições da água subterrânea. Este pode ser usado como base para a definição analítica da zona ou para orientar o modelador numérico na simulação das reais condições da água subterrânea. A escolha da técnica de delimitação dependerá:

- do grau de conhecimento das condições hidráulicas da água subterrânea
- da importância operacional da fonte de água subterrânea
- dos recursos humanos e financeiros disponíveis.

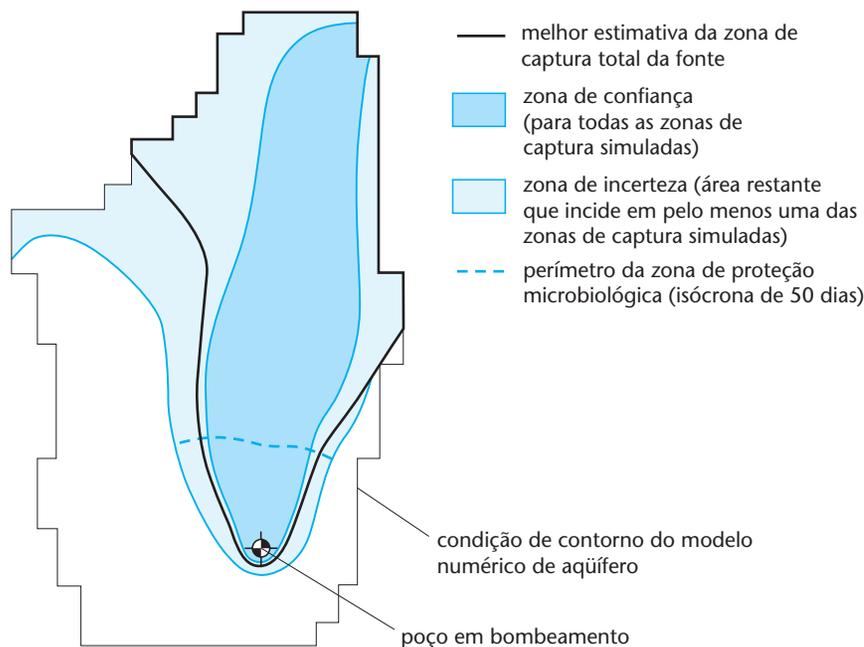
O SIG integrado e os bancos de dados constituem um meio útil de organizar os dados dentro de um sistema único e permitem que, na visualização, se verifiquem as incoerências e se modelem os dados geograficamente.

Lidando com a Incerteza Científica

A qualidade de um modelo numérico de aquífero depende dos dados de entrada e do conhecimento conceitual do regime de fluxo da água subterrânea. O tamanho, o formato e a localização das zonas de captura das fontes são controlados em grande parte pelos parâmetros hidrogeológicos, que, em geral, são mal quantificados. Decorre daí que a confiança nas zonas previstas será limitada pela incerteza quanto aos parâmetros associados.

2.5

Figura 2.8 Abordagem prática da incorporação da incerteza hidrogeológica na delimitação das zonas de captura das fontes de abastecimento



Os modelos têm de ser calibrados comparando-se suas saídas com as condições observadas no aquífero. Deve-se realizar uma análise de sensibilidade na qual os parâmetros de entrada sejam sistematicamente modificados, dentro de limites razoáveis, de modo a estabelecer os efeitos de tais variações sobre a zona de captura e o tempo de trânsito da água.

A abordagem mais rigorosa da análise de sensibilidade é usar o método Monte Carlo (de base estatística) para definir a área de proteção máxima, que abarca todas as zonas prováveis. Essa abordagem, por si só, provavelmente só é aceitável em termos de política pública nos casos em que a proteção da água subterrânea é de importância prioritária. Na maioria dos casos, no entanto, os equilíbrios de interesse a serem alcançados não aceitam uma abordagem de risco zero. Mas a questão da incerteza não deve ser descartada, pois é importante que os grupos interessados entendam os fundamentos da definição das áreas de proteção.

O modelo numérico de fluxo utilizado será baseado na melhor estimativa dos valores de parâmetro, e as melhores zonas de captura definidas serão aquelas que melhor satisfizerem o critério de balanço da água subterrânea. No entanto, todo modelo deve necessariamente admitir incertezas, pois é fisicamente impossível verificar no campo todos os parâmetros representados pela simulação. Entre as variáveis que afetam a geometria da zona de captura, as mais críticas são a taxa de recarga do aquífero, a condutividade hidráulica e a porosidade efetiva (Tabela 2.1). Para cada uma dessas variáveis é possível

determinar as melhores estimativas a partir dos outros dados disponíveis, e todas as combinações com parâmetros aceitáveis da carga hidráulica são usadas para compilar uma envoltória para cada uma das zonas de captura. A partir dessa envoltória podem-se definir as seguintes zonas (Figura 2.8):

- Zona de Confiança: definida pela sobreposição de todas as combinações plausíveis
- Zona de Incerteza: a envoltória externa formada pelos limites de todas as combinações plausíveis.

A recarga do aquífero e a condutividade hidráulica são os parâmetros geralmente modificados que permitem a construção das duas zonas. Limites aceitáveis desses dois parâmetros são estabelecidos variando-os sistematicamente em torno do melhor valor estimado, correndo o modelo e observando as condições de contorno dentro das quais os critérios de calibração são atingidos. As corridas de sensibilidade, usando valores de parâmetro retirados dentre os limites aceitáveis, são posteriormente utilizadas para estabelecer as zonas acima. Num modelo típico bem-calibrado, os multiplicadores de recarga e condutividade hidráulica para a melhor estimativa devem estar nos intervalos 0,8–1,2 e 0,5–5,0, respectivamente, aplicados universalmente em todo o modelo. Para a porosidade efetiva, estes multiplicadores devem normalmente variar entre 0,5–1,5. As zonas de tempo de trânsito resultantes são invariavelmente mais incertas do que a zona de captura da fonte, por causa do desconhecimento associado à porosidade efetiva.

Os novos programas automatizados para estimativa de parâmetro (como o PEST ou MODFLOW-P) estão se tornando parte fundamental da análise sistemática da incerteza de parâmetros. Essas rotinas de modelo inverso utilizam algoritmos complexos para calcular os melhores parâmetros de entrada para combinar as captações e fluxos observados. No entanto, um parecer profissional é essencial na utilização desses códigos, uma vez que eles não oferecem nenhuma interpretação de base hidrogeológica.

Ao delimitar as zonas de captura de água subterrânea deve-se considerar principalmente a incerteza do parâmetro global, e a identificação das áreas que claramente (ou possivelmente) contribuem para uma determinada fonte de abastecimento é uma importante ferramenta na definição das estratégias de proteção da água subterrânea. Deve-se observar, porém, que o método acima descrito não leva em conta os erros decorrentes da utilização de modelos de aquíferos inadequados, quer conceituais, quer numéricos, e o parecer de um especialista continua, portanto, sendo fundamental para a avaliação global da incerteza e da modelagem da zona.

Ajuste dos Perímetros e Produção de Mapas

2.6

Uma vez delimitadas as áreas de proteção das fontes de água subterrânea, os resultados devem ser inspecionados para averiguar se há necessidade de ajustes. Geralmente são necessários ajustes empíricos para que as áreas de proteção sejam robustas e confiáveis na aplicação.

O resultado do processo de delimitação deve ser convertido em mapas finais das áreas de proteção das fontes, os quais podem ser sobrepostos aos mapas de vulnerabilidade dos aquíferos com a finalidade de se avaliar o perigo de contaminação das fontes de abastecimento de água subterrânea. Essa etapa envolve uma série de modificações nos resultados computados, e a experiência mostra que o software CAD é provavelmente a melhor forma de fazer isso. A seqüência geral é a seguinte:

- checagens finais de que as áreas satisfazem os critérios mínimos estabelecidos nas definições
- ajuste dos limites com relação aos problemas de escala e, se possível, adequar os limites obtidos com o método adotado aos limites reais das propriedades no terreno (contorno de praças, quadras e ruas, por exemplo)
- produção e reprodução de mapas, em escalas de 1:25.000 a 1:100.000.

Ao se traçarem os limites das áreas de proteção, devem-se usar, sempre que possível, características hidrogeológicas reais em vez de limites definidos por modelos. Uma boa convenção geral é desenhar e assinalar os limites reais, quando estes são conhecidos, e indicar os limites definidos por modelos onde não há fronteiras distintas, com marcações adequadas para que o usuário do mapa possa identificá-las claramente.

Uma outra categoria de critério é necessária ao lidar com camadas confinantes; quando a fonte é cercada por uma comprovada e substancial camada confinante, a zona de proteção microbiológica limita-se a um raio de 50 metros. No entanto, onde existem ou se planejam estruturas subterrâneas artificiais (como túneis de estrada ou galerias de acesso a minas), toda a zona de 50 dias deve ser claramente indicada. Quando a fonte é cercada por uma camada confinante ou uma cobertura de baixa permeabilidade, sua extensão é identificada, nos mapas das áreas de proteção, por meio de hachuras, para indicar incerteza – especialmente se não foi considerada como área de recarga pluvial zero na modelagem numérica.

Interferências produzidas pelo bombeamento de outros poços e/ou imprecisão na delimitação da área por modelagem computacional podem dar origem a áreas de proteção com prolongamentos estreitos. Sempre que ocorrer esse tipo de característica, deve-se truncá-la a um raio mínimo de 50 metros. Trata-se de uma medida arbitrária porém eficaz em prevenir que os mapas aparentem uma falsa precisão.

Abordagens Metodológicas da Proteção da Água Subterrânea

B3

Cadastro de Carga Contaminante de Subsolo

Conhecer as potenciais fontes de contaminação é essencial para qualquer programa de proteção da qualidade da água subterrânea, já que são elas que geram a emissão dos contaminantes de subsolo. Este capítulo apresenta uma abordagem sistemática para o levantamento da carga contaminante de subsolo.

3.1

Causas Comuns da Contaminação da Água Subterrânea

Uma revisão geral dos incidentes conhecidos de contaminação da água subterrânea leva às seguintes e importantes observações, cuja relevância supera o fato de que a maioria dos trabalhos publicados se refere aos países mais industrializados e, portanto, pode não representar inteiramente a realidade dos que estão em estágios iniciais de desenvolvimento econômico:

- inúmeras atividades humanas podem gerar carga contaminante significativa, ainda que, de maneira geral, somente alguns tipos de atividade sejam responsáveis pela maioria dos casos graves de contaminação da água subterrânea (Tabela 3.1)
- a intensidade da contaminação do aquífero normalmente não é resultado direto da dimensão da atividade potencialmente poluente na superfície do terreno; em muitos casos, atividades industriais menores (como oficinas mecânicas) podem causar um enorme impacto na qualidade da água subterrânea. Estas estão presentes em toda parte, frequentemente utilizam apreciáveis quantidades de substâncias tóxicas, às vezes operam sem os registros comerciais formais ou são clandestinas e, portanto, não estão sujeitas aos usuais controles ambientais e de saúde pública
- as indústrias mais complexas e maiores geralmente exercem maior controle e monitoramento sobre o manuseio e despejo de substâncias químicas e efluentes, para evitar problemas externos decorrentes da inadequada disposição de efluentes ou de derramamentos acidentais dos produtos químicos armazenados

Tabela 3.1 Resumo das atividades capazes de gerar carga contaminante no subsolo

TIPO DE ATIVIDADE	NATUREZA DA CARGA CONTAMINANTE			
	categoria de distribuição	principais tipos de poluentes	sobrecarga hidráulica	aplicação sob o solo
Desenvolvimento Urbano				
falta de esgoto	u/r P-D	n f o t	+	+
vazamento de esgoto (a)	u P-L	o f n t	+	+
lagoas de oxidação de águas residuais (a)	u/r P	o f n t	++	+
despejo de esgoto no solo (a)	u/r P-D	n s o f t	+	
esgoto em rio influente (a)	u/r P-L	n o f t	++	++
lixiviação de aterros sanitários/lixões (a)	u/r P	o s h t		
tanques de armazenagem e tubulações de combustível	u/r P-D	t		+
valas de drenagem em auto-estrada	u/r P-D	s t	+	++
Produção Industrial				
vazamentos em tanques/tubulações (b)	u P-D	t h	+	
derramamentos acidentais	u P-D	t h		
águas de processo/lagoas de efluentes	u P	t o h s	++	+
despejo de efluentes no solo	u P-D	t o h s	+	
efluentes em rio influente	u P-L	t o h s	++	++
lixiviação de depósitos de resíduos	u/r P	o h s t		
drenagem em valas	u/r P	t h	++	++
precipitação de substâncias por meio aéreo	u/r D	s t		
Produção Agrícola (c)				
a) cultivo agrícola				
– com agroquímicos	r D	n t		
– com irrigação	r D	n t s	+	
– com lodo/borra	r D	n t s o		
– com irrigação com águas residuais	r D	n t o s f	+	
b) criação de gado/beneficiamento da colheita				
– lagoas de efluentes	r P	f o n t	++	+
– despejo de efluentes no solo	r P-D	n s o f t		
– efluentes em rio influente	r P-L	o n f t	++	++
Extração Mineral				
perturbação hidráulica	r/u P-D	s h		
despejo de águas de drenagem	r/u P-D	h s	++	++
lagoas de águas de processo/lodo	r/u P	h s	+	+
lixiviação de depósitos de resíduos	r/u P	s h		
(a) pode incluir componentes industriais	P/L/D	ponto/linha/difuso	h	metais pesados
(b) pode também ocorrer em áreas não industriais	n	nutrientes	t	microrganismos tóxicos
(c) a intensificação representa o principal perigo de contaminação	f	patógenos fecais		
	o	carga orgânica geral		
u/r	s	salinidade		

- devido a condições econômicas instáveis, é relativamente comum que as pequenas indústrias iniciem e encerrem suas operações em curtos períodos de tempo, o que complica a identificação e o controle de atividades potencialmente poluentes e pode levar a importantes passivos ambientais
- a quantidade de substâncias potencialmente poluentes empregadas na indústria não tem relação direta com a ocorrência de contaminações subterrâneas, cuja principal causa está ligada à mobilidade e persistência no subsolo das espécies contaminantes (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 Tipos mais comuns de contaminantes encontrados durante levantamentos intensivos em nações industrializadas

a) Países Baixos: 500 locais importantes de solo contaminado (Duijvenboden, 1981)

Fonte de Poluição	Tipos de Contaminante	Frequência de Ocorrência (%)
Estações de Serviços	hidrocarbonetos aromáticos (grupo BTXE) fenóis, cianureto	28
Lixões e Aterros Sanitários	hidrocarbonetos clorados variados, geralmente amônio, metais pesados, alquilbenzeno, pesticidas domésticos/industriais etc.	21
Indústrias Metalúrgicas	hidrocarbonetos clorados, metais pesados	12
Manuseio e Armazenagem de Hidrocarboneto	hidrocarbonetos aromáticos (grupo BTXE), chumbo	8
Indústrias Químicas	ampla variedade de hidrocarbonetos halogenados e aromáticos, fenóis, alquilbenzeno etc.	7
Indústrias de Tintas	hidrocarbonetos aromáticos (grupo BTXE), hidrocarbonetos clorados	5

b) EUA: 546 áreas sob monitoramento em aquíferos prioritários (Ref. ASTM, 1995)

Tipos de Contaminante	Frequência de Ocorrência (%)
tricloretileno	6
chumbo	5
tolueno	5
benzeno	5
bifenis policlorados	4
clorofórmio	4
tetracloretileno	3
fenóis	3
arsênico	3
cromo	3

- quantidades relativamente pequenas de compostos químicos mais tóxicos e persistentes são capazes de gerar grandes plumas de contaminação da água subterrânea, particularmente em sistemas aquíferos caracterizados por altas velocidades de fluxo
- a natureza da atividade poluente (especialmente em termos do tipo e da intensidade do contaminante) pode, em alguns casos, exercer uma influência predominante no impacto causado à qualidade da água subterrânea, a despeito da vulnerabilidade do aquífero.

É possível, portanto, concluir que certas atividades humanas, geralmente associadas a tipos específicos de contaminantes, representam a maior ameaça aos aquíferos. Assim, a classificação e o cadastro sistemáticos de fontes potenciais de contaminação é um passo fundamental nos programas de avaliação do perigo de contaminação e de proteção da qualidade da água subterrânea.

3.2

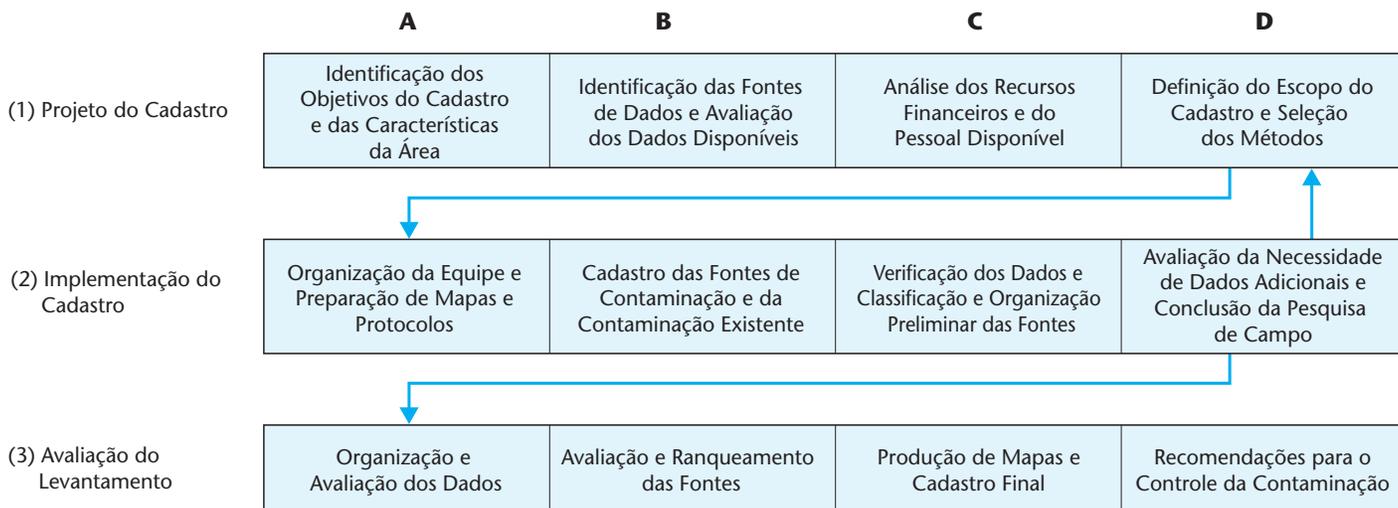
Procedimentos Básicos para a Coleta de Dados

(A) Montando um Cadastro de Carga Contaminante

Para montar um cadastro das fontes potencialmente poluentes é preciso localizar, caracterizar e identificar sistematicamente todas essas fontes, além de obter informações sobre sua evolução histórica quando for o caso (e se possível). Tais informações servirão de base para avaliar as atividades com maior probabilidade de gerar no subsolo uma carga contaminante potencialmente perigosa. Há um fundamento comum para todos os estudos desse tipo, mas as condições socioeconômicas locais exercerão também uma significativa influência sobre o método a ser adotado.

O cadastro de atividades potencialmente poluentes (Figura 3.1) pode dividir-se em três fases (Zaporozec, 2001):

Figura 3.1 Montando um cadastro de fontes potenciais de carga contaminante de subsolo



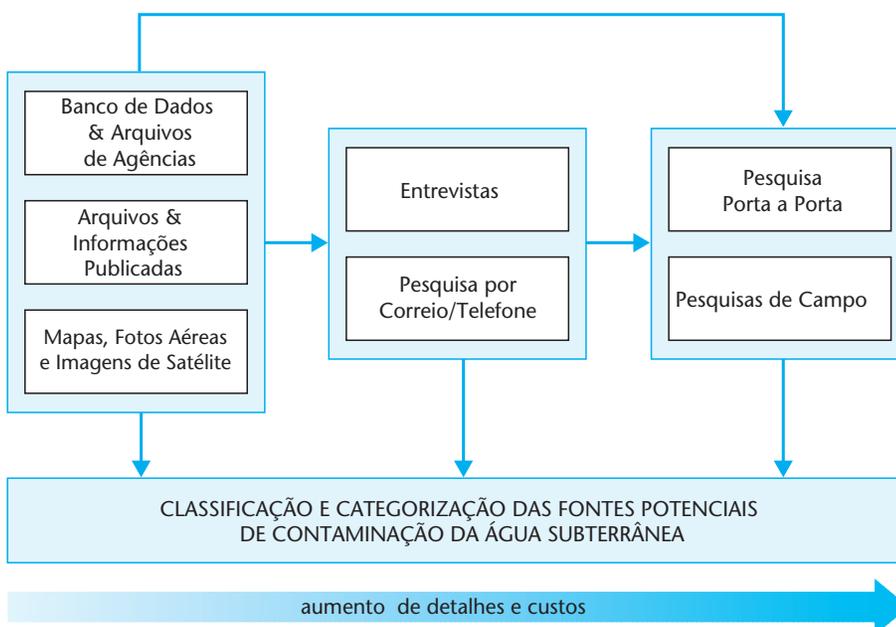
- *projeto do cadastro*, que inclui a identificação das fontes de informação, o orçamento financeiro disponível, o nível do pessoal técnico necessário, e o método básico de levantamento
- *implementação do cadastro*, que inclui a organização do levantamento, a preparação dos protocolos de levantamento, e o processo efetivo de aquisição dos dados
- *avaliação do levantamento*, que inclui a análise dos dados gerados, como a verificação de sua consistência e confiabilidade, a classificação das atividades poluentes e a construção de uma base de dados que possa produzir informações na forma de mapas ou de SIG.

A identificação das fontes de informação é particularmente importante para este trabalho. Em muitos casos, os dados relevantes são encontrados em órgãos governamentais estaduais/municipais e no setor privado. Estudos realizados para outros propósitos podem ser fontes valiosas de informações concisas, assim como as listas telefônicas (Páginas Amarelas) e os catálogos de juntas e associações industriais e comerciais. Arquivos de fotos aéreas e imagens de satélite são um ponto de partida valioso para a produção de mapas de uso do solo e para conhecer alterações históricas. É essencial que o método para identificar fontes potenciais de poluição seja bastante inclusivo, pois seria um erro descartar ou desprezar quaisquer atividades com base apenas na insuficiência de informações disponíveis.

Há uma variedade (Figura 3.2) de métodos para montar o cadastro (USEPA, 1991):

- desde a avaliação exclusivamente analítica de fontes secundárias de dados
- até o procedimento básico de reconhecimento de campo, em que as equipes pesquisam as áreas selecionadas para verificar a existência de fontes potenciais de contaminação.

Figura 3.2 Métodos de coleta de dados para identificar fontes potenciais de contaminação da água subterrânea



O tipo de cadastro e o nível de detalhe exigido dependem necessariamente do objetivo principal do trabalho, do tamanho da área em estudo, da gama de atividades industriais presentes, da disponibilidade de dados, das provisões orçamentárias e do pessoal técnico disponível.

O processo de cadastro deve ser realizado com base em critérios claramente definidos, mensuráveis e reproduzíveis, de modo que possa gerar um conjunto de dados razoavelmente homogêneo. Por essa razão, é recomendável basear os protocolos do levantamento e os sistemas de entrada de dados numa lista de perguntas e respostas padronizadas. Deve-se incluir, se possível, uma verificação cruzada das informações para averiguar sua consistência.

(B) Características da Carga Contaminante de Subsolo

Do ponto de vista teórico, a carga contaminante no subsolo gerada por uma determinada atividade humana (Figura 3.3) apresenta quatro características fundamentais e parcialmente independentes (Foster e Hirata, 1988):

- *a classe do contaminante* em questão, definida por sua provável persistência no ambiente subterrâneo e seu coeficiente de retardamento em relação ao fluxo de água subterrânea
- *a intensidade da contaminação*, definida pela provável concentração do contaminante no efluente ou lixiviado em relação ao valor correspondente estabelecido pela OMS para a água potável, e pela proporção da recarga do aquífero afetado pelo processo de poluição
- *o modo de descarga do contaminante* no subsolo, definido pela carga (sobrecarga) hidráulica associada com a descarga de contaminante e a profundidade em que o efluente ou lixiviado contaminado é despejado ou gerado no subsolo
- *a duração da aplicação da carga contaminante*, definida pela probabilidade de descarga do contaminante no subsolo (seja intencional, incidental ou acidental) e pelo período durante o qual será aplicada a carga contaminante.

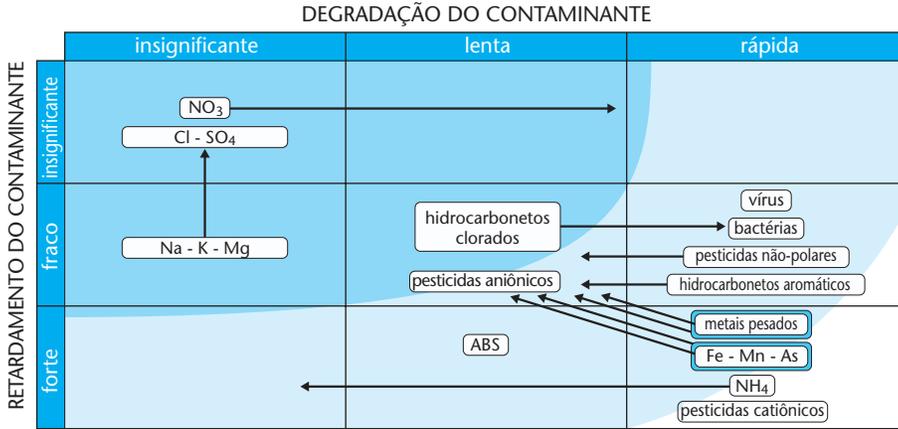
(C) Considerações Práticas

O ideal seria obter informações sobre cada uma das características acima para todas as atividades significativas capazes de gerar contaminação. Melhor ainda seria se fosse possível estimar as concentrações e os volumes reais da descarga contaminante no subsolo. No entanto, devido à grande complexidade, à densidade frequentemente alta e à considerável diversidade de fontes potenciais de contaminação, esse ideal é inalcançável na prática.

Não obstante, não se devem ignorar os requisitos ideais (Figura 3.3), pois eles constituem a base lógica para o estudo detalhado da carga de contaminação no subsolo, incluindo inspeção do efluente e monitoramento da amostragem e do lixiviado, caso em que se justifica o acompanhamento detalhado (Foster e Hirata, 1988). De maneira geral, todas as técnicas de classificação e cadastro de contaminantes estão sujeitas a significativas imperfeições e limitações. Apesar disso, por causa da impossibilidade de controlar todas as atividades poluentes, é essencial encontrar um método capaz de identificar aquelas que apresentam a maior probabilidade de

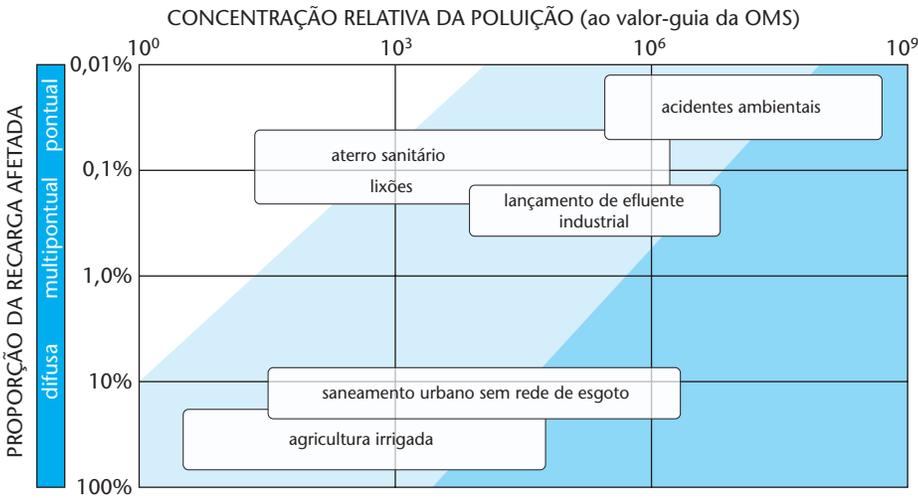
Figura 3.3 Caracterização dos componentes da carga contaminante de subsolo (o aumento da escala do impacto potencial é indicado pelo sombreamento mais escuro)

a) classe de contaminante

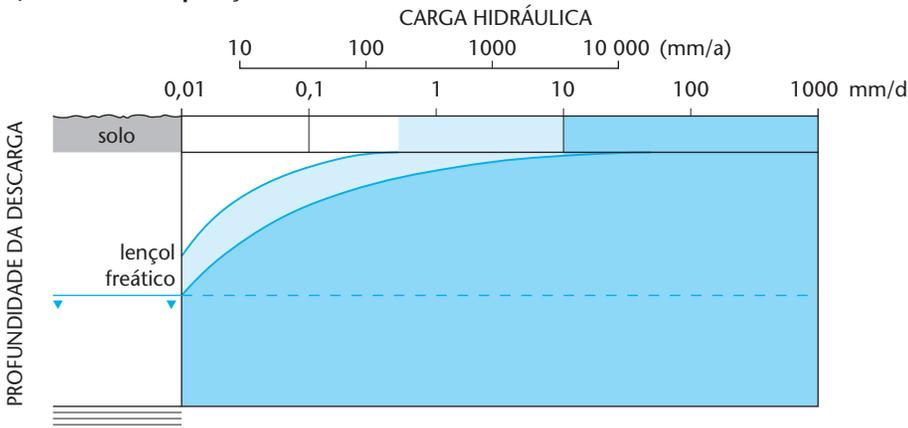


para sistemas alcalinos aeróbios, mas com mudanças para: □ → queda de Eh ou pH

b) intensidade da contaminação

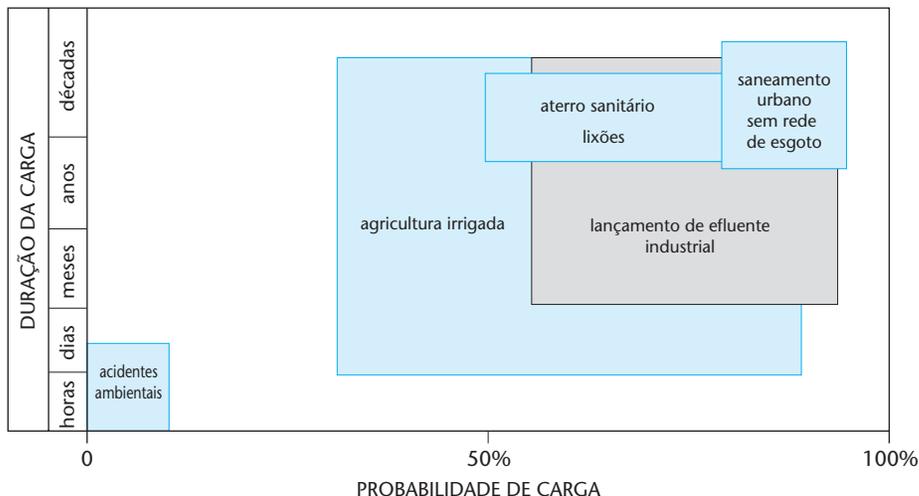


c) modo de disposição do contaminante



cont. ...

d) duração da carga contaminante



gerar uma grave carga contaminante no subsolo, para que se possam estabelecer as prioridades de controle.

Dada a freqüente complexidade de detalhes envolvidos no uso e ocupação do solo e nas atividades potencialmente poluentes a ele associadas, é preciso que os critérios de coleta de dados sejam claramente definidos e que se dê atenção especial aos seguintes pontos:

- ajustar a escala de representação dos dados ao tempo e ao orçamento disponíveis; note-se que o reconhecimento do perigo de contaminação da água subterrânea geralmente requer mapas na escala de aproximadamente 1:100.000 para serem sobrepostos aos mapas de vulnerabilidade do aquífero à contaminação, enquanto escalas mais detalhadas, 1:10.000–50.000, são necessárias para avaliação e controle do perigo de contaminação em poços e nascentes específicos
- assegurar que os resultados do trabalho de levantamento, em termos das diferentes origens da carga contaminante potencial, apresentem níveis de detalhe compatíveis, com o objetivo de facilitar a análise global equilibrada da área em estudo
- evitar a mistura indiscriminada de informações provenientes de dados de pesquisa que apresentem grandes variações, pois isso pode levar a sérios erros de interpretação, e, quando isso não for possível, registrar claramente as limitações dos conjuntos de dados
- adotar uma abordagem por etapas para criar o registro de fontes potencialmente poluentes, eliminando aquelas com baixa probabilidade de gerar uma carga contaminante significativa, antes de proceder a um trabalho mais detalhado.

3.3

Classificação e Estimativa da Carga Contaminante de Subsolo

(A) Ocorrência Espacial e Temporal

Há vários métodos publicados para avaliar a contaminação potencial das atividades humanas, embora poucos sejam voltados para a classificação do seu potencial de gerar

Quadro 3.1

Avaliação da carga contaminante de subsolo gerada pelo cultivo agrícola no Estado de São Paulo, Brasil

Inúmeras razões práticas dificultam o monitoramento direto das fontes difusas de carga contaminante de subsolo. Contudo, estimativas razoáveis das perdas potenciais por lixiviação podem ser obtidas indiretamente com base em dados confiáveis sobre o uso agroquímico, o regime de cultivo e os tipos de solo.

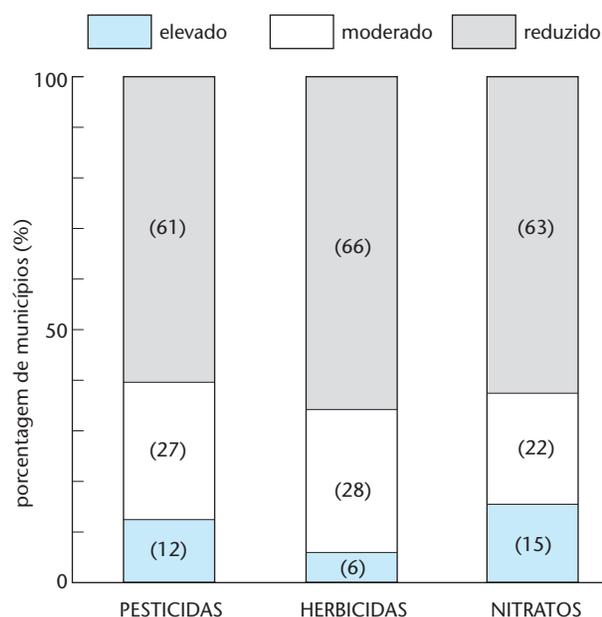
- O Estado de São Paulo, Brasil, com uma área aproximada de 250.000 quilômetros quadrados e uma população de 33 milhões de habitantes, divide-se em cerca de 560 municípios. Os recursos hídricos subterrâneos desempenham papel fundamental no abastecimento de água para consumo urbano, industrial e agrícola. A atividade agrícola ocupa 83% da área territorial, com predomínio do cultivo de cana-de-açúcar, café, cítricos e milho.
- Em 1990, a atividade agrícola empregava cerca de 2,59 milhões de toneladas de fertilizantes (sendo particularmente altas as aplicações de fosfato) e aproximadamente 0,07 milhão de toneladas de agrotóxicos (por ingrediente ativo), fazendo do estado a região agrícola mais intensiva do Brasil. Além disso, os solos, em sua maioria, são ácidos, e cerca de 1,10 milhão de toneladas anuais de calcário são aplicadas para condicionar o solo e reduzir a lixiviação dos fertilizantes.
- Com a finalidade de medir o perigo de contaminação da água subterrânea, o uso de agroquímicos nas plantações foi avaliado em termos do seu potencial de gerar uma carga contaminante no subsolo por meio da lixiviação. A avaliação foi conduzida por uma equipe formada por membros do

IG-SMA, Cetesb, DAEE e Embrapa. Os dados disponíveis e compilados foram: tipo de cultivo, quantidade dos vários agroquímicos aplicados na plantação, propriedades desses agroquímicos, características do solo quanto à textura e ao teor orgânico, regime pluvial/aplicação de irrigação em termos da frequência/volume da infiltração.

- A partir desses dados, calculou-se o potencial de lixiviação do nitrato com base na continuidade da cobertura de cultivo e na geração e aplicação de nitrato no solo, a partir das necessidades das plantas. O perigo de lixiviação de agrotóxicos foi calculado com base nos tipos de composto utilizado, em sua adsorção potencial de acordo com o coeficiente de partição, e no teor de carbono orgânico do solo (Hirata *et al.*, 1995). Os dados em escala mais detalhada permitiriam uma resolução mais alta na avaliação. Tal avaliação seria possível com o mesmo método se houvesse dados disponíveis mais detalhados.

Classe de Agroquímicos	Tipos Principais	Principais Plantações / Tratadas tipo	área (ha)
pesticida	metamidofos	algodão	325.300
	monocrofos	soja	459.300
	vamidotion	feijão	452.630
	acephate		
herbicida	dalapon	soja	459.300
	simazina	cana-de-açúcar	1.752.700
	atrazina		
	bentazon 2,4-D		
nitrato	fertilizantes	cana-de-açúcar	1.752.700
	nitrogenados	cítricos	769.000
		pasto	n/a

Resumo estatístico das avaliações da intensidade potencial da carga contaminante de subsolo



uma carga contaminante no subsolo; dá-se mais ênfase, em geral, ao perigo de contaminação dos rios ou do ar (Foster e Hirata, 1988; Johansson e Hirata, 2001).

A classificação das atividades potencialmente poluentes segundo sua distribuição espacial fornece uma impressão direta e visual do tipo de ameaça de contaminação subterrânea que apresentam e das medidas de controle que provavelmente serão necessárias:

- *as fontes de contaminação difusas* não geram plumas de contaminação claramente definidas, mas normalmente afetam uma área (e, portanto, um volume) muito maior do aquífero
- *as fontes de contaminação pontuais* geralmente produzem plumas claramente definidas e mais concentradas, o que facilita sua identificação (e, em alguns casos, seu controle). No entanto, quando as atividades poluentes de origem pontual são pequenas e múltiplas, acabam representando, no final, uma fonte basicamente difusa no que diz respeito à identificação e ao controle.

Outro aspecto importante a considerar é se a geração da carga contaminante no subsolo é parte inevitável ou integrante de qualquer atividade humana (como é o caso, por exemplo, das fossas sépticas) ou se a carga é gerada de maneira incidental ou acidental (Foster *et al.*, 1993). Outro modo útil de classificar as atividades poluentes é basear-se em sua perspectiva histórica, o que também exerce importante influência quanto ao método de controlá-la:

- *fontes passadas (ou herdadas)* de contaminação, onde o processo poluente ou toda a atividade encerrou-se alguns anos (ou mesmo décadas) antes da época do levantamento, mas ainda há o perigo de gerar carga contaminante no subsolo pela lixiviação do solo contaminado
- *fontes existentes* de contaminação, que continua ativa na área pesquisada
- *futuras fontes potenciais* de contaminação, relativas a atividades ainda em estágio de planejamento.

(B) O Método POSH de Caracterização da Carga Contaminante

É necessário levar em consideração as várias formas de classificação durante o levantamento das fontes potenciais de carga contaminante de subsolo. No entanto, para o tipo de cadastro simplificado proposto para atender aos propósitos deste guia, é conveniente classificar as fontes potenciais de carga contaminante de subsolo com base em duas características:

- a probabilidade da presença de contaminantes, que, segundo se sabe ou se espera, são persistentes e móveis no subsolo
- a existência de uma carga hidráulica associada (sobrecarga) capaz de gerar o transporte advectivo dos contaminantes para os sistemas aquíferos.

Essas informações nem sempre estão prontamente à disposição, e com frequência é necessário trabalhar com suposições simplificadoras, como as seguintes:

- associar a probabilidade da presença de substância poluente com o tipo de atividade humana (Tabelas 3.1 e 3.2)
- estimar a provável sobrecarga hidráulica com base no uso da água pela atividade em questão.

Tabela 3.3 Classificação e mapeamento das fontes de contaminação difusas segundo o sistema POSH

POTENCIAL DE CARGA CONTAMINANTE DE SUBSOLO	FONTE DE CONTAMINAÇÃO	
	saneamento <i>in situ</i>	práticas agrícolas
Elevado	cobertura da rede de esgoto inferior a 25% e densidade populacional superior a 100 pessoas/ha	culturas comerciais intensivas, geralmente monoculturas em solos bem drenados, em climas úmidos ou com baixa eficiência de irrigação, pasto intensivo em campos intensamente fertilizados
Moderado	intermediário entre elevado e reduzido	
Reduzido	cobertura da rede de esgoto superior a 75% e densidade populacional inferior a 550 pessoas/ha	rotação das culturas, terra para pasto extensivo, sistemas de cultivo ecológico, plantações com alta eficiência de irrigação em regiões áridas e semi-áridas

Portanto, o método de avaliação das atividades potencialmente contaminante usado neste guia – o chamado *sistema POSH* (acrônimo em inglês de *pollutant origin, surcharge hydraulically* – baseia-se em duas características fáceis de estimar: a origem do poluente e sua sobrecarga hidráulica. O método POSH produz três níveis qualitativos de “potencial para gerar uma carga contaminante no subsolo”: reduzido, moderado e elevado (Tabelas 3.3 e 3.4).

Estimativa da Carga Contaminante de Subsolo

3.4

(A) Fontes de Contaminação Difusas

Áreas Residenciais Urbanas sem Rede de Esgoto

Na maioria dos municípios e cidades dos países em desenvolvimento, o rápido crescimento populacional resultou em grandes áreas que dependem de sistemas de saneamento *in situ*, como latrinas e fossas sépticas (Lewis *et al.*, 1982). Tais sistemas funcionam por percolação do líquido efluente no solo, e, em perfis de solo permeáveis, isso resulta em recarga do aquífero. As partes sólidas, que deveriam ser periodicamente removidas e despejadas em outro local, em muitos casos permanecem no solo e são progressivamente lixiviadas pela água da chuva ou por outros fluidos que se infiltram.

Os tipos de contaminantes mais associados com o saneamento *in situ* são os compostos de nitrogênio (inicialmente na forma de amônio, mas em geral oxidados a nitrato), os contaminantes microbiológicos (bactérias patogênicas, vírus e protozoários) e, em alguns casos, produtos químicos orgânicos sintéticos. Entre esses contaminantes, os nitratos serão sempre móveis e com frequência estáveis (portanto, persistentes), uma vez que na maior parte dos sistemas de água subterrânea prevalecem geralmente as condições de oxidação.

Quadro 3.2

Avaliação do perigo de contaminação microbiológica em Rio Cuarto, Argentina

A avaliação da vulnerabilidade do aquífero à contaminação fornece uma estrutura para o projeto e a implementação de cadastros de carga contaminante de subsolo, e para a utilização dos resultados para avaliar o perigo de contaminação de aquíferos, planejar campanhas de amostragens de água subterrânea e, por meio delas, estabelecer prioridades para as ações de remediação.

- O município de Rio Cuarto (Córdoba), Argentina, tem uma população de aproximadamente 140 mil pessoas que dependem da água subterrânea para todas as suas necessidades de abastecimento de água. Cerca de 75% têm acesso às redes de abastecimento e o sistema de saneamento cobre cerca de 50% da população, enquanto o restante utiliza água extraída de poços privados e despejo de águas residuais *in situ*, respectivamente.
- O município se estende sobre um aquífero não confinado, formado por sedimentos quaternários muito heterogêneos, e sua água subterrânea apresenta boa qualidade natural, própria para consumo humano. O método GOD define que a vulnerabilidade do aquífero à contaminação seja de média a alta. Pela sobreposição dos resultados de um levantamento sanitário sistemático, previu-se que o perigo de contaminação do aquífero varia espacialmente de muito baixo a extremamente alto (Blasarin *et al.*, 1993).
- Com o objetivo de confirmar a avaliação de perigo de contaminação do aquífero e de estabelecer uma estratégia para administrar o problema que ele representava, realizou-se um estudo detalhado da qualidade da água subterrânea em dois distritos (Quintitas Golf e Villa Dalcar), nenhum dos quais servido ainda pela malha de esgoto. Cerca de 60% das amostras analisadas revelaram-se impróprias para consumo humano em razão da elevada contagem de coliformes fecais, e, em alguns casos, tanto os nitratos como os cloretos eram elevados em relação aos níveis de referência (Blasarin *et al.*, 1999).
- A coexistência de poços domésticos de abastecimento de água e de instalações sanitárias *in situ* nas áreas de alta vulnerabilidade do aquífero à contaminação foi declarada um risco à saúde pública, e, assim, as prioridades recomendadas foram a ampliação da rede de abastecimento de água e a melhoria do projeto de várias unidades sanitárias *in situ*.

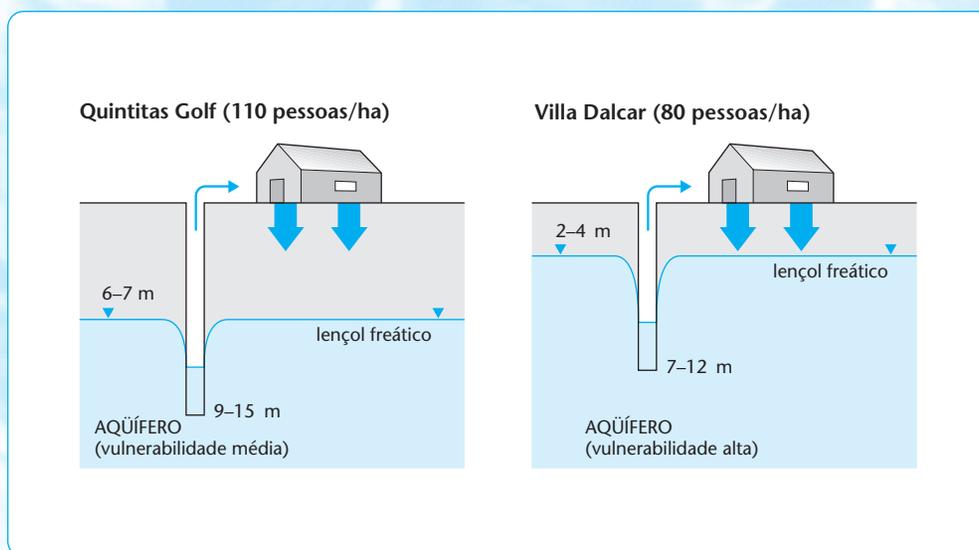
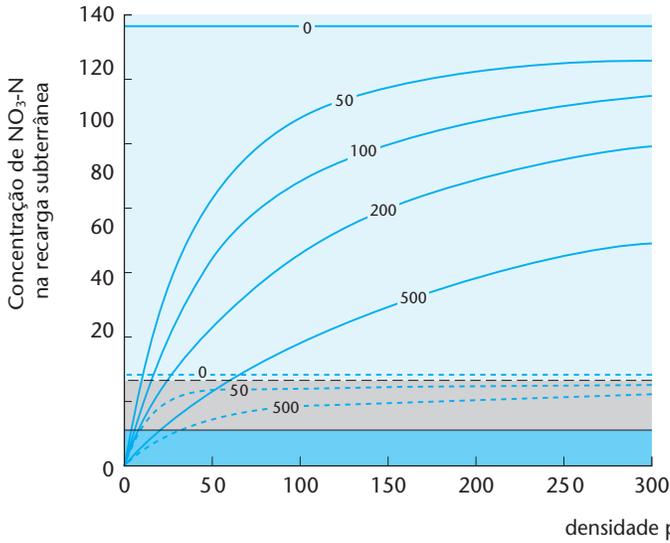
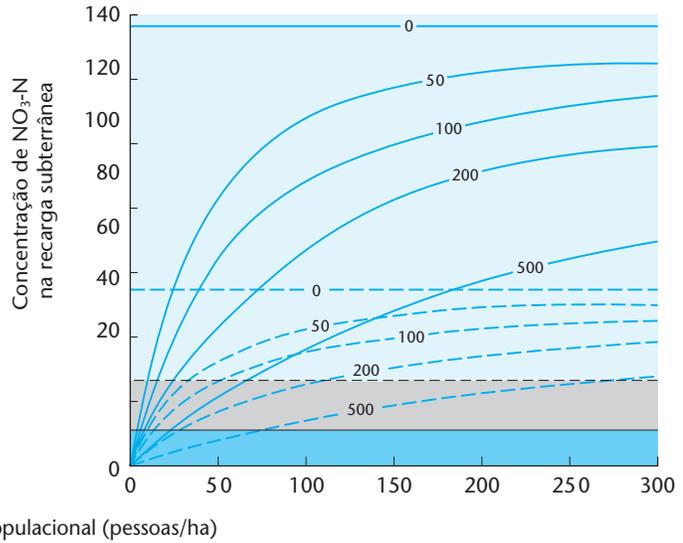


Figura 3.4 Estimativa da carga de nitrogênio na recarga de água subterrânea das áreas com saneamento *in situ*

a) variação com I e u



b) variação com I e f



— I (mm/a) para $f = 0,5, u = 50$ l/d/hab - - - I (mm/a) para $f = 0,5, u = 250$ l/d/hab - - - I (mm/a) para $f = 0,2, u = 50$ l/d/hab

valores-guia da OMS para água potável: ■ máximo ■ recomendado

Nota: Percebe-se uma variação da concentração de nitrogênio em função da densidade populacional, do índice natural de infiltração pluviométrica (I em mm/a) e do consumo total de água por habitante (u em l/d/hab), sendo f a proporção de nitrogênio excretado lixiviado para a água subterrânea.

A presença de saneamento *in situ* (junto com os altos índices de vazamentos na rede de água) geralmente resulta em pesada sobrecarga hidráulica e elevadas taxas de recarga do aquífero nas áreas urbanas, a despeito da tendência geral de impermeabilização da superfície do solo e redução da infiltração pluviométrica (Foster *et al.*, 1998). Estima-se que as taxas globais de recarga urbana nos países em desenvolvimento excedam 500 mm/a. Nos distritos em que a cobertura da rede de esgoto é limitada ou ausente, e onde a densidade populacional urbana ultrapassa 100 pessoas/ha, existe um elevado potencial de carga contaminante de subsolo (Figura 3.4), especialmente nos locais onde as instalações sanitárias *in situ* são incorretamente operadas e mantidas. Porém, em áreas predominantemente residenciais, com extensa cobertura da malha de esgotos, esse potencial é reduzido, apesar da existência de vazamentos nos sistemas de esgoto (que só localmente ameaçam a qualidade da água subterrânea). Entretanto, em redes antigas e com baixa manutenção, a contaminação do aquífero freático pode alcançar áreas externas.

Em muitas áreas urbanas e periurbanas, é comum encontrar pequenas indústrias de manufatura e de serviços (como oficinas de automóveis, postos de gasolina etc.) que manuseiam produtos químicos tóxicos (como solventes clorados, hidrocarbonetos aromáticos etc.). Nesse caso, é importante identificar todas as áreas em que essas atividades (em vez de recorrer a outros meios de disposição ou reciclagem) podem estar despejando diretamente no solo os efluentes não tratados.

Os dados sobre a densidade populacional (Tabela 3.3), bem como a parcela da área urbana coberta pela rede de esgoto, são geralmente encontrados nos órgãos municipais.

Além disso, em muitos casos, as autoridades municipais ou as companhias de abastecimento de água têm informações confiáveis sobre as indústrias que estão conectadas à rede de esgoto. Contudo, em alguns casos, a pesquisa de campo pode ser necessária, por meio de inspeção direta em cada quarteirão.

Cultivo Agrícola do Solo

O cultivo agrícola do solo exerce importante influência sobre a qualidade da recarga da água subterrânea. Já as áreas irrigadas, ademais da qualidade, apresentam alterações também nas taxas totais de recarga (Foster e Chilton, 1998; Foster *et al.*, 2000). Algumas práticas de cultivo do solo provocam grave contaminação difusa, principalmente por nutrientes (sobretudo nitratos) e, às vezes, por agrotóxicos. Esse é o caso, especialmente, das áreas com solos relativamente pouco espessos e drenagem rápida (Foster *et al.*, 1982; Vrba e Romijn, 1986; Foster *et al.*, 1995; Barbash e Resek, 1996). No entanto, outros nutrientes essenciais para a planta, como o potássio e o fosfato, tendem a ficar retidos no solo e sua lixiviação para a água subterrânea não é muito significativa.

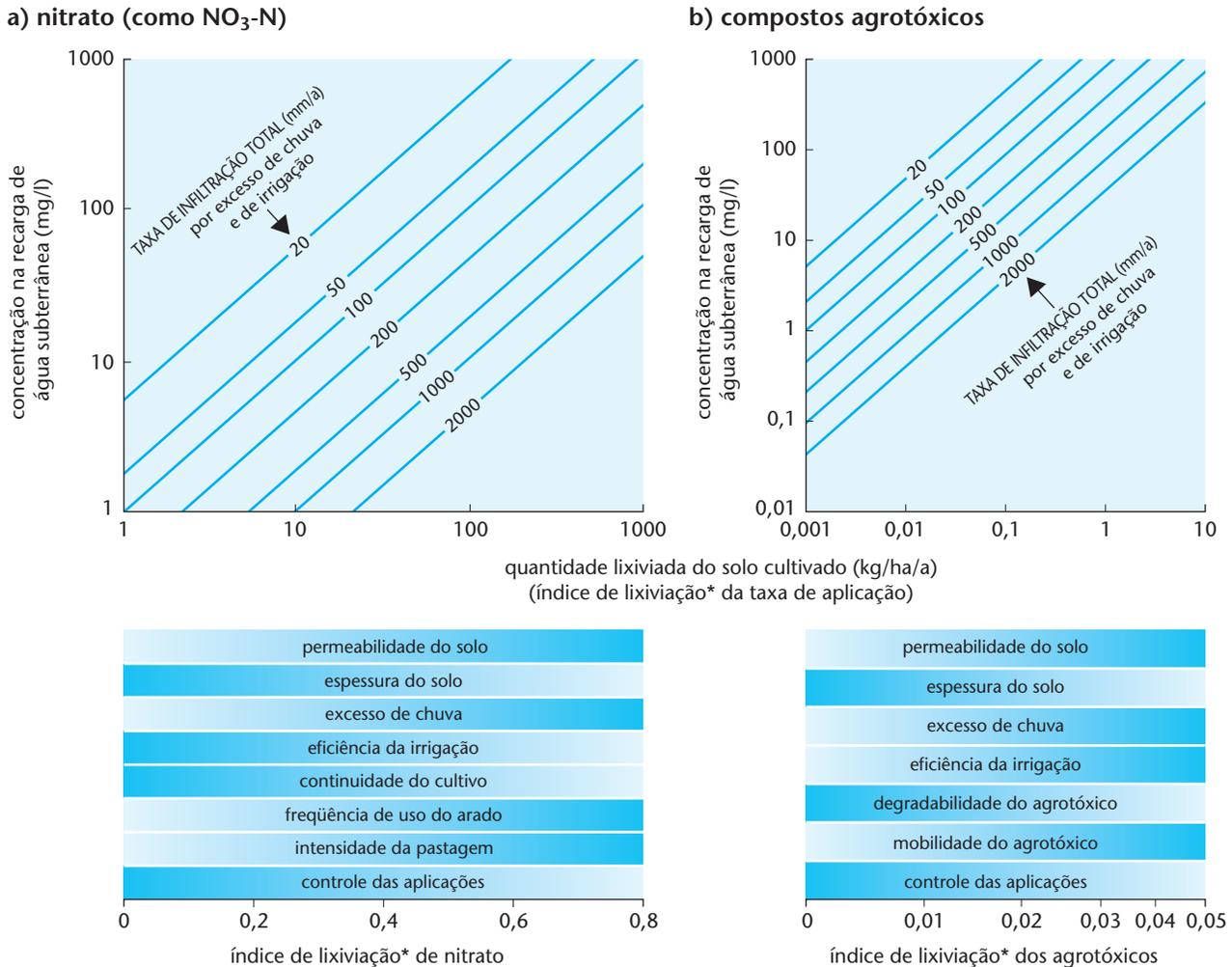
É relevante assinalar aqui os resultados de uma grande avaliação nacional, realizada nos Estados Unidos, da ocorrência de agrotóxicos na água subterrânea (20 importantes bacias durante 1992-1996):

- presença de agrotóxico em 48% das 3 mil amostras coletadas (Kolpin *et al.*, 2000), mas, na maioria dos casos, em concentrações inferiores aos valores da OMS para a qualidade da água potável
- nos aquíferos freáticos em terrenos cultivados com soja e milho nos estados do centro-oeste, foram detectados 27 compostos agrotóxicos, e, entre os 6 mais presentes, nada menos que 5 eram metabólitos de herbicidas (produtos com degradação parcial)
- a presença de derivados de alaclor foi especialmente significativa, uma vez que o composto original não foi detectado, sugerindo a degradação no solo a um derivado mais móvel e persistente
- a contaminação com agrotóxico foi mais presente na zona urbana, como resultado da aplicação excessiva em jardins particulares, áreas de lazer, campos esportivos etc.

Os tipos de atividade agrícola responsáveis pelos casos mais graves de contaminação difusa da água subterrânea são aqueles relacionados com áreas extensas de monocultura. Os cultivos rotativos mais tradicionais, o pasto extensivo e os sistemas de agricultura ecológica normalmente apresentam menos probabilidade de carga contaminante no subsolo. O cultivo de produtos perenes também produz menos perdas por lixiviação do que nos locais onde se pratica a agricultura sazonal, pois há menos perturbação e aeração do solo e a plantação tem uma necessidade mais contínua de nutrientes. Quando, porém, se renovam os cultivos perenes e o solo precisa ser arado, pode ocorrer maior liberação e lixiviação de nutrientes.

Geralmente existe alguma correlação entre a quantidade de fertilizantes e pesticidas aplicados e os índices de lixiviação do solo para a água subterrânea. Contudo, somente uma parcela dos agroquímicos aplicados é lixiviada, sendo que a lixiviação resulta de uma complexa interação entre:

Figura 3.5 Estimativa da carga contaminante potencial na recarga de água subterrânea de solo cultivado



- tipo de cultivo
- propriedades do solo
- regime pluvial e de irrigação
- manejo do solo e aplicações de agroquímicos

Dessa forma, é difícil propor métodos simples para calcular os índices de lixiviação.

Além disso, somente uma pequena parcela dos nitratos lixiviados do solo derivam diretamente da aplicação de fertilizantes na estação de cultivo anterior. No entanto, os níveis de fertilização influenciam o nível de nitrogênio orgânico do solo; a partir desse nível, os nitratos são liberados proporcionalmente por oxidação, em especial durante certas épocas do ano e depois do uso de arado e de irrigação. Os valores das perdas por lixiviação encontrados na bibliografia indicam que até 75% do N total aplicado pode ser oxidado e lixiviado para a água subterrânea (embora valores de 50% sejam mais comuns). No caso dos pesticidas, as perdas por lixiviação raramente atingem 5% do

total de ingrediente ativo aplicado e, em geral, equivalem a menos de 1% (Foster e Hirata, 1988). Os fatores que determinam as taxas de lixiviação em solos cultivados encontram-se resumidos na Figura 3.5 (Foster *et al.*, 1991).

Devido à dificuldade de fazer estimativas precisas das perdas por lixiviação, a classificação do solo agrícola em termos de seu potencial de gerar carga contaminante no subsolo deve começar com o mapeamento da distribuição dos cultivos mais importantes, juntamente com o inventário de suas aplicações de fertilizante e agrotóxicos. Com esses dados, geralmente é possível classificar a área de solo cultivado com base na probabilidade de que a atividade agrícola venha potencialmente a gerar no subsolo uma carga contaminante reduzida, moderada ou elevada.

Nem sempre as quantidades totais de agroquímicos aplicadas a um determinado cultivo são bem conhecidas. Nesses casos, estimativas razoáveis podem ser feitas mediante consulta às secretarias de agricultura locais para conhecer as taxas recomendadas, assumindo que os agricultores estão usando corretamente o produto em questão. Quando se utiliza esse tipo de recurso, é necessário ter em mente que os agricultores geralmente optam por produtos específicos, de acordo com as ofertas do mercado local e a publicidade fabricantes e fornecedores.

Se não for possível obter tais informações, pode-se então recorrer a uma outra simplificação, com base na classificação (Tabela 3.3):

- dos prováveis níveis de uso de fertilizantes e/ou tipos de agrotóxicos
- da carga hidráulica no solo decorrente do regime pluvial e/ou de irrigação.

Outra dificuldade freqüente é a falta de informações atualizadas e confiáveis sobre a distribuição e a área dos tipos de cultivos agrícolas, mesmo nos casos em que o município ou estado tem conhecimento da área total destinada em determinado ano a determinado plantio. Além disso, nos países em desenvolvimento, são freqüentes e rápidas as mudanças no uso do solo agrícola. Em geral, os mapas de uso do solo estão desatualizados e, para obter essa informação, é necessário utilizar fotos aéreas recentes, quando se pode dispor delas. Imagens por satélite também podem ser usadas, embora sua resolução geralmente não permita uma boa diferenciação entre os tipos de cultivo, mas têm a vantagem de serem atuais e oferecerem a possibilidade de se conhecerem quais são as tendências nas mudanças de uso do solo.

Outro aspecto a ser considerado, especialmente em climas mais áridos, é a irrigação agrícola com águas residuais. Estas invariavelmente contêm nutrientes e sais em quantidade muito superior às exigidas pelo plantio, o que leva a significativas perdas por lixiviação dos solos agrícolas. Nesses casos, há também a potencialidade de infiltração de microrganismos patogênicos e traços de compostos orgânicos sintéticos.

Além disso, é preciso ter em mente que a potencialidade de lixiviação de pesticidas para a água subterrânea em virtude das práticas agrícolas não se limita ao seu uso no campo, uma vez que a armazenagem e o uso na criação de gado também podem levar à contaminação da água subterrânea, especialmente onde tais compostos são inadequadamente armazenados e/ou manuseados.

(B) Fontes de Contaminação Pontuais

Atividades Industriais

As atividades industriais são capazes de gerar séria contaminação do solo e consideráveis cargas contaminantes no subsolo, como resultado do volume, da concentração e da variedade de produtos e resíduos químicos que utilizam. Em termos gerais, qualquer atividade industrial é capaz de gerar uma carga contaminante no subsolo em decorrência da emissão de efluentes líquidos, do despejo inadequado de resíduos sólidos (Pankow *et al.*, 1984; Bernardes *et al.*, 1991) e de materiais indesejados, além de acidentes envolvendo vazamentos de produtos químicos perigosos (Sax, 1984). Os compostos frequentemente detectados nas plumas de contaminação relacionadas com atividades industriais revelam, em geral, estreita ligação com aqueles utilizados na atividade industrial, os quais, por sua vez, estão diretamente relacionados ao tipo de indústria em questão (Tabela 3.5).

O manuseio e lançamento de líquidos efluentes é um aspecto da atividade industrial que merece atenção detalhada com respeito à contaminação da água subterrânea. Nas indústrias localizadas próximas de cursos de água superficiais, a descarga direta de efluentes

Table 3.4 Classificação e ranqueamento das fontes de contaminação pontuais segundo o sistema POSH

POTENCIAL DE GERAR CARGA CONTAMINANTE NO SUBSOLO	FONTES DE CONTAMINAÇÃO				
	deposição de resíduos sólidos	áreas industriais*	lagos de águas residuais	outras (urbanas)	mineração e exploração de petróleo
Elevado	resíduo industrial tipo 3, resíduo de origem desconhecida	indústria tipo 3 ou qualquer atividade que manuseie >100 kg/d de produtos químicos perigosos	todos os resíduos industriais tipo 3, qualquer efluente (exceto esgoto residencial) se a área >5 ha		operações em campos de petróleo, mineração de metais
Moderado	chuva >500 mm/a com resíduos residenciais/ agroindustriais/ industriais tipo 1, ou todos os demais casos	indústria tipo 2	esgoto residencial se a área >5 ha, demais casos não relacionados acima ou abaixo	postos de gasolina, vias de transporte com tráfego regular de produtos químicos perigosos	algumas atividades de mineração/ extração de materiais inertes
Reduzido	chuva <500 mm/a com resíduos residenciais/ agroindustriais/ industriais tipo 1	indústria tipo 1	águas residuais residenciais, mistas, urbanas, agroindustriais e de mineração de não metálicos	cemitérios	

* solos contaminados de indústrias abandonadas devem ter a mesma classificação que a da própria indústria

Indústrias Tipo 1: madeireiras, manufaturas de alimentos e bebidas, destilarias de álcool e açúcar, processamento de materiais não metálicos

Indústrias Tipo 2: fábricas de borracha, fábricas de papel e celulose, indústrias têxteis, fábricas de fertilizantes, usinas elétricas, fábricas de detergente e sabão

Indústrias Tipo 3: oficinas de engenharia, refinarias de gás/petróleo, fábricas de produtos químicos/farmacêuticos/plásticos/pesticidas, curtumes, indústrias eletrônicas, processamento de metal

Tabela 3.5 Resumo das características químicas e dos índices de risco para atividades industriais comuns

TIPO INDUSTRIAL	Índice de Risco Mazurek (1-9)	uso relativo da água	carga de salinidade	carga de nutrientes	carga orgânica	hidrocarbonetos	patógenos fecais	metais pesados	orgânico sintético	Índice de Poluição Potencial da Água Subterrânea (1-3)
Ferro e Aço	6	**	●	●	●●	●●	●	●●	●●	2
Processamento de Metal	8	*	●	●	●	●	●	●●●	●●●	3
Engenharia Mecânica	5-8	*	●	●	●	●●●	●	●●●	●●	3
Metais Não-Ferrosos	7	*	●	●	●	●	●	●●●	●	2
Minerais Não-Metálicos	3-4	**	●●●	●	●	●	●	●	●	1
Refinarias de Gás e Petróleo	7-8	*	●	●●	●●●	●●●	●	●	●●	3
Produtos Plásticos	6-8	**	●●●	●	●●	●●	●	●	●●●	3
Artefatos de Borracha	4-6	*	●●	●	●●	●	●	●	●●	2
Produtos Químicos Orgânicos	3-9	**	●●	●	●●	●●●	●●	●●	●●●	3
Produtos Químicos Inorgânicos	6-9	**	●●	●	●	●	●	●●●	●	3
Farmacêuticos	6-9	***	●●●	●●	●●●	●	●●	●	●●●	3
Madeira	2-4	*	●●	●	●●	●	●	●	●●	1
Papel e Celulose	6	***	●	●●	●●	●	●	●	●●	2
Sabão e Detergentes	4-6	**	●●	●	●●	●●	●●	●	●	2
Têxteis	6	***	●●	●●	●●●	●	●	●	●●	2
Curtume	3-8	**	●●●	●●	●●	●	●	●●	●●●	3
Alimentos e Bebidas	2-4	**	●●	●●●	●●●	●	●●●	●	●	1
Pesticidas	5-9	**	●●	●	●	●	●	●	●●●	3
Fertilizantes	7-8	*	●●●	●●●	●	●●	●	●	●●	2
Açúcar e Álcool	2-4	**	●●●	●●●	●●●	●●	●	●	●	2
Usina Termoeletrica	-	***	●	●	●	●●●	●	●●●	●●	2
Elétricos e Eletrônicos	5-8	*	●	●	●	●●●	●	●●	●●●	3

● reduzida
 ●● moderada
 ●●● elevada

} probabilidade de concentrações problemáticas de efluentes e/ou líquidos de processos

Fonte: Extraído de BNA, 1975; DMAE, 1981; Hackman, 1978; Luin & Starckenburg, 1978; Nemerow, 1963 e 1971; Mazurek, 1979; USEPA, 1977 e 1980; OMS, 1982; e outros relatórios menores não publicados.

líquidos industriais é uma prática comum; e há casos em que a disposição dos efluentes é feita por infiltração no solo. Diferentemente dos casos em que a indústria realiza o tratamento sistemático dos efluentes, tais práticas sempre representarão um perigo direto ou indireto à qualidade da água subterrânea. Além disso, nos locais onde a armazenagem e o tratamento de efluentes são realizados em lagoas não impermeabilizadas, estes também representam um perigo significativo de contaminação da água subterrânea.

A classificação POSH de atividades industriais quanto ao seu potencial de gerar carga contaminante no subsolo baseia-se (Tabela 3.4):

- no *tipo de indústria* em questão, pois isso controla a probabilidade de serem utilizados certos contaminantes da água subterrânea
- na *provável sobrecarga hidráulica* associada com a atividade industrial, calculada pelo volume de água utilizado.

Em termos do tipo de indústria, é preciso enfatizar firmemente a probabilidade de se utilizarem quantidades apreciáveis (mais de 100 quilos por dia, por exemplo) de substâncias tóxicas ou nocivas, como hidrocarbonetos, solventes orgânicos sintéticos, metais pesados etc. (Hirata *et al.*, 1991, 1997). Em todos esses casos, o índice de potencial contaminação do subsolo deve ser elevado, já que fatores como o manuseio de produtos químicos e o tratamento de efluentes não podem ser considerados frente à dificuldade geral de obter dados confiáveis.

Lagoas de Efluentes

As lagoas de efluentes são amplamente utilizadas em muitas partes do mundo para o armazenamento, o tratamento, a evaporação, a sedimentação e a oxidação de efluentes líquidos de origem industrial, águas residuais urbanas e efluentes originários da mineração. Trata-se, em geral, de lagoas relativamente rasas (menos de 5 metros de profundidade), e o tempo de retenção dos efluentes pode variar de 1 a 100 dias.

De acordo com as classificações POSH, o potencial de contaminação no subsolo dessas instalações depende de dois fatores:

- a *probabilidade de fortes poluentes da água subterrânea* estarem presentes no efluente, o que se deve principalmente à sua origem industrial
- a *taxa de percolação do lago* para o subsolo, o que se deve principalmente à construção e manutenção do lago (se o fundo e as paredes estão totalmente impermeabilizados ou não).

Em um processo de avaliação rápida, é difícil obter estimativas confiáveis do volume total de efluentes que entram e saem do sistema. Mas estudos de lagoas não impermeabilizadas (ainda a forma mais popular de construção nos países em desenvolvimento) mostram que as taxas de infiltração equivalem, com frequência, a 10-20 mm/dia (Miller e Scalf, 1974; Geake *et al.*, 1987). No entanto, embora não seja fácil fazer balanços hidráulicos completos para as lagoas, é possível calcular se estão gerando recarga significativa para aquíferos subjacentes com base na extensão de sua área e na localização hidrogeológica.

Na maioria dos casos, não é possível obter dados sobre a qualidade dos efluentes líquidos, mas a probabilidade de fortes contaminantes estarem presentes pode ser avaliada a partir

do tipo de atividade industrial ou mineradora em questão (Tabela 3.5). Note-se que muitos contaminantes menos móveis ficarão retidos nos sedimentos que formam o leito da lagoa, especialmente microrganismos patogênicos e metais pesados. As lagoas que recebem águas residuais urbanas geralmente têm uma elevada carga de material orgânico e microrganismos patogênicos, além de altas concentrações de nutrientes e, às vezes, sais. Se a rede de esgoto a elas associada serve áreas não-residenciais ou de uso misto, é provável que contenha os efluentes das pequenas indústrias (como oficinas mecânicas, lavanderias a seco, gráficas etc.), e, nesses casos, as águas residuais podem conter solventes orgânicos sintéticos e desinfetantes.

O método de classificação POSH para avaliação do potencial relativo das lagoas de águas residuais de gerarem cargas contaminantes no subsolo se encontra na Tabela 3.4, que utiliza dados facilmente obtidos sobre:

- o tipo de atividade que gera as águas residuais
- a área ocupada pela(s) lagoa(s).

Despejo de Resíduos Sólidos

O despejo inadequado de resíduos sólidos é responsável por um número significativo de casos de poluição da água subterrânea (USEPA, 1980; Gilham e Cherry, 1989). Isso acontece principalmente em regiões de clima úmido, onde volumes substanciais de lixiviado são gerados nos lixões e aterros sanitários, mas ocorre também em climas mais secos, onde os lixiviados são geralmente mais concentrados. A carga contaminante gerada no subsolo por um lixão ou aterro sanitário se deve a dois fatores:

- a probabilidade da existência de contaminantes da água subterrânea nos resíduos sólidos
- a geração de uma sobrecarga hidráulica suficiente para lixiviar tais contaminantes (geralmente associada a chuvas).

Os tipos de contaminantes presentes têm relação principalmente com a origem do resíduo e com as reações (bio)químicas que ocorrem dentro do próprio resíduo e na zona vadosa subjacente (Nicholson *et al.*, 1983). A avaliação da qualidade efetiva dos lixiviados requer um programa de monitoramento detalhado, mas pode também ser estimada, em termos gerais, com base na origem do resíduo (residencial urbano, industrial ou de mineração) e na construção e idade do local de despejo. O cálculo da sobrecarga hidráulica necessita de um balanço hidráulico mensal para o aterro, além de informações sobre o nível de impermeabilização de sua base e superfície, considerando inclusive que alguns lixiviados serão gerados pelos próprios resíduos. A classificação do potencial relativo de gerar-se uma carga contaminante no subsolo pode ser obtida pela interação entre (Tabela 3.4):

- a origem do resíduo, que indica a provável presença de contaminantes
- a provável sobrecarga hidráulica estimada a partir da incidência pluviométrica no local de despejo dos resíduos

Em alguns casos, a origem dos resíduos sólidos é incerta, pela ausência de controles sobre os tipos de resíduos recebidos. Uma boa prática é classificar a atividade de lançamentos dos resíduos sólidos como geradora de uma carga contaminante potencialmente elevada, a despeito do regime de precipitação. Essa medida de precaução não é considerada excessiva,

pois pequenos volumes de substâncias tóxicas (como compostos orgânicos sintéticos) podem causar grande deterioração na qualidade da água subterrânea (Mackey e Cherry, 1996).

Postos de Gasolina

Os postos de gasolina são responsáveis por um grande número de casos de contaminação da água subterrânea (Fetter, 1988), embora os incidentes isolados sejam de pequenas dimensões. Essas instalações encontram-se por toda parte e lidam com volumes consideráveis de hidrocarbonetos potencialmente poluentes armazenados em tanques subterrâneos que não permitem inspeções visuais para verificar vazamentos. As principais fontes de poluição do solo e da água subterrânea são tanques corroídos, e há uma forte correlação entre a incidência e o tamanho dos vazamentos e a idade dos tanques instalados (Kostecki e Calabrese, 1989; Cheremisinoff, 1992). Existe uma grande probabilidade de que tanques com mais de 20 anos estejam bastante corroídos e sujeitos a vazamentos substanciais, a menos que recebam manutenção regular. Além disso, as tubulações que ligam os tanques às bombas podem romper-se devido ao tráfego de veículos pesados ou à baixa qualidade da instalação.

Como procedimento de rotina, a maioria dos postos de gasolina mede os níveis de combustível no início e no fim de cada dia de trabalho, geralmente por meio de sistemas elétricos. Os números obtidos são comparados aos volumes vendidos registrados nas bombas. No entanto, tais medições não denunciam necessariamente vazamentos dos tanques no subsolo, pois não são particularmente sensíveis, e perdas relativamente pequenas podem causar plumas de contaminação significativas na água subterrânea, em decorrência da alta toxicidade das substâncias em questão. Testes regulares para verificar a integridade dos tanques são uma boa medida para detectar fugas. Perdas ocasionadas por corrosão podem ser consideravelmente reduzidas com a aplicação de melhores padrões de projeto, construção, operação e manutenção dos tanques. Em particular, o uso de tanques de aço ou plástico reforçados com fibra de vidro ou de tanques com paredes duplas oferece muito mais segurança contra vazamentos, e a proteção catódica reduz significativamente a corrosão.

Levando em conta as pequenas áreas geralmente afetadas e a forte atenuação natural dos compostos de hidrocarbonetos no subsolo, a simples presença de postos de gasolina ou de instalações para armazenagem com tanques subterrâneos deve ser classificada como uma fonte moderada de carga contaminante no subsolo, a menos que seja evidente a implantação de projeto com elevado padrão e manutenção regular das instalações. Há perigo adicional nos casos em que os postos de gasolina estão associados a oficinas de conserto de veículos, que utilizam grandes quantidades de solventes orgânicos sintéticos e lubrificantes a base de hidrocarbonetos, pois estes podem ser despejados no solo sem controle.

Atividades de Mineração e Exploração de Petróleo e Gás

As atividades de mineração e exploração de hidrocarbonetos podem causar importantes impactos na qualidade da água subterrânea em virtude de:

- modificações do regime de fluxo da água subterrânea, seja direta ou indiretamente, em razão da construção e operação de escavações a céu aberto e no subsolo

- aumento na vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação, como resultado da remoção física de partes da zona vadosa ou das camadas confinantes que forneciam proteção natural
- despejo das águas de drenagem da mina ou dos fluidos salinos dos reservatórios de hidrocarbonetos, por expansão do solo, descarga nos cursos de água superficiais, ou em lagoas de evaporação sujeitas a percolação
- infiltração de lixiviado das pilhas de estéreis retiradas da mina
- despejo de resíduos sólidos e efluentes líquidos em escavações de minas abandonadas
- operação de minas subterrâneas ou poços de petróleo localizados imediatamente abaixo de importantes aquíferos de abastecimento de água
- mobilização de metais pesados e outros compostos devido a mudanças no regime de escoamento da água subterrânea em áreas escavadas e/ou mudanças relacionadas às condições hidroquímicas.

Em virtude da grande complexidade dessas atividades e das alterações hidráulicas que elas provocam, é necessário analisá-las individualmente para avaliar seu impacto potencial sobre a qualidade da água. Assim, não se pode recomendar nenhum método de avaliação rápida. No entanto, no estágio preliminar de avaliação, é possível distinguir três grupos principais de atividades extrativas, cada uma delas envolvendo exigências bastante distintas no que diz respeito à avaliação dos perigos que elas representam de contaminação da água subterrânea:

- *extração de materiais inertes*, como aqueles utilizados na construção civil, em que a principal preocupação é avaliar as mudanças que a atividade mineradora pode ter causado em termos da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos subjacentes e de seu sistema de escoamento da água subterrânea
- *mineração de metais e outros depósitos potencialmente reativos*, em que se deve prestar especial atenção ao manejo do rejeito estéril, já que, em muitos casos, este pode conter possíveis contaminantes da água subterrânea (como metais pesados e arsênico), e ao despejo das águas de drenagem, que podem apresentar alto potencial de contaminação se tratadas indevidamente
- *exploração de hidrocarboneto*, em que grandes volumes de água salina e outros fluidos são extraídos durante a perfuração e a operação dos poços, e – dependendo de seu manejo e disposição – podem significar um considerável perigo para os aquíferos rasos na área.

Solo Contaminado

Todas as grandes áreas urbanas e de mineração passaram por mudanças históricas no uso do solo, e o fechamento de indústrias e minerações é uma ocorrência comum, especialmente nas economias em desenvolvimento. O terreno abandonado por essas atividades pode conter altos níveis de contaminação e gerar uma significativa carga contaminante no subsolo, devido à lixiviação por excesso de chuva. A existência de solo contaminado representa uma ameaça não só as águas subterrâneas, mas também ao meio ambiente e à saúde daqueles que agora utilizam tal terreno. No entanto, este último tópico foge ao escopo do presente guia.

Mudanças na propriedade e/ou no uso do solo podem dificultar a obtenção de informações detalhadas sobre as atividades que ali operavam anteriormente e os tipos/níveis prováveis de contaminação. Mapas antigos e fotos aéreas constituem uma importante fonte de dados nesse aspecto, e as informações que fornecem podem ser reforçadas pelos arquivos do governo local e por entrevistas com antigos funcionários ou moradores.

A classificação e avaliação do solo contaminado em termos de sua probabilidade de gerar carga contaminante no subsolo até os aquíferos subjacentes requer um levantamento do uso em uma perspectiva temporal. A partir do tipo de atividade industrial ou mineradora, é possível prever, em termos gerais, a ocorrência e o tipo de contaminação mais prováveis de ocorrer. Em alguns casos, distritos inteiros dedicaram-se historicamente a um certo tipo de atividade industrial, e, em tal situação, possivelmente será mais simples lidar com a área como um todo em vez de trabalhar com cada local individualmente.

A responsabilidade pelo perigo remanescente de contaminação da água subterrânea será um problema a considerar. Pode ser uma questão difícil de resolver nos casos em que a contaminação possa ter ocorrido muito tempo atrás, antes talvez da existência de leis que controlassem os despejos no solo.

Contaminação de Cursos de Água Superficiais

Uma situação relativamente comum é a presença de cursos de água superficiais (permanentes ou intermitentes) contaminados na área de estudo. Esses cursos de água geralmente apresentam um alto perigo para a qualidade da água subjacente e geram uma significativa carga contaminante no subsolo.

Dois fatores principais determinam o potencial de contaminação da água subterrânea:

- se o curso de água superficial exibe um comportamento de perda (influyente) ou de ganho (efluente) com respeito ao aquífero subjacente; o principal perigo está na relação com a condição anterior, mas é preciso notar que a exploração da água subterrânea pode alterar a condição do rio de efluente para influyente
- a qualidade da água que se infiltra pelo leito dos cursos superficiais pode ser consideravelmente melhorada em decorrência da atenuação natural do contaminante durante esse processo; entretanto, contaminantes mais móveis e persistentes dificilmente são removidos e constituirão os componentes mais importantes da carga contaminante total no subsolo.

Sem uma pesquisa detalhada e sem amostragens, não é fácil estabelecer uma taxa confiável de infiltração da água dos cursos superficiais e sua qualidade. Porém, com base em informações gerais sobre os tipos de contaminação presentes e as condições hidrogeológicas, geralmente é possível determinar a gravidade relativa da carga contaminante de subsolo.

Figura 3.6 Legendas para mapeamento da carga contaminante de subsolo

ATIVIDADE GERADORA DE CONTAMINANTES	REPRESENTAÇÃO CARTOGRÁFICA		
	reduzida	moderada	elevada
Fontes Difusas			
área residencial urbana			
uso agrícola do solo			
Fontes Pontuais			
atividade industrial			
lagoas de efluentes			
despejo de resíduos sólidos			
rios superficiais contaminados			
vias de transporte			

Vias de Transporte

Acidentes envolvendo o transporte de substâncias perigosas ocorrem de tempos em tempos, e o manejo e disposição dessas substâncias após o acidente pode gerar uma significativa carga contaminante no subsolo e ameaçar a qualidade da água subterrânea em alguns aquíferos. Uma situação similar ocorre em grandes terminais de transporte, onde essas substâncias são manuseadas regularmente e, às vezes, derramadas por acidente.

É necessário localizar os principais terminais e vias de acesso e avaliar a probabilidade de virem a gerar carga contaminante no subsolo. É claro que essa informação não está prontamente disponível, mas pode haver estatísticas sobre a ocorrência de acidentes e a frequência do transporte de substâncias que podem ameaçar a água subterrânea, bem como os tipos de medidas de emergência normalmente adotados. Em termos gerais, esses locais devem ser tratados como fontes potenciais de carga contaminante de intensidade moderada, a menos que se identifiquem, nos procedimentos operacionais de rotina, providências especiais para reduzir a incidência de derramamentos e para evitar a contaminação da água subterrânea, caso estes ocorram.

Cemitérios

A prática de enterrar os cadáveres humanos (e também de animais) é relativamente comum em muitas culturas do mundo. A questão que surge, às vezes, é se os cemitérios constituem fontes potenciais de contaminação da água subterrânea. Em geral, essa prática gera uma carga contaminante microbiológica relativamente pequena e restrita a uma certa área, e que ainda pode ser reduzida com a utilização de túmulos impermeáveis e/ou ataúdes resistentes à corrosão. A situação, no entanto, é diferente quando grande número de animais mortos são rapidamente enterrados após uma epidemia, por

exemplo, já que as covas, cavadas às pressas, são usadas sem nenhuma precaução ou consideração especial.

Apresentação dos Resultados

3.5

O método POSH para o cadastro da carga contaminante de subsolo permite avaliar as fontes potenciais de contaminação em três níveis: reduzido, moderado e elevado. A abordagem aqui apresentada para classificar cargas contaminantes (e, a partir delas, avaliar o perigo de contaminação da água subterrânea) é muito útil quando se trata de estabelecer prioridades para os programas de monitoramento da qualidade da água subterrânea e para as inspeções ambientais de instalações no campo.

Os dados sobre possíveis fontes pontuais de contaminação podem ser facilmente representados em mapas na mesma escala daqueles utilizados para a cartografia da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação e para a delimitação das áreas de proteção das fontes de abastecimento por água subterrânea. Isso permitirá um rápido exame da interação dos dados e facilitará a avaliação do perigo de contaminação do aquífero ou da fonte de abastecimento (ver Guia Técnico, Parte B4), mas é importante que cada atividade seja também identificada por um código e registrada num banco de dados. Para fontes difusas e multipontuais, geralmente é mais prático definir as áreas de terra ocupadas e então gerar um mapa da carga contaminante potencial no subsolo, usando diferentes tonalidades para representar a intensidade relativa da carga. Uma legenda conveniente para todos esses mapas encontra-se na Figura 3.6 (Foster e Hirata, 1988). É possível que escalas mais detalhadas sejam necessárias para áreas urbanas densamente povoadas e com grande variedade de atividades industriais e de outros tipos.

Nos países em desenvolvimento, o uso do solo por atividades humanas exhibe mudanças relativamente rápidas, o que complica a produção de mapas para a carga contaminante de subsolo. No entanto, os avanços na computação e na impressão em cores facilitarão cada vez mais a atualização regular e a impressão desses mapas. Os sistemas SIG são muito úteis nesse aspecto, pois também permitem a correlação eletrônica e a manipulação rápida dos dados espaciais, assim como a geração de imagens coloridas e mapas analógicos de diferentes atributos. Outra grande vantagem de manter as informações em bancos de dados e mapas digitais é a possibilidade de disponibilizá-las pela internet e assim torná-las acessíveis a todos os interessados no manejo de solo e água.

Esta introdução ao método POSH tem a finalidade de fornecer orientações gerais para o usuário, mas é importante que, ao ser aplicado a qualquer projeto de avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea, seja adaptado às realidades e aos requisitos locais.

PARTE B: GUIA TÉCNICO

Abordagens Metodológicas da Proteção da Água Subterrânea

B4

Avaliação e Controle dos Perigos de Contaminação

O perigo de contaminação da água subterrânea pode ser definido como a probabilidade de um aquífero sofrer impactos negativos decorrentes de determinada atividade humana, a tal nível que sua água subterrânea se torne imprópria para consumo, segundo os valores-guias estabelecidos pela OMS para a qualidade da água potável. Este capítulo trata de sua avaliação e controle com base na prática e na definição de prioridades.

4.1

Avaliação do Perigo de Contaminação do Aquífero

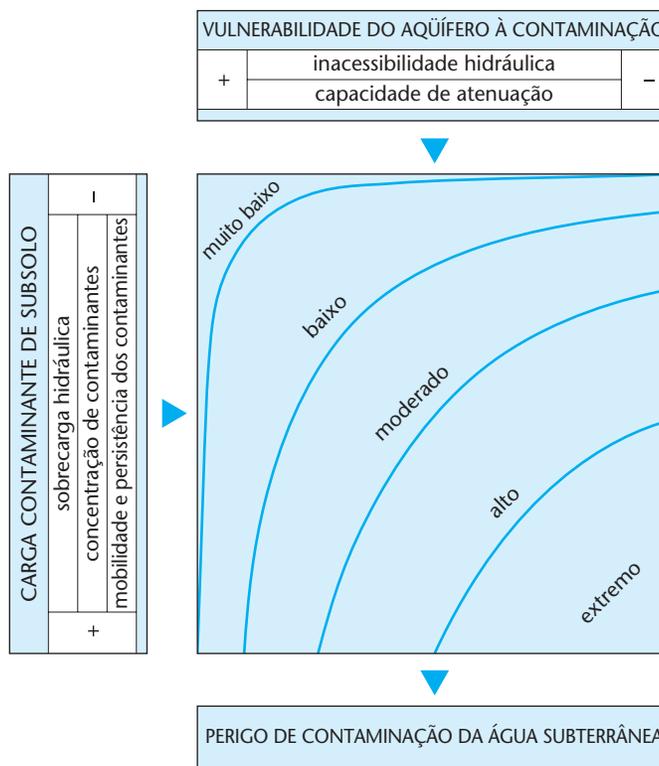
(A) Proposta Metodológica Recomendada

O perigo de contaminação de um aquífero num dado local (Figura 4.1) pode ser determinado considerando-se a interação entre:

- a carga contaminante que é, será ou poderá ser aplicada ao subsolo como resultado de atividades humanas
- a vulnerabilidade do aquífero à contaminação, o que depende das características naturais dos estratos que o separam da superfície do solo.

Em termos práticos, a avaliação do perigo envolve, portanto, o exame dessa interação (Foster, 1987) por meio da sobreposição dos resultados do cadastro de carga contaminante de subsolo (conforme descrito no Capítulo B3) ao mapa de vulnerabilidade do aquífero (conforme especificado no Capítulo B1). Os casos mais preocupantes são aqueles em que as atividades capazes de gerar elevada carga contaminante se desenvolvem, ou estão planejadas para se desenvolverem, numa área de alta ou extrema vulnerabilidade do aquífero.

Figura 4.1 Esquema conceitual para avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea



A avaliação dos perigos de contaminação do aquífero é um pré-requisito essencial para a proteção dos recursos hídricos subterrâneos, pois ela identifica as atividades humanas com maior probabilidade de impactos negativos sobre o aquífero, indicando assim as prioridades para as medidas necessárias de controle e remediação.

(B) Distinção entre Perigo e Risco

O termo “perigo de contaminação da água subterrânea” empregado nesta publicação tem exatamente o mesmo sentido que “risco de contaminação da água subterrânea” em Foster e Hirata (1988). A mudança de terminologia é necessária para adequar-se àquela ora utilizada por outras áreas de avaliação de riscos a ecossistemas e à saúde humana e animal, onde risco é agora definido como o produto de “perigo vezes escala do impacto”. O escopo deste guia se restringe (nesta terminologia) à avaliação dos perigos de contaminação da água subterrânea e desconsidera potenciais impactos sobre a população humana ou os ecossistemas aquáticos que dependem do aquífero, assim como o valor econômico dos recursos aquíferos.

4.2

Avaliação do Perigo de Contaminação das Fontes de Abastecimento

(A) Método da Incorporação das Zonas de Captura das Fontes

O conceito de perigo pode estender-se além da avaliação dos aquíferos como um todo para fontes de abastecimento específicas, por meio da projeção das zonas de captura da água sub-

terrânea (conforme delineadas no Capítulo B2) nos mapas de vulnerabilidade do aquífero à contaminação (Figura 4.2) (Hirata e Rebouças, 1999), antes da sobreposição dos resultados do cadastro de carga contaminante de subsolo. Se as atividades com potencial de gerar elevada carga de contaminação de subsolo ocorrerem em área de alta vulnerabilidade do aquífero, localizada, além disso, dentro de uma zona de captura de fonte de abastecimento de água subterrânea, haverá sério perigo de causarem contaminação significativa da fonte.

No caso de regimes de escoamento complexos ou instáveis, a delimitação de zonas de captura (perímetros de proteção) pode ser extremamente problemática, e somente é possível a aplicação restrita. Em tais situações, o mapeamento da vulnerabilidade do aquífero terá de assumir o papel principal na avaliação dos perigos de contaminação da água subterrânea às fontes individuais de abastecimento de água, embora aceitando-se a substancial incerteza quanto à extensão precisa de suas áreas de captação.

(B) Estudos Sanitários Complementares em Poços

A título de complemento do método acima, recomenda-se enfaticamente que também se realizem estudos sanitários junto ao poço. Já existe um procedimento padronizado para tais estudos (Lloyd e Helmer, 1991), cujo resultado é uma avaliação do perigo de contaminação microbiológica em fontes de água subterrânea (poços e nascentes). O estudo restringe-se normalmente a uma área de 200–500 metros de raio (Figura 2.2) e consiste em pontuar uma série de fatores por meio de inspeção visual direta e utilizar o monitoramento regular da contagem de coliformes fecais na fonte subterrânea para obter confirmações (Tabela 4.1). Esse método também pode ser aplicado facilmente no caso de fontes de abastecimento domésticas que utilizem poços perfurados ou poços cavados com bombeamento manual ou elétrico, ou nascentes por gravidade, cujas taxas de extração são muito pequenas, tornando impraticável a delimitação de zonas de captura.

Estratégias para Controle da Contaminação da Água Subterrânea

4.3

A vulnerabilidade do aquífero à contaminação deve ser concebida em relação interativa com a carga contaminante que é (será ou poderá ser) aplicada no ambiente subterrâneo como resultado da atividade humana, causando assim o perigo de contaminação da água. Uma vez que se pode controlar a carga contaminante, a política de proteção da água subterrânea deve focar-se na obtenção do controle necessário, segundo a vulnerabilidade do aquífero (ou, em outras palavras, segundo a capacidade natural dos estratos de cobertura do aquífero de atenuarem a contaminação).

(A) Prevenção da Contaminação Futura

Nos casos em que o planejamento do uso do solo é uma prática habitual, por exemplo, para a expansão de uma área urbana ou para a realocação de uma zona industrial, os mapas de vulnerabilidade são uma ferramenta valiosa para reduzir o risco de um futuro perigo de contaminação da água subterrânea. Eles identificam as áreas mais vulneráveis à contaminação, permitindo que atividades que representam perigo potencial sejam proibidas ou evitadas nesses locais.

Figura 4.2 Resumo da metodologia geral de proteção da qualidade da água subterrânea

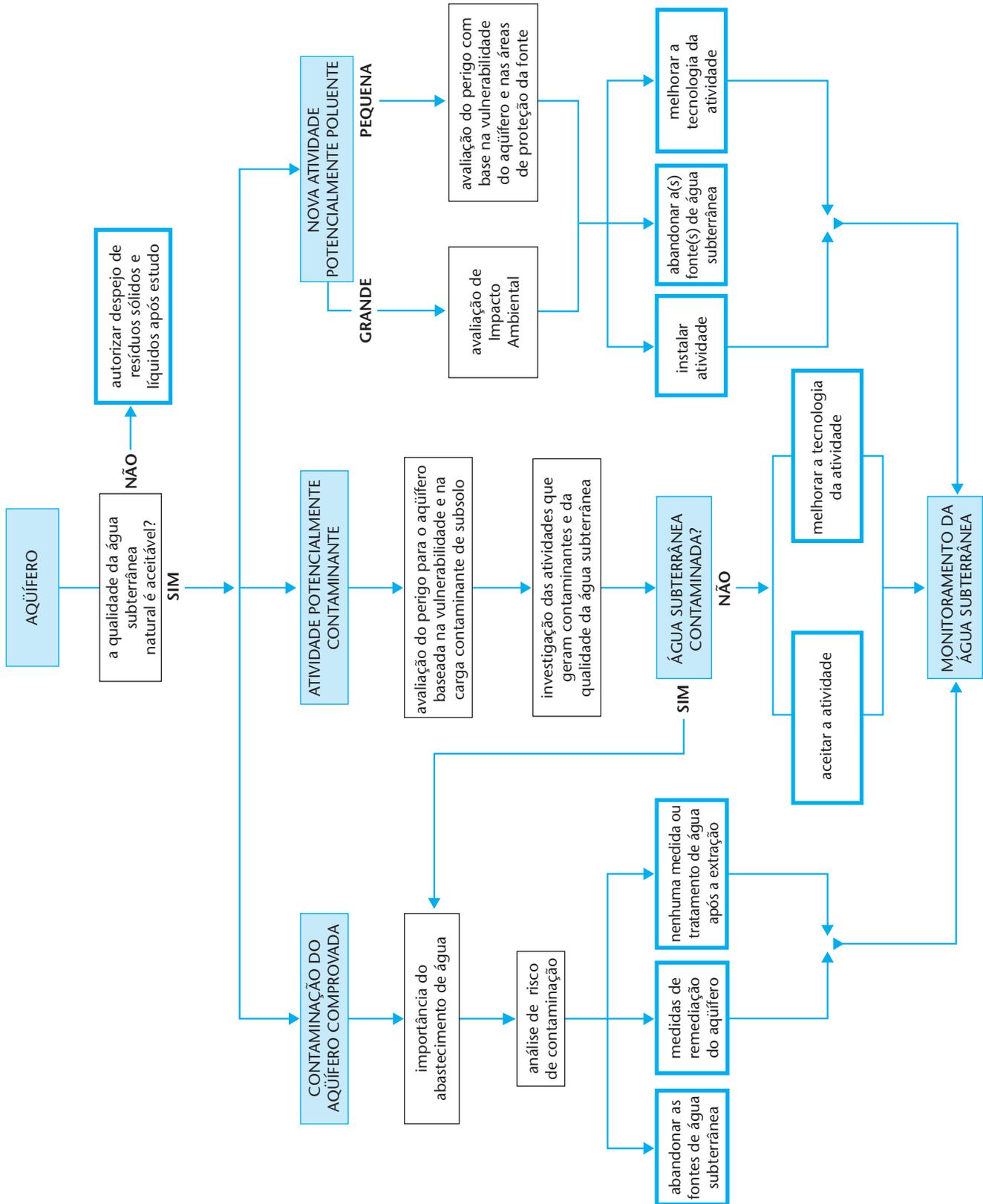


Tabela 4.1 Sistema de classificação para avaliação e confirmação do perigo de contaminação fecal nas fontes de água subterrânea*

FATORES NA INSPEÇÃO SANITÁRIA		PONTUAÇÃO (presente = 1 ausente = 0)
Perigos Ambientais (fora do local) <ul style="list-style-type: none"> ● grutas locais, cavidades ou poços abandonados usados para drenagem ● fissuras nas camadas que cobrem o aquífero ● esgotos, latrinas, fossas sanitárias ou sépticas nas proximidades ● resíduos agrícolas despejados ou derramados nas proximidades 		pontuação cumulativa de 5-6 indica alto perigo potencial de contaminação (e 7-8, muito alto)
Perigos Associados à Construção (no local) <ul style="list-style-type: none"> ● revestimento de poço vazando, ou em profundidade insuficiente ● o revestimento de poço não ultrapassa o terreno ou o piso do compartimento de bomba ● vazamentos no sistema sob vácuo (sucção) ● bomba da boca do poço, tubos de sucção ou caixas de válvulas vulneráveis a enchentes 		
CONTAGEM DE CF NA ÁGUA BRUTA (nmc ou cfu/100ml)	PERIGO DE CONTAMINAÇÃO CONFIRMADO	
0	nenhum	
1-10	baixo	
11-50	médio a alto	
50-1000	alto	
>1000	muito alto	

Fonte: Adaptado de Lloyd e Helmer, 1991

Se a área em questão já tem fontes de abastecimento importantes, devem-se definir áreas de proteção para essas fontes como parte do planejamento, utilizando-se o mapa de vulnerabilidade do aquífero para orientar os níveis de controle necessários para a atividade potencialmente poluente (Tabela 4.2). A aplicação desse método deve ser flexível a cada caso analisado, levando-se em conta o nível provável da demanda futura de água do aquífero e o custo de fontes alternativas de abastecimento de água.

No caso de novas atividades potencialmente poluentes de larga escala e grande potencial de impacto, a exigência de um **Estudo de Impacto Ambiental (EIA)** como parte do processo de autorização é hoje uma prática legal e/ou técnica aceita em muitos países. A experiência demonstra que esse mecanismo assegura uma melhor avaliação dos impactos ambientais (inclusive sobre a qualidade da água subterrânea) na fase de planejamento, favorecendo a adoção de uma abordagem mais eficaz para a proteção ambiental. O foco do EIA (Figura 4.3) está na definição e análise de problemas, conflitos e limitações relacionados com a implementação de projetos, entre eles, o impacto sobre

Tabela 4.2 Matriz de aceitabilidade de instalações e atividades comuns potencialmente contaminantes conforme as zonas em superfície do solo para proteção da água subterrânea

ATIVIDADE POTENCIALMENTE CONTAMINANTE QUE REQUER MEDIDAS DE CONTROLE	(A) POR VULNERABILIDADE DO AQUÍFERO		
	alta	média	baixa
Tanque Séptico, Fossas Sanitárias e Latrinas			
propriedades individuais	A	A	A
propriedades comunitárias, públicas	A	A	A
postos de gasolina	PA	A	A
Instalações para Despejo de Resíduos Sólidos			
domésticos municipais	PN	PA	A
de construção/inertes	A	A	A
industriais perigosos	N	N	PA
industriais (tipo I)	PN	PA	A
industriais (tipos II e III)	N	N	PA
cemitérios	PA	A	A
incineradores	N	PN	PA
Extração Mineral e de Petróleo			
materiais de construção (inertes)	PA	PA	A
outros, incluindo petróleo e gás	N	PA	A
linhas de combustível	N	PA	A
Indústrias			
tipo I	PA	PA	A
tipos II e III	PN/N	PA/N	PA/PN
Instalações Militares	PN	PA	PA
Lagoas de Infiltração			
efluentes municipais/água de resfriamento	A	A	A
efluentes industriais	PN	PA	PA
Drenagem por Valas			
teto de edifícios	A	A	A
estradas principais	PN	PA	A
estradas secundárias	PA	A	A
áreas de lazer	A	A	A
estacionamentos	PA	A	A
áreas industriais	PN*	PA	A
aeroportos/estações de trem	PN	PA	A
Aplicação de Efluente no Solo			
indústria alimentícia	PA	A	A
todas as outras indústrias	PN	PA	A
esgoto	PA	A	A
lodo de esgoto	PA	A	A
lodo de fazendas	A	A	A
Criação Intensiva de Animais			
lagoa de efluentes	PA	A	A
drenagem de currais e fazendas	PA	A	A
Áreas Agrícolas			
com agrotóxico	PN	A	A
com uso não controlado de fertilizantes	PN	A	A
armazenamento de agrotóxico	PN	PA	A

Tabela 4.2 continuação

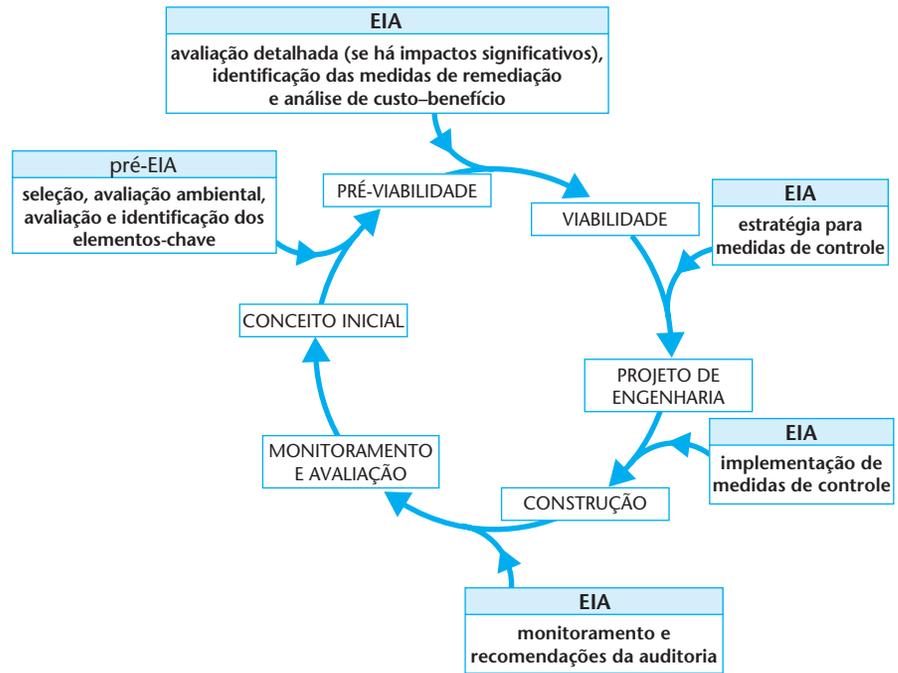
ATIVIDADE POTENCIALMENTE CONTAMINANTE QUE REQUER MEDIDAS DE CONTROLE	(B) POR ÁREA DE PROTEÇÃO DA FONTE			
	I	II	III	IV
Tanque Séptico, Fossas Sanitárias e Latrinas				
propriedades individuais	N	N	A	A
propriedades comunitárias, públicas	N	N	PA	A
postos de gasolina	N	N	PN	PA
Instalações para Despejo de Resíduos Sólidos				
domésticos municipais	N	N	N	PN
de construção/inertes	N	N	PA	PA
industriais perigosos	N	N	N	N
industriais (tipo I)	N	N	N	PN
industriais (tipos II e III)	N	N	N	N
cemitérios	N	N	PN	A
incineradores	N	N	N	PN
Extração Mineral e de Petróleo				
materiais de construção (inertes)	N	N	PN	PA
outros, incluindo petróleo e gás	N	N	N	N
linhas de combustível	N	N	N	PN
Indústrias				
tipo I	N	N	PN	PA
tipos II e III	N	N	N	N
Instalações Militares	N	N	N	N
Lagoas de Infiltração				
efluentes municipais/água de resfriamento	N	N	PA	A
efluentes industriais	N	N	N	N
Drenagem por Valas				
teto de edifícios	PA	A	A	A
estradas principais	N	N	N	PN
estradas secundárias	N	PN	PA	PA
áreas de lazer	N	PA	PA	A
estacionamentos	N	N	PN	PA
áreas industriais	N	N	N	PN
aerportos/estações de trem	N	N	N	PN

N = não aceitável em quase todos os casos; PN = provavelmente não aceitável, exceto em alguns casos sujeitos a investigação detalhada e projeto específico; PA = provavelmente aceitável, sujeito a investigação e projeto específicos; A = aceitável, sujeito a projeto segundo as normas

I = zona operacional; II = zona microbiológica; III = zona intermediária; IV = toda a área de captura.

Fonte: Adaptado de Foster *et al.*, 1993; Hirata, 1993.

Figura 4.3 Ciclo normal de implementação do projeto com intervenção antecipada de uma Avaliação de Impacto Ambiental (EIA)

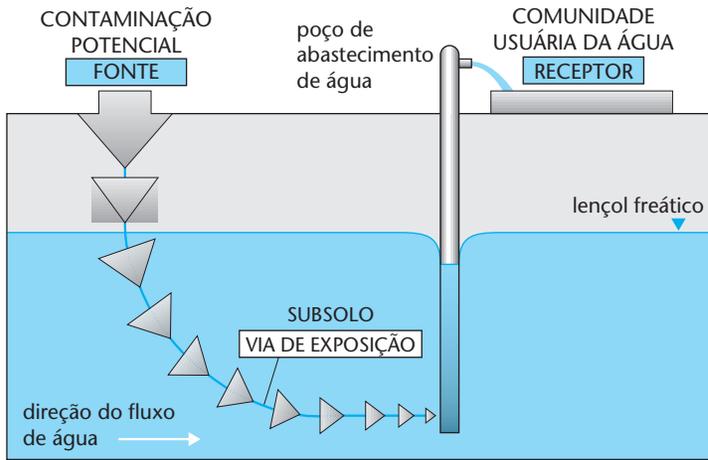


as atividades vizinhas, a população local e o ambiente próximo (UNEP, 1988); em certos casos, pode levar à realocação do projeto para um local mais aceitável. O EIA é parte integrante do estudo de viabilidade do projeto, e os estudos sobre a água subterrânea devem assumir especial importância quando estão envolvidos certos tipos de produção industrial, grandes aterros para despejo de resíduos sólidos, empresas de mineração, agricultura intensiva irrigada de grande escala etc.

Há vários métodos diferentes para a realização do EIA (Weitzenfeld, 1990), mas a avaliação da capacidade do solo de atenuar as cargas contaminantes potenciais e a identificação das fontes de água subterrânea que podem ser afetadas são de importância crítica, pois muitas atividades (por sua própria característica ou por acidente) levam à descarga de efluentes no solo. Portanto, o mapa de vulnerabilidade do aquífero à contaminação e a definição do tempo de fluxo e das zonas de captura das fontes de abastecimento de água subterrânea são dados fundamentais e fazem parte do clássico esquema de avaliação do EIA: fonte-via de exposição-receptor (da contaminação potencial) (Figura 4.4).

Tentar eliminar a possibilidade de descarga de efluentes pode ser muito dispendioso e, às vezes, desnecessário. Assim, uma das melhores maneiras de obter vantagem econômica e reduzir o perigo de contaminação ambiental é assegurar que o uso do solo proposto seja totalmente compatível com sua capacidade de atenuar possíveis contaminantes.

Figura 4.4 Esquema de avaliação conceitual do EIA sobre fonte-via de exposição-receptor (da contaminação potencial)



(B) Manejo de Fontes Potenciais de Contaminação Existentes

Em áreas onde já existem várias atividades potencialmente poluentes, a principal necessidade será estabelecer prioridades para as medidas de controle da contaminação da água subterrânea. Tanto nas zonas rurais como urbanas, será necessário primeiro definir qual, dentre essas atividades, representa perigo mais sério para a qualidade da água. Os mesmos três componentes (mapeamento da vulnerabilidade do aquífero, delimitação das áreas de proteção das fontes de abastecimento e cadastro da carga contaminante de subsolo) constituem a base fundamental para essa avaliação (Figura 4.5).

Figura 4.5 Nível de prioridade das ações de controle da contaminação da água subterrânea, com base na vulnerabilidade do aquífero, nas áreas de proteção das fontes de água subterrânea e na carga contaminante potencial

		ZONAS DE VULNERABILIDADE DO AQUIFERO À CONTAMINAÇÃO*			ÁREAS DE PROTEÇÃO DA FONTE DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	
		baixa	média	alta	500 dias	50 dias
		CARGA CONTAMINANTE POTENCIAL				
reduzida	reduzida	3	3	2	2	1
	moderada	2	2	1	1	1
	elevada	2	1	1	1	1

NÍVEL DE PRIORIDADE		
1 = alto	2 = médio	3 = baixo

* Número de zonas/áreas reduzidas para simplificar a representação.

Tabela 4.3 Exemplos de métodos de controle das fontes potenciais de contaminação da água subterrânea

FONTE DE CONTAMINAÇÃO	POSSÍVEIS RESTRIÇÕES	ALTERNATIVAS
Fertilizantes e Agrotóxicos	controle de fertilizantes e agrotóxicos para atender às necessidades do plantio; controle da taxa e do tempo de aplicação; proibição ao uso de agrotóxicos selecionados; regulamentação do despejo de recipientes usados	nenhuma
Saneamento <i>in situ</i> (latrinas, fossas e tanques sépticos)	preferir tanques sépticos se o nível de uso da água for alto; aplicar normas de projeto de tanques sépticos	rede de esgoto
Dutos/Tanques de Armazenamento Subterrâneos	revestimento duplo	instalação acima do solo detecção de vazamentos
Despejo de Resíduos Sólidos doméstico doméstico e industrial	impermeabilização na base e na superfície reciclagem/coleta e tratamento de lixiviados monitoramento do impacto	despejo remoto
Lagoas de Efluentes agrícolas municipais industriais	impermeabilização da base impermeabilização da base impermeabilização da base e monitoramento do impacto	nenhuma usina de tratamento despejo remoto
Cemitérios	impermeabilização dos túmulos drenagem superficial	crematórios
Poços de Injeção de Águas Residuais	investigação e monitoramento aplicação de padrões rigorosos de projeto	tratamento de efluentes despejo remoto
Resíduos e Drenagem de Minas	controle operacional monitoramento do impacto	tratamento (correção do pH)

Fonte: Adaptado de Foster *et al.*, 1993; Zaporozec e Miller, 2000.

A Tabela 4.3 pode ser útil na seleção das atividades que requerem mais atenção, de acordo com sua localização segundo o nível de vulnerabilidade do aquífero e sua posição em relação às áreas de proteção da fonte. Em muitos casos, é possível reduzir ou eliminar a carga contaminante de subsolo com modificações no projeto. Por exemplo, o saneamento *in situ* pode ser substituído por rede de esgoto, as lagoas de evaporação/percolação dos efluentes podem ser substituídas por processos de tratamento de efluentes, e mesmo um cemitério pode ser substituído por um crematório.

É preciso reconhecer, no entanto, que os controles voltados para a redução de uma futura carga contaminante de subsolo não eliminarão os contaminantes que já existem desde práticas passadas. Por exemplo, a instalação de redes de esgoto num distrito urbano

reduzirá radicalmente a carga contaminante gerada pelo saneamento *in situ*, mas as várias toneladas de contaminantes depositadas no subsolo durante as décadas anteriores ainda podem liberar uma significativa carga contaminante no aquífero mais profundo.

Em alguns casos e em certas localidades, talvez seja possível aceitar uma atividade potencialmente contaminante sem exigir alterações no projeto existente, desde que se implante uma intensa campanha de monitoramento da qualidade da água. Isso exigiria a instalação de uma rede de monitoramento (capaz de detectar qualquer incipiente contaminação da água subterrânea e alertar antecipadamente sobre a necessidade de ações de remediação) nas proximidades imediatas da atividade em questão (Seção 4.4B).

(C) Método da Investigação do Passivo Ambiental

Consideráveis extensões de solo urbano e áreas rurais mais isoladas que estiveram, durante longos períodos, ocupadas por certos tipos de atividade industrial, mineradora ou militar, freqüentemente exibem grave contaminação, mesmo em locais onde a atividade foi encerrada há muitos anos. Sob certas circunstâncias, esse solo pode gerar uma séria carga contaminante na água subterrânea. Nesses casos, é necessário avaliar o risco do impacto sobre seres humanos, animais e vegetais, em decorrência do contato com o solo contaminado e/ou da ingestão daquela água.

Esse tipo de avaliação de risco, normalmente utilizado para orientar a decisão sobre o tipo de remediação ou medidas de limpeza, não será tratado em detalhes aqui, e os interessados podem buscar informações na ASTM (1995). Essas avaliações de risco geralmente utilizam os seguintes critérios (Busmaster e Lear, 1991):

- onde a probabilidade de impactos sobre a saúde é de 95%, numa escala de 1:100.000, é essencial iniciar obras de remediação imediatamente
- onde o valor correspondente se situa entre 1:100.000 e 1:1.000.000, recomendam-se análises mais criteriosas para avaliar incertezas e custo-benefício
- abaixo do último nível, em geral nenhuma ação é tomada.

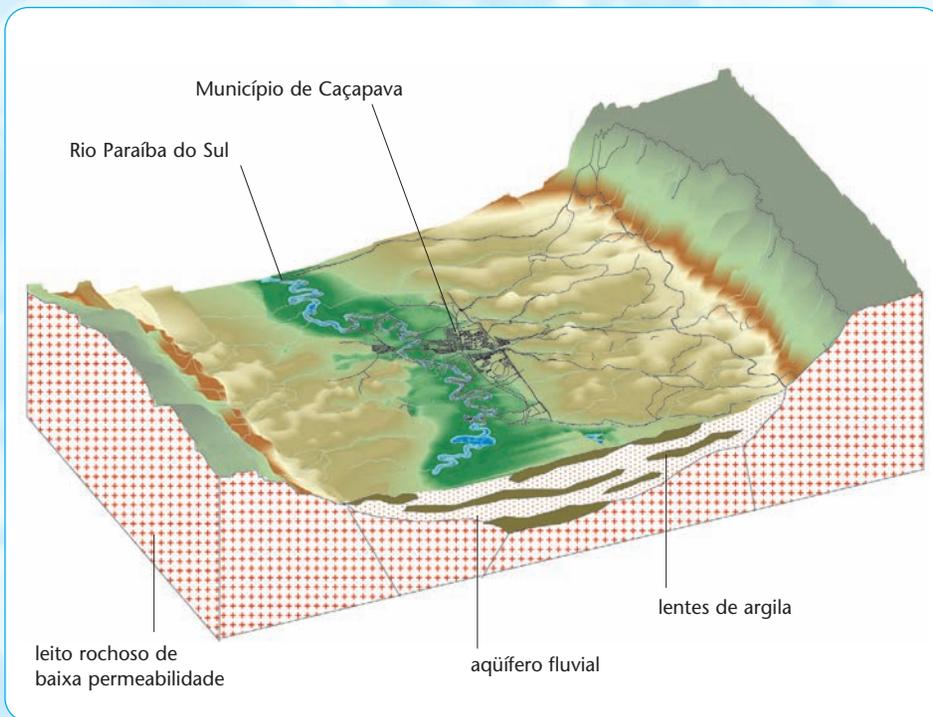
(D) Escolhendo Novas Áreas para Abastecimento com Água Subterrânea

A escolha de áreas para a instalação de novas fontes de abastecimento de água no município deve envolver o mesmo procedimento recomendado acima para avaliar o perigo de contaminação das fontes existentes. Em situações nas quais a avaliação identifica atividades capazes de gerar uma elevada carga contaminante de subsolo e/ou quando a vulnerabilidade do aquífero à contaminação é elevada ou extrema na maior parte da zona de captura da fonte, a avaliação deve ser seguida de uma análise técnica e econômica para estabelecer se:

- será possível controlar adequadamente todas as fontes potenciais de contaminação relevantes
- seria aconselhável buscar outros locais para a instalação das novas fontes de captação.

Quadro 4.1

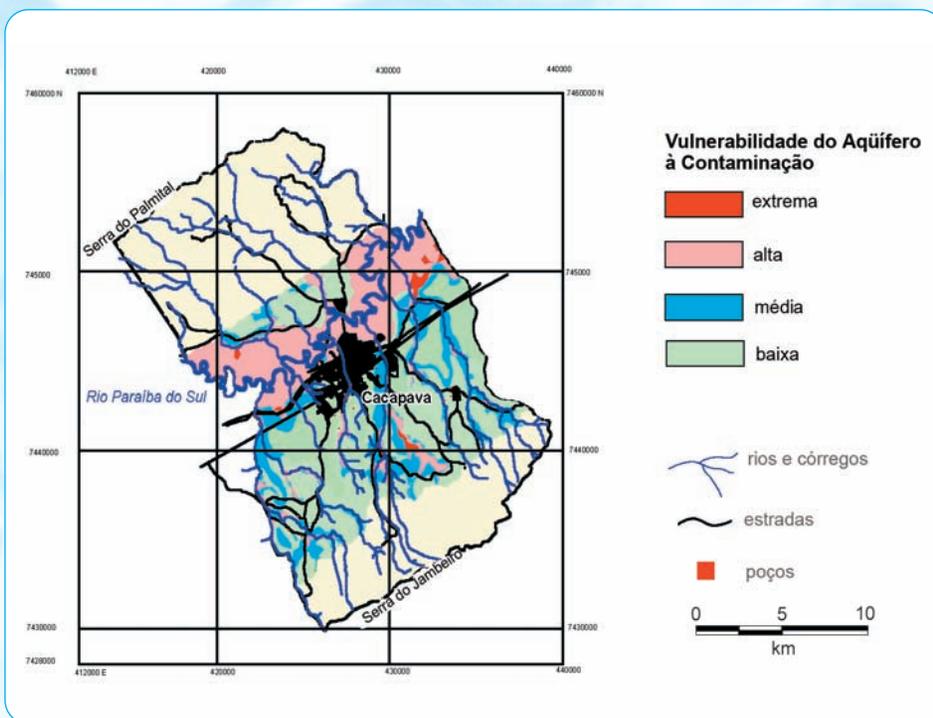
Uso das técnicas SIG na avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea na região de Caçapava, Brasil



A utilização das técnicas SIG (Sistema de Informações Geográficas) para o gerenciamento de dados é especialmente adequada no trabalho de controle e avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea. Elas facilitam e dão eficiência às tarefas de armazenamento, atualização, manipulação e integração dos dados. Além disso, permitem a apresentação flexível dos resultados, tanto para profissionais da área de meio ambiente como para os atores sociais, numa variedade de mídias interativas e impressas.

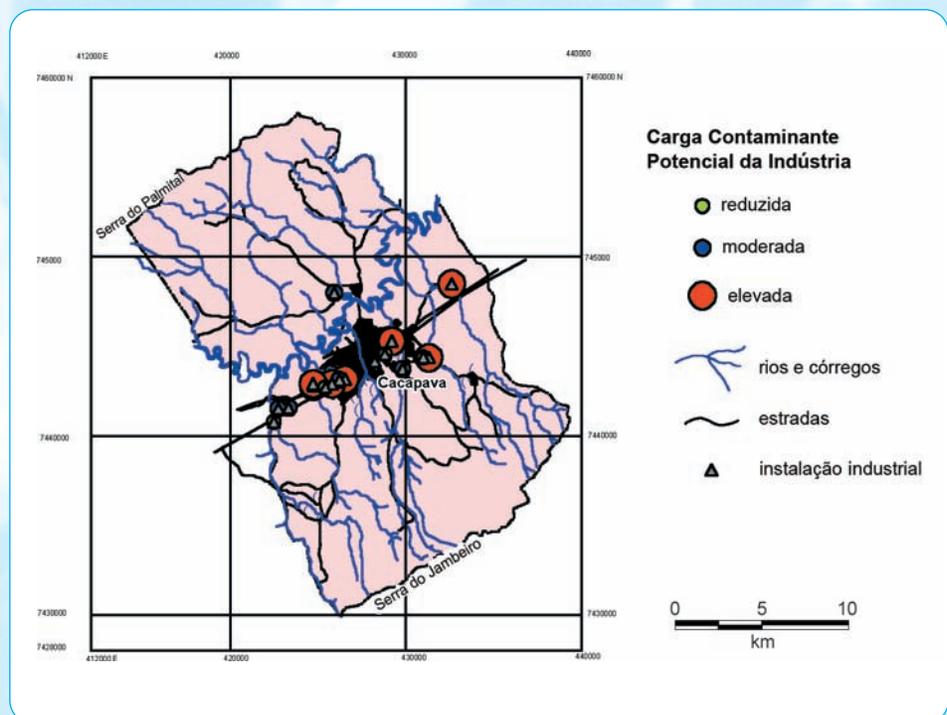
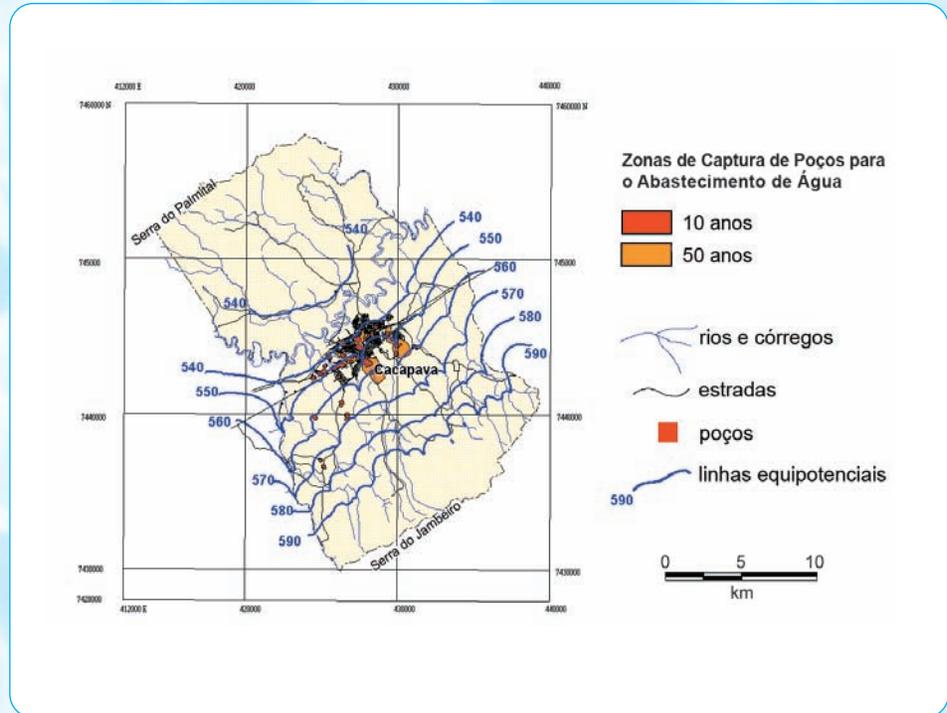
- O município de Caçapava (São Paulo, Brasil) depende fortemente dos recursos hídricos subterrâneos. O aquífero aluvial em exploração consiste em depósitos de areia e cascalho intercalados com lentes de argila, atingindo uma espessura total de 200–250 m. Sua água subterrânea é predominantemente não confinada, exceto em pontos onde se encontra semi-confinada pelas lentes de argila.

- O município sofreu, no passado, significativas perdas financeiras em decorrência de uma série de casos de contaminação do aquífero, o que evidenciou a necessidade de uma abordagem sistemática para a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea e de uma estratégia racional para estabelecer prioridades para as medidas de controle da contaminação. O mapeamento da



vulnerabilidade do aquífero à contaminação pelo método GOD foi um dos primeiros passos no programa de proteção da água subterrânea. Utilizou-se um SIG para armazenar e avaliar os parâmetros obtidos por meio do GOD (Martin *et al.*, 1998).

- O passo seguinte foi delinear as zonas de captura dos principais poços de abastecimento de água do município, o que correspondia a um tempo de trânsito de 10 a 50 anos na zona saturada. Isso foi feito utilizando-se um modelo de fluxo numérico tridimensional, o que gerou um resultado compatível com o SIG para facilitar sua superposição ao mapa de vulnerabilidade.
- Realizou-se então um levantamento e um cadastro das fontes potenciais de contaminação (de maneira geral, instalações industriais e postos de gasolina). A aplicação do método POSH de avaliação revelou que apresentavam potencial elevado, moderado ou reduzido de produzir uma carga contaminante significativa ao subsolo. Esses resultados foram também incorporados ao SIG para ressaltar as localizações que exigiam ação prioritária ou vigilância especial, no interesse de proteger os poços existentes de abastecimento de água potável.



4.4

Monitoramento da Qualidade da Água Subterrânea

Um elemento adicional e essencial dos programas de proteção da água subterrânea é o monitoramento do nível e da qualidade da água do aquífero (Figura 4.2). Esse procedimento é necessário para:

- conhecer a qualidade natural da água daquele sistema
- coletar novos dados sobre o sistema aquífero para melhorar sua modelagem conceitual e numérica
- verificar as avaliações do perigo de contaminação da água
- confirmar a eficácia das medidas de proteção da qualidade da água

Essa necessidade de monitoramento é diferente daquela exigida para a supervisão da qualidade da água (de poços e nascentes) destinada ao abastecimento público.

A representatividade e confiabilidade do monitoramento da qualidade da água do aquífero é resultado, em grande parte, do tipo e do número de instalações de monitoramento em operação. O custo da perfuração de poços com frequência impõe uma séria restrição à quantidade dessas instalações (exceto quando se trata de lençóis freáticos rasos) e exerce forte pressão para que se recorra a poços de produção para o monitoramento do aquífero.

(A) Limitações da Amostragem de Poços de Produção

A maioria dos poços de produção tem seus filtros ou entradas de água localizados a grande profundidade, de modo a maximizar seu desempenho de produção e extração. Por isso, geralmente extraem um “coquetel de água subterrânea” de diferentes

- origens, em termos de área e data de recarga (misturando, em muitos casos, águas subterrâneas com tempos de residência que variam de anos a décadas ou séculos)
- evoluções hidrogeoquímicas, em termos das modificações ocorridas pela interação das águas através dos aquíferos e pela atenuação natural dos contaminantes.

Isso inevitavelmente exerce uma séria limitação à interpretação e extrapolação dos dados de monitoramento para muitos sistemas aquíferos (Foster e Gomes, 1989).

Além disso, a amostragem dos poços de produção é feita geralmente por meio da saída de água na boca do poço durante o bombeamento. Assim, outro fator que complica a interpretação desses dados é a possível modificação físicoquímica das amostras de água (em comparação com a condição *in situ*) devido a processos como:

- entrada de ar pelas bombas do poço (ou por outros aparelhos de amostragem), provocando oxidação e precipitação de íons metálicos dissolvidos ou outras substâncias sensíveis a alterações de Eh
- volatilização, causando perda de compostos instáveis como hidrocarbonetos de petróleo e solventes orgânicos sintéticos
- despressurização, provocando perda de gases dissolvidos, como CO₂, e alterando o pH.

Essas limitações não costumam ser levadas em conta quando se interpretam os dados obtidos no monitoramento rotineiro da qualidade da água de abastecimento público em poços de produção. Dados técnicos mais completos acerca dessas limitações, além de métodos para reduzir o problema das amostragens, podem ser encontrados em Foster e Gomes (1989).

(B) Monitoramento Sistemático para Controle da Contaminação da Água Subterrânea

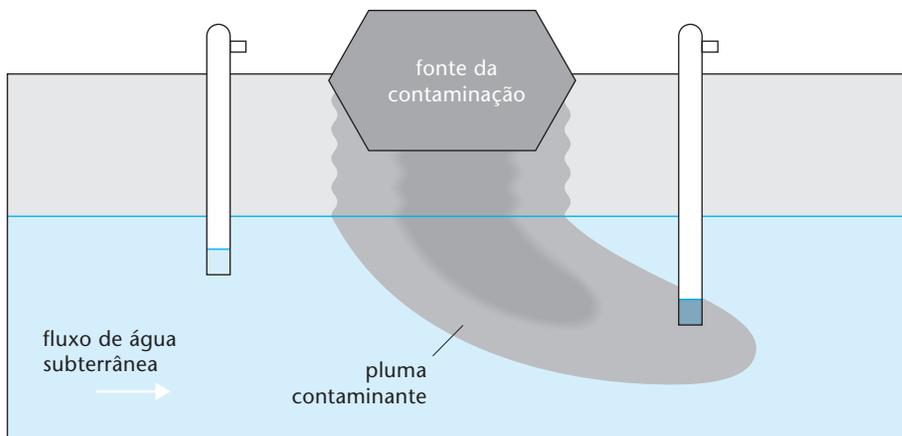
Poços de monitoramento (ou piezômetros) perfurados, bem localizados e cuidadosamente construídos são o meio mais adequado de obter amostras de água subterrânea representativas das condições *in situ* num sistema aquífero. Estes consistem em poços de pequeno diâmetro (50 mm ou menores) com filtros curtos (2 m a 5 m), revestidos com materiais relativamente inertes (aço inoxidável, teflon ou PVC). Devem ser observados os procedimentos corretos de perfuração e instalação (incluindo uma vedação de bentonita ou cimento para prevenir contaminação pelo espaço anelar do poço), os quais geralmente se encontram disponíveis na maioria dos países (Foster e Gomes, 1989).

Podem-se adotar três estratégias diferentes no monitoramento sistemático para a proteção da qualidade da água subterrânea (Figura 4.6):

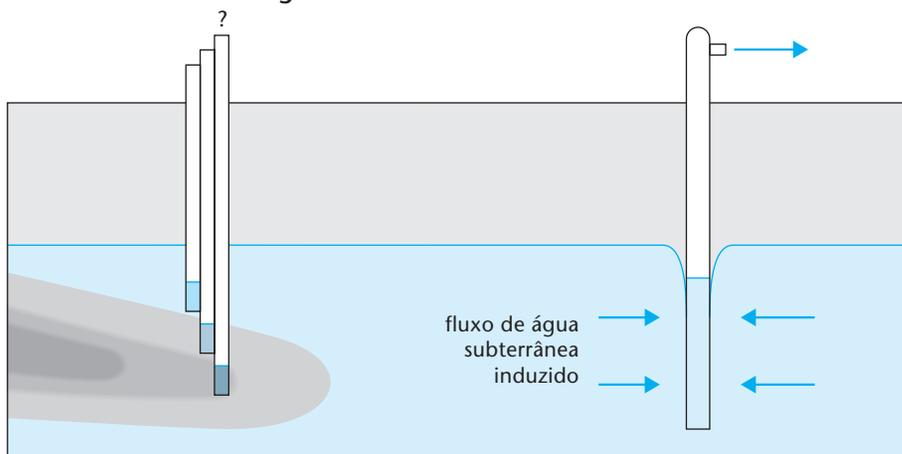
- **Monitoramento Ofensivo das Fontes Potenciais de Contaminação.** O objetivo é detectar os primeiros sinais de contaminação do aquífero por fontes conhecidas, com monitoramento da região imediatamente a jusante e parâmetros analíticos especificamente escolhidos, de acordo com a fonte de contaminação. Esse método é dispendioso e, por isso, tem de ser altamente seletivo, visando primeiro as fontes de contaminação mais perigosas localizadas dentro das zonas de captura de poços ou fontes nos aquíferos com alta vulnerabilidade.
- **Monitoramento Defensivo das Fontes de Abastecimento de Água Subterrânea.** O objetivo é proporcionar sinais de alerta para as plumas de contaminação que ameaçam campos de poços ou poços e nascentes individuais de água potável, por meio da instalação de uma rede de monitoramento a montante, capaz de detectar a aproximação de água contaminada em tempo de se adotarem ações de investigação e remediação. É necessário ter total conhecimento do sistema de fluxo local e dos caminhos dos contaminantes (especialmente em relação à escolha da profundidade dos filtros de entrada dos poços de monitoramento).
- **Monitoramento de Avaliação para Aquíferos Contaminados.** Deve-se adotar um método semelhante ao descrito para o monitoramento ofensivo:
 - confirmar, sobretudo, a eficácia dos processos de atenuação natural dos contaminantes nos casos em que estes são considerados a forma mais econômica ou a única maneira viável de lidar com a contaminação do aquífero
 - confirmar a eficácia das medidas de remediação de aquíferos adotadas, nos casos em que estas são consideradas tecnicamente e economicamente viáveis.

Figura 4.6 Resumo esquemático das estratégias de monitoramento da qualidade da água

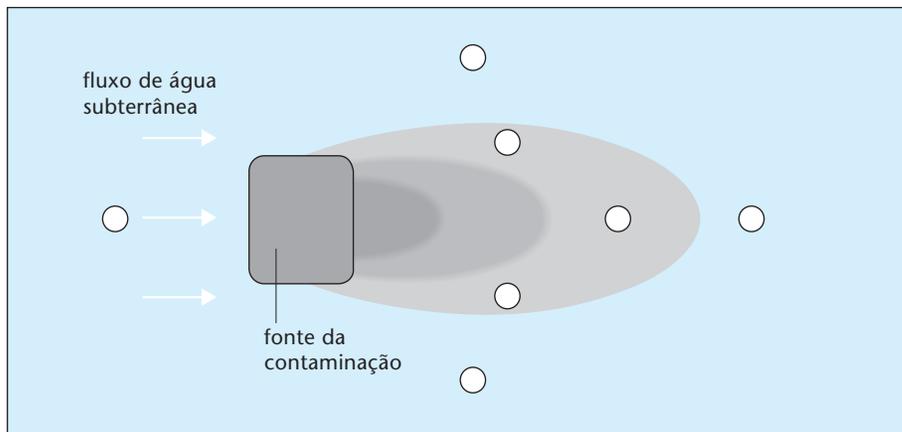
a) monitoramento de detecção ofensivo para a proteção do aquífero



b) monitoramento de detecção defensivo para a proteção de fontes de abastecimento de água



c) monitoramento de avaliação dos incidentes de contaminação do aquífero existentes



(C) Escolha de Parâmetros Analíticos

Há também a urgente necessidade de melhorar a escolha dos parâmetros analíticos definidos para as amostras de água subterrânea. O monitoramento da água de abastecimento público, quando feito por água subterrânea, limita-se, em grande parte, às análises de condutividade elétrica, pH, coliformes fecais e totais, e cloro livre (se utilizado para desinfecção das fontes). Embora esses parâmetros dêem uma indicação da pureza da água, fornecem muito pouca informação sobre a presença ou ausência dos tipos mais freqüentes de contaminação da água subterrânea. Por exemplo, se o poço está localizado nas proximidades de uma indústria (incluindo atividades de processamento de metal), é essencial monitorar também os solventes clorados e os próprios metais pesados, pois é improvável que os parâmetros de monitoramento em análises rotineiras da água da rede pública indiquem a presença desses elementos. A escolha dos parâmetros deve ser realizada à luz da avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea (Tabela A.2 no Resumo Executivo).

É preciso definir também a freqüência das amostragens nas redes de monitoramento da água. Exceto em aquíferos com extrema ou alta vulnerabilidade à contaminação, geralmente é suficiente monitorar a qualidade da água a cada três meses.

Elaborando Programas de Proteção da Qualidade da Água Subterrânea

4.5

(A) Requisitos e Responsabilidades Institucionais

De maneira geral, o órgão responsável pelo meio ambiente ou pelos recursos hídricos (ou a agência, o departamento ou o escritório do governo local, regional ou nacional encarregado de desempenhar essa função) tem poderes para proteger a qualidade da água subterrânea. É ele, em princípio, que está em melhor posição para elaborar programas de proteção da qualidade da água subterrânea que incluam:

- a definição do zoneamento do solo com base nas exigências de proteção da água subterrânea
- a implementação de medidas de proteção adequadas

ainda que, na prática, muitas vezes faltem os recursos institucionais e o compromisso político para agir de maneira abrangente ou efetiva.

É fundamental ter em mente a dimensão e o nível de detalhamento necessário para a avaliação e proteção de fontes de abastecimento específicas. Para isso, é essencial o envolvimento ativo das companhias de abastecimento de água. Além disso, como têm a responsabilidade de respeitar os códigos da boa engenharia, essas empresas teriam, por assim dizer, a obrigação de tomar a iniciativa de promover ou realizar as avaliações do perigo de contaminação em todas as suas fontes de abastecimento.

Os procedimentos apresentados para a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea são o precursor lógico de um programa de medidas de proteção. Como tal, proporcionam uma base sólida para representações bem fundamentadas, perante os órgãos que regulam o meio ambiente e os recursos hídricos, em favor de medidas de proteção da água subterrânea, quando necessário. Mesmo que não exista nenhum órgão ou legislação de controle da poluição, normalmente é possível pressionar o governo local ou municipal a decretar ações de proteção tendo em vista o interesse maior da população.

(B) Lidando com as Principais Incertezas e Desafios

As avaliações de perigo de contaminação da água subterrânea podem apresentar um considerável grau de incerteza científica, especialmente no que diz respeito:

- à capacidade de atenuação no subsolo de certos contaminantes orgânicos sintéticos
- à probabilidade e intensidade do fluxo preferencial da zona vadosa em alguns estratos geológicos
- às taxas de vazamento de água e transporte de contaminantes em alguns aquíferos confinantes
- aos regimes de fluxo da água subterrânea ao redor dos poços em aquíferos heterogêneos complexos,

que podem levar a grande margem de erro na definição das necessidades de proteção. A complicação que isso representa deve ser reconhecida (Reichard *et al.*, 1990) e tratada de maneira explícita e sistemática. Em muitos casos, será necessário monitorar a água para obter indícios claros da contaminação incipiente ou efetiva, a fim de se justificar o custo das medidas necessárias para o controle da contaminação.

Se confirmado o perigo de contaminação, será necessário avaliar os riscos que ele representa e definir as ações adequadas. Em termos gerais, técnicos e administrativos, essas ações podem incluir:

- negociação (e possível subsídio) de modificações no projeto e na operação das atividades poluentes, por meio da introdução de tecnologias mais avançadas para reduzir ou eliminar a carga contaminante no subsolo, com o devido monitoramento ou remediação da contaminação existente
- transferência da atividade poluente para outro local, menos vulnerável do ponto de vista hidrogeológico (em alguns casos com pagamento de indenizações), com o devido monitoramento ou remediação da contaminação existente
- realocação das fontes de abastecimento de água subterrânea para uma nova área com baixo perigo de contaminação, com a concomitante introdução de controles adequados de uso do solo.

É preciso ter em mente que, para alguns aquíferos ou partes de sistemas aquíferos, cujas características naturais determinam uma água subterrânea de baixa qualidade, não será realista implementar medidas de proteção contra a contaminação. Será mais apropriado designar tais áreas como localização preferencial de indústrias ou atividades com alta probabilidade de gerar uma pesada carga contaminante no subsolo. Nesses casos, porém, é importante avaliar cuidadosamente se:

- a água subterrânea local pode às vezes ser usada para o abastecimento doméstico de pequena escala
- a infiltração de efluentes pode causar alterações na direção de fluxo da água subterrânea capazes de ameaçar as áreas com água de melhor qualidade
- a construção de novos poços ou campos de poços em áreas adjacentes pode alterar a direção de fluxo da água subterrânea e torná-la vulnerável à contaminação pela água ao redor.

Quadro 4.2

Gestão e avaliação do perigo de contaminação da fonte de água subterrânea nas cercanias de Manágua, Nicarágua

Para proteger os principais campos de poços municipais, realizou-se uma avaliação sistemática do perigo de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, incluindo o mapeamento da vulnerabilidade do aquífero e o cadastro de carga contaminante de subsolo, com uma clara política estabelecida para envolver todos os atores sociais.

- A água subterrânea é de extrema importância para o abastecimento doméstico, industrial e agrícola na região, e é extraída de poços profundos municipais e privados instalados em um importante sistema aquífero vulcânico localizado no sul do lago Manágua. Há pouco desenvolvimento de solo nas lavas mais recentes, e a área é classificada como altamente vulnerável, apesar do lençol freático relativamente profundo (mais de 25 m). O principal campo existente extrai cerca de 195 ML/d e se localiza na margem oriental da cidade de Manágua, mas um novo campo de 70 ML/d, em desenvolvimento numa área mais rural, situada a cerca de 10 km da zona sul da cidade, está sendo estudado.
- A zona de captura do campo existente é ameaçada por uma série de indústrias, que incluem curtumes, metalúrgicas e manufaturas têxteis na área industrial da Zona Franca, assim como pelo armazenamento de produtos químicos e combustíveis no aeroporto internacional e por várias cidades periurbanas em desenvolvimento com saneamento *in situ* (Scharp, 1994; Scharp *et al.*, 1997; MARENA e KTH, 2000). Há também várias pistas de pouso e decolagem na região, que eram outrora usadas para armazenamento, carregamento e pulverização aérea de agrotóxicos no terreno agrícola. Nos últimos trinta anos, houve um cultivo intensivo de algodão com emprego de pesticidas altamente persistentes, como toxafeno e DDT.
- A área que conforma a zona de captura do novo campo de poços é classificada como média quanto à vulnerabilidade, mas existem áreas de alta vulnerabilidade devido à ausência de cobertura do solo, que foi removida pela erosão. Embora haja várias fontes pontuais de contaminação potencial, como indústrias, postos de gasolinas e lixões, somente uma delas, com tanques de armazenamento subterrâneos, foi classificada

como tendo elevada carga contaminante potencial. A área de captura é predominantemente agrícola, e considera-se que o uso frequente de agrotóxicos móveis (como os inseticidas carbamatos) constitui uma ameaça de contaminação importante, razão porque será necessário o controle da atividade agrícola, no interesse do abastecimento de água do município.

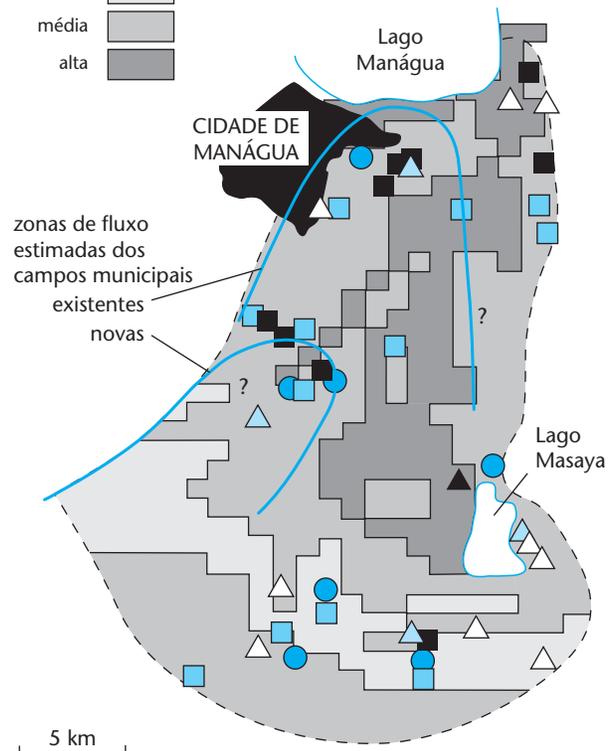
Mapeamento da avaliação da contaminação para o sistema de água subterrânea de Manágua

Carga Contaminante de Subsolo

	reduzida	moderada	elevada
indústrias		■	■
postos de gasolina		●	●
aterros	△	△	△

Vulnerabilidade do Aquífero à Contaminação

baixa	□
média	■
alta	■



É preciso considerar também que águas subterrâneas rasas em áreas urbanas apresentam, em geral, grande probabilidade de estarem significativamente contaminadas. Contudo, uma estratégia integrada e coordenada, que inclua várias das ações a seguir, será útil para ajudar a proteger as fontes de água potável:

- priorizar a ampliação da rede de esgoto para áreas com alta vulnerabilidade à contaminação onde os aquíferos são usados para abastecimento de água potável
- melhorar a localização e a qualidade do lançamento de águas residuais provenientes da rede de esgoto, após análise dos impactos potenciais em campos de poços municipais periurbanos a jusante e outros usuários da água subterrânea
- restringir a densidade de novos projetos residenciais servidos por instalações sanitárias *in situ* convencionais
- inibir o lançamento de efluentes industriais no solo por meio de permissões e multas, estimulando assim a reciclagem, a minimização e o tratamento dos resíduos
- impor o cumprimento de exigências especiais de manuseio para substâncias químicas tóxicas e efluentes persistentes em qualquer zona industrial localizada em áreas com alta vulnerabilidade à contaminação
- direcionar a localização das instalações de lançamento de resíduos sólidos para áreas com baixa vulnerabilidade à contaminação.

Há também alguns outros obstáculos importantes à implementação das medidas de proteção da água subterrânea, entre eles:

- controlar ou mudar as práticas agrícolas, especialmente quando estas envolvem o plantio ou a criação de animais que contrariam a boa administração dessas atividades
- manejo técnico e financeiro do passivo ambiental e da contaminação da água, especialmente em áreas há muito tempo ocupadas por atividades industriais
- falta de clareza sobre a responsabilidade legal por grave contaminação da água subterrânea (presente ou passada) quando esta ocorreu antes da introdução de normas legais, e sobre se a contaminação decorrente da atividade em questão foi intencional, deliberada, incidental ou acidental
- resistência ao zoneamento do uso do solo para a proteção da água subterrânea, por causa da alegada redução nos valores da terra (ou depreciação da propriedade), em razão da implícita perda de oportunidade ou aumento de custos para o desenvolvimento industrial ou a produtividade agrícola.

(C) Criando um Consenso para a Ação

O controle do perigo de contaminação da água subterrânea requer a adoção de ações técnicas para a redução da carga contaminante de subsolo definida como prioridade por análises precedentes. Essas ações devem ser promovidas dentro do contexto social e econômico da área em questão, razão por que a participação de todos os atores sociais na avaliação do perigo de contaminação e na formulação de medidas de controle será essencial para o sucesso.

Todos os esforços devem ser empenhados para que as avaliações do perigo de contaminação da água subterrânea sejam transparentes e acessíveis para a sociedade civil em geral. Uma avaliação socioeconômica sistemática das possíveis barreiras à implementação das medidas de proteção da água subterrânea (KTH e MARENA, 2000) proporcionará informações táticas importantes para o planejamento estratégico e a definição de prioridades.

Os procedimentos para a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea aqui apresentados constituem uma ferramenta eficaz para promover a participação dos atores sociais relevantes (especialmente os interesses dos usuários da água, mas também potenciais poluidores). Isso porque (em parte) tais procedimentos facilitam a comunicação entre os atores por meio da síntese e simplificação das condições hidrogeológicas, embora em essência ainda conservem sua base científica. Em termos mais gerais, o zoneamento da superfície do solo, através de mapas que combinem os tipos de vulnerabilidade do aquífero e as zonas de captura das fontes de abastecimento de água subterrânea (áreas de proteção), pode ser prontamente utilizado para a elaboração de matrizes de aceitabilidade para várias categorias de atividade potencialmente poluente. Ambos são extremamente valiosos para:

- ampliar a consciência dos atores sociais acerca dos perigos de contaminação da água subterrânea
- oferecer dados verossímeis e defensáveis para os procedimentos de planejamento do uso do solo
- promover o entendimento público sobre a necessidade de proteger a água subterrânea.

Abreviaturas

BNWPP – Bank Netherlands Water Partnership Program – Programa de Cooperação sobre Recursos Hídricos do Banco Mundial e o Governo dos Países Baixos

Cepis – Centro Pan-Americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Meio Ambiente

Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Brasil

CNA – Comissão Nacional da Água (México)

DAEE – Departamento de Água e Energia Elétrica (Brasil)

DNAPL – Dense Non Aqueous Phase Liquid – Líquidos Densos Não Miscíveis em Água ou Líquidos Densos em Fase Não Aquosa

Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Brasil)

GW•MATE – Groundwater Management Advisory Team – Grupo Assessor em Gestão de Águas Subterrâneas do Banco Mundial

GWP – Global Water Partnership – Associação Mundial da Água

GWP-Catac – Global Water Partnership – Comitê Técnico da América Central

ICAyA – Instituto Costarricense de Sistemas de Água e Esgoto (Costa Rica)

IG-SMA – Instituto Geológico da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

Marena – Ministério do Meio Ambiente e Recursos Naturais (Nicarágua)

OMS – Organização Mundial da Saúde

OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde

OSE – Obras Sanitárias do Estado (Uruguai)

PHI – Programa Hidrológico Internacional

Prisma – Programa Salvadorenho de Pesquisa sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente (El Salvador)

Sedapal – Serviço de Água Potável e Esgoto de Lima (Peru)

UMA – Universidade Nacional da Costa Rica

Unesco – Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura

Unidades

$\mu\text{S/cm}$ – microsiemens por centímetro

ha – hectare

kg/d – quilogramas por dia

kg/ha/a – quilogramas por hectare por ano

km^2 – quilômetro quadrado

l/d – litro por dia

l/d/hab – litro por dia por habitante

m – metros

m^3 – metro cúbico

mg/kg – miligramas por quilograma

mg/l – miligramas por litro

mm/a – milímetros por ano

mmp/100 ml – número mais provável por 100 mililitros

peças/ha – pessoas por hectare

ufc/100 ml – unidades formadoras de colônias por 100 mililitros

Referências Bibliográficas

(as referências em azul foram utilizadas nos quadros)

Adams, B. e S. S. D. Foster. 1992. "Land-surface zoning for groundwater protection." *Journal of Institution of Water and Environmental Management* 6: 312–320.

Albinet, M. e J. Margat. 1970. "Cartographie de la vulnerabilite a la pollution des nappes d'eau souterraine." *Bulletin BRGM 2nd Series* 3(4): 13–22. Orleans, França.

Aller, L., T. Bennett, J. H. Lehr, R. J. Petty, e G. Hackett. 1987. *DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*. Environmental Protection Agency Report 600/2-87-035. Washington, D.C.

Andersen, L. J. e J. Gosk. 1987. "Applicability of vulnerability maps." *TNO Committee for Hydrological Research: Proceedings and Information* 38: 321–332. Delft, Países Baixos.

ASTM (American Society for Testing and Material). 1995. *Standard guide for risk-based corrective action applied to petroleum release site*. ASTM Designation E1739-95. Washington, D.C.

Barbash, J. E. e E. A. Resek. 1996. *Pesticides in ground water: distribution, trends, and governing factors*. Chelsea, Michigan: Ann Arbor Press.

Bates, L. E., C. Barber, J. Ross, e J. Verhoeven. 1993. "Vulnerability of groundwater to pollution: evaluation of the DRASTIC system in the Peel river catchment, northern New South Wales, Australia." *Proceedings of Australian National University Conference: Aquifers at Risk*. Camberra, Austrália.

Blarasín, M., C. Eric, C. Frigerio, e S. Bettera. 1993. "Determinación del riesgo de contaminación del acuífero libre por sistemas de saneamiento in situ: ciudad de Río Cuarto." *Dpto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. Publicación Especial de la Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería* 1: 114–131.

Blarasín, M., A. Cabrera, M. Villegas, C. Frigerio, e S. Bettera. 1999. Groundwater contamination from septic tanks system in two neighborhoods in Río Cuarto City, Córdoba, Argentina. *International Association of Hydrogeologists–International Contributions to Hydrogeology* 21: 31–38.

Bernardes, Jr. C., R. Hirata, J. Mendes, e R. Cleary. 1991. "Remedial action for an industrial open dump-proposed

activities and prospectives." *Water Science and Technology* 24(11): 271–281.

BNA (U.S. Bureau of National Affairs). 1975. *Water Pollution Control*. BNA Policy and Practice Series. Washington D.C.

Burmaster, D. e J. Learh. 1991. "It's time to make risk assessment a science." *Ground Water Monitoring and Remediation* 11(3):5–15.

Carter, A. D., R. C. Palmer, e R. A. Monkhouse. 1987. "Mapping the vulnerability of groundwater to pollution from agricultural practice particularly with respect to nitrate." *TNO Committee for Hydrological Research: Proceedings and Information* 38: 382–390. Delft, Países Baixos.

Cheremisinoff, P. 1992. *A guide to underground storage tanks evaluation, site assessment and remediation*. New Jersey: Prentice-Hall.

Chilton P. J., A. A. Vlugman, e S. S. D. Foster .1990. "A Groundwater pollution risk assessment for public water supply sources in Barbados." *American Water Resources Association International Conference on Tropical Hydrology and Caribbean Water Resources* 279–289. San Juan de Puerto Rico.

Daly, D., A. Dassargues, D. Drew, S. Dunne, N. Goldschneider, N. Neale, I. C. Popescu, e F. Zwahlen. 2001. "Main concepts of the European approach for karst groundwater resource assessment and mapping." *IAH Hydrogeology Journal* 10: 340–345.

Daly, D. e W. P. Warren. 1998. "Mapping groundwater vulnerability: the Irish perspective." *Geological Society Special Publication* 130: 179–190.

DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgotos). 1981. "Equivalentes populacionais de resíduos líquidos industriais da região metropolitana de Porto Alegre." *Informe* 27. Porto Alegre, Brasil.

Doerfliger, N., e F. Zwahlen. 1998. *Practical guide to groundwater vulnerability mapping in karstic regions*. Berna, Suíça: A Swiss Agency for Environment, Forest & Landscape Publication.

EA (Environment Agency). 1998. *Policy and practice for the protection of groundwater*. Londres: HMSO.

- Fetter, C. 1988. *Applied hydrogeology*. Nova York: Macmillan Publishing Company.
- Foster, S. S. D. 1985. Groundwater pollution protection in developing countries. IAH Intl. Contrl Hydrogeology. International Association of Hydrogeologists–International Contributions to Hydrogeology 6: 167–200.
- 1987. “Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy.” Proceedings of International Conference: Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Noordwijk, Países Baixos.
- Foster, S. S. D., B. Adams, M. Morales, e S. Tenjo. 1993. “Groundwater protection strategies: a guide towards implementation.” UK ODA, CPR, WHO/PAHO-HPE Technical Manual. Lima, Peru. 88pp.
- Foster, S. S. D., P. J. Chilton, e M. E. Stuart. 1991. “Mechanisms of groundwater pollution by pesticides.” *Journal of Institution of Water and Environmental Management* 5: 186–193.
- Foster, S. S. D., A. C. Cripps, e A. K. Smith Carington. 1982. Nitrate leaching to groundwater. *Philosophical Transactions of Royal Society of London* 296: 477–489.
- Foster, S. S. D. e D. C. Gomes. 1989. “Groundwater quality monitoring: an appraisal of practices and costs.” WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Peru.
- Foster, S. S. D. e R. Hirata. 1988. “Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data.” WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Peru.
- Foster, S. S. D., A. R. Lawrence, e B. L. Morris. 1998. “Groundwater in urban development: assessing management needs and formulating policy strategies.” World Bank Technical Paper 390. Washington, D.C.
- Foster, S. S. D. e A. C. Skinner. 1995. “Groundwater protection: the science and practice of land surface zoning.” *International Association of Hydrological Sciences* 225: 471–482.
- Gillham, R. e J. Cherry. 1989. *Refuse disposal sites and their long-term behavior*. Dusseldorf, Alemanha: ENVITEC.
- Hackman, E. E. 1978. “Toxic organic chemicals: destruction and waste treatment.” *Pollution Technology Review* 40.
- Haertle, A. 1983. “Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps.” *International Association of Hydrological Sciences* 142: 1073–1085.
- Hirata, R. 1993. “Os recursos hídricos subterrâneos e as novas exigências ambientais.” *Revista do Instituto Geológico de São Paulo* 14(1): 39–62.
- Hirata, R., C. Bastos, e G. Rocha. 1997. “Mapa de vulnerabilidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo.” Instituto Geológico, Companhia de Saneamento Ambiental, Departamento de Águas e Energia Elétrica. São Paulo, Brasil. 2 vol.
- Hirata, R., C. Bastos, G. Rocha, D. Gomes, e M. Iritani. 1991. “Groundwater pollution risk and vulnerability map of the São Paulo State - Brasil.” *Water Science and Technology* 24(11): 159–169.
- Hirata, R. e A. Rebouças. 1999. “La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos.” *Boletín Geológico Minero de España* 110 (4): 423–436.
- Hirata, R., G. S. Rodrigues, L. C. Paraíba, e C. C. Buschinelli. 1995. *Groundwater contamination risk from agricultural activity in São Paulo State (Brasil)*. BGS (British Geological Survey) Technical Report WD/95/26: 93–101. Nottingham, Reino Unido.
- Holden, L.R., J. A. Graham, R. W. Whitmore, W. J. Alexander, R. W. Pratt, S. K. Liddle, e L. L. Piper. 1992. “Results of the national alachlor waterwell survey.” *Environmental Science and Technology* 26: 935–943.
- Johansson, P.O. e R. Hirata. 2001. Rating of groundwater contamination sources. In: Zaporozec, A., ed., *Groundwater contamination inventory: A methodological guideline*. Paris, França: UNESCO.
- Kalinski, R. J., W. E. Kelly, I. Bogardi, R. L. Ehrman, e P. D. Yamamoto. 1994. “Correlation between DRASTIC vulnerabilities and incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska.” *Ground Water* 32(1): 31–34.
- Kolpin, D. W., J. E. Barbash., e R. J. Gilliom. 2000. “Pesticides in ground water of the United States, 1992–1996.” *Ground Water* 38(6): 858–865.
- Kostecki, P. T. e E. Calabrese. 1989. *Petroleum contaminated soil: remediation techniques, environmental fate, and risk assessment*. Vol I. Mich.: Lewis Publishers.
- KTH e MARENA. 2000. “Identificación de barreras a la protección sostenible del agua subterránea. Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales Informe. Manágua, Nicaragua.

- Lewis, W. J., S. S. D. Foster, e B. Drasar. 1982. *The risk of groundwater pollution by on-site sanitation in developing countries*. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical manual. Lima, Peru.
- Lloyd, B. e R. Helmer. 1991. *Surveillance of drinking water quality in rural areas*. WHO-UNEP Publication. Longman Scientific and Technical. Londres, Reino Unido.
- Loague, K. 1994. "Regional scale groundwater vulnerability estimates: impact of reducing data uncertainties for assessments in Hawaii." *Ground Water* 32: 605–616.
- Luin, A. B. Van e W. Van Starckenburg. 1985. "Behaviour of contaminants in groundwater." *Water Science and Technology* 17: 843–853.
- Mackey, D. e J. Cherry. 1996. "Groundwater contamination: pump and treat remediation." *Environmental Science and Technology* 23: 630–636.
- MARENA e KTH. 2000. "Estimación del peligro potencial de contaminación en el acuífero de Managua." Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales Informe. Managua, Nicaragua.
- Martin, P. J., D. C. Gomes, M. Iritani, e N. Guiguer. 1998. "An Integrated Groundwater Management Using Modeling and GIS. Proceedings of the Groundwater in a Watershed Context Symposium," Section 3: 137–145. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontário.
- Mazurek, J. 1979. "Summary of modified Le Grand method." National Center for Ground Water Research Report. Norman, Oklahoma.
- Miller, D. e M. Salf. 1974. "New priorities for groundwater quality protection." *Ground Water* 12: 335–347.
- Monkhouse, R. A. 1983. "Vulnerability of aquifers and groundwater quality in the United Kingdom." Institute of Geological Sciences Report. Nottingham, Reino Unido.
- Morris, B. L. e S. S. D. Foster. 2000. "Cryptosporidium contamination hazard assessment and risk management for British groundwater sources." *Water Science and Technology* 41 (7): 67–77.
- Nemerow, N. L. 1963. *Theories and practices of industrial waste treatment*. Reading, Mass.: Addison-Wesley.
- 1971. *Liquid waste of industry: theories and practices of industrial waste treatment*. Reading, Mass.: Addison-Wesley.
- Nicholson, R., J. Cherry, e E. Readon. 1983. "Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study, 6. Hydrogeochemistry." *Journal of Hydrology* 63(1/2): 131–176.
- NRA (National Rivers Authority). 1995. *Guide to groundwater protection zones in England and Wales*. Londres: HMSO.
- NRC (National Research Council). 1993. *Groundwater vulnerability assessment: contamination potential under conditions of uncertainty*. Washington, D.C.: National Academy Press.
- Paez G. 1999. *Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en el Valle del Cauca. Informe Ejecutivo*. CorpoRegional del Valle del Cauca. Cauca, Colômbia.
- Pankow, J., R. Johnson, J. Houck, S. Brillante, e W. Bryan. 1984. "Migration of chlorophenolic compounds at the chemical waste disposal site at Alkali Lake, Oregon. 1, Site description and groundwater flow." *Ground Water* 22(5): 593–601.
- Paris, M., O. Tujchneider, M. D'Elia, e M. Perez. 1999. "Hidrogeología Urbana: Protección de Pozos de Abastecimiento en la Gestión de los Recursos Hídricos Subterráneos." *Revista Serie Correlación Geológica* 13: 153–160.
- Reichard, E., C. Cranor, R. Raucher, e G. Zapponi. 1990. "Groundwater contaminant risk assessment: A guide to understanding and managing uncertainties." *International Association of Hydrological Sciences*. Wallingford, U.K.
- Rosen, L. 1994. "A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions." *Ground Water* 32(2): 278–285.
- Sax, N. 1984. *Dangerous properties of industrial materials*, sixth edition. Nova York: Van Nostrand Reinhold.
- Scharp, C. 1994. "Groundwater Protection Plan for the Managua Aquifer development of Planning Tool." *International Association of Hydrogeologists* 222: 443–451.
- Scharp, C., T. Alveteg, P. O. Johansson, e M. Caldera. 1997. "Assigning a groundwater protection value: methodology development." *Proceedings of International Association of Hydrogeologists Congress: Problems, Processes and Management*. Nottingham I: 659–664.
- Sokol, G., C. Leiburgit, K. P. Schulz, e W. Weinzierl. 1993. "Mapping procedures for assessing groundwater vulnerability to nitrates and pesticides in Application of Geographic Information System in Hydrology and Water Resources Management." *International Association of Hydrological Sciences* 211: 80–92.

- Stuart, M. e C. Milne. 1997. "Groundwater quality implications of wastewater irrigation in León, México." *Proceedings of International Association of Hydrogeologists Congress: Problems, Processes and Management. Nottingham I: 193–198.*
- Thomann, R., J. Lobos, H. Sallas, e J. Dos Santos. 1987. "Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales (3). Evaluación preliminar del problema." WHO/PAHO-CEPIS Technical Report. Lima, Peru.
- UNEP (United Nations Environmental Programme). 1988. "Environmental impact assessment: basic proceedings for developing countries." Internal Guidebook. Ginebra, Suíça.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1977. *Procedures manual for groundwater monitoring of solid waste disposal facilities.* Report EPA-530-SW-61. Washington, D.C.
- . 1980a. *Treatability manual (2) industrial description.* Report EPA-600-8-80-042B. Washington, D.C.
- . 1980b. *Procedures manual for groundwater monitoring at solid waste disposal facilities: Report SW-611.* Washington, D.C.
- . 1991. "Guide for conduction contaminant source inventories for public drinking water supplies: technical assistance document." Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- . 1994. *Handbook on groundwater and wellhead protection.* Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Vrba, J. e E. Romijn. (eds.) 1986. "Impact of agricultural activities on groundwater." *International Association of Hydrogeologists–International Contribution to Hydrogeology 5.*
- Vrba, J. e A. Zaporozec. 1994. "Guidebook on mapping groundwater vulnerability." *International Association of Hydrogeologists–International Contributions to Hydrogeology 16.*
- Weitzenfeld, H. 1990. "Manual básico de evaluación del impacto en el ambiente y la salud de proyectos de desarrollo." ECO-OPS/OMS. Metepec, México. 198 pp.
- WHO (World Health Organization). 1982. "Rapid assessment of sources of air water and land pollution." World Health Organization Offset Publication 62. 113pp.
- Zaporozec, A. e J. Miller. 2000. *Groundwater pollution.* Paris, França: UNESCO.
- Zaporozec, A. 2001. Contaminant source inventory. In: Zaporozec, A. (ed.) *Groundwater contamination inventory. A methodological guideline.* Paris, França: UNESCO.

GW·MATE

**Groundwater
Management
Advisory Team**



Bank-Netherlands
Water Partnership Program

DFID Department For
International
Development



OMS-OPAS Centro Pan-Americano
de Engenharia Sanitária
& Ciências do Meio Ambiente



UNESCO-PHI Escritório
Regional de Ciências e Tecnologia
para América Latina e Caribe

A água subterrânea é um recurso natural vital para o abastecimento econômico e seguro de água potável. No passado, muitos aquíferos foram abandonados à sua própria sorte, e os que deles dependem para suprir suas necessidades de água potável pouco fizeram para proteger suas fontes. Esta situação exige ações práticas e campanhas proativas amplas e urgentes, para proteger a qualidade da água subterrânea. Este guia foi elaborado com o objetivo de enfatizar que a avaliação do perigo de contaminação da água subterrânea e as medidas de proteção devem tornar-se parte essencial das normas da boa prática ambiental. *Proteção da Qualidade da Água Subterrânea* compõe-se de duas partes:

- um Resumo Executivo dirigido aos gestores de empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais, em resposta a suas possíveis questões sobre a avaliação do perigo de contaminação e o desenvolvimento de estratégias de proteção da água subterrânea
- um Guia Técnico para especialistas em águas subterrâneas, hidrogeólogos, engenheiros ambientais e cientistas responsáveis pelo trabalho detalhado de mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação, delimitação das áreas de proteção das fontes de abastecimento, cadastro de cargas contaminantes no subsolo e avaliação e controle dos perigos de contaminação da água subterrânea.



BANCO MUNDIAL