

PROTECCIÓN DE LA CALIDAD del agua subterránea

guía para empresas de agua,
autoridades municipales y agencias ambientales



Stephen Foster
Ricardo Hirata
Daniel Gomes
Monica D'Elia
Marta Paris



BANCO MUNDIAL

Protección de la Calidad del Agua Subterránea

*guía para empresas de agua,
autoridades municipales y agencias ambientales*

Stephen Foster

Ricardo Hirata

Daniel Gomes

Monica D'Elia

Marta Paris

Groundwater Management Advisory Team (GW•MATE)
en colaboración con Global Water Partnership
co-auspiciado por WHO-PAHO-CEPIS y UNESCO-ROSTLAC-PHI



BANCO MUNDIAL
Washington, D.C.

Copyright © 2002
Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/Banco Mundial
1818 H Street, N.W.
Washington, D.C. 20433, USA
Teléfono: 202 473-1000
Facsimile: 202 477-6391
Internet: www.worldbank.org
Correo electrónico: feedback@worldbank.org

Reservados todos los derechos

Impresión: Mundi-Prensa Libros, S. A.
Castelló, 37 - 28001 Madrid
e-mail: libreria@mundiprensa.com
Rio Pánuco, 141 - Col. Cuauhtemoc 06500 México, D.F.
e-mail: mundiprensa@mundiprensa.com.mx
www.mundiprensa.com

Primera edición en español: Ediciones Mundi-Prensa, julio de 2003

Primera edición en inglés: septiembre de 2002

Secunda edición: abril de 2007

2 3 4 5 09 08 07

Los resultados, interpretaciones y conclusiones expresados en este documento son responsabilidad de los autores y no necesariamente reflejan los puntos de vista del Directorio Ejecutivo del Banco Mundial ni de los gobiernos en él representados.

El Banco Mundial no puede garantizar la exactitud de los datos incluidos en este trabajo. La delimitación de fronteras, los colores, las denominaciones y cualquier otra información que figura en los mapas contenidos en este trabajo no implica de parte del Banco Mundial juicio alguno sobre la condición jurídica de territorio alguno ni respaldo o aceptación de tales fronteras.

Derechos y Permisos

El material contenido en esta publicación está protegido por derechos de autor. Ninguna parte de este trabajo puede reproducirse o transmitirse en forma alguna o por cualquier medio, electrónico o mecánico, incluyendo el fotocopiado, grabado o inclusión en cualquier sistema de almacenamiento y recuperación de información, sin la previa autorización por escrito del Banco Mundial. El Banco Mundial alienta la difusión de su trabajo y normalmente otorgará su autorización prontamente.

Para autorización de fotocopiado o reimpresión, favor de dirigir una solicitud con información completa al Copyright Clearance Center, Inc., 222 Rosewood Drive, Danvers, MA, 01923, USA, teléfono 978-750-8400, facsimile 978-646-8600, www.copyright.com.

Cualquier otra pregunta en relación con derechos o licencias, incluyendo derechos subsidiarios, debe dirigirse a la Office of the Publisher, World Bank, 1818 H. Street NW, Washington, DC 20433, USA, facsimile 202-522-2422, correo electrónico pubrights@worldbank.org

Stephen Foster es Líder del World Bank – Global Water Partnership ‘Groundwater Management Advisory Team’ (GW-MATE), Profesor Visitante en la Universidad de Londres en Contaminación de Aguas Subterráneas, Vice-Presidente de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, y anteriormente Asesor Regional en Aguas Subterráneas para América Latina y el Caribe de la Organización Mundial de la Salud y Director de la División de Geología Ambiental del British Geological Survey.

Ricardo Hirata es Profesor de Hidrogeología en la Universidad de San Pablo-Brasil, ha sido previamente Becario de Investigación Post Doctoral en la Universidad de Waterloo-Canadá y Profesional Junior de la Organización Mundial de la Salud/Organización Panamericana de la Salud.

Daniel Gomes es Consultor Senior de Waterloo Hydrogeology Inc-Canadá, ha sido previamente Hidrogeólogo en CETESB-Brasil y Profesional Junior de la Organización Mundial de la Salud/Organización Panamericana de la Salud.

Mónica D’Elia y **Marta Paris** son Docentes e Investigadoras en Geohidrología en la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas-Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe-Argentina

Fotografía izquierda de la portada: Getty Images, fotógrafo Jeremy Woodhouse

Fotografía derecha de la portada: cortesía de Ron Gilling/Still Pictures

Fotografía en página 41 cortesía de Stephen Foster

ISBN: 84-8476-146-0

Depósito Legal: M. 30.471-2003

Número de Control de la Biblioteca del Congreso: 2002728399; Número Guía de la Biblioteca del Congreso: TD426 .G753 2002

Índice del contenido

Prólogos	vi
Agradecimientos, Dedicatoria	vii
Abreviaturas y Unidades	viii

Parte A: Resumen Ejecutivo

Estrategias para la Protección del Agua Subterránea	1
1. ¿Por qué se ha escrito esta <i>Guía</i> ?	2
2. ¿Por qué los abastecimientos con agua subterránea merecen protección?	2
3. ¿Cuáles son las causas comunes del deterioro de la calidad del agua subterránea?	3
4. ¿De qué manera se contaminan los acuíferos?	4
5. ¿Cómo puede evaluarse el peligro de la contaminación del agua subterránea?	6
6. ¿Qué implica la protección a la contaminación del agua subterránea?	8
7. ¿Por qué distinguir entre la protección del recurso y las fuentes del agua subterránea?	10
8. ¿Quiénes deberían promover la protección a la contaminación del agua subterránea?	11
9. ¿Cuáles son las implicancias en recursos humanos y financieros?	12

Parte B: Guía Técnica

Propuestas Metodológicas para la Protección del Agua Subterránea	15
B1 Mapeo de la Vulnerabilidad a la Contaminación de Acuíferos	17
1.1 Principios Básicos para la Evaluación de la Vulnerabilidad	17
1.2 Evolución del Concepto de Vulnerabilidad	18
1.3 Necesidad de contar con un Índice de Vulnerabilidad Absoluto Integrado	19
1.4 Aplicación del Índice de Vulnerabilidad GOD	23
1.5 Comparación con Otras Metodologías	27
1.6 Limitaciones en el Mapeo de la Vulnerabilidad	30
1.7 Procedimiento para el Mapeo de la Vulnerabilidad	32
(A) Propuesta Metodológica para Acuíferos Estratificados	33
(B) Nivel de Simplificación Necesario	33

B2	Delimitación de Áreas de Protección de las Fuentes de Agua Potable	35
2.1	Bases para la Definición de los Perímetros de las Áreas	35
	(A) Área Total de Captura de la Fuente	37
	(B) Área de Protección Microbiológica	38
	(C) Zona Operacional del Pozo	40
	(D) Otras Subdivisiones	42
2.2	Factores que Controlan las Formas de las Zonas	42
2.3	Limitaciones del Concepto de Área de Protección de las Fuentes de Abastecimiento	44
	(A) Problemas Comunes y Soluciones Propuestas	45
	(B) Caso de Acuíferos Kársticos	47
	(C) Casos de Fuentes de Manantiales y Galerías	48
	(D) Implementación en Áreas Urbanas	50
2.4	Métodos para la Definición de los Perímetros de las Zonas de Protección	50
	(A) Modelos Analíticos versus Modelos Numéricos	52
	(B) Representación del Acuífero en 2D versus 3D	53
	(C) Consideraciones Prácticas	54
2.5	Tratando la Incertidumbre Científica	55
2.6	Ajuste de los Perímetros y Producción de Mapas	57
B3	Inventario de Cargas Contaminantes al Subsuelo	59
3.1	Causas Comunes de Contaminación del Agua Subterránea	59
3.2	Procedimiento de Recopilación de Datos Básicos	62
	(A) Diseño de un Inventario de Cargas Contaminantes	62
	(B) Características de la Carga Contaminante al Subsuelo	64
	(C) Consideraciones Prácticas para el Inventario	66
3.3	Clasificación y Estimación de la Carga Contaminante al Subsuelo	68
	(A) Ocurrencia Espacial y Temporal	68
	(B) Método POSH para la Caracterización de la Carga	69
3.4	Estimación de la Carga Contaminante al Subsuelo	69
	(A) Fuentes de Contaminación Difusa	69
	(B) Fuentes de Contaminación Puntual	76
3.5	Presentación de los Resultados	85

B4 Evaluación y Control de los Peligros de Contaminación del Agua Subterránea	87
4.1 Evaluación del Peligro de Contaminación de Acuíferos	87
(A) Propuesta Metodológica Recomendada	87
(B) Distinción entre Peligro y Riesgo	88
4.2 Evaluación del Peligro de Contaminación de las Fuentes de Abastecimiento de Agua Subterránea	89
(A) Propuesta Metodológica de Incorporación de las Zonas de Captura de las Fuentes de Abastecimiento	89
(B) Inspecciones Sanitarias Complementarias en los Pozos	89
4.3 Estrategias para el Control de la Contaminación del Agua Subterránea	91
(A) Prevención de la Contaminación Futura	94
(B) Manejo de las Fuentes de Contaminación Existentes	96
(C) Propuesta Metodológica para Contaminación Histórica de Terrenos	100
(D) Selección de Nuevas Áreas de Abastecimiento de Agua Subterránea	100
4.4 Rol y Metodología de Monitoreo de la Calidad del Agua Subterránea	101
(A) Limitaciones del Muestreo de Pozos de Explotación	101
(B) Monitoreo Sistemático para el Control de la Contaminación del Agua Subterránea	103
(C) Selección de Parámetros Analíticos	104
4.5 Formulación de Programas de Protección de la Calidad del Agua Subterránea	104
(A) Requerimientos y Responsabilidades Institucionales	104
(B) Manejo de Incertidumbres y Desafíos Claves	105
(C) Creación de un Consenso para la Acción	108
Glosario Español-Inglés	110
Referencias	112

Prólogos

Esta es una publicación muy bienvenida que provee una guía clara para los tomadores de decisiones, planificadores y profesionales del sector agua de cómo abordar la dimensión de la calidad en el manejo de los recursos hídricos subterráneos en los países clientes del Banco Mundial. Es muy oportuna, ya que existe una evidencia creciente del aumento de las amenazas de contaminación del agua subterránea y algunos casos, bien documentados, de daños irreversibles en acuíferos importantes, luego de muchos años de que este asunto no había sido adecuadamente tomado en cuenta por las políticas públicas.

La idea de llevar a cabo esta reseña surgió de Carl Bartone y Abel Mejía del Banco Mundial, siguiendo un primer intento de llamar la atención sobre la necesidad de protección de las aguas subterráneas en la región de América Latina y el Caribe por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) de la OMS-OPS, el cual conjuntamente con UNESCO y su Programa Hidrológico Internacional (a través de su Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe), ha brindado apoyo a esta nueva iniciativa.

La publicación ha sido preparada para un público global bajo la iniciativa del Grupo Asesor en Gestión de Aguas Subterráneas (*Groundwater Management Advisory Team-GW-MATE*) del Banco Mundial, que trabaja en colaboración con la Asociación Mundial del Agua (GWP) bajo la coordinación del Líder del GW-MATE Dr. Stephen Foster. Está prácticamente basada en una revisión de las experiencias de la última década en América Latina en materia de protección del agua subterránea y ajustada con los avances concomitantes en la Unión Europea y en América del Norte. El seguimiento de los procedimientos metodológicos propuestos ayudará a ser más visible al agua subterránea a nivel político y en la sociedad civil.

John Briscoe
Asesor Senior sobre Aguas
Banco Mundial

Esta *Guía* fue elaborada con la convicción de que la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea debe constituir un componente esencial de las normas de *buena práctica ambiental* para las empresas de servicios de agua. Tales evaluaciones deberían conducir a una mejor apreciación de las acciones prioritarias requeridas por las autoridades municipales y los organismos reguladores del medio ambiente para proteger el agua subterránea, ya sea con fines de prevención -para evitar una futura contaminación- como para mitigar las amenazas derivadas de actividades presentes. En la mayoría de los casos el costo de tales acciones resultará modesto en comparación con el desarrollo de nuevas fuentes de suministro de agua y su vinculación a las redes existentes de distribución de agua.

La situación en algunos países de Latinoamérica se ha tornado crítica, en parte debido a que muchos de los acuíferos que abastecen de agua a numerosos municipios han sufrido sobreexplotación y/o aumento de la contaminación. Entre las ciudades altamente dependientes del agua subterránea de esta región se incluyen Recife en Brasil, Lima en Perú, numerosas ciudades mexicanas y la mayoría de las capitales de América Central.

La *Guía* es así particularmente relevante para la Región de América Latina y el Caribe, donde muchos países han iniciado importantes cambios para modernizar su marco legal e institucional para el manejo de los recursos hídricos, pero pueden no haber considerado todavía a las aguas subterráneas en el mismo nivel que a las aguas superficiales, debido a la falta de comprensión y conocimiento de los asuntos relevantes del agua subterránea y las opciones de política. Un proceso de consulta a los especialistas enriqueció el presente trabajo y concluyó con la recomendación que la *Guía* debería focalizarse en una técnica para cada componente de la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea a fin de lograr una presentación clara y consistente en beneficio del usuario común.

Abel Mejía Betancourt
Gerente Sectorial de Aguas, Banco Mundial
Región de América Latina y el Caribe

Agradecimientos

Cuatro reuniones celebradas en América Latina representaron los pasos fundamentales en la evaluación sistemática de la experiencia relevante en la región y en la revisión del contenido sustantivo de esta guía y las siguientes personas son reconocidas por su apoyo y contribución en las respectivas reuniones:

- **Santa Fe-Argentina: Octubre 1999**
Mario Filí (Universidad Nacional del Litoral); Mario Hernández (Universidad Nacional de La Plata); Mónica Blasarín (Universidad Nacional de Río Cuarto) y Claudio Lexow (Universidad Nacional del Sur), todos de Argentina
- **Montevideo-Uruguay: Octubre 2000**
Carlos Fernández-Jáuregui y Angélica Obes de Lussich (UNESCO); Alejandro Delleperre y María Teresa Roma (OSE-Uruguay)
- **Lima-Perú: Marzo 2001**
Henry Salas y Pilar Ponce (OMS-OPS-CEPIS); María Consuelo Vargas (INGEOMINAS-Colombia); Hugo Rodríguez (ICAyA-Costa Rica); Julia Pacheco (CNA-Yucatán-México) y Juan Carlos Ruiz (SEDAPAL-Perú)
- **San José-Costa Rica: Noviembre 2001**
Maureen Ballesteros y Yamileth Astorga (GWP-CATAC);

Arcadio Choza (MARENA-Nicaragua); Jenny Reynolds (UNA-Costa Rica) y José Roberto Duarte (PRISMA-El-Salvador).

La producción de esta *Guía* fue administrada por Karin Kemper, Coordinadora del Programa de Cooperación sobre Recursos Hídricos del Banco Mundial y el Gobierno de los Países Bajos (BNWPP), con la asistencia de Carla Vale.

Los autores expresan asimismo su reconocimiento por los valiosos intercambios de ideas mantenidos con los siguientes colegas: Héctor Garduño (GW-MATE), Brian Morris (Servicio Geológico Británico), Paul Martin (Waterloo Hydrogeologic Inc.) y Ofelia Tujchneider (Universidad Nacional del Litoral-Argentina).

El diseño y producción de la publicación fueron encomendados por el Banco Mundial a Words and Publications de Oxford, Reino Unido, con el apoyo de Gill Tyson Graphics.

Mónica D'Elia y Marta Paris prepararon la versión en español de la Guía con la supervisión de Héctor Garduño.

Dedicatoria



Los autores desean dedicar esta guía a la memoria del Profesor Mario Filí de la Universidad Nacional del Litoral - Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Santa Fe, Argentina, fallecido prematuramente durante el transcurso del proyecto. Mario fue uno de los más destacados especialistas en aguas subterráneas de Argentina y de América Latina, autor de unas 70 publicaciones y artículos técnicos, amigo del primer autor de toda una vida en la profesión, y muy querido profesor y colega de dos de los restantes autores de la presente guía.

Abreviaturas y Unidades

BNWPP	Bank Netherlands Water Partnership Program, Programa de Cooperación sobre Recursos Hídricos del Banco Mundial y el Gobierno de los Países Bajos
CE	Conductividad Eléctrica
CEPIS	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
CETESB	Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental de Brasil
CF	Coliformes Fecales
CNA	Comisión Nacional del Agua (México)
DAEE	Departamento de Agua y Energía Eléctrica (Brasil)
DNAPL	Dense Non Aqueous Phase Liquid—Líquidos Densos No Miscibles en Agua o Líquidos Densos de Fase No Acuosa
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria (Brasil)
GW-MATE	Groundwater Management Advisory Team—Grupo Asesor en Gestión de Aguas Subterráneas
GWP	Global Water Partnership—Asociación Mundial del Agua
GWP-CATAC	Global Water Partnership—Comité Técnico de Centro América
ICAyA	Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (Costa Rica)
IGSP	Instituto de Geociencias de la Universidad de San Pablo, Brasil
MARENA	Ministerio de Ambiente y los Recursos Naturales (Nicaragua)
OMS	Organización Mundial de la Salud
OPS	Organización Panamericana de la Salud
OSE	Obras Sanitarias del Estado (República Oriental del Uruguay)
PAHO	Pan American Health Organization
PHI	Programa Hidrológico Internacional
PRISMA	Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente (El Salvador)
SEDAPAL	Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (Perú)
UNA	Universidad Nacional (Costa Rica)
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
WHO	World Health Organization

$\mu\text{S/cm}$	microsiemens por centímetro
ha	hectárea
kg/d	kilogramos por día
kg/ha/a	kilogramos por hectárea por año
km^2	kilómetro cuadrado
l/d	litro por día
l/d/hab	litros por día por habitante
m	metros
m^3	metro cúbico
mg/kg	miligramos por kilogramo
mg/l	miligramos por litro
mm/a	milímetro por año
nmp/100 ml	número más probable por 100 mililitros
personas/ha	personas por hectárea
ufc/100ml	unidades formadoras de colonias por 100 mililitros

PARTE A: RESUMEN EJECUTIVO

Estrategias para la Protección del Agua Subterránea

Este *Resumen Ejecutivo* está dirigido a los altos gerentes de empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales para responder preguntas que pueden anticiparse en relación con las amenazas de contaminación del agua subterránea y las necesidades de protección, y con el objeto de proporcionar antecedentes esenciales y procedimientos metodológicos estandarizados a adoptar para apoyarlos en el cumplimiento de su deber de asegurar la calidad del agua destinada al abastecimiento para consumo humano.

1.	¿Por qué se ha escrito esta <i>Guía</i> ?	2
2.	¿Por qué los abastecimientos con agua subterránea merecen protección?	2
3.	¿Cuáles son las causas comunes del deterioro de la calidad del agua subterránea?	3
4.	¿De qué manera se contaminan los acuíferos?	4
5.	¿Cómo puede evaluarse el peligro de contaminación del agua subterránea?	6
6.	¿Qué implica la protección a la contaminación del agua subterránea?	8
7.	¿Por qué distinguir entre la protección del recurso y las fuentes de agua subterránea?	10
8.	¿Quiénes deberían promover la protección a la contaminación del agua subterránea?	11
9.	¿Cuáles son las implicancias en recursos humanos y financieros?	12

Estrategias para la Protección del Agua Subterránea

1. ¿Por qué se ha escrito esta Guía?

- A gran escala las estrategias de protección del agua subterránea (y la evaluación del peligro de su contaminación que debe hacerse previamente) tienen que ser promovidas por los entes reguladores del agua o del ambiente (o aquellas agencias, departamentos u oficinas de gobierno nacionales, regionales o locales, encargados de realizar esta función). Sin embargo, es importante que la atención se focalice a la escala y nivel de detalle de evaluación y protección de fuentes de abastecimiento de agua específicas.
- Muy a menudo, en el pasado, los recursos hídricos subterráneos han sido, en efecto, abandonados a su suerte. Con frecuencia, quienes dependen de estos recursos para el suministro de agua potable no han adoptado acción significativa alguna para asegurar la calidad natural del agua, ni han realizado esfuerzos adecuados para evaluar los peligros potenciales de contaminación.
- Tales evaluaciones son necesarias para proveer una apreciación más clara de las acciones que se requieren para proteger la calidad del agua subterránea contra el deterioro. Si son realizadas por empresas de servicios públicos de abastecimiento de agua, se espera a cambio que tanto las acciones preventivas para evitar contaminación futura, como las acciones correctivas para controlar la amenaza de contaminación por actividades presentes o pasadas, sean priorizadas en forma realista e implementadas de manera eficiente por los correspondientes organismos reguladores del ambiente y autoridades municipales.

2. ¿Por qué los abastecimientos con agua subterránea merecen protección?

- El agua subterránea es un recurso natural vital para el suministro económico y seguro de agua potable en el medio urbano y rural, y juega un papel fundamental (pero frecuentemente poco apreciado) en el bienestar del ser humano y de muchos ecosistemas acuáticos.
- A escala mundial, los acuíferos (formaciones geológicas que contienen recursos hídricos utilizables) están experimentando una creciente amenaza de contaminación causada por la urbanización, el desarrollo industrial, las actividades agrícolas y emprendimientos mineros.
- Por ello existe una gran necesidad de llevar a cabo campañas proactivas y acciones prácticas destinadas a proteger la calidad natural del agua subterránea (que por lo general es excelente), las cuales se pueden justificar sobre la base tanto de criterios amplios de sustentabilidad ambiental como de criterios más estrechos de beneficio económico.

- En el contexto económico, también es importante que las compañías de servicios de agua aprecien el valor estratégico de sus fuentes de agua subterránea. Este valor debe calcularse sobre la base de una evaluación realista del valor de reposición, incluyendo el costo de desarrollar nuevas fuentes de abastecimiento así como también—y no menos importante—el costo de conexión y operación de fuentes cada vez más distantes a la red de distribución existente.
- De hecho, se requieren medidas de protección especiales para todos los pozos y manantiales (tanto públicos como privados) cuya función es la de proveer agua potable o con calidad equivalente. Ello incluiría aquellos utilizados para agua mineral embotellada y para el procesamiento de alimentos y bebidas.
- Un pre-requisito para las empresas de abastecimiento de agua potable es que la calidad sea buena y estable, lo que se obtiene más fácilmente de fuentes de agua subterránea protegidas. Recurrir a procesos de tratamiento para alcanzar estos fines (más allá de la desinfección precautoria), debería considerarse como medida de último recurso, si consideramos su complejidad técnica y elevado costo, además de la carga operativa que ello implica.

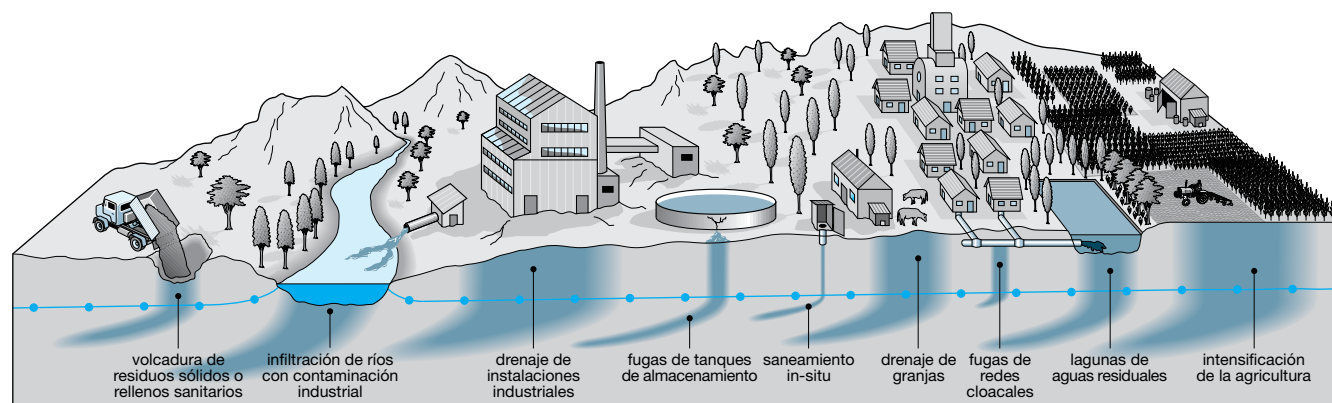
3. ¿Cuáles son las causas comunes del deterioro de la calidad del agua subterránea?

- Existen varias causas potenciales del deterioro de la calidad de un acuífero y/o las fuentes de agua subterránea. Estas se clasifican por su génesis y se explican más adelante en la Tabla A.1. En la presente *Guía* se aborda la protección contra la contaminación de acuíferos y cabeceras de pozos, pero es necesario tener presente que también pueden operarse otros procesos.

Tabla A.1 Clasificación de los problemas de calidad del agua subterránea

TIPO DE PROBLEMA	CAUSA SUBYACENTE	CONTAMINANTES DE INTERÉS
CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO	protección inadecuada de acuíferos vulnerables contra descargas y lixiviados proveniente de actividades urbanas/industriales e intensificación de cultivos agrícolas	patógenos, nitrato o amonio, cloruro, sulfato, boro, arsénico, metales pesados, carbono orgánico disuelto, hidrocarburos aromáticos y halogenados, algunos pesticidas
CONTAMINACIÓN DE LA CABECERA DEL POZO	construcción/diseño inadecuado del pozo que permite el ingreso directo de agua superficial o agua subterránea poco profunda contaminada	principalmente patógenos
Intrusión Salina	agua subterránea salada (y a veces contaminada) inducida a fluir hacia acuíferos de agua dulce como resultado de una extracción excesiva	principalmente cloruro de sodio, pero puede incluir además contaminantes persistentes provenientes de la acción del hombre
Contaminación que Ocurre Naturalmente	relacionado con la evolución química del agua subterránea y la solución de minerales (puede estar agravado por la contaminación antrópica y/o la extracción excesiva)	principalmente hierro y flúor solubles, a veces sulfato de magnesio, arsénico, manganeso, selenio y otras especies inorgánicas

Figura A.1
Procesos comunes de contaminación del agua subterránea



4. ¿De qué manera se contaminan los acuíferos?

- Las aguas subterráneas se originan principalmente por exceso de precipitación que se infiltra directa o indirectamente en la superficie del suelo. Como consecuencia, las actividades humanas en la superficie pueden constituir una amenaza a la calidad del agua subterránea. La contaminación de los acuíferos ocurre cuando la carga de contaminantes sobre el subsuelo generados por descargas o lixiviados de actividades urbanas, industriales, agrícolas o mineras no es controlada adecuadamente, y en ciertos componentes excede la capacidad natural de atenuación del subsuelo y estratos suprayacentes (Figura A.1).
- Los perfiles naturales del subsuelo atenúan muchos contaminantes en forma activa, e históricamente han sido considerados potencialmente eficaces para la disposición segura de excretas humanas y aguas residuales domésticas. La autoeliminación de contaminantes durante el transporte subterráneo en la zona vadosa (no saturada) es resultado de la degradación bioquímica y de la reacción química, pero los procesos de retardo de contaminantes por fenómenos de adsorción son igualmente importantes, ya que aumentan el tiempo disponible para los procesos que conducen a su eliminación.
- Sin embargo, no todos los perfiles del subsuelo y estratos subyacentes son igualmente eficaces en la atenuación de contaminantes, y los acuíferos son particularmente vulnerables a la contaminación cuando, por ejemplo, se encuentran rocas consolidadas altamente fisuradas. El grado de atenuación también variará ampliamente según el tipo de contaminante y el proceso de contaminación en un ambiente determinado.
- La preocupación sobre la contaminación del agua subterránea se refiere principalmente a los acuíferos no confinados o freáticos, especialmente donde su zona no saturada es delgada y el nivel freático es poco profundo, pero un peligro de contaminación significativo puede estar presente también en los acuíferos semiconfinados, si las capas acuitardas confinantes son relativamente delgadas y permeables.
- La Tabla A.2 presenta un resumen de los tipos más comunes de actividades capaces de ocasionar contaminación del agua subterránea significativa y los componentes contaminantes encontrados con mayor frecuencia. Es importante reconocer que éstos difieren de los que generalmente contaminan las aguas superficiales, consecuencia de los

Tabla A.2 Contaminantes comunes del agua subterránea y fuentes de contaminación asociadas	
FUENTE DE CONTAMINACIÓN	TIPO DE CONTAMINANTE
Actividad Agrícola	nitratos; amonio; pesticidas; organismos fecales
Saneamiento <i>in situ</i>	nitratos; hidrocarburos halogenados; microorganismos
Gasolineras y Garajes	hidrocarburos aromáticos; benceno; fenoles; hidrocarburos halogenados
Disposición de Residuos Sólidos	amonio; salinidad; hidrocarburos halogenados; metales pesados
Industrias Metalúrgicas	tricloroetileno; tetracloroetileno; hidrocarburos halogenados; fenoles; metales pesados; cianuro
Pintura y Esmaltes	alcalobenceno; hidrocarburos halogenados; metales; hidrocarburos aromáticos; tetracloroetileno
Industria Maderera	pentaclorofenol; hidrocarburos aromáticos; hidrocarburos halogenados
Tintorerías	tricloroetileno; tetracloroetileno
Manufactura de Pesticidas	hidrocarburos halogenados; fenoles; arsénico
Disposición de Lodos Residuales Domésticos	nitratos; hidrocarburos halogenados; plomo; cinc
Curtidurías	romo; hidrocarburos halogenados; fenoles
Exploración/Extracción de Gas y Petróleo	salinidad (cloruro de sodio); hidrocarburos aromáticos
Minas de Carbón y de Metales	acidez; varios metales pesados; hierro; sulfatos

diferentes controles que gobiernan la movilidad y persistencia de los contaminantes en los respectivos sistemas hídricos.

- Es igualmente importante resaltar que a menudo determinadas actividades (y procesos específicos o prácticas adicionales dentro de tales actividades) representan amenazas desproporcionadas a la calidad del agua subterránea. Por ello la adopción de una serie de medidas de control de la contaminación claramente enfocadas y bien afinadas puede resultar en grandes beneficios a un costo relativamente modesto.
- La actividad humana en la superficie del terreno modifica los mecanismos de recarga de los acuíferos e introduce otros nuevos, cambiando la distribución, frecuencia, tasa y calidad de la recarga del agua subterránea. Esto se da especialmente en climas áridos pero también ocurre en regiones más húmedas. La comprensión de estos mecanismos y el diagnóstico de tales cambios resultan críticos para la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea.

- El movimiento del agua y transporte de contaminantes desde la superficie del suelo a los acuíferos puede ser, en muchos casos, un proceso muy lento. Puede tomar años o décadas antes que el impacto de un episodio de contaminación (por contaminantes persistentes) resulte evidente en un suministro de agua, especialmente en casos de pozos profundos. Este factor puede simultáneamente traer aparejado un gran beneficio y un grave problema debido a que:
 - da tiempo suficiente para la descomposición de contaminantes degradables
 - puede favorecer una actitud complaciente ante la probabilidad de penetración de contaminantes persistentes.
- La implicancia es también que una vez que la calidad del agua se ha deteriorado notoriamente, grandes volúmenes del acuífero estarán normalmente involucrados. Las medidas de limpieza, por lo tanto, casi siempre tienen un alto costo económico y a menudo son problemáticas desde el punto de vista técnico.

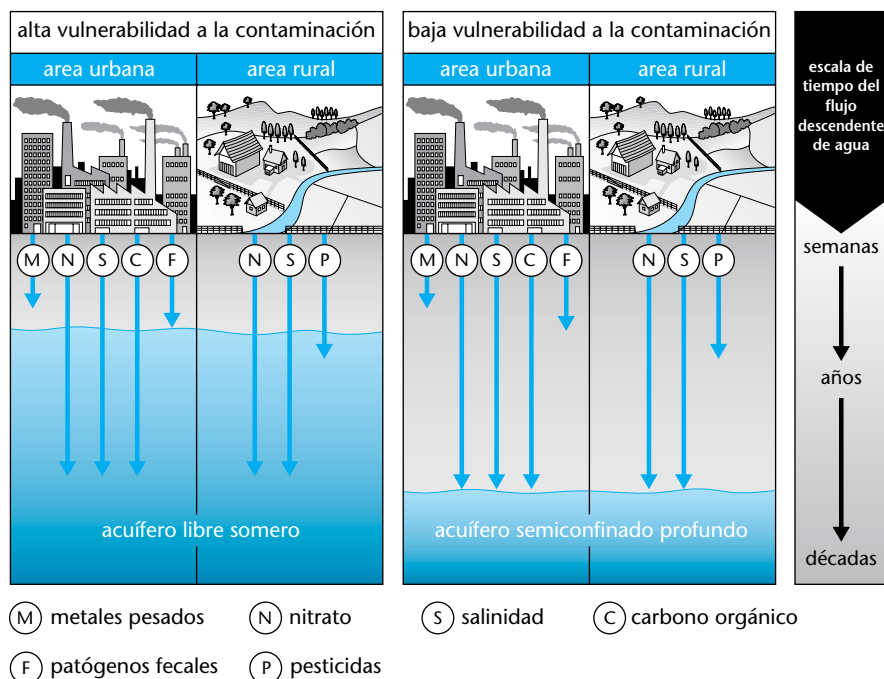
5. ¿Cómo puede evaluarse el peligro de contaminación del agua subterránea?

- El enfoque más lógico sobre el peligro de contaminación del agua subterránea es considerarlo como la interacción entre:
 - la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, consecuencia de las características naturales de los estratos que lo separan de la superficie del suelo
 - la carga contaminante que se aplica, será o podría ser aplicada en el medio subterráneo como resultado de la actividad humana.

Si adoptamos este enfoque podremos tener alta vulnerabilidad, pero ningún peligro de contaminación en los casos en que no exista una carga contaminante significativa al subsuelo y viceversa. Ambas situaciones son perfectamente consistentes en la práctica. Por otra parte, la carga contaminante puede ser controlada o modificada, pero la vulnerabilidad de los acuíferos está determinada esencialmente por el entorno hidrogeológico natural.

- El término vulnerabilidad a la contaminación del acuífero intenta representar la sensibilidad de un acuífero a ser afectado en forma adversa por una carga contaminante impuesta (Figura A.2). En efecto, es lo inverso a la “capacidad de asimilación de contaminación de un cuerpo de agua receptor” en la jerga utilizada en la gestión de calidad de aguas superficiales.
- La vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos puede mapearse con facilidad. En tales mapas los resultados de los reconocimientos de cargas contaminantes potenciales pueden superponerse con el fin de facilitar la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea. El término peligro de contaminación del recurso hídrico subterráneo se refiere a la probabilidad de que el agua subterránea de un acuífero se contamine, en concentraciones que superen los valores guía de la OMS para la calidad del agua potable.
- El que este peligro resulte en una amenaza para una determinada fuente de abastecimiento dada, depende fundamentalmente de su ubicación con respecto al área de captación de la fuente de agua subterránea y secundariamente de la movilidad y dispersión del o los contaminantes involucrados en el régimen local de flujo de agua subterránea.

Figura A.2
Significado de vulnerabilidades contrastantes a la contaminación de acuíferos

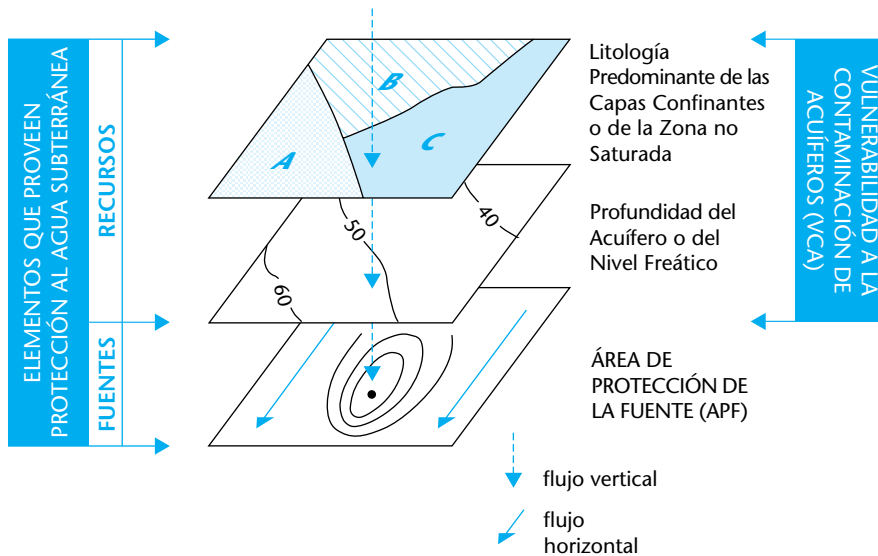


La evaluación del peligro de contaminación de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea puede llevarse a cabo superponiendo los perímetros de protección del pozo sobre el mapa de vulnerabilidad (Figura A.3), y de manera subsiguiente, relacionando las zonas así definidas con mapas elaborados sobre la base del inventario de las cargas potencialmente contaminantes al subsuelo. Debe señalarse aquí, sin embargo, que no está dentro del alcance de la presente *Guía* la evaluación del riesgo que tal peligro representa para los usuarios del agua, en términos de la exposición a contaminantes o del incremento en costo del tratamiento del agua.

- Las escalas de reconocimiento y mapeo de los diversos componentes requeridos para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea varían de forma significativa según el enfoque principal del trabajo—protección de fuentes específicas de agua subterránea o del recurso hídrico subterráneo en su totalidad (Figura A.4) y esto se discute más adelante.

Figura A.3

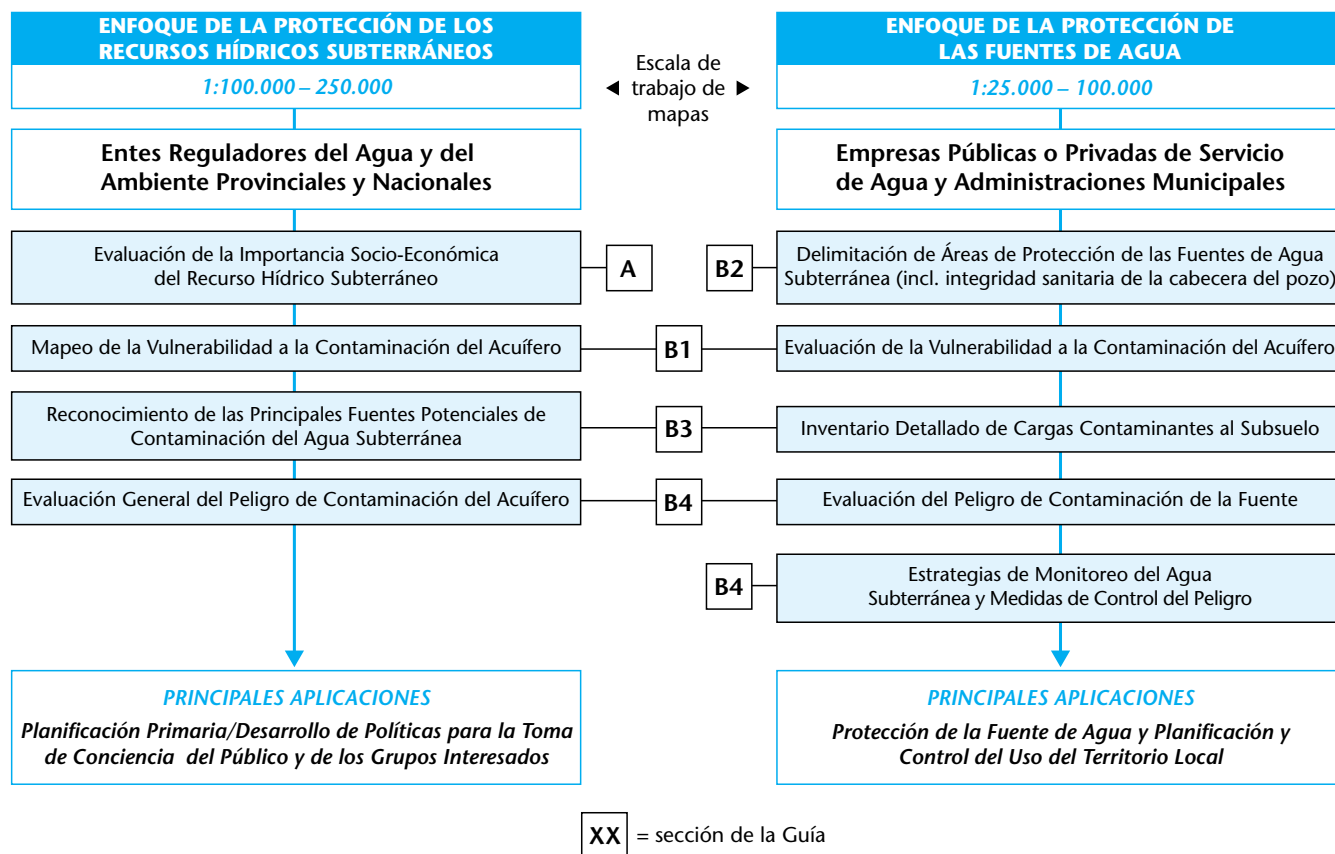
Componentes de la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea usados para zonificar la superficie del terreno con fines de protección del agua subterránea



6. ¿Qué implica la protección a la contaminación del agua subterránea?

- Para proteger los acuíferos contra la contaminación es necesario restringir las prácticas actuales y futuras del uso del territorio, descarga de efluentes y vertido de residuos. Es posible manejar el territorio enteramente en el interés de captación del agua subterránea, y existen en Europa algunos casos aislados de empresas de servicios de agua que son propietarias de todo el área de recarga de sus fuentes, principalmente para evitar la contaminación microbiológica de las fuentes de agua. Ello, sin embargo, normalmente no es aceptable desde el punto de vista socioeconómico y por lo general resulta necesario definir estrategias de protección de aguas subterráneas que garanticen un equilibrio entre los diversos intereses en juego.
- En lugar de aplicar controles universales sobre los usos del territorio y la descarga de efluentes en el suelo, resulta más redituable (y menos perjudicial para el desarrollo económico) definir el nivel de control necesario para proteger la calidad del agua subterránea según la capacidad natural del subsuelo para la atenuación de los contaminantes. Se deben establecer zonas simples y robustas (basadas en la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos y en los perímetros de protección de las fuentes), con matrices que indiquen qué actividades son posibles y dónde, con un riesgo aceptable para el agua subterránea.
- Algunos pueden argumentar que las condiciones hidrogeológicas son tan complejas en su detalle que ningún esquema de zonificación podrá encapsularlas. Existen, sin embargo, las siguientes razones de peso a favor del ordenamiento territorial como marco general para el desarrollo e implementación de políticas de protección del agua subterránea:

Figura A.4
Enfoque y aplicación de los diferentes niveles de evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea



- de todas maneras se tomarán decisiones que afectan al agua subterránea, y si los planificadores carecen de una zonificación ello significará un grado menor (y no mayor) de consulta con las personas preocupadas por los recursos hídricos
- resulta poco realista esperar una protección exclusiva de toda el agua subterránea, y es importante contar con una estrategia de zonificación para asegurar que el equilibrio entre el desarrollo económico y la protección de los acuíferos se alcance en forma objetiva.
- La zonificación del terreno para la protección de aguas subterráneas juega también un papel clave en la fijación de prioridades para el monitoreo de la calidad del agua subterránea, la auditoría ambiental de las instalaciones industriales, las recomendaciones que puedan hacerse a la agricultura para contribuir al control de la contaminación y la educación pública en general. Todas estas actividades son componentes esenciales de una estrategia global para la protección de la calidad del agua subterránea.

7. ¿Por qué distinguir entre la protección del recurso y las fuentes de agua subterránea?

- Es necesario establecer un equilibrio razonable entre la protección de los recursos hídricos subterráneos (acuíferos) en general y las fuentes específicas (pozos y manantiales) en particular. Aún cuando ambos enfoques sobre el control de la contaminación del agua subterránea son complementarios, el énfasis que se ponga en uno u otro dependerá del estado de desarrollo del recurso y de las condiciones hidrogeológicas imperantes.
- Donde el uso como fuente de agua potable comprenda sólo un porcentaje pequeño de la disponibilidad total del recurso hídrico subterráneo, no será redituable proteger todas las partes del acuífero por igual. En tal caso resultará apropiada una estrategia de protección enfocada a las fuentes, involucrando la delimitación de las áreas de captación del agua subterránea a escalas entre 1:25.000–100.000 comenzando por la delimitación de las zonas de captura de agua subterránea (Figura A.5), y posteriormente procediendo a evaluar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero y de la carga contaminante al subsuelo en las áreas definidas.
- Este enfoque se aplica mejor a los acuíferos no consolidados y más uniformes, explotados solamente por un número fijo y relativamente pequeño de pozos de alto rendimiento para suministro de agua municipal con régimen de bombeo estable. Es lo más apropiado en regiones menos densamente pobladas donde la delimitación de perímetros puede ser conservadora sin entrar en conflicto con otros intereses. No puede adaptarse con tanta

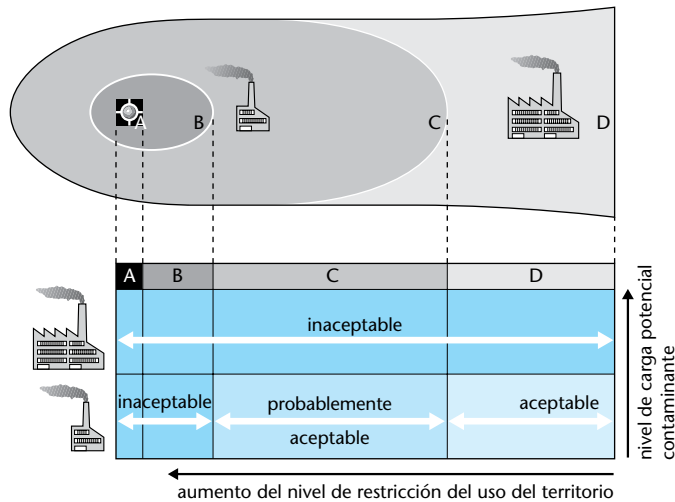
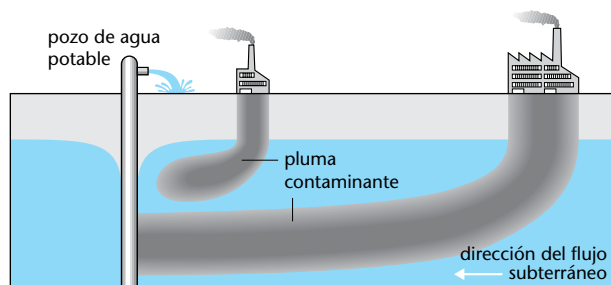


Figura A.5
Concepto de áreas de protección de las fuentes de agua subterránea con restricciones en el uso del territorio

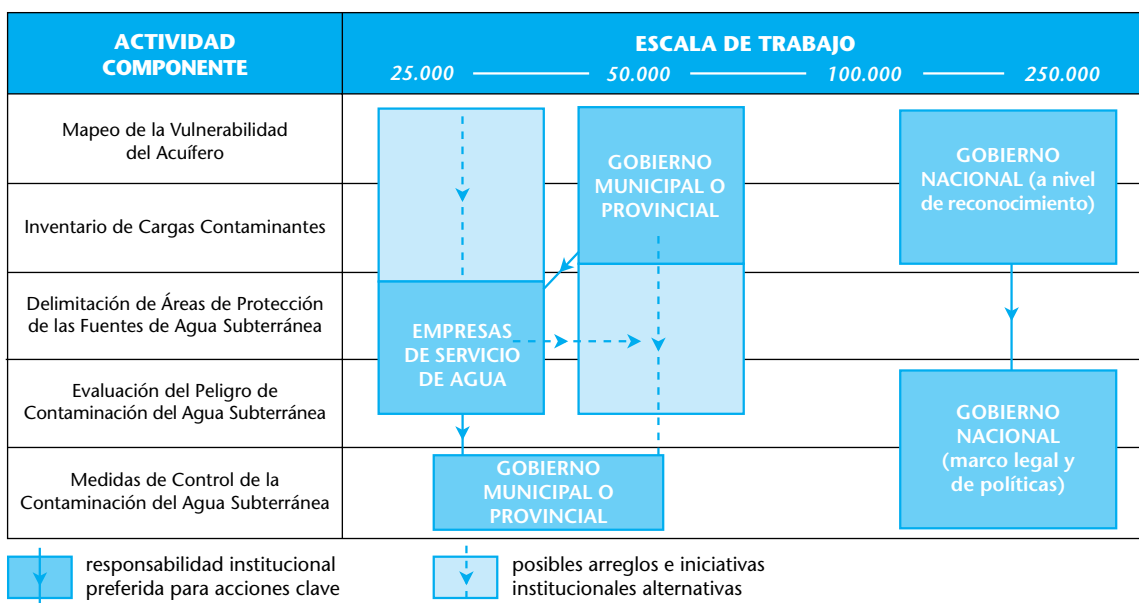
facilidad cuando existe un número elevado y creciente de extracciones individuales, que hacen impracticable el establecimiento de zonas fijas para fuentes individuales; para ello se requiere adoptar un enfoque más amplio.

- Las estrategias orientadas a los acuíferos tienen aplicación más universal, ya que pretenden lograr determinado grado de protección para la totalidad del recurso hídrico subterráneo y para todos los usuarios del agua subterránea. Comenzarían con un mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero en áreas más extensas (incluyendo uno o más acuíferos importantes) trabajando a una escala de 1:100.000 o mayor si el interés se limitara a fines de información y planificación general. Tal mapeo normalmente sería seguido por un inventario de las cargas contaminantes al subsuelo en una escala más detallada, por lo menos en las áreas más vulnerables.

8. ¿Quiénes deberían promover la protección a la contaminación del agua subterránea?

- En la Figura A.6 se resumen las posibles opciones institucionales para promover la protección del agua subterránea. Dada la responsabilidad que tienen las empresas de servicios de agua de cumplir con normas de buena práctica en ingeniería, ellas tienen la obligación de ser proactivas en la realización o promoción de evaluaciones del peligro de contaminación para todas sus fuentes de agua subterránea. Esto proporcionará una base sólida para promover, ante las agencias reguladoras del ambiente y del recurso hídrico, que se tomen medidas de protección donde sea necesario. Aun cuando no exista una adecuada

Figura A.6
Arreglos institucionales para la evaluación y control de la contaminación del agua subterránea



legislación y/o institución para el control de la contaminación, será normalmente posible ejercer presión sobre el gobierno local o autoridad municipal para que adopten medidas de protección por decreto, velando por el bienestar de la población.

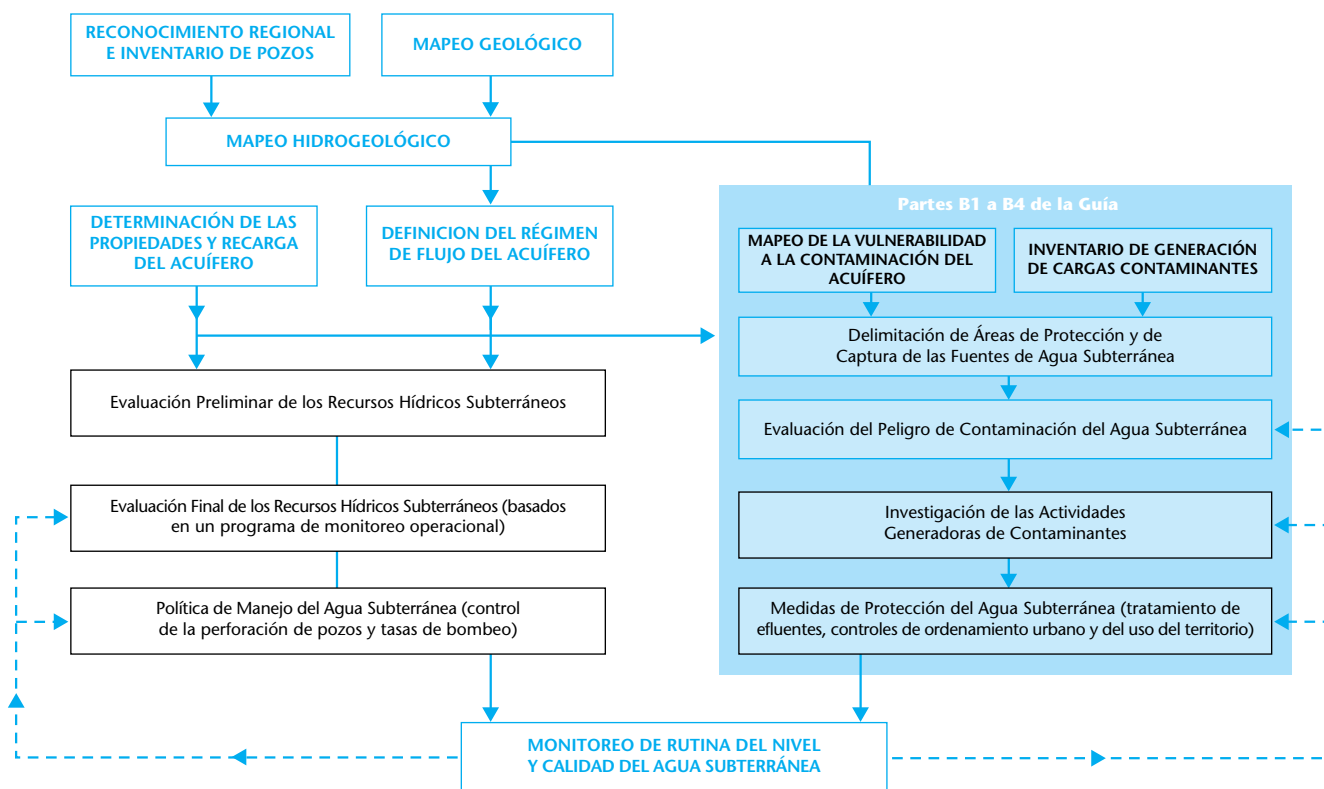
- Los procedimientos para la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea presentados constituyen asimismo un eficaz vehículo para iniciar la participación de los grupos interesados (incluyendo los intereses de usuarios y de los potenciales contaminadores del agua subterránea).

9. ¿Cuáles son las implicancias en recursos humanos y financieros?

- El procedimiento propuesto requerirá de la participación de por lo menos dos profesionales calificados—un especialista en aguas subterráneas (como jefe del equipo) y un ingeniero o científico ambiental—normalmente apoyados por personal auxiliar con una base operativa en una oficina local, y transporte para viajes de campo.
- Aunque la metodología que se presenta es relativamente sencilla, será necesario que el personal profesional involucrado posea una razonable comprensión acerca de los procesos de contaminación del agua subterránea. Igualmente, se requerirá desarrollar aptitudes (en el trabajo y a través de consultas) para jerarquizar algunos de los componentes más subjetivos de la vulnerabilidad de acuíferos y de la carga contaminante al subsuelo.
- Los límites del área de investigación (aún reconociendo el foco de interés particular) deben definirse con una base física para que incluyan la totalidad de un acuífero o de una subcuenca de agua subterránea dentro de un acuífero, de tal forma de incluir siempre la probable área de recarga del sistema bajo consideración.
- El procedimiento propuesto es muy complementario con otras acciones de investigación, evaluación y gestión en materia de aguas subterráneas (Figura A.7). Está diseñado para llevarse a cabo de manera relativamente rápida, y para utilizar datos que ya han sido recopilados para otros fines o que pueden recolectarse rápidamente a nivel de campo. Empleando la metodología que se presenta en la Guía, un equipo apropiado debería ser capaz de completar una evaluación sobre el peligro de contaminación del agua subterránea en un plazo de 2 a 12 meses, dependiendo de la extensión y de la complejidad del área bajo consideración.

Figura A.7

Alcance de la *Guía* en el contexto de un esquema general de manejo del recurso hídrico subterráneo



PARTE B: GUÍA TÉCNICA

Propuestas Metodológicas para la Protección del Agua Subterránea

Esta parte constituye una *Guía Técnica* dirigida a profesionales especialistas en agua subterránea, ingenieros ambientales y científicos que son convocados por compañías de servicio de agua y agencias de recursos hídricos, para desarrollar estrategias de protección de la calidad del agua subterránea o por agencias ambientales y autoridades municipales para planificar el uso del territorio, control de descargas de efluentes y disposición de residuos.

B1	Mapeo de la Vulnerabilidad a la Contaminación de Acuíferos	17
B2	Delimitación de Áreas de Protección de las Fuentes de Agua Potable	35
B3	Inventario de Cargas Contaminantes al Subsuelo	59
B4	Evaluación y Control de los Peligros de Contaminación del Agua Subterránea	87

Propuestas Metodológicas para la Protección del Agua Subterránea

B1

Mapeo de la Vulnerabilidad a la Contaminación de Acuíferos

El mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos normalmente es el primer paso en la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea y protección de su calidad a escala municipal o provincial. En este capítulo se presenta la evolución del concepto de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos, así como las bases metodológicas para la evaluación de la vulnerabilidad, las cuales pueden ser usadas para el mapeo a esa escala. El concepto también es válido para la cuantificación de la vulnerabilidad a escala más local en las áreas de captura correspondientes a las fuentes de agua potable.

1.1

Principios Básicos para la Evaluación de la Vulnerabilidad

Los mecanismos de recarga del agua subterránea y la capacidad de atenuación natural del perfil de suelo a los contaminantes varían ampliamente con las condiciones geológicas cercanas a la superficie del terreno. Así, en lugar de aplicar controles universales sobre los usos del territorio potencialmente contaminantes y la descarga de efluentes, es más efectivo (y menos perjudicial para el desarrollo económico) modificar el tipo y nivel de control de acuerdo a esta capacidad de atenuación. Esta es la premisa básica del concepto de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos y lo que conduce a la necesidad de contar con el mapeo de la misma.

De acuerdo a la complejidad de factores que gobiernan el transporte de contaminantes en los acuíferos, puede parecer a simple vista que:

- las condiciones hidrogeológicas son demasiado complejas para ser encapsuladas en zonas mediante el mapeo de la vulnerabilidad
- sería más lógico tratar cada actividad contaminante en forma individual y emprender una evaluación independiente del peligro de contaminación que ésta genera.

Sin embargo con este enfoque:

- es poco probable arribar a una caracterización universal del peligro de contaminación y evitar decisiones inconsistentes
- se requiere una gran cantidad de recursos humanos e inversiones financieras cuantiosas destinados a las investigaciones de campo
- se pueden presentar problemas administrativos en aquellos casos donde la responsabilidad institucional es compartida.

1.2

Evolución del Concepto de Vulnerabilidad

En hidrogeología el término vulnerabilidad se comenzó a utilizar intuitivamente a partir de la década de los '70 en Francia (Albinet y Margat, 1970) y más ampliamente en los '80 (Haertle, 1983; Aller *et. al.*, 1987; Foster e Hirata, 1988). Inicialmente el término fue usado sin definición formal alguna, aunque hacía referencia a la susceptibilidad del acuífero a ser afectado por la contaminación antrópica.

La expresión empezó teniendo diferentes significados para diferentes personas. Una definición útil y consistente sería considerar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero como aquellas características intrínsecas de los estratos que separan la zona saturada del acuífero de la superficie del terreno, lo cual determina su sensibilidad a ser adversamente afectado por una carga contaminante aplicada en la superficie (Foster, 1987). Así, la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero sería función de:

- la accesibilidad de la zona saturada del acuífero a la penetración de contaminantes, en un sentido hidráulico
- la capacidad de atenuación de los estratos suprayacentes a la zona saturada resultantes de la retención o reacción físico-química de los contaminantes.

En este sentido, el peligro de contaminación del agua subterránea se definiría luego como la probabilidad de que el agua subterránea en la parte superior de un acuífero sea contaminada en un nivel inaceptable por las actividades que se desarrollan en la superficie del terreno suprayacente (Foster e Hirata, 1988; Adams y Foster, 1992).

Posteriormente dos importantes grupos de profesionales revisaron y se pronunciaron sobre la aplicabilidad del concepto de vulnerabilidad resaltando su utilidad (NRC, 1993; IAH/Vrba y Zaporozec, 1994). Sin embargo hubiera sido deseable un pronunciamiento más claro del uso del término, por ejemplo asociarlo específicamente con las características intrínsecas de los estratos (zona no saturada o capas confinantes) que

separan la zona saturada del acuífero de la superficie del terreno (Foster y Skinner, 1995) y lo más importante, relacionarlo directamente con el impacto potencial de las decisiones del uso del territorio suprayacente al acuífero.

Por otra parte algunos profesionales consideraron que en el concepto de vulnerabilidad debería incluirse un factor que represente la movilidad natural y persistencia de los contaminantes en la zona saturada. Sin embargo, esto no parece que contribuya, desde una perspectiva útil, al mapeo de vulnerabilidad como herramienta en la planificación y control de actividades en la superficie del terreno.

Necesidad de contar con un Índice de Vulnerabilidad Absoluto Integrado

1.3

Dos cuestiones fundamentales surgen en relación con la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos:

- presentar un índice de vulnerabilidad integrado único o trabajar con índices de vulnerabilidad específica para cada contaminante y escenarios de contaminación
- proveer un indicador absoluto de la vulnerabilidad integrada a la contaminación o restringirse a índices de vulnerabilidad relativos que serían de mucho menor utilidad.

El flujo del agua subterránea y el transporte de contaminantes son procesos intrincados. Así, la interacción entre la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos y la carga contaminante al subsuelo, que determina el peligro de contaminación del agua subterránea, puede ser compleja (Figura 1.1). En particular el grado de atenuación del contaminante puede variar significativamente con el tipo de contaminante y con el proceso de contaminación en una situación dada. De este modo, “una vulnerabilidad general (integrada) a un contaminante universal en un escenario de contaminación típico” no es estrictamente válida (Foster e Hirata, 1988).

Científicamente es más consistente evaluar la vulnerabilidad a la contaminación para cada contaminante o bien para cada tipo de contaminante (nutrientes, patógenos, microorganismos, metales pesados, etc.) o en forma separada para cada grupo de actividades contaminantes (saneamiento sin red cloacal, agricultura, disposición de efluentes industriales, etc.). Por esta razón, Andersen y Gosk (1987) sugirieron realizar el mapeo de vulnerabilidad para cada grupo de contaminantes en escenarios de contaminación específicos. Sin embargo, esto conduciría a la elaboración de un atlas de mapas para cada área particular cuya utilización sería muy engorrosa en la mayoría de los casos, excepto tal vez para la evaluación y control de la contaminación agrícola difusa (Carter *et. al.*, 1987; Sokol *et. al.*, 1993; Loague, 1994).

Además, no existen normalmente datos técnicos adecuados y/o recursos humanos suficientes para lograr este objetivo ideal. Por lo tanto es necesario contar con un

Figura 1.1 Interacciones entre componentes que determinan el peligro de contaminación: carga contaminante y vulnerabilidad a la contaminación del acuífero

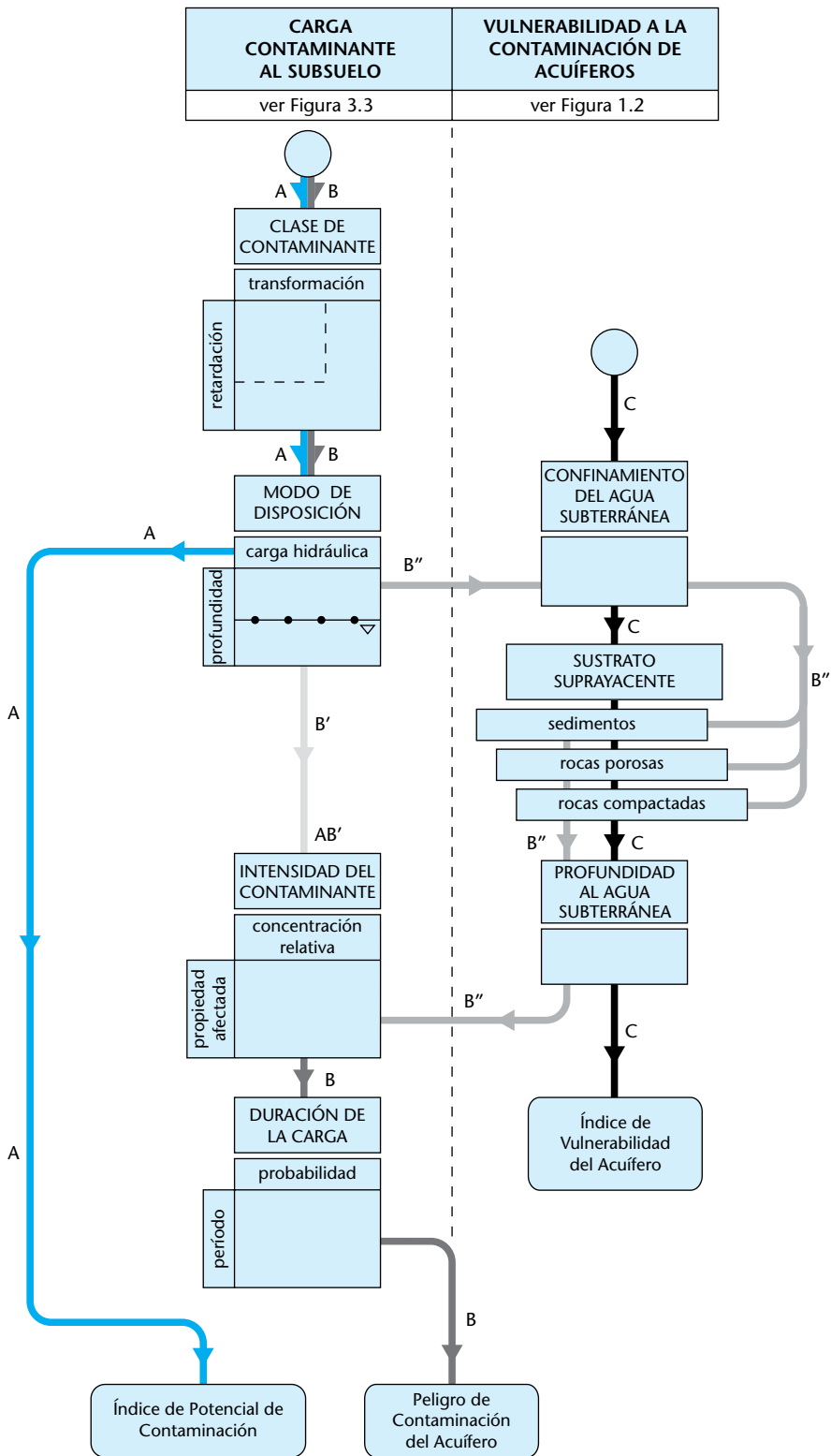


Tabla 1.1 Definición práctica de clases de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos

CLASE DE VULNERABILIDAD	DEFINICIÓN CORRESPONDIENTE
Extrema	vulnerable a la mayoría de los contaminantes con impacto rápido en muchos escenarios de contaminación
Alta	vulnerable a muchos contaminantes (excepto a los que son fuertemente absorbidos o fácilmente transformados) en muchos escenarios de contaminación
Moderada	vulnerable a algunos contaminantes sólo cuando son continuamente descargados o lixiviados
Baja	sólo vulnerable a contaminantes conservativos cuando son descargados o lixiviados en forma amplia y continua durante largos períodos de tiempo
Despreciable	presencia de capas confinantes en las que el flujo vertical (percolación) es insignificante.

sistema menos refinado y más generalizado para el mapeo de la vulnerabilidad de acuíferos. El camino a seguir entonces, es producir un mapa de vulnerabilidad integrado donde los términos usados estén claramente definidos y las limitaciones claramente indicadas. (Foster e Hirata, 1988). Para ello es fundamental tener presente las tres ‘leyes sobre la vulnerabilidad del agua subterránea’ expresadas como advertencias en recientes revisiones realizadas en los Estados Unidos (NRC, 1993):

- todo acuífero tiene algún grado de vulnerabilidad a la contaminación
- cualquier evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos contiene incertidumbres
- en los sistemas más complejos se corre el riesgo de que al evaluar la vulnerabilidad lo obvio sea velado y lo sutil no se distinga.

Por otra parte, un índice absoluto de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos es mucho más útil que los índices relativos para toda las aplicaciones prácticas en la planificación del uso del territorio y el control de las descargas de efluentes.

Además, un índice absoluto integrado puede ser desarrollado siempre que cada clase de vulnerabilidad esté definida en forma clara y concreta (Tabla 1.1). De esta manera es posible superar la mayoría (sino todas) las objeciones comunes en el uso de un índice de vulnerabilidad absoluto integrado como marco de referencia para la evaluación del peligro de contaminación de las aguas subterráneas y formulación de políticas de protección.

Tabla 1.2 Algunas aplicaciones del mapeo de vulnerabilidad a la contaminación y evaluación de peligro de contaminación de acuíferos en América Latina y el Caribe*

Área de estudio	Autores	Año	Escala de Trabajo	Método Adoptado para la Evaluación de la Vulnerabilidad	Inventario de Cargas Contaminantes	Definición de Zonas de Captura de las Fuentes	Uso de GIS
Barbados	Chilton <i>et. al.</i>	1990	1:100.000	GOD	✓	✓	
San Pablo, Brasil	Hirata <i>et. al.</i>	1990	1:500.000	GOD	✓		✓
Río Cuarto, Argentina	Blarasín <i>et. al.</i>	1993, 1999	1:50.000	GOD	✓		
Managua, Nicaragua	Scharp <i>et. al.</i>	1994, 1997	1:100.000	DRASTIC/GOD	✓	✓	✓
León, México	Stuart & Milne .	1997	1:50.000	GOD	✓	✓	
Caçapava, Brasil	Martin <i>et. al.</i>	1998	1:100.000	GOD	✓	✓	✓
Esperanza, Argentina	Paris <i>et. al.</i>	1998, 1999	1:50.000	GOD	✓	✓	
Valle del Cauca, Colombia	Paez <i>et. al.</i>	1999	1:200.000	GOD(S)			✓

*Fuente de información de los ejemplos regionales de aplicación que se presentan en los cuadros

Aplicación del Índice de Vulnerabilidad GOD

1.4

El método GOD (por sus iniciales en inglés: *Groundwater hydraulic confinement, Overlaying Strata, Depth to groundwater table*; (DIOS—según la versión en español de los manuales del CEPIS-OPS) para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos ha sido ampliamente probado en América Latina y el Caribe durante la década de los '90 (Tabla 1.2). Debido a su claridad conceptual y a su simplicidad de aplicación se lo describe preferentemente en esta *Guía*. El método considera dos factores básicos:

- el grado de inaccesibilidad hidráulica de la zona saturada
 - la capacidad de atenuación de los estratos suprayacentes a la zona saturada del acuífero.
- Estos factores no son directamente medibles, dependen a su vez de la combinación de distintos parámetros (Tabla 1.3). Dado que la información relacionada con la mayoría de estos parámetros no está generalmente disponible, para desarrollar el mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos de una forma práctica, es inevitable realizar una simplificación de esta lista.

Sobre la base de tales consideraciones, el índice de vulnerabilidad GOD, (Foster, 1987; Foster e Hirata, 1988) caracteriza a la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos en función de los siguientes parámetros (generalmente disponibles o fácilmente determinables):

- Grado de confinamiento hidráulico del acuífero en consideración.
- Ocurrencia del sustrato suprayacente (zona no saturada o capas confinantes) en términos de características litológicas y grado de consolidación, que determinan su capacidad de atenuación de contaminantes
- Distancia al agua determinada como: la profundidad al nivel del agua en acuíferos no confinados o la profundidad al techo de acuíferos confinados.

Estos parámetros contemplan, en un sentido cualitativo, la mayoría de los mencionados en la Tabla 1.3.

Consecuentemente, la estimación del índice de vulnerabilidad GOD (Foster e Hirata, 1988) involucra una serie de etapas concretas:

- primera, identificar el grado de confinamiento hidráulico del acuífero y asignarle un índice a este parámetro en una escala de 0,0 a 1,0
- segunda, especificar las características del sustrato suprayacente a la zona saturada del acuífero en términos de: (a) grado de consolidación (teniendo en cuenta la probable presencia o ausencia de permeabilidad por fisuras) y (b) tipo de litología (considerando indirectamente porosidad efectiva, permeabilidad de la matriz y contenido de humedad en la zona no saturada o retención específica) y, asignar un índice a este parámetro en una escala de 0,4 a 1,0
- tercera, estimar la distancia o profundidad al nivel del agua (en acuíferos no confinados) o profundidad al techo del primer acuífero confinado, con la consiguiente asignación de un índice en una escala de 0,6 a 1,0.

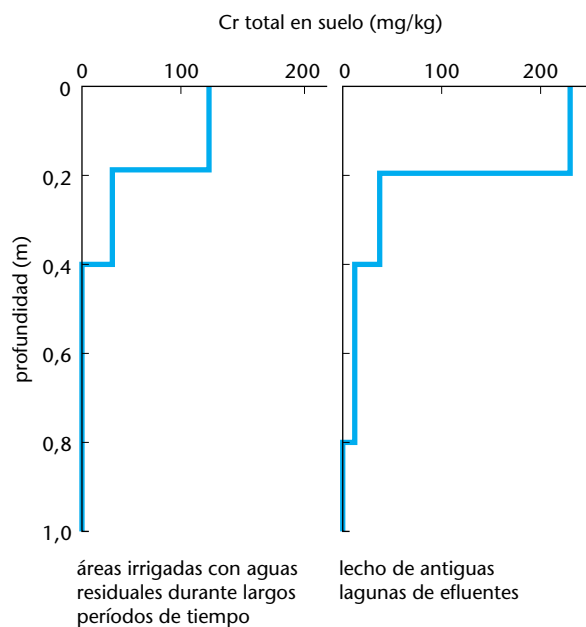
Cuadro 1.1

Vulnerabilidad de acuíferos semiconfinados—datos de campo de León, México

Es importante resaltar que un acuífero semiconfinado de baja vulnerabilidad a la contaminación puede ser seriamente impactado por contaminantes persistentes tales como cloruros, nitratos y algunos compuestos orgánicos sintéticos cuando son descargados en la superficie del suelo en forma continua durante largos periodos de tiempo. Esta posibilidad debe ser tomada en cuenta cuando se evalúa el peligro de contaminación de pozos de abastecimiento que extraen agua de este tipo de acuíferos.

- León (Guanajuato) es una de las ciudades con más rápido crecimiento poblacional de México y uno de los centros de procesamiento del cuero y manufactura del calzado más importantes de Latinoamérica. Esta ciudad está ubicada en un árido valle tectónico elevado constituido por depósitos aluviales, volcánicos y lacustres que forman un sistema acuífero multicapa de gran espesor.
- Gran parte del suministro de agua potable municipal se realiza a través de la explotación de campos de bombeo ubicados aguas abajo. Estos extraen agua del acuífero semiconfinado por debajo de los 100 m de profundidad. Uno de estos campos de bombeo está situado en un área agrícola sometida a riego con aguas residuales durante varias décadas. La ineficiencia de estas prácticas de riego provocó una importante (y continua) recarga del sistema de agua subterránea local. Así, los niveles de agua subterránea se han mantenido a 10 m de profundidad en las áreas irrigadas a pesar de la excesiva explotación, mientras que regionalmente han descendido a razón de 1 a 3 m por año.
- Históricamente gran parte de las aguas residuales provenían de efluentes industriales con muy elevado contenido de cromo, carbono orgánico y salinidad. La Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua y el Servicio de Agua Potable de León han realizado investigaciones a mediados de los '90 que mostraron que la mayoría de los elementos de la carga contaminante (incluyendo metales pesados y patógenos) han sido rápidamente atenuados en la parte superior del perfil de suelos (Figura A). Solamente pequeñas concentraciones han sido detectadas en el acuífero semiconfinado (Stuart y Milne, 1997) cuya vulnerabilidad es baja según el método GOD.
- Sin embargo, otros contaminantes persistentes (especialmente la salinidad, indicada por las concentraciones de cloruro) (Figura B), han penetrado en el acuífero semiconfinado poniendo en peligro la calidad y seguridad de las fuentes de abastecimiento de agua municipal (Stuart y Milne, 1997).

(A) Atenuación del cromo en suelos de áreas irrigadas con aguas residuales



(B) Variación de la calidad del agua subterránea con la profundidad en áreas irrigadas con aguas residuales

ORIGEN DE LA MUESTRA	POZO POCO PROFUNDO TÍPICO	POZOS DE ABASTECIMIENTO PÚBLICO
profundidad del pozo	<30 m	200–300 m
CE (µS/cm)	3.400	1.000
Cl (mg/l)	599	203
HCO ₃ (mg/l)	751	239
NO ₃ (mg/l)	13,5	6,0
Na (mg/l)	227	44

Tabla 1.3 Factores hidrogeológicos que controlan la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos

COMPONENTE DE LA VULNERABILIDAD	INFORMACIÓN HIDROGEOLÓGICA	
	idealmente requerida	normalmente disponible
Inaccesibilidad Hidráulica	grado de confinamiento del acuífero	tipo de acuífero
	profundidad al agua subterránea o al techo del acuífero	profundidad al agua subterránea o al techo del acuífero confinado
	contenido de humedad de la zona no saturada conductividad hidráulica vertical de los estratos de la zona no saturada o de las capas confinantes	
Capacidad de Atenuación	distribución del tamaño de granos y fisuras en la zona no saturada o en las capas confinantes	grado de consolidación/fisuración de estos estratos
	mineralogía de los estratos de la zona no saturada o capas confinantes	características litológicas de estos estratos

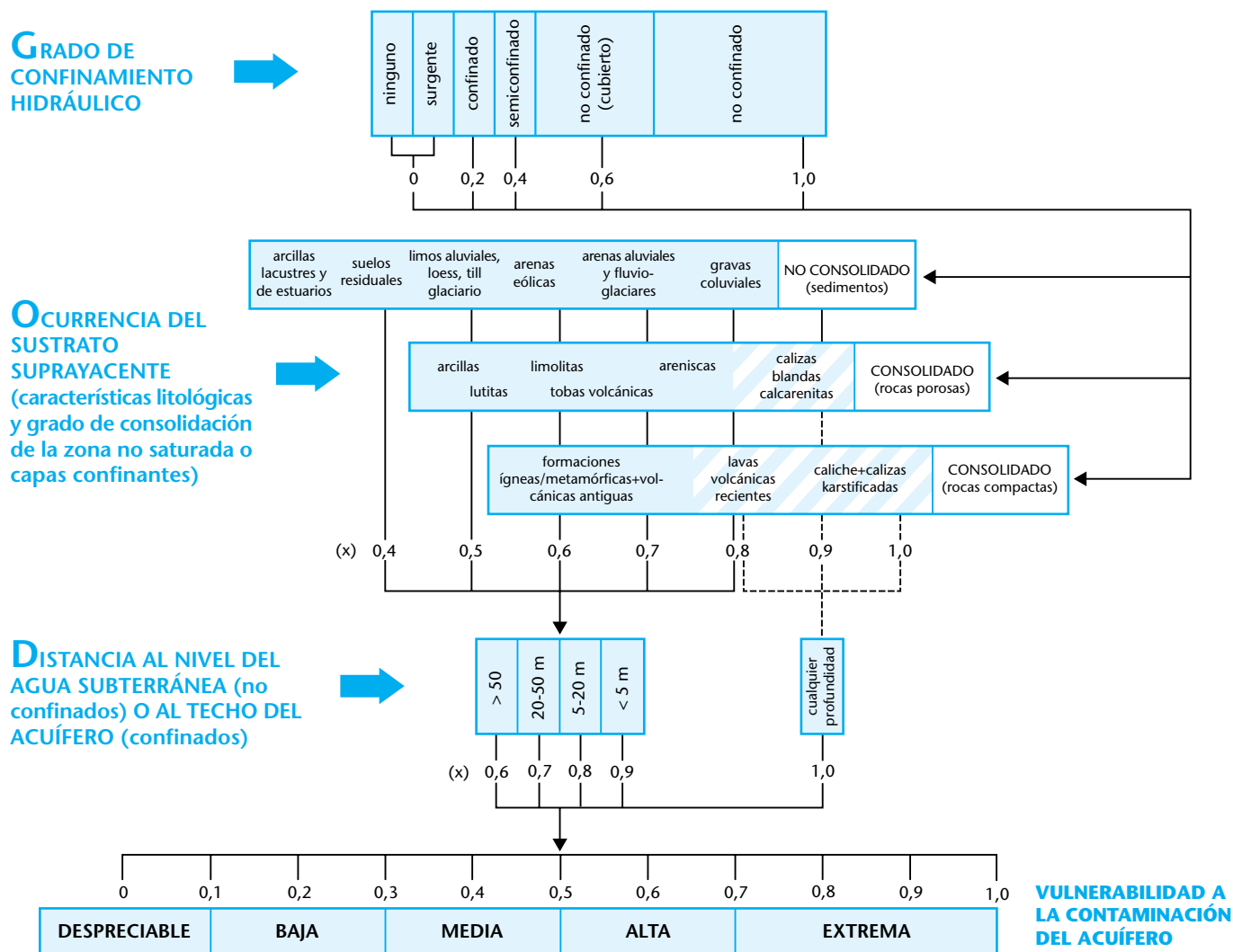
El índice final integrado de vulnerabilidad de acuíferos GOD es el producto de los índices obtenidos para cada uno de estos parámetros (Figura 1.2). Es importante tener en cuenta que esta figura contiene ligeras modificaciones respecto de la versión original (Foster e Hirata, 1988) que consideran las experiencias obtenidas por su aplicación en los años '90. Estas modificaciones incluyen:

- una pequeña reducción en los índices del parámetro de “distancia al agua”
- una simplificación en la caracterización geológica del sustrato suprayacente, para las “rocas potencialmente fracturadas de vulnerabilidad intrínseca intermedia”
- una aclaración para el índice de “confinamiento del acuífero” en acuíferos semiconfinados.

Se debe notar también que, cuando se presenta una secuencia de depósitos diferentes, se debe seleccionar la litología predominante o limitante para caracterizar al sustrato suprayacente.

En el esquema GOD, se podría haber usado una subdivisión descriptiva de los depósitos geológicos (considerando tamaño de grano y características minerales) lo que podría parecer más fácil de aplicar. Sin embargo, dado que una clasificación genética refleja mejor aquellos factores que son importantes a los fines de evaluar la vulnerabilidad a la contaminación (tal como su estructura deposicional) se adoptó un sistema híbrido (compatible con los usados en muchos mapas geológicos). Casi todos los sedimentos de la clasificación (Figura 1.2) son depósitos geológicos transportados. Sin embargo se consideran otros dos tipos debido a su amplia distribución—suelos residuales profundos (tales como lateritas del cinturón tropical) y caliche (un depósito *in situ*).

Figura 1.2 Método GOD para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos

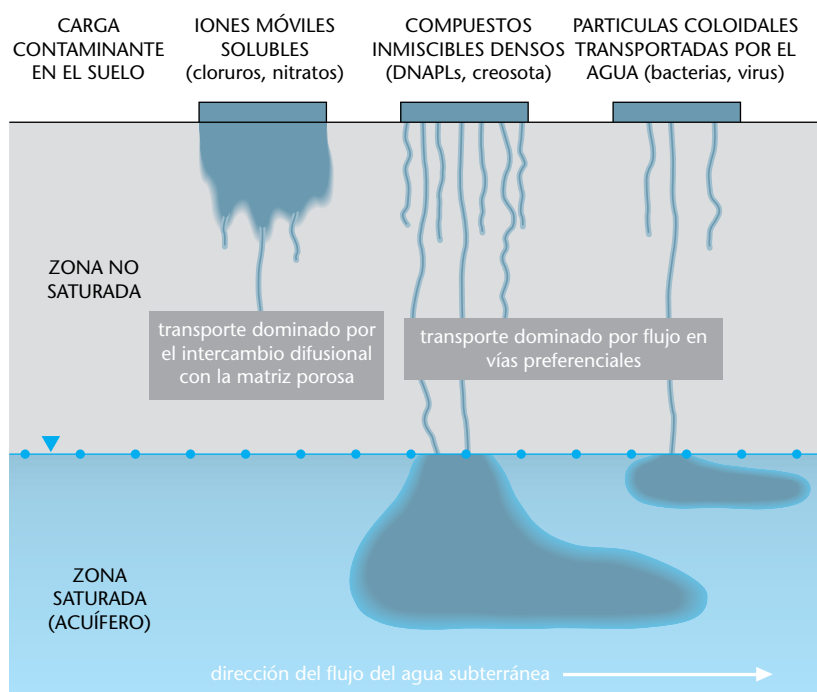


En el contexto de la clasificación de estratos suprayacentes, se tenía la preocupación de que inadvertidamente se diera demasiado peso a la porosidad dinámica (y por lo tanto meramente al retardo del tiempo de recarga en lugar de la atenuación de la contaminación). De este modo la vulnerabilidad se volvería (incorrectamente) una medida de cuándo un contaminante puede alcanzar el acuífero (en contraposición de si puede alcanzarlo y cuáles podrían hacerlo). Así, se puso el mayor énfasis en la probabilidad de presencia de fracturas bien desarrolladas que pueden dar lugar a flujos preferenciales aún en estratos porosos tales como algunas areniscas y calizas (Figura 1.3). La posibilidad de que ocurra tal flujo preferencial es considerada como el factor más crítico de aumento de la vulnerabilidad y reducción de la capacidad de atenuación, dado que un incremento sobre la tasa de recarga natural suele estar asociado con muchos escenarios de contaminación.

El esquema original GOD no incluye una consideración explícita acerca de los suelos en un sentido agrícola. Sin embargo, la mayoría de los procesos que causan la

atenuación de contaminantes y/o su eliminación en el subsuelo ocurre más rápidamente en la zona biológicamente activa del suelo como resultado de su mayor contenido de materia orgánica, arcilla y mucho más numerosas poblaciones de bacterias. Una posible modificación al método (GOD-S) incorpora un ‘índice de susceptibilidad a la percolación del suelo’ (basado en una clasificación del suelo en función de su textura y contenido de materia orgánica), como un cuarto paso capaz de reducir el índice GOD en aquellas áreas de alta vulnerabilidad hidrogeológica. Sin embargo, en áreas urbanas el suelo es frecuentemente removido durante las construcciones o bien la carga contaminante al subsuelo es aplicada en excavaciones por debajo de la capa de suelo (tales como las excavaciones mineras, trincheras o lagunas). En estos casos la zona del suelo se debería considerar ausente y no debería utilizarse la reducción en el índice de vulnerabilidad por la consideración del suelo.

Figura 1.3 Desarrollo y consecuencias del flujo preferencial en la zona no saturada



1.5 Comparación con Otras Metodologías

1.5

Otros esquemas de evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos han sido presentados en la literatura. Estos pueden clasificarse en tres grupos principales de acuerdo a la metodología adoptada (Vrba y Zaporozec, 1995):

- **Ambientes Hidrogeológicos:** evalúan la vulnerabilidad de grandes ambientes hidrogeológicos en términos cualitativos, utilizando una superposición de mapas temáticos (Albinet y Margat, 1970).

- **Modelos Analógicos:** utilizan expresiones matemáticas para parámetros claves (tales como el tiempo de tránsito promedio en la zona no saturada) como un indicador del índice de vulnerabilidad (enfoque de EC/Fried, propuesto en Monkhouse, 1983).
- **Sistemas Paramétricos:** utilizan parámetros convenientemente seleccionados para representar la vulnerabilidad, a los cuales les asignan distintos rangos e interacciones para generar un índice de vulnerabilidad absoluto o relativo (ejemplos de estos métodos se incluyen en Haertle (1983) y DRASTIC de Aller, *et. al.* (1987), además de la metodología GOD descrita en esta *Guía*). Otro método de esta categoría es EPIK, diseñado específicamente para acuíferos calizos kársticos, y utilizado por Doerflinger y Zwahlen, 1998; Gogu y Dassargues, 2000; Daly *et. al.*, 2001.

Dentro de estos métodos el más conocido es DRASTIC que cuantifica la vulnerabilidad relativa por medio de una suma ponderada de índices establecidos para siete variables hidrogeológicas (Tabla 1.4). En la misma se presentan los pesos para la ponderación de cada variable entre paréntesis. Sin embargo, tal peso cambia (especialmente para los parámetros S y T) si lo que se está considerando es la vulnerabilidad a la contaminación agrícola difusa.

El método ha sido objeto de varias evaluaciones (Holden *et. al.*, 1992; Bates *et. al.*, 1993; Kalinski *et. al.*, 1994; Rosen, 1994) que muestran tanto los diversos beneficios y las numerosas falencias de esta metodología. Se considera que este método tiende a generar un índice de vulnerabilidad cuya significación es confusa. Esto es consecuencia de la interacción entre demasiados parámetros ponderados, algunos de los cuales no son independientes sino más bien están fuertemente correlacionados. El hecho de que índices similares puedan ser obtenidos por una muy diferente combinación de circunstancias puede conducir a tomar decisiones equivocadas.

Tabla 1.4 Factores y pesos en el índice de vulnerabilidad a la contaminación DRASTIC

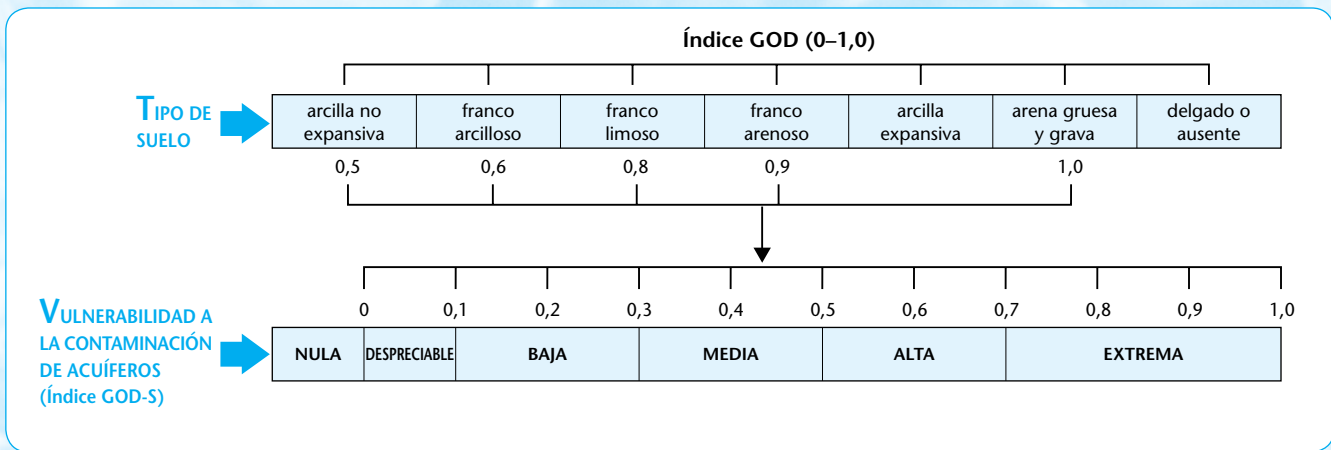
● Depth to groundwater (X5) Profundidad al agua subterránea	● Topographic aspect (X1) Aspecto Topográfico
● Natural Recharge rates (X4) Tasa de Recarga natural	● Impact (effect) of vadose zone (X5) Impacto (efecto) de la zona no saturada
● Aquifer media (X3) Características del medio Acuífero	● Hydraulic Conductivity (X3) Conductividad hidráulica
● Soil media (X2) Características del Suelo	

Cuadro 1.2

Mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos incorporando un factor de cobertura de suelo en el Valle del Cauca, Colombia

Algunos investigadores latinoamericanos han propuesto una modificación al método GOD para la estimación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos que incorpora un factor relacionado con la capacidad de atenuación del suelo basado solamente en su textura. En términos generales se considera válido incluir un ‘factor de suelo’, con excepción de áreas donde el suelo ha sido removido o alterado y en los casos en que la carga contaminante es aplicada debajo de él. Además si se incluye un factor de suelo, éste debería considerar el espesor del suelo conjuntamente con aquellas propiedades que influyen directamente en la desnitrificación in situ y en la atenuación de pesticidas (textura y contenido de materia orgánica del suelo).

- El valle del río Cauca cuenta con una de las reservas de agua subterránea más importantes de Colombia. Su aprovechamiento, con una extracción anual aproximada de 1.000 millones de m³, es de fundamental importancia para el desarrollo de la región que comprende el abastecimiento de agua a varias ciudades tales como Palmira, Buga y parte de Cali. El valle tiene características tectónicas con un gran espesor de depósitos predominantemente aluviales y lacustres.
- Con el fin de proponer herramientas técnicas para el uso sustentable del recurso y la planificación del uso del territorio la agencia local del manejo de agua (Corporación del Valle del Cauca) realizó el mapeo de la vulnerabilidad de los acuíferos del área por el método GOD. Se introdujo además, una modificación al método (en principio propuesta por el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental de la Pontificia Universidad de Chile), que incorpora el parámetro S para considerar la capacidad de atenuación de los suelos. La metodología modificada (conocida como GOD-S), le asigna valores a este parámetro S de acuerdo a las características texturales de los suelos, que varían desde las muy finas (arcillosas) hasta las muy gruesas (pedregosas) en áreas donde el espesor del suelo supera los 0,5 m.
- Se confeccionó un mapa del factor de suelos y luego se lo superpuso al mapa de vulnerabilidad GOD. En zonas donde se preservó la capa de suelo y su espesor era considerable, el valor del índice GOD disminuyó (Paez, 1999).
- Las Agencias Ambientales de Inglaterra y Gales también incluyen un factor de suelo en el mapeo de vulnerabilidad de acuíferos. Este factor se basa en un conjunto de propiedades del suelo que determinan su capacidad de infiltración, pero su efecto es utilizado para reducir potencialmente el nivel de vulnerabilidad mapeado en áreas rurales y no se considera operativo en áreas urbanas donde el perfil de suelo ha sido alterado por obras de ingeniería (Foster, 1997).



1.6

Limitaciones en el Mapeo de la Vulnerabilidad

Más específicamente se debería notar que:

- el método subestima la vulnerabilidad de acuíferos fracturados (comparada con la de los acuíferos no consolidados)
- la inclusión de un parámetro que refleja la movilidad de los contaminantes en la zona saturada es una complicación innecesaria (por las razones establecidas anteriormente).

Ciertas condiciones hidrogeológicas generan problemas en la evaluación y mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos:

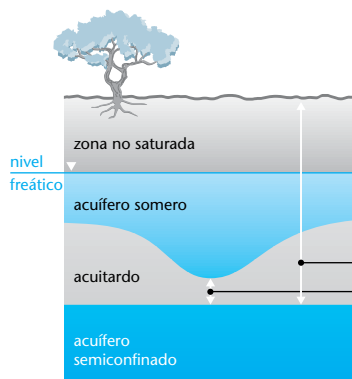
- la presencia de cursos superficiales indefinidos (permanentes o intermitentes) fundamentalmente debido a la incertidumbre en la evaluación de su condición hidrológica, definición de la calidad del curso de agua y estimación de la capacidad de atenuación del lecho o cauce (sin embargo es esencial indicar cuáles son las secciones potencialmente influentes de los cursos que atraviesan acuíferos no confinados)
- la explotación excesiva de acuíferos para el abastecimiento de agua potable que puede producir variaciones en la profundidad del nivel de agua y aún en el grado de confinamiento (sin embargo en el esquema propuesto estos efectos serán sólo ocasionalmente significativos)
- las arcillas extremadamente consolidadas (y por lo tanto potencialmente fracturadas) donde existen usualmente importantes incertidumbres respecto de la magnitud de cualquier componente de flujo preferencial.

El mapeo de la vulnerabilidad de acuíferos es adecuado solamente en los casos que se requiera la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea relacionado a descargas de contaminantes que ocurren en la superficie del terreno y cuerpos de agua. Estrictamente hablando, no debería ser usado para la evaluación de peligros provocados por:

- descargas más profundas de contaminantes directamente debajo de la superficie del terreno (como en el caso de pérdidas de grandes tanques de almacenamiento enterrados, lixiviados de rellenos sanitarios, descargas de efluentes a canteras y pozos mineros, etc.)
- derrames de contaminantes orgánicos sintéticos inmiscibles densos (DNAPLs).

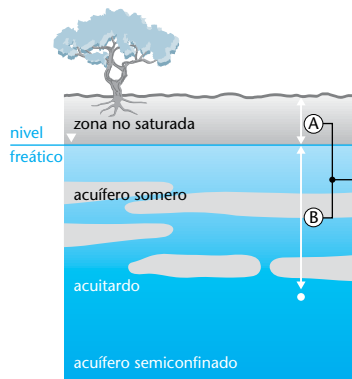
En ambos casos el peligro de contaminación del agua subterránea resultará alto sea cual fuera la vulnerabilidad del acuífero. En estas circunstancias se deberá considerar únicamente la intensidad y probable duración de la carga. Así, tanto el índice como el mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos mantienen su validez técnica, aclarando que estos tipos de carga contaminante se excluyen de la metodología propuesta. Tales situaciones requieren ser especialmente controladas independientemente de las características del terreno.

Figura 1.4 Interpretación de la vulnerabilidad a la contaminación en acuíferos semiconfinados



Problema: en el método GOD el término 'O' representa las características litológicas de la zona no saturada o de las capas confinantes, lo cual es difícil de determinar en acuíferos semiconfinados

Solución: considerar la parte más delgada del acuitardo y calcular el término 'O' como un valor ponderado entre los distintos materiales (zona no saturada, acuífero somero, acuitardo)



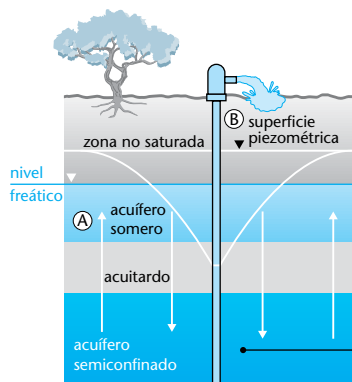
Problema: en el método GOD el término 'D' representa la distancia entre la superficie del terreno y el nivel freático o techo del acuífero confinado, pero ¿cuál es el valor correcto en acuíferos semiconfinados?

Solución: usar la profundidad al acuífero (A+B)



Problema: el acuífero somero, que suprayace al acuífero semiconfinado que requiere protección, es de baja calidad

Solución: considerar al acuífero somero como una fuente potencialmente contaminante y usar las características del acuitardo sólo para los términos 'O' y 'D'



Problema: inversión hidráulica causada por la extracción de agua subterránea de acuíferos profundos

Solución: usar el término 'G' apropiado a la nueva condición hidráulica y considerar los acuíferos profundos como semiconfinados o no confinados cubiertos

1.7

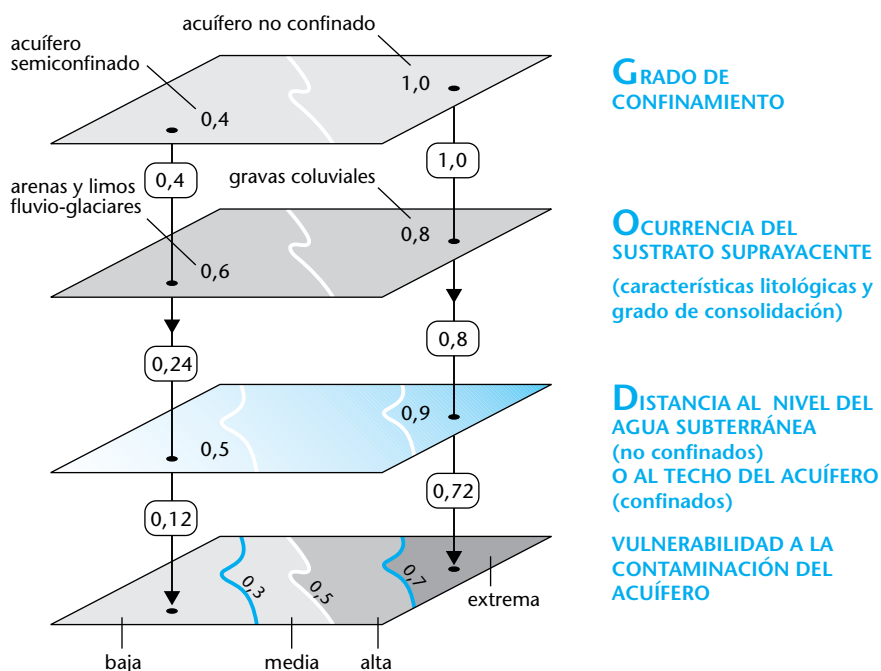
Procedimiento para el Mapeo de la Vulnerabilidad

Otro caso que merece un tratamiento especial es la presencia de acuíferos poco profundos de mala calidad natural (normalmente salinos). Esto requiere un mapeo específico ya que estos acuíferos someros generalmente no ameritan especial protección, aún en los casos de alta vulnerabilidad a la contaminación antrópica, pero sí la requieren los acuíferos semiconfinados subyacentes (Figura 1.4).

La generación del mapa del índice de vulnerabilidad de acuíferos GOD sigue el procedimiento indicado en la Figura 1.5. Tal proceso puede ser desarrollado manualmente pero cada vez más se utiliza la tecnología de SIG (Sistemas de Información Geográfica).

Para realizar la evaluación de la vulnerabilidad con la metodología propuesta, se podrá contar, en la mayoría de los casos, con mapas hidrogeológicos y/o informes sobre los recursos hídricos subterráneos, los cuales generalmente contienen adecuada información básica. Sin embargo, frecuentemente es necesario complementar esta información con el estudio directo de mapas geológicos y registros de perfiles de perforaciones y en algunas ocasiones con inspecciones limitadas de campo.

Figura 1.5 Generación del mapa de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos utilizando el método GOD



(A) Propuesta Metodológica para Acuíferos Estratificados

Una de las dificultades más frecuentes que se presentan en el mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos es la presencia de estratos con propiedades hidráulicas muy diferentes. La estratificación es una característica fundamental tanto de las formaciones geológicas sedimentarias como de las volcánicas. Éstas alojan a la mayoría de los grandes acuíferos así como también muchos de los acuíferos menores. En estos casos se pueden presentar problemas en la evaluación de la vulnerabilidad:

- acuíferos colgados o no confinados cubiertos, por encima del nivel de agua subterránea regional (donde se debe considerar el promedio ponderado o valores límites de las propiedades)
- acuíferos semiconfinados en profundidad, por debajo del nivel de agua subterránea regional (para lo cual se debe establecer cuál es el acuífero cuya vulnerabilidad se está evaluando y consecuentemente la capacidad de atenuación de los estratos suprayacentes).

El procedimiento metodológico para la estimación de la vulnerabilidad detallado en la Figura 1.4 se debería seguir en estos casos, e indicar (con un símbolo adecuado) donde también esté presente un acuífero local suprayacente (más vulnerable).

(B) Nivel de Simplificación Necesario

Se debe recalcar que los mapas de vulnerabilidad y peligro de contaminación de acuíferos están diseñados para proveer un esquema general en el que se basará la política de protección del agua subterránea. Sin embargo, existe una diferencia conceptual y funcional entre ambos. El primero es ni más ni menos una representación simplificada (pero verdadera) de los mejores datos científicos disponibles del ambiente hidrogeológico. Este esquema general no pretende eliminar la necesidad de contar con un diseño detallado de las posibles actividades potencialmente contaminantes antes de tomar decisiones sobre la política de protección del agua subterránea.

Los mapas de vulnerabilidad de acuíferos fueron concebidos solamente para dar una primera indicación general del peligro de contaminación potencial del agua subterránea. Esto permitirá a reguladores, planificadores e inversionistas, tomar decisiones fundamentadas sobre nuevas propuestas de desarrollo, control de contaminación y monitoreo de la calidad del agua subterránea. Si bien están confeccionados en un determinado momento con la mejor información disponible, requieren actualización periódica.

En teoría y práctica estos mapas involucran muchas simplificaciones referidas a las variaciones geológicas y procesos hidrogeológicos, ambos naturalmente complejos. Además, los problemas puntuales específicos necesitan ser resueltos por investigaciones puntuales específicas aunque es posible evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea con la misma filosofía y propuesta metodológica.

Los datos requeridos para la evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos (y el inventario de las cargas contaminantes al subsuelo, que se verá más adelante), deberían ser en lo posible desarrollados en una plataforma SIG para facilitar su superposición, interacción y actualización como así también la presentación de los resultados. De este modo se podrían utilizar por ejemplo, colores diferentes para indicar las principales características litológicas de los estratos suprayacentes a la zona saturada y diferentes tonalidades en cada una de ellas de acuerdo a la profundidad del agua subterránea.

Propuestas Metodológicas para la Protección del Agua Subterránea

B2

Delimitación de Áreas de Protección de las Fuentes de Agua Potable

Las áreas de protección de las fuentes de agua potable (llamadas en EEUU zonas de protección de pozos) deberían ser delimitadas para otorgarles especial vigilancia contra la contaminación. Esta consideración debe también tenerse en cuenta para las fuentes destinadas a otros usos potencialmente susceptibles a la contaminación, y especialmente las aguas minerales naturales envasadas que no reciben ninguna desinfección.

2.1

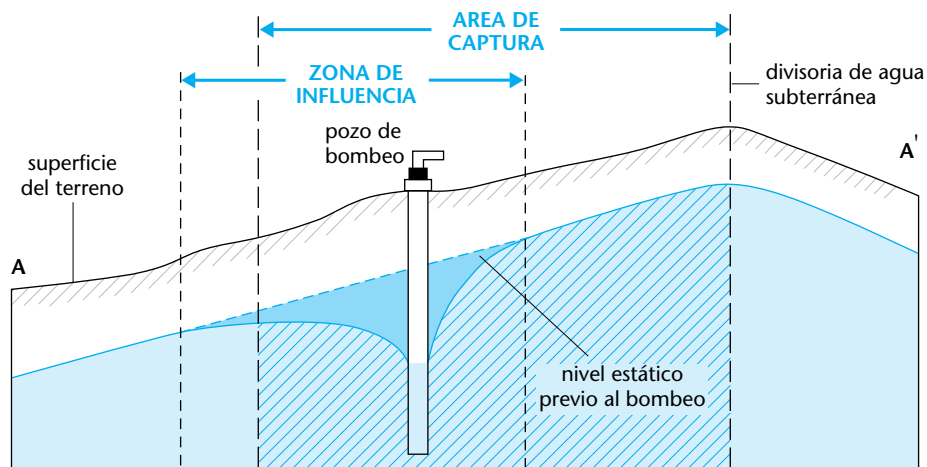
Bases para la Definición de los Perímetros de las Áreas

El concepto de la protección de las fuentes de agua potable ha sido incluido desde hace décadas en los códigos legales de países europeos. Sin embargo, los avances en el conocimiento hidrogeológico y los cambios en la naturaleza de las amenazas que pueden afectar la calidad del agua subterránea han hecho que el concepto haya tenido una evolución significativa y requiera consolidación (US-EPA, 1994; NRA, 1995; EA, 1998).

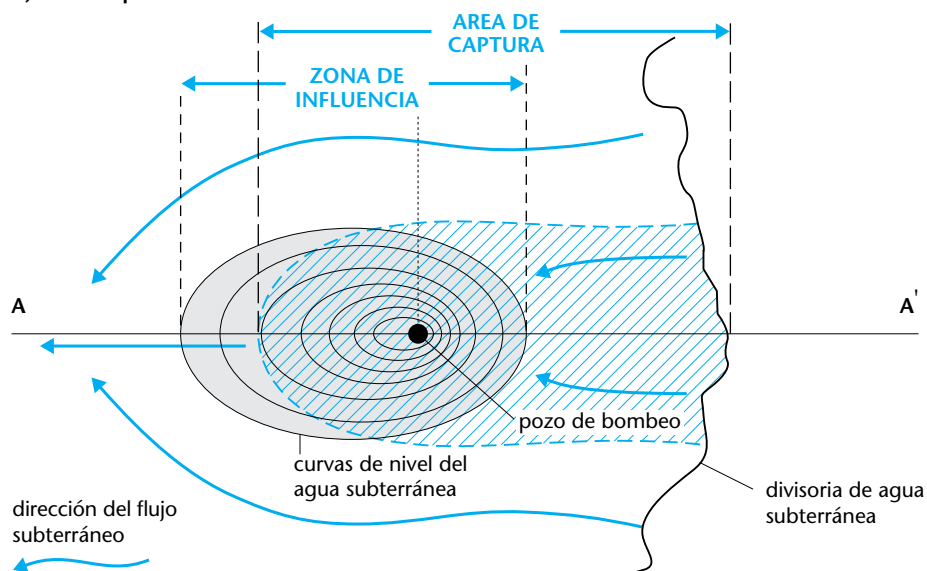
La proximidad a las fuentes de abastecimiento de agua subterránea (pozos, perforaciones y manantiales) de ciertas actividades sobre el terreno es un factor clave que influye en el peligro de contaminación de las aguas. Más específicamente las amenazas de contaminación dependen de:

Figura 2.1 Diferencia entre el área de captura y la zona de influencia de un pozo de producción

a) perfil vertical



b) vista en planta



- si la actividad está ubicada subsuperficialmente en el área de captura de esa fuente de abastecimiento (Figura 2.1)
- el tiempo de flujo horizontal en la zona saturada del acuífero desde la ubicación de la actividad hasta el punto de extracción de la fuente de abastecimiento.

Las áreas de protección de las fuentes de abastecimiento (APF) también conocidas como zonas de protección de fuentes (ZPF), deben dar protección contra:

- contaminantes que decaen con el tiempo, donde el tiempo de residencia subsuperficial es la mejor medida de protección

- contaminantes no degradables, donde se debe considerar la dilución que depende de la trayectoria del flujo.

Ambas son necesarias para la completa protección. La dilución del contaminante, que resulta de los mecanismos de advección y dispersión asociados al flujo de aguas subterráneas, es usualmente el proceso de atenuación dominante. Sin embargo, algunos contaminantes pueden probablemente estar afectados por procesos de degradación (o decaimiento), y otros procesos tales como adsorción, precipitación, etc.

Para eliminar completamente el riesgo de una contaminación inaceptable de una fuente de agua potable, todas las actividades potencialmente contaminantes deberían ser prohibidas (o completamente controladas) dentro de toda el área de captura de la recarga a esa fuente. Sin embargo, esto será frecuentemente imposible o antieconómico, fundamentalmente por las presiones socio-económicas para lograr mayor desarrollo. Por lo tanto se requiere contar con alguna división de la zona de captura de la recarga, de modo que las restricciones más estrictas al uso del territorio sean solamente aplicadas en aquellas áreas más próximas a la fuente.

Esta subdivisión podría basarse en diferentes criterios (distancia horizontal, tiempo de flujo horizontal, porcentaje del área de recarga, capacidad de dilución y/o atenuación de la zona saturada). Pero en general se considera que una combinación de los criterios de tiempo de flujo (horizontal) y distancia del flujo es la más apropiada. En el caso de contaminación difusa debido a actividades agrícolas, considerar la especial protección de una parte del área de captura de la recarga podría ser la solución preferida, aunque surge la cuestión sobre qué parte es mejor proteger.

Se pueden establecer una serie de zonas generalmente concéntricas definidas superficialmente en torno a la fuente de abastecimiento de agua subterránea, mediante el conocimiento de (o supuestos sobre) las condiciones hidrogeológicas locales y las propias características de la fuente. De estas zonas, las tres más importantes (Figura 2.2) se describen a continuación (Adams y Foster, 1992; Foster y Skinner, 1995). Con el propósito de proteger la fuente de abastecimiento, será necesario establecer niveles de control crecientes para las actividades del uso del territorio, que variarán de acuerdo a las condiciones y necesidades locales.

(A) Área Total de Captura de la Fuente

La zona de protección más exterior que puede ser definida para una fuente individual es su área de captura de la recarga (o área de aporte). Este es el perímetro en el que toda la recarga del acuífero (proveniente de la precipitación y/o cursos de agua superficiales) será captada por la fuente de abastecimiento de agua en consideración. Esta área no debería confundirse con el área de influencia hidráulica producida por el bombeo del pozo que es mayor gradiente-abajo (Figura 2.1). Las áreas de captura de la recarga son muy importantes no solo para la protección de la calidad sino también en términos de

manejo del recurso, y en situaciones de explotación intensiva del agua subterránea se podrían usar como áreas de conservación (o reserva) del recurso para abastecimiento de agua potable.

La zona total de captura se determina arealmente considerando el balance de agua y geoméricamente por medio de las trayectorias de flujo subterráneo. Esta es la zona que provee un caudal de explotación protegido a largo plazo. Así, si se asume que el sistema de agua subterránea está en régimen estacionario (como normalmente ocurre) el área de esta zona estará determinada por la tasa de recarga de agua subterránea promedio a largo plazo. Sin embargo, se debe reconocer que en sequías prolongadas (cuando la recarga de agua subterránea es menor que el valor promedio) el área de captura real será mayor que la protegida. Además, en áreas donde el acuífero está confinado debajo de un estrato impermeable, el área de captura estará ubicada distante del sitio real de extracción de agua subterránea (Figura 2.2b).

Usualmente, se toma como caudal protegido a la extracción anual autorizada (permitida legalmente), pero aquél puede ser menor que éste donde en la práctica la cantidad permitida sea:

- inobtenible, ya que excede la capacidad hidráulica de la instalación de la perforación
- no sustentable, ya que excede el recurso de agua subterránea disponible
- no razonable, porque excede ampliamente la extracción real.

En estas situaciones es mejor establecer el caudal protegido sobre la base de los caudales de extracción recientes conjuntamente con un incremento razonable pronosticado.

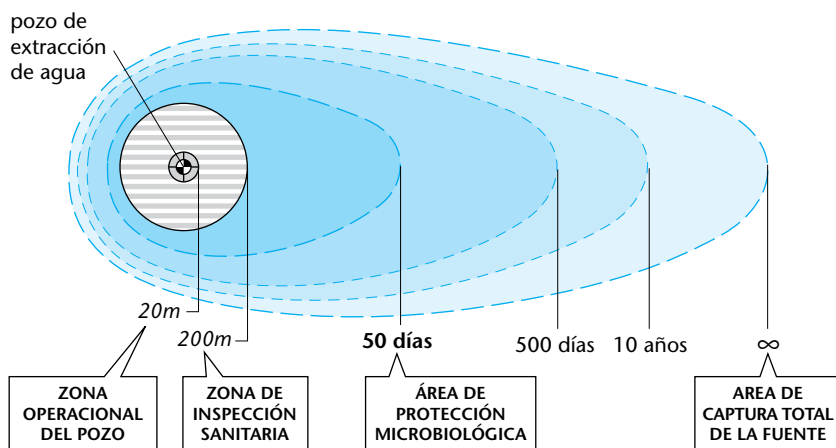
(B) Área de Protección Microbiológica

Prevenir la ingestión de agua subterránea contaminada con bacterias, virus y parásitos patógenos, es de fundamental importancia. Estos patógenos ingresan a los acuíferos someros desde tanques sépticos, letrinas, drenajes o cursos superficiales con aguas contaminadas, etc. Los pozos inadecuadamente construidos son particularmente propensos a este tipo de contaminación. Sin embargo, en casi todas las formaciones excepto en las más vulnerables, la capacidad de atenuación natural de la zona no saturada o las capas semiconfinantes confieren una protección al acuífero contra la contaminación que se dirige hacia él.

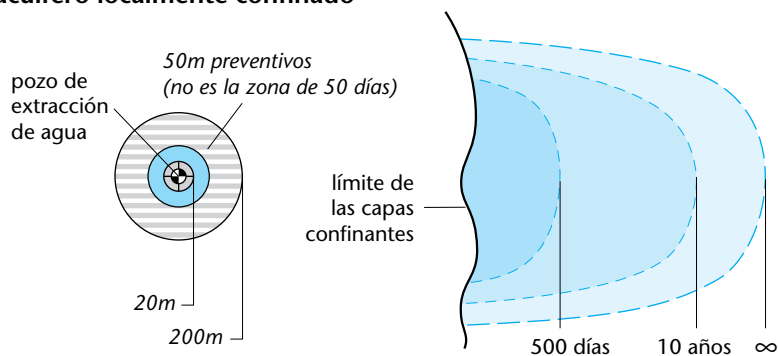
Una zona de protección interior ha sido ampliamente usada para proteger contra las actividades que potencialmente pueden descargar parásitos, bacterias y virus patógenos (Foster y Skinner, 1995), tales como el derrame de aguas residuales y cloacales en zonas agrícolas. Esta zona de protección se determina en función de la distancia equivalente a un tiempo de flujo horizontal promedio especificado en la zona saturada del acuífero. Sin embargo, el tiempo de flujo real adoptado ha variado significativamente varias veces (de 10 a 400 días) en diferentes países y en diferentes épocas.

Figura 2.2 Esquema idealizado de áreas de captura y perímetros según el tiempo de tránsito alrededor de un pozo de producción y manantiales

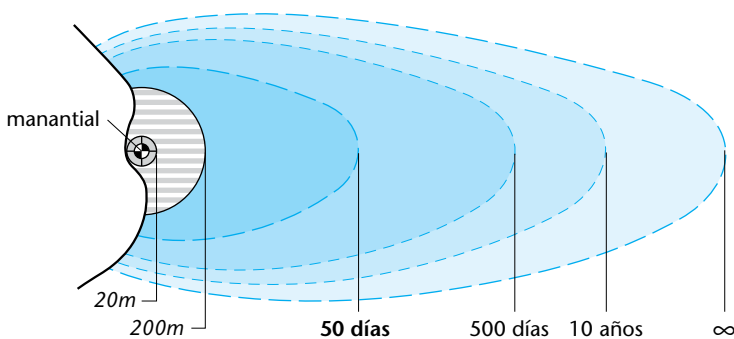
a) acuífero no confinado



b) acuífero localmente confinado



c) fuente de manantial no confinado



Los datos publicados (Lewis *et. al.*, 1982) sugieren que la distancia de viaje horizontal de los patógenos en la zona saturada está gobernada principalmente por la velocidad de escurrimiento del agua subterránea. En todos los casos de contaminación registrados que resultaron en epidemias de enfermedades de transmisión hídrica, la separación horizontal entre la fuente de abastecimiento de agua subterránea y la fuente de contaminación patogénica comprobada fue (como máximo) la distancia recorrida por el agua subterránea en 20 días en el correspondiente régimen de flujo del acuífero, a pesar que se conoce que los patógenos resistentes son capaces de sobrevivir en el subsuelo por 400 días o más. Así, se confirmó que la curva isócrona correspondiente a los 50 días es una base razonable para definir la zona (Figura 2.2) coincidiendo con la práctica usual en muchos países. Este perímetro de protección es tal vez el más importante de todos en términos de significación para la salud pública y porque usualmente es de reducido tamaño y resulta más fácil implementarlo y hacerlo valer.

La experiencia ha mostrado que en los acuíferos fisurados (que tienen frecuentemente propiedades hidráulicas muy heterogéneas) es prudente establecer un criterio límite de 50 metros de radio. Esta zona, de 50 metros de radio, se recomienda también para acuíferos cubiertos o confinados por estratos de baja permeabilidad y gran espesor como una medida de precaución (Figura 2.2b) que considera las incertidumbres del flujo vertical y para proteger contra las construcciones de ingeniería subsuperficial que podrían comprometer la protección de la fuente.

(C) Zona Operacional del Pozo

El perímetro de protección más interior es la zona operacional del pozo, la cual comprende una pequeña área de terreno alrededor de la propia fuente de abastecimiento. Es deseable que esta área sea propiedad y esté bajo el control de la persona (o ente) que realiza la explotación. En ella no se deberían permitir actividades que no estén relacionadas con la extracción misma del agua y aun así estas actividades necesitan ser evaluadas y controladas cuidadosamente (Figura 2.3) para evitar la posibilidad de que los contaminantes alcancen la fuente ya sea en forma directa o a través de alteraciones del terreno en las adyacencias. Todas las partes de esta zona que son usadas para actividades de mantenimiento del pozo, deberían tener un piso de concreto para prevenir la infiltración de aceites y sustancias químicas utilizados en el mantenimiento de la bomba. Para prevenir la invasión de animales y vandalismo, la colocación de una cerca perimetral en esta zona es una práctica usual.

La especificación de la dimensión de esta área es siempre algo arbitraria y depende en cierto modo de la naturaleza de las formaciones geológicas locales, aunque es altamente recomendable un radio de por lo menos 20 metros (Figura 2.2a). Sin embargo, se deberían llevar a cabo inspecciones detalladas de la condición sanitaria en un área mayor de radio de 200 metros o más.

Figura 2.3 Ejemplos reales de terminación de áreas operacionales de las perforaciones principales de abastecimiento público de agua



a) zona operacional del pozo en un área rural forestada, bien diseñada, drenada y mantenida



b) zona operacional del pozo dimensionada y protegida en forma inadecuada, amenazada por riego agrícola con aguas residuales urbanas

(D) Otras Subdivisiones

Puede resultar útil subdividir aún más el área de captación o de captura total de la fuente para permitir controles del uso del territorio graduales fuera de la zona de protección microbiológica. Esto se puede realizar sobre la base de la isócrona de 500 días de flujo horizontal, por ejemplo para proveer la atenuación de contaminantes de degradación lenta (Figura 2.2a). La selección del tiempo de viaje es algo arbitraria. En realidad tal perímetro es más significativo en términos de dar tiempo para encarar acciones de remediación para controlar la difusión de contaminantes persistentes (al menos en los casos donde se reconoce e informa inmediatamente el incidente de contaminación) y a veces es denominado zona defensiva interior de la fuente.

Además, el perímetro del área total de captura en sistemas acuíferos de gran almacenamiento con condiciones de frontera o de borde y/o regímenes de extracción complejos, es a veces sustituido por la isócrona de 10 años (o más) de flujo horizontal (Figura 2.2a). Esta isócrona tendrá una forma menos compleja y estará sujeta a menores incertidumbres científicas que el área de captura.

2.2**Factores que Controlan las Formas de las Zonas**

Generalmente, la delimitación de las zonas de protección tiene que asumir que existen efectivamente condiciones estacionarias de flujo de agua subterránea. De acuerdo a ello se resumen en la Tabla 2.1 los factores que controlan la forma real de las diferentes zonas a ser delimitadas.

Las zonas de protección microbiológica tienen generalmente una geometría bastante simple, tendiendo a ser de forma elíptica o circular reflejando el efecto del cono de depresión o abatimiento producido por el bombeo alrededor del pozo de extracción. En acuíferos fisurados la extensión areal de estas zonas es muy sensible a los valores considerados para el espesor efectivo y la porosidad dinámica del acuífero (Figura 2.4), mientras que su forma es sensible a la conductividad hidráulica del acuífero.

Los factores clave que determinan la geometría de la envolvente de las zonas de captura de las fuentes son el régimen de recarga del acuífero y las condiciones de borde (Adams y Foster, 1992); sus formas pueden variar desde muy simples hasta altamente complejas. Las formas más complejas pueden ser el resultado de interacciones río-acuífero variables, efectos de interferencia de otros pozos y/o variaciones laterales en las propiedades hidráulicas. En los casos en que las fuentes de abastecimiento están localizadas a una gran distancia de los bordes del acuífero y/o cuando el caudal de extracción es pequeño, el gradiente hidráulico es pronunciado y la transmisividad es alta, se delimitarán zonas de protección largas y angostas.

Cuadro 2.1

Operación de una política a largo plazo de zonas de protección de fuentes de agua subterránea en Barbados

Este estudio de caso muestra los beneficios de la implementación temprana de áreas de protección de fuentes de abastecimiento de agua subterránea, aun en situaciones donde la naturaleza del régimen de flujo del acuífero y los peligros de contaminación todavía no se conocen completamente. Acciones suplementarias siempre pueden realizarse para reforzar posteriormente las medidas existentes.

- La isla de Barbados es altamente dependiente del agua subterránea para su abastecimiento público. La explotación se realiza mediante la operación de 17 pozos que extraen 115 millones de l/d de un acuífero kárstico altamente permeable y con una vulnerabilidad extrema a la contaminación.
 - El impacto potencial del desarrollo urbano y la gran importancia estratégica de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea llevó al gobierno de Barbados a implementar áreas de protección especiales alrededor de todos los pozos de abastecimiento público desde hace aproximadamente 30 años. Los perímetros de estas áreas de protección se definieron en función del tiempo de viaje promedio del agua subterránea hacia los pozos. En la tabla siguiente se sintetizan los tipos de restricciones impuestas. En la mayor parte de los casos, la aplicación de estas restricciones ha resultado exitosa en la preservación de la calidad del abastecimiento de agua.
 - En el momento de la implementación de las políticas de protección, se percibió que los principales peligros de contaminación del agua subterránea fueron la urbanización en la periferia de Bridgetown (ciudad capital) con saneamiento *in situ* y las fugas de instalaciones de almacenamiento de combustibles, domésticas y comerciales.
 - Sin embargo han surgido posteriormente peligros adicionales (Chilton, *et. al.*, 1990), tales como:
 - el reemplazo del tradicional cultivo extensivo de la caña de azúcar por el cultivo intensivo de hortalizas que demanda la aplicación de mayores cantidades de fertilizantes y pesticidas
 - la disposición ilegal de desechos sólidos industriales arrojados en pequeñas canteras de calizas abandonadas y vertido de efluentes en pozos en desuso.
- En la actualidad se han implementado medidas para controlar y monitorear dichas actividades.

Características principales del desarrollo en las zonas de control

Zona	Definición del Límite Exterior	Profundidad Máxima de Tanques Sépticos	Controles Domésticos	Controles Industriales
1	300 días de tiempo de viaje	no permitido	no se permite la construcción de nuevas viviendas; sin cambios en la disposición de aguas residuales existente	no se permiten nuevos desarrollos industriales
2	600 días de tiempo de viaje	6,5 m	tanques sépticos con fosas separadas: para efluentes del toilet y para otras aguas residuales domésticas, los drenajes pluviales no deben escurrir hacia los tanques sépticos, se prohíben nuevos tanques de almacenamiento de hidrocarburos	disposición de todo efluente industrial especificado por la Autoridad de Agua con profundidades máximas tanto para tanques sépticos como para desechos domésticos
3	5-6 años de tiempo de viaje	13 m	idem al anterior para aguas residuales domésticas; nuevos tanques de almacenamiento de hidrocarburos con diseño hermético aprobado	
4	otras áreas	sin límites	ninguna restricción en la disposición de aguas residuales domésticas; aprobación de tanques de almacenamiento de hidrocarburos sujeto a diseño hermético	

Tabla 2.1 Factores que determinan la forma y extensión de las áreas de protección de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea*

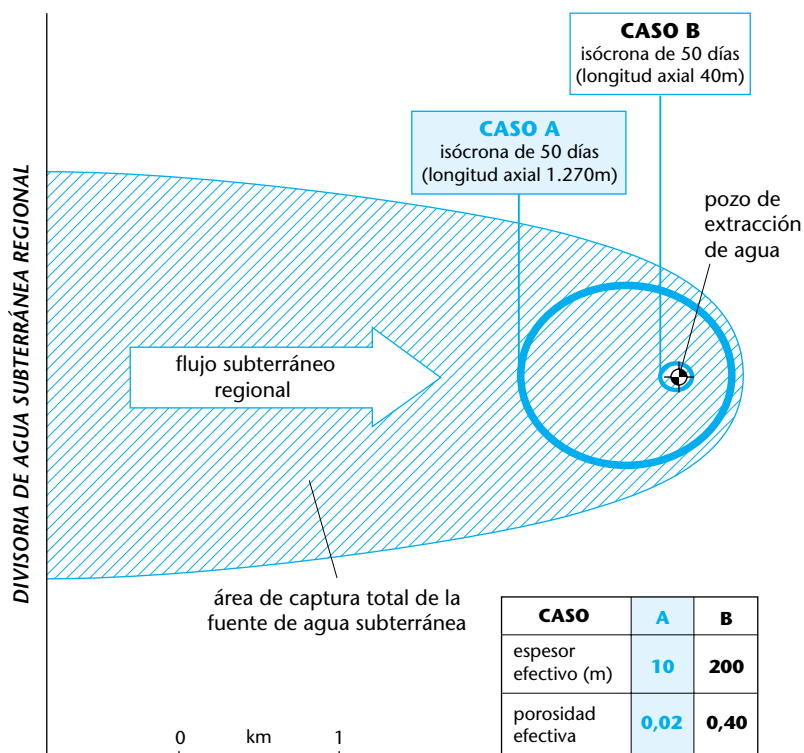
ÁREA DE PROTECCIÓN	FACTORES
Localización General y Forma	<p>régimen de flujo y recarga del acuífero (límites y área de recarga, áreas de descarga natural, condición hidráulica de los cursos de agua**, límites, confinamiento y gradiente hidráulico del acuífero)</p> <p>presencia de otros pozos/perforaciones de bombeo**</p>
Área de la Zona de Captura de la Fuente de Abastecimiento	<p>tasa de extracción anual legalmente permitida/ de protección</p> <p>tasa(s) anual(es) de recarga del agua subterránea**</p>
Perímetro de las Zonas Interiores Basadas en el Tiempo de Viaje (isócronas de 50 y 500 días)	<p>distribución de la transmisividad del acuífero</p> <p>espesor del flujo dinámico del acuífero***</p> <p>porosidad dinámica (efectiva) del acuífero***</p>
<p>* se excluyen los cambios introducidos por el hombre en el régimen de agua subterránea debido a construcciones urbanas y actividades mineras</p> <p>** estos factores son generalmente variantes en el tiempo y provocarán cambios transitorios en la forma de las zonas de captura y de las isócronas, aunque en la formulación en régimen estacionario se consideran valores promedio (o en algunas situaciones, el peor de los casos)</p> <p>*** denominado dinámico en relación con el hecho que en acuíferos heterogéneos (y especialmente en los fisurados) sólo una parte del espesor y/o porosidad total (y en algunos casos sólo una pequeña parte) pueden estar involucrados en el régimen de flujo hacia la fuente de abastecimiento de agua subterránea bajo consideración</p>	

2.3

Limitaciones del Concepto de Área de Protección de las Fuentes de Abastecimiento

El concepto de área de protección de la fuente de abastecimiento (APF) es simple y potente, fácilmente entendido por planificadores del uso del territorio y otras personas que frecuentemente necesitan tomar difíciles decisiones públicas generadas por las políticas de protección del agua subterránea. Sin embargo, aquellas personas que demandan ya sea mayor protección o menor restricción, pueden llegar a plantear muchos desafíos técnicos, y la prueba de cualquier concepto estriba en su capacidad para lidiar en forma justa con tales desafíos tomando en cuenta el contexto específico en el que las críticas se plantean. (Foster y Skinner, 1995).

Figura 2.4 Sensibilidad del perímetro correspondiente al tiempo de tránsito de 50 días a la interpretación de propiedades de acuíferos fisurados



Las APF son más fácilmente definidas e implementadas para los pozos principales y campos de bombeo municipales en acuíferos relativamente uniformes que no son excesivamente explotados, pero una práctica valiosa e instructiva es tratar de definir las independientemente de las condiciones y restricciones locales.

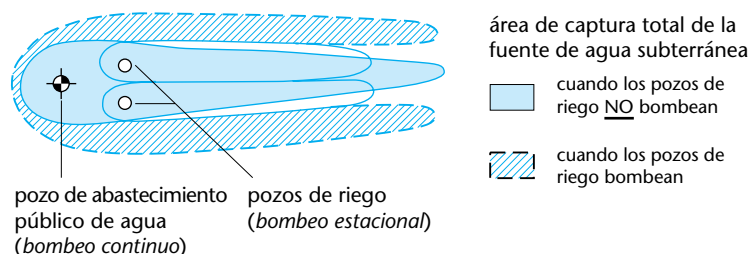
(A) Problemas Comunes y Soluciones Propuestas

Existe un número de situaciones hidrogeológicas donde este concepto encuentra complicaciones significativas:

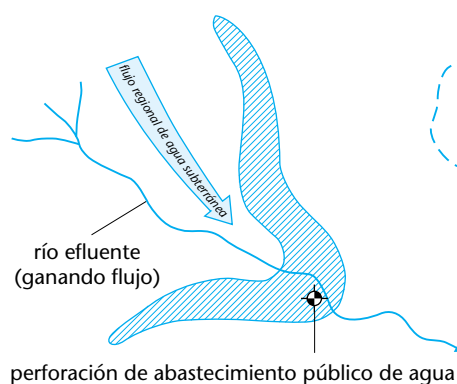
- la limitación más seria surge cuando los acuíferos están sometidos a bombeos estacionales fuertemente variables (riego agrícola o enfriamiento industrial) ya que la interferencia entre los pozos de bombeo produce zonas de protección excesivamente complejas e inestables (Figura 2.5a). En este caso la única propuesta metodológica posible sería recurrir a la vulnerabilidad del acuífero como criterio para la protección general del recurso
- en acuíferos donde las extracciones son prolongadas y exceden considerablemente su recarga a largo plazo, se produce un descenso continuo en los niveles de agua subterránea y consecuentemente la inestabilidad de los APF

Figura 2.5 Efecto de los distintos tipos de interferencia hidráulica y bordes en la forma y estabilidad de las áreas de captura de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea

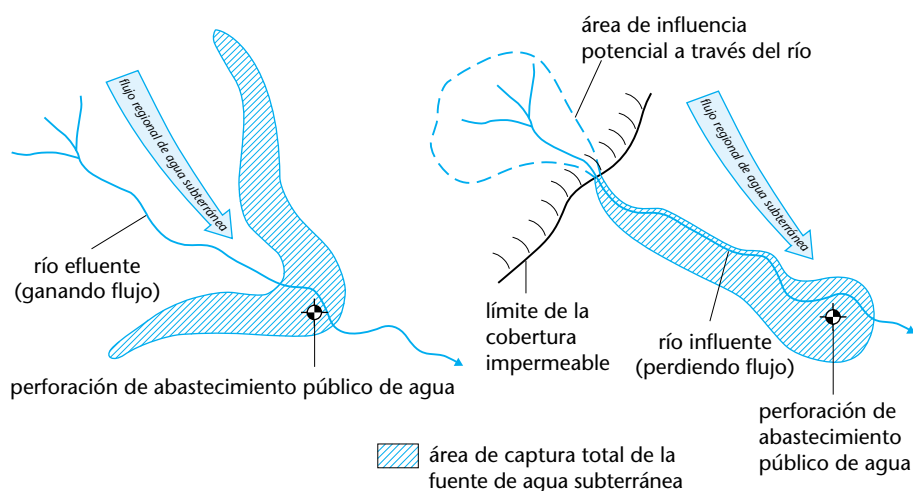
(a) efecto de extracción intermitente



(b) efecto de río efluente



(c) efecto de río influente



- la presencia de cursos de agua superficial que reciben agua en forma intermitente o irregular por descarga natural del acuífero puede producir complicaciones similares (Figura 2.5b)
- en el caso de cursos de agua superficial que aportan agua a los acuíferos presentes dentro de la zona de captura de una fuente de abastecimiento, cualquier actividad potencialmente contaminante ubicada en la cuenca superficial de este curso aguas arriba del área de captura de la recarga, podría afectar la calidad del agua subterránea (Figura 2.5c); sin embargo incluir esta cuenca en el área de protección de la fuente será usualmente impracticable
- con la definición de las áreas de captura de la recarga en situaciones donde la divisoria de aguas subterráneas está a una gran distancia o el gradiente hidráulico regional es muy bajo, surgen problemas especiales. En estas situaciones será necesario adoptar una ‘isócrona de corte’ (de 10 años)
- en caso de presencia de acuíferos estratificados donde el gradiente hidráulico vertical puede ocasionar una percolación vertical inducida entre las unidades acuíferas, cada situación de acuífero estratificado requerirá ser evaluada

en forma particular y adoptarse algunas hipótesis simplificadoras en el comportamiento hidráulico

- donde la variación anual del área de captura de la fuente es muy grande (como en los acuíferos de bajo almacenamiento), podría ser más apropiado el área máxima (en lugar del área promedio), por lo que se pueden requerir modificaciones locales
- en el caso de pequeñas fuentes de abastecimiento de agua subterránea (con caudales menores a 0,5 millones de litros/día), ya que en algunas situaciones sus áreas de captura serán muy angostas y de ubicación inestable.

Un tiempo de viaje de 50 días puede ser visto como un criterio excesivamente conservador porque no tiene en cuenta la percolación desde la zona no saturada durante el gran tiempo de retardo, pero en realidad esto necesita ser balanceado en relación con los siguientes factores:

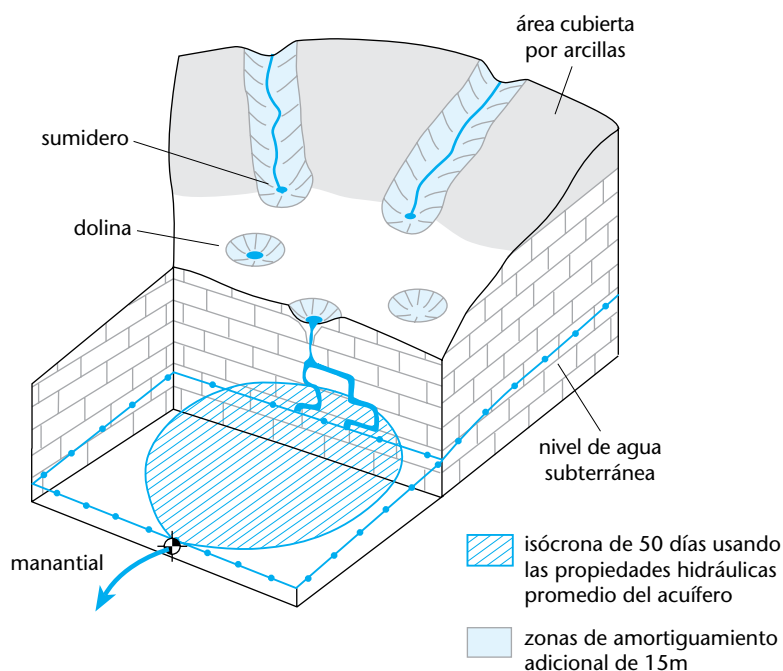
- la posibilidad de flujo preferencial rápido a través de fisuras que puede reducir significativamente el retardo normalmente asociado con el transporte en la zona no saturada
- la isócrona se calcula utilizando velocidades de flujo medias en la zona saturada sobre la base de las propiedades locales promedio del acuífero y gradientes hidráulicos medios, pero en acuíferos fisurados una proporción del agua viajará mucho más rápido que el promedio.
- algunos contaminantes pueden entrar al subsuelo con una carga hidráulica significativa (vía sumideros de drenajes) y otros (tales como los solventes orgánicos inmiscibles densos) pueden tener propiedades físicas que favorecen una penetración más rápida que el agua en el suelo
- existe evidencia científica significativa que algunos patógenos ambientalmente más resistentes (tales como *Cryptosporidium oocysts*) pueden sobrevivir mucho más que 50 días en el subsuelo (Morris y Foster, 2000).

(B) Caso de Acuíferos Kársticos

Los patrones de flujo en acuíferos kársticos son extremadamente irregulares debido a la presencia de rasgos de disolución (tales como cavernas, canales y sumideros) que interrumpen gran parte de las trayectorias de flujo difusivo a través de todo el medio fracturado. Los contaminantes que se mueven a través de estos sistemas pueden viajar a velocidades mucho mayores que las calculadas con las propiedades hidráulicas promedio del acuífero siguiendo la metodología para un “medio poroso equivalente”. Esta simplificación puede ser válida para una escala de análisis (y modelación) regional, y si se incluyen las principales cavidades de disolución conocidas que están asociadas con fallas u otras características estructurales. De otro modo esta hipótesis puede conducir a conclusiones erróneas.

Donde se presenten características kársticas se debería mapear sistemáticamente mediante el reconocimiento de campo, interpretación de fotografías aéreas y (si es posible) mediante estudios geofísicos, al menos en la cercanía de los manantiales o

Figura 2.6 Adaptación de los perímetros de protección microbiológica a casos de acuíferos calizos kársticos



pozos a proteger. El conocimiento adquirido con las investigaciones hidrogeológicas locales (especialmente usando trazadores artificiales y/o isótopos ambientales) y la inspección espeleológica debería ser usado como base para la delimitación de cada área de protección particular en lugar de utilizar para el cálculo las propiedades y el gradiente hidráulico promedio del acuífero. Se deberían esperar grandes diferencias con la geometría de un área de protección normal (Daly y Warren, 1998). También necesitarán especial protección aquellos rasgos de disolución superficial conocidos ubicados a grandes distancias de las fuentes de abastecimiento y las cuencas hidrográficas que drenan hacia ellos (Figura 2.6).

(C) Casos de Fuentes de Manantiales y Galerías

En algunos lugares la extracción de agua subterránea se realiza en manantiales, es decir a partir de puntos de descarga natural del acuífero en superficie. Los manantiales presentan problemas especiales en la delimitación del área de protección ya que la extracción está gobernada por el flujo natural del agua subterránea por gravedad. Así, el tamaño del área de captura depende del caudal total del manantial en lugar de la proporción de flujo que se extrae realmente. El flujo del manantial puede ser intermitente, reducirse drásticamente o aún secarse en la estación de estiaje a medida que el nivel de agua subterránea desciende. Frecuentemente, los manantiales están asociados a discontinuidades geológicas tales como cambios litológicos, fallas o barreras, cuya naturaleza y extensión pueden ser en el mejor de los casos conocidas sólo parcialmente.

Cuadro 2.2

Delimitación de zonas de protección de fuentes de abastecimiento de agua para la planificación del uso del territorio en Esperanza, Argentina

La delimitación de las zonas de captura y de tiempo de viaje del agua subterránea, conjuntamente con el mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, es un componente esencial para la protección de las fuentes de agua y planificación del uso del territorio al nivel municipal.

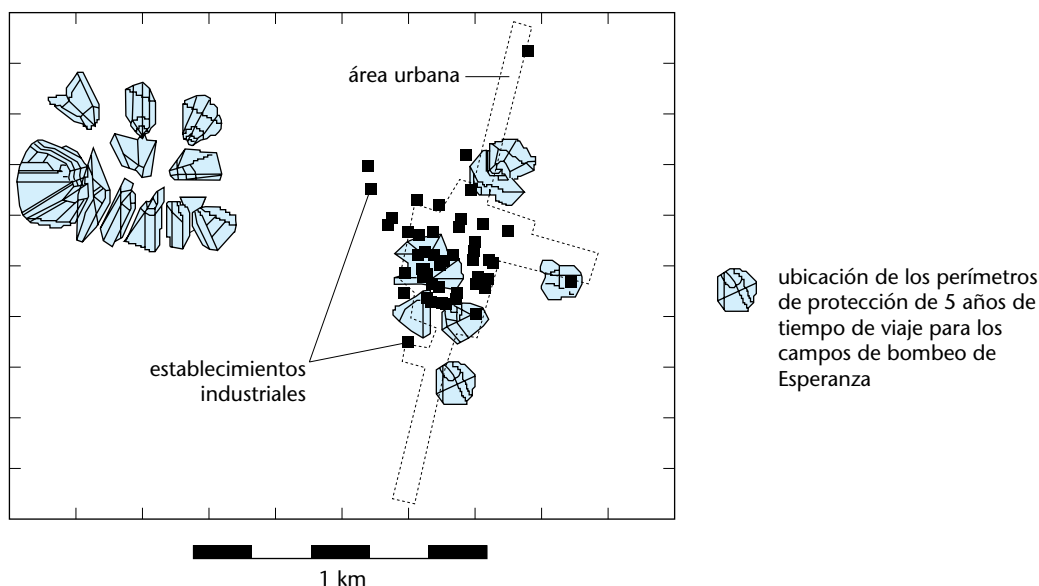
- La ciudad de Esperanza (Provincia de Santa Fe, Argentina) abastece totalmente sus requerimientos hídricos con aguas subterráneas. Localmente el acuífero semiconfinado es intensamente explotado no sólo para suplir estos requerimientos sino también para riego y para satisfacer la demanda generada en un importante centro agroindustrial vecino.
- Las captaciones comprenden:
 - un campo de bombeo en el área rural, donde no hay regulación o restricciones sobre el uso del territorio
 - pozos individuales en el área urbana, en la que la infraestructura sanitaria es incompleta y/o existen importantes establecimientos industriales y de servicios.

Esta situación, conjuntamente con una vulnerabilidad a la contaminación del acuífero moderada, obtenida por el método GOD, sugiere la existencia de un significativo peligro de contaminación de agua subterránea y la necesidad de implementar medidas de protección que incluyan la planificación del uso del territorio.

Para ello fueron delimitados los perímetros de protección para 20 pozos municipales utilizando el método semianalítico

WHPA considerando tiempos de viaje de hasta 5 años, como base para recomendar medidas graduales de control de contaminación del agua subterránea y restricción del uso del territorio (Paris, *et. al.*, 1999).

Sin embargo, la implementación de las áreas de protección de las fuentes de aguas subterránea no es una tarea sencilla puesto que deberían imponerse severas restricciones a las industrias o su ubicación debería ser replanteada (dado su carácter). Esta medida sería difícil de concretar fundamentalmente por sus repercusiones socio-económicas y políticas y, aun si esto fuera posible, no se podría dimensionar la aparición de eventuales deterioros por acciones presentes y/o pasadas. De este modo y con el objeto de mejorar los niveles de protección de las fuentes de agua subterránea, se ha propuesto una estrategia alternativa de reubicación de los pozos de explotación en un campo de bombeo fuera del área de influencia urbana. Posteriormente se deberían delimitar los perímetros de protección para el campo propuesto estableciendo pautas técnicas y legales que garanticen su efectividad. Asimismo se debería definir una red de monitoreo que permita detectar y remediar en forma temprana cualquier problema potencial.



2.4

Métodos para la Definición de los Perímetros de las Zonas de Protección

Además, puede existir una considerable incertidumbre en la localización real de los manantiales dada la presencia de galerías de infiltración y sistemas de conducción. Inevitablemente, para todos estos casos, se deben realizar hipótesis algo aproximadas, de alguna manera conservadoras y esencialmente empíricas para realizar la delimitación de los perímetros de protección (Figura 2.2).

La delimitación de las áreas de protección alrededor de los pozos de abastecimiento puede también complicarse por la presencia de galerías (o excavaciones) que distorsionan el campo de flujo dando lugar a trayectorias preferenciales para el movimiento del agua; el ajuste empírico es normalmente el método utilizado para resolver este problema aunque la modelación numérica también puede ayudar en los casos de contar con suficiente información.

(D) Implementación en Áreas Urbanas

El concepto de áreas de captura de fuentes de abastecimiento de agua subterránea y zonas de flujo es igualmente válido para todos los ambientes, pero en áreas urbanas a menudo se presentan importantes problemas, ya sea en su delimitación a través de un análisis hidrogeológico como en la implementación de perímetros de protección. Esto es producto de la complejidad de los procesos de recarga del acuífero en áreas urbanas, de la gran cantidad de pozos de extracción que frecuentemente son destinados a una gran variedad de usos y al hecho que la mayoría de estas APF definidas abarcarán áreas ya ocupadas por emprendimientos industriales y/o residenciales.

No obstante, las zonas delineadas servirán para priorizar el monitoreo de la calidad del agua subterránea, las inspecciones de los establecimientos industriales y las medidas de mitigación de la contaminación (tales como cambios en el manejo de los efluentes industriales o almacenamiento de productos químicos y la incorporación de servicios cloacales en áreas de alta vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos).

La delimitación de los perímetros de las zonas de protección de las fuentes puede ser encarada utilizando una amplia variedad de métodos que comprenden desde los más simples hasta los extremadamente elaborados (Tabla 2.2). Históricamente, se han usado tanto zonas circulares de radio fijo arbitrario como formas elípticas muy simplificadas. Sin embargo, debido a la obvia carencia de una base científica sólida, su implementación práctica fue frecuentemente dificultosa, por su cuestionable confiabilidad y falta general de fundamentación.

Así, se pondrá énfasis en dos opciones metodológicas:

- fórmulas, herramientas y modelos analíticos simples, pero con base científica
- modelación numérica de acuíferos más sistemática

Tabla 2.2 Evaluación de los métodos de delimitación de áreas de protección de fuentes de abastecimiento de agua subterránea

MÉTODO DE DELIMITACIÓN	COSTO	CONFIABILIDAD
	ínfimo	mínima
Radio Arbitrario Fijo/Calculado	↑ ↓	↑ ↓
Formas Variables Simplificadas		
Modelos Hidrogeológicos Analíticos		
Mapeo Hidrogeológico		
Modelos Numéricos de Flujo de Agua Subterránea (con seguimiento de partículas para la definición de trayectorias)		
	elevado	máxima

aunque la elección entre una y otra alternativa dependerá de la disponibilidad de datos hidrogeológicos más que de cualquier otra consideración.

En ambos casos es esencial ajustar las zonas definidas con las condiciones hidrogeológicas locales como las descritas en mapas hidrogeológicos. El proceso de delimitación es altamente dependiente de la confiabilidad del modelo conceptual adoptado para describir el sistema acuífero y de la cantidad y exactitud de los datos disponibles. No obstante, la geometría de la zona de protección definida estará también influenciada por el método utilizado para su delimitación.

Se debe recordar que los perímetros de protección delimitados, análogamente al régimen de flujo que opera en la zona, son dinámicos. Ninguna zona es inmutable, ya que las condiciones del sistema hídrico subterráneo pueden cambiar físicamente o porque nuevos datos hidrogeológicos pueden permitir representar más exactamente al acuífero. De la misma manera, aunque se acepte que muchos sistemas de aguas subterráneas muestran un complejo comportamiento en detalle (especialmente en la proximidad de los pozos), tales complejidades locales son menos críticas a la escala de delimitación de las zonas de protección. En la mayoría de los casos las técnicas de simulación existentes aplicadas en modelos conceptuales confiables del acuífero proveen resultados aceptables.

En términos generales la confiabilidad de las áreas de protección de las fuentes disminuye con el aumento del tiempo de viaje del agua subterránea en el acuífero. Por ejemplo, el perímetro de los 50 días de tiempo de flujo muestra pequeñas variaciones entre los diferentes métodos de delimitación, pero el perímetro de los 10 años de tiempo de flujo puede variar por muchas hectáreas y hasta kilómetros cuadrados con una gran diferencia de forma.

Desarrollos recientes han hecho que los modelos de agua subterránea sean más ampliamente usados, más amigables para el usuario y con salidas visuales mejoradas. Muchos códigos de dominio público tales como el modelo analítico WHPA pueden ser descargados de páginas web. Actualmente, interfaces amigables con el usuario tales como FLOWPATH o Visual MODFLOW están disponibles para modelos numéricos de flujo ampliamente probados tales como MODFLOW que incorpora la técnica de seguimiento de partículas como MODPATH (Livingstone *et. al.*, 1985). Como resultado de esto los hidrogeólogos en todo el mundo tienen acceso a técnicas de modelación sofisticadas pero de fácil uso (Tabla 2.3).

(A) Modelos Analíticos versus Modelos Numéricos

Las *herramientas y modelos analíticos* aplican fórmulas analíticas relativamente simples para simular el escurrimiento del agua subterránea, normalmente en dos dimensiones. Modelos tales como el WHPA son fáciles de usar, requieren poca información y la mayoría de los códigos se encuentran fácilmente disponibles en forma gratuita en páginas Web. Sin embargo los modelos analíticos están esencialmente limitados por varias hipótesis (tales como acuíferos con propiedades y espesor homogéneos y extensión infinita, etc.) que impiden su uso en condiciones hidrogeológicas complejas. No obstante, los modelos analíticos constituyen una buena opción en áreas con datos hidrogeológicos limitados y sistemas acuíferos relativamente uniformes.

Los *modelos numéricos* son técnicamente superiores debido a que pueden adecuarse a variaciones complejas de la geometría, propiedades y patrones de recarga del acuífero, dando de este modo resultados más próximos a la realidad. Aunque estos modelos requieren mayor cantidad de datos y demandan más tiempo de implementación, su

Tabla 2.3 Direcciones de Páginas Web útiles referidas a modelación numérica de agua subterránea para protección de fuentes

ORGANISMO	PÁGINA WEB
Asociación Internacional de Hidrogeólogos	http://www.iah.org/weblinks.htm#softw
Centro Internacional de Modelación de Agua Subterránea	http://www.mines.edu/igwmc/
Asociación Nacional de Agua Subterránea	http://www.ngwa.org/
EPA Centro de Apoyo para Modelación Subsuperficial	http://www.epa.gov/ada/csmos.html
USGS Programas Computacionales de Recursos Hídricos	http://water.usgs.gov/software/

utilización es recomendada en aquellas áreas donde existe razonable cantidad de datos y donde las condiciones hidrogeológicas no pueden ser simplificadas como para usar modelos analíticos. Además, los modelos numéricos pueden ser fácilmente usados para evaluar los efectos de las incertidumbres en la forma y tamaño de las zonas de protección y como herramienta de predicción en la evaluación de escenarios futuros de extracción e impactos sobre el sistema hidrológico.

Estos modelos pueden estar basados en programas computacionales en diferencias finitas o elementos finitos. Los métodos de diferencias finitas utilizan una malla rectangular de espaciamiento variable para la discretización del sistema, su comprensión es fácil, son computacionalmente estables y ampliamente utilizados, aunque pueden presentarse dificultades en el ajuste a bordes geológicos complejos. Los programas basados en elementos finitos usan elementos triangulares o prismáticos que se adaptan bien a las geologías irregulares, pero se pueden producir problemas localizados de balance de masa.

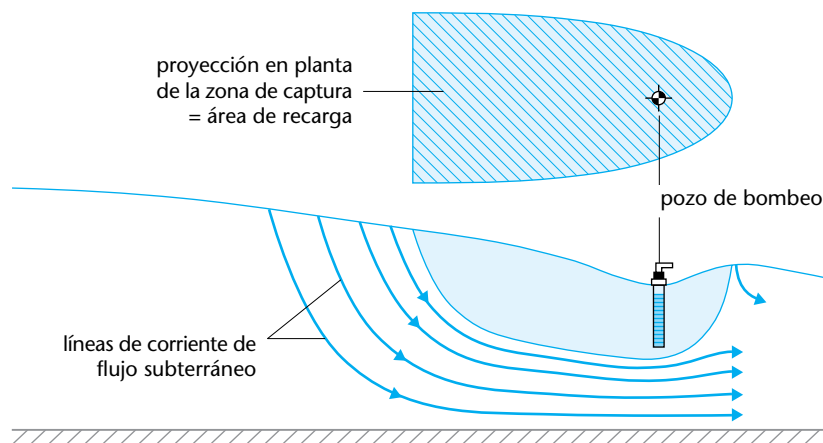
En los casos que sea posible, es preferible utilizar modelos numéricos que posean rutinas de seguimiento de partículas. En estos modelos el movimiento del agua hacia la fuente durante el bombeo puede ser seguido numéricamente en pequeños pasos de tiempo. El seguimiento de la trayectoria de las partículas produce líneas de corriente que salen de la fuente en diferentes direcciones. El perímetro de la zona total de captura se determina bajo condiciones de régimen estacionario por extensión de las trayectorias en un tiempo infinito hasta un punto de velocidad de flujo cero o hasta el borde del área en estudio. Las técnicas de seguimiento de partículas constituyen la base para la delimitación de las zonas de protección, ya que la mayoría de los programas computacionales para seguimiento de partículas son capaces de calcular la velocidad dentro del campo de flujo permitiendo la definición de las isócronas. Se debería notar, sin embargo, que estos códigos sólo simulan el flujo advectivo (no dispersivo).

(B) Representación del Acuífero en 2D versus 3D

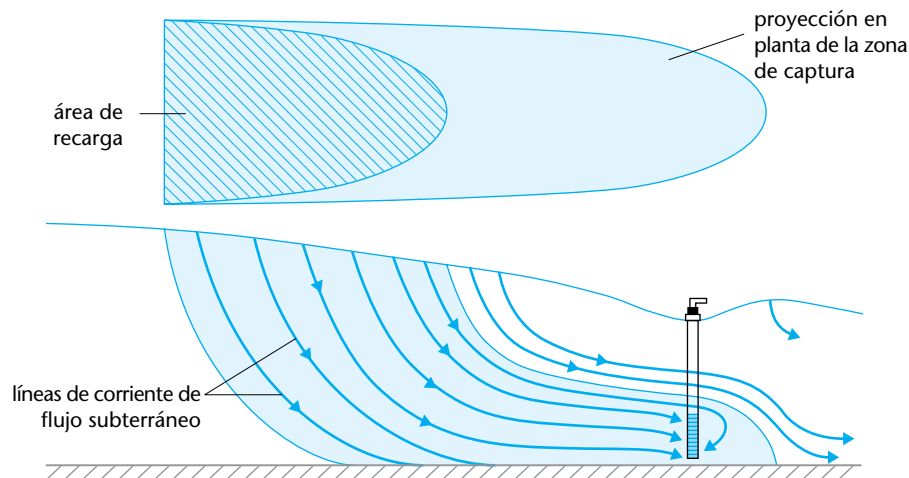
Para aplicar modelos numéricos en la representación de sistemas acuíferos reales se realizan varias simplificaciones. Una de las más comunes es la transformación de un sistema tridimensional complejo en un modelo bidimensional simplificado, ya que en la mayoría de los casos no existen suficientes datos hidrogeológicos (en términos de valores de permeabilidad vertical del acuífero y variaciones de la carga hidráulica) para caracterizar y calibrar la componente vertical del flujo de agua subterránea. De acuerdo a esto y el hecho que la mayoría de los acuíferos son relativamente delgados comparados con su extensión areal, los modelos bidimensionales son usualmente adecuados y muy comúnmente usados. Sin embargo, en los casos donde los flujos verticales son importantes, la modelación bidimensional del flujo puede sobreestimar las dimensiones de la zona de captura y así producir áreas de protección más grandes (Figura 2.7). Así, en el futuro, es probable que se incremente el uso de los modelos tridimensionales de flujo para los sistemas acuíferos complejos, siempre que la información requerida esté disponible.

Figura 2.7 Comparación entre el área total de captura de pozos hipotéticos con penetración somera y profunda en un acuífero no confinado mostrando la influencia teórica del flujo vertical

(a) pozo somero en acuífero no confinado



(b) pozo profundo en acuífero no confinado



(C) Consideraciones Prácticas

Existen varios pasos diferentes en el proceso de delimitación de las zonas de protección. La etapa más importante en todo el proceso es probablemente la adquisición de los datos. No sólo se requiere información de las propiedades del acuífero sino también sobre la construcción de los pozos, el régimen operacional de las fuentes, los niveles de agua subterránea, los procesos y tasa de recarga y la interacción del acuífero con cursos de agua superficiales. Ninguna zona de protección de fuente puede ser delimitada en forma aislada; todas requieren considerar la unidad acuífera involucrada en al menos un radio de 5 km y más comúnmente 10 km.

Una vez que los datos básicos han sido compilados, toda la información disponible debería ser sintetizada en un modelo conceptual con el objetivo de proveer una clara descripción del ambiente subterráneo. Esto puede ser usado luego ya sea como base de la definición analítica de la zona o para guiar al modelista numérico para establecer una simulación de las condiciones reales del acuífero. La elección de la técnica de delimitación será función de:

- el grado de conocimiento del sistema acuífero involucrado
- la importancia operacional de la fuente de abastecimiento de agua subterránea en consideración
- los recursos financieros y humanos disponibles.

Las bases de datos y SIG integrados proveen un medio útil de organización de datos en un sistema único y permiten, a través de los atributos de visualización, chequear incompatibilidades y modelar datos geográficamente distribuidos.

Tratando la Incertidumbre Científica

2.5

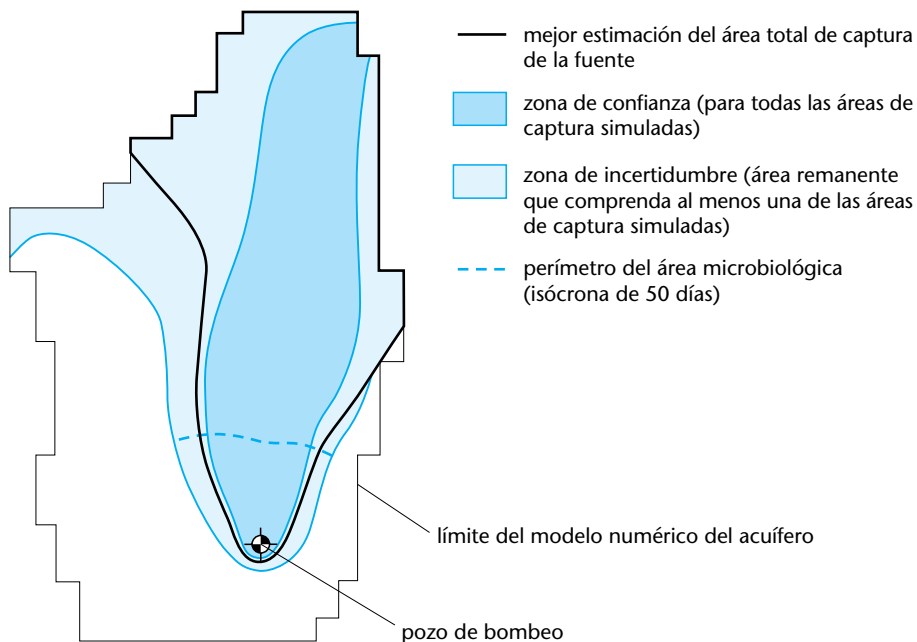
Un modelo numérico de acuífero solamente puede ser tan bueno como lo sean sus datos de entrada y el conocimiento conceptual del régimen de flujo subterráneo. El tamaño, forma y ubicación de las áreas de protección de las fuentes están fuertemente controlados por los parámetros hidrogeológicos que con frecuencia son inadecuadamente cuantificados. Esto conduce a que la confiabilidad en la predicción de las zonas estará limitada por la incertidumbre asociada a estos parámetros.

Los modelos tienen que ser calibrados comparando las salidas del modelo con las condiciones de carga hidráulica observadas en el acuífero. Se debería realizar un análisis de sensibilidad en donde los parámetros de entrada clave se hagan variar sistemáticamente dentro de rangos razonables y deberían establecerse los efectos de tales variaciones sobre las zonas de captura y los perímetros según el tiempo de flujo.

La aproximación de Monte Carlo es el procedimiento (con base estadística) más riguroso para efectuar el análisis de sensibilidad en la definición del perímetro de protección máximo que resulta de la envolvente de todas las zonas posibles. Por sí misma, esta aproximación es probablemente aceptada en términos de política pública sólo donde la protección del agua subterránea es de extrema importancia. Sin embargo, en la mayoría de las circunstancias no es posible aceptar una metodología de riesgo cero y es necesario buscar el equilibrio entre los diversos intereses involucrados. El problema de la incertidumbre no debe ser descartado, ya que es importante que los grupos interesados comprendan sobre qué bases se definen las zonas de protección.

El modelo numérico de flujo utilizado estará basado en la mejor estimación de los valores de los parámetros y las zonas de protección definidas con el mejor ajuste serán las únicas que consideren el criterio de balance de agua subterránea. Sin embargo, cualquier modelo estará inevitablemente expuesto a incertidumbres, debido a que es físicamente

Figura 2.8 Propuesta metodológica práctica para la incorporación de la incertidumbre hidrogeológica en la delimitación de áreas de protección de fuentes de agua subterránea



imposible verificar en campo todos los parámetros representados en la simulación. Las variables más críticas que afectan la geometría de la zona de protección son la tasa de recarga del acuífero, la conductividad hidráulica y la porosidad efectiva (Tabla 2.1). Para cada una de estas variables se pueden determinar las mejores estimaciones y límites de validez de los valores a partir de los datos disponibles, y todas las combinaciones que arrojen configuraciones aceptables de la carga hidráulica son usadas para compilar una envolvente para cada una de las áreas de protección. A partir de esta envolvente se pueden definir las siguientes zonas (Figura 2.8):

- Zona de Confianza: definida por superposición de todas las combinaciones verosímiles
- Zona de Incertidumbre: envolvente exterior formada por los bordes de todas las combinaciones verosímiles

La recarga del acuífero y la conductividad hidráulica son parámetros que usualmente se hacen variar para permitir la construcción de las dos zonas. Se establecen rangos aceptables de estos dos parámetros haciéndolos variar sistemáticamente alrededor del mejor valor estimado, corriendo el modelo y registrando los límites en los cuales se satisfacen los criterios de calibración. Luego, para compilar las zonas descritas anteriormente se realizan corridas de sensibilidad usando valores de los parámetros dentro de los rangos aceptables establecidos. En un modelo típico bien calibrado se aplican, generalmente en todo el modelo, multiplicadores a las mejores estimaciones de

la recarga y conductividad hidráulica en el rango de 0,8–1,2 y 0,5–5,0 respectivamente. Se realiza un conjunto adicional de corridas del modelo usando multiplicadores para la porosidad efectiva, normalmente en el rango de 0,5–1,5; las zonas de tiempo de viaje resultantes son invariablemente más inciertas que el área de captura de la fuente, debido a la influencia de este parámetro adicional incierto.

Nuevos programas para la estimación automática de parámetros (tales como MODFLOW-P o PEST) se están convirtiendo en una parte integral del análisis sistemático de incertidumbre de parámetros. Estas rutinas de modelación inversa usan complejos algoritmos para estimar los mejores parámetros de entrada para ajustar los valores calculados con los flujos y las cargas observadas. No obstante, el juicio profesional es esencial en el uso de tales códigos ya que estos programas no realizan una interpretación hidrogeológica.

La incertidumbre de todos los parámetros en un acuífero debería ser una consideración importante en la delimitación de las zonas de captura del agua subterránea, y la identificación de aquellas áreas que efectivamente (o posiblemente) están contribuyendo a una fuente de abastecimiento dada, es una herramienta importante en la definición de estrategias de protección del agua subterránea. Sin embargo, se debe notar que la metodología descrita anteriormente no tiene en cuenta los errores que surgen del uso de modelos de acuíferos conceptuales y/o numéricos inapropiados. En este sentido el juicio de los expertos es indispensable en la modelación de una zona y la evaluación de la incertidumbre.

Ajuste de los Perímetros y Producción de Mapas

2.6

Una vez que las zonas de protección de la fuente de agua subterránea han sido delimitadas, los resultados deberían ser revisados para evaluar la necesidad de ajustar tales zonas. Se requieren a menudo ajustes empíricos para lograr establecer zonas de protección robustas cuya aplicación tenga credibilidad.

Los resultados de los procesos de delimitación deben ser traducidos en mapas finales de áreas de protección de la fuente los cuales pueden ser sobreimpuestos a los mapas de vulnerabilidad del acuífero con el propósito de evaluar el peligro de contaminación de las fuentes de agua subterránea. Esta etapa incluye una secuencia de modificaciones a los resultados originalmente calculados. La experiencia ha mostrado que estas modificaciones son probablemente mejor realizadas con el software CAD. La secuencia general es la siguiente:

- verificaciones finales que las zonas efectivamente cumplen con los criterios mínimos definidos
- ajuste de los bordes en relación con los problemas de escala y, donde sea posible, hacer que los bordes obtenidos con el modelo se ajusten a los bordes reales de las propiedades en el terreno

- producción y reproducción de mapas a escalas que varían entre 1:25.000 y 1:100.000.

Cuando se dibujen los bordes de las zonas de protección, se deberían usar, siempre que sea posible, las características hidrogeológicas reales en lugar de los bordes del modelo. Una convención general confiable sería dibujar y rotular los bordes reales donde éstos son conocidos e indicar los bordes del modelo donde son indistintos, utilizando un rotulado apropiado para hacerlo claro al usuario del mapa.

A menudo se requiere un nivel de juicio adicional cuando se trata de capas confinantes. Donde exista una importante capa confinante comprobada alrededor de la fuente, la zona de protección microbiológica estará limitada a un radio de 50 m. Sin embargo cuando existan estructuras subsuperficiales conocidas realizadas por el hombre o planificadas (tales como túneles o pozos de acceso a las minas) se debería mostrar la zona completa de 50 días. Donde una capa o cobertura confinante de baja permeabilidad se presente alrededor de la fuente, su extensión se identificará en los mapas de zona de protección usando un sombreado de trazo cortado para indicar cierta incertidumbre, especialmente si no fue tomada como un área de recarga de lluvia nula en la modelación numérica.

Las zonas de protección con colas alargadas pueden producirse debido a la interferencia por bombeo de otros pozos y/o por la imprecisión en la delimitación de la zona por modelos computacionales. En estos casos, las zonas deberían truncarse en un radio mínimo de 50 m. Esta es una medida arbitraria pero consistente, la cual permite evitar que los mapas presenten una apariencia de falsa precisión.

Propuestas Metodológicas para la Protección del Agua Subterránea

B3

Inventario de Cargas Contaminantes al Subsuelo

En cualquier programa de protección de la calidad del agua subterránea, el conocimiento de las fuentes potenciales de contaminación es crítico ya que son ellas las que generan las emisiones de contaminantes en el ambiente subterráneo. Este capítulo presenta una propuesta metodológica sistemática para el inventario de las cargas contaminantes al subsuelo.

3.1

Causas Comunes de Contaminación del Agua Subterránea

La revisión general de incidentes de contaminación de agua subterránea conocidos conduce a las siguientes observaciones importantes, las cuales son de relevancia a pesar del hecho que la mayoría de los trabajos publicados se refiere a los países más industrializados y pueden no ser totalmente representativos de aquellos en vías de desarrollo económico:

- una gran cantidad de actividades antrópicas son potencialmente capaces de generar importantes cargas contaminantes, aunque sólo algunas son generalmente responsables de la mayoría de los casos importantes de contaminación del agua subterránea (Tabla 3.1)
- la intensidad de la contaminación de un acuífero no es normalmente una función directa del tamaño de la actividad potencialmente contaminante en la superficie del terreno suprayacente. Muchas veces pequeñas actividades (tales como talleres mecánicos) pueden causar gran impacto en la calidad del agua subterránea. Estos talleres se encuentran por todas partes, frecuentemente utilizan cantidades apreciables de sustancias tóxicas y a veces operan sin registro comercial o en forma clandestina, por lo cual no están sujetos a los habituales controles ambientales y de salud pública

Tabla 3.1 Resumen de las actividades potencialmente generadoras de una carga contaminante al subsuelo

TIPO DE ACTIVIDAD	categoría de distribución	CARACTERÍSTICAS DE LA CARGA CONTAMINANTE		
		principales tipos de contaminante	sobrecarga hidráulica	aplicada debajo de la capa de suelo (+ indica que aumenta la importancia)
Desarrollo Urbano				
saneamiento sin red cloacal	u/r P-D	n f o t	+	+
cloacas con fugas (a)	u P-L	o f n t	+	
lagunas de oxidación de aguas residuales (a)	u/r P	o f n t	++	+
descarga de aguas residuales en el suelo (a)	u/r P-D	n s o f t	+	
aguas residuales en ríos influentes (a)	u/r P-L	n o f t	++	++
lixiviación de rellenos/volcaderos de basura	u/r P	o s h t		+
tanques de almacenamiento de combustible	u/r P-D	t		
sumideros de drenaje de las carreteras	u/r P-D	s t	+	++
Producción Industrial				
tanques/tuberías con fugas (b)	u P-D	t h		
derrames accidentales	u P-D	t h	+	
aguas de proceso/lagunas de efluentes	u P	t o h s	++	+
descarga de efluentes en el suelo	u P-D	t o h s	+	
descargas hacia ríos influentes	u P-L	t o h s	++	++
volcaderos de residuos con lixiviación	u/r P	o h s t		
sumideros de drenaje	u/r P	t h	++	++
precipitación aérea de sustancias	u/r D	s t		
Producción Agrícola (c)				
a) cultivo				
– con agroquímicos	r D	n t		
– y con irrigación	r D	n t s	+	
– con lodo/lodo proveniente de agua residual	r D	n t s o		
– bajo riego con aguas residuales	r D	n t o s f	+	
b) cría de ganado/procesos de cosecha				
– lagunas de efluentes	r P	f o n t	++	+
– descarga de efluentes en el suelo	r P-D	n s o f t		
– descarga hacia ríos influentes	r P-L	o n f t	++	++
Extracción Minera				
alteración del régimen hidráulico	r/u P-D	s h		
descarga de aguas de drenaje	r/u P-D	h s	++	++
aguas de proceso/lagunas de lodos	r/u P	h s	+	+
volcaderos de residuos con lixiviación	r/u P	s h		
(a) puede incluir componentes industriales		n compuestos de nutrientes	t micro-organismos tóxicos	
(b) puede ocurrir también en áreas no industriales		f patógenos fecales	+ incrementa la importancia	
(c) la intensificación representa el principal riesgo de contaminación		o carga orgánica general		
u/r urbana/rural		s salinidad		
P/L/D puntual/lineal/difusa		h metales pesados		

- las industrias más grandes y sofisticadas generalmente ejercen un mayor control y monitoreo en la manipulación y disposición de sustancias químicas y efluentes para evitar los problemas fuera de las instalaciones debido a la inadecuada disposición de los efluentes o derrames accidentales de los productos químicos almacenados
- debido a las condiciones económicas inestables que suelen padecer los pequeños emprendimientos industriales, es relativamente común su apertura y cierre en cortos períodos de tiempo; esto dificulta la identificación y control de las

Tabla 3.2 Tipos más comunes de contaminantes de agua subterránea encontrados durante encuestas exhaustivas en naciones industrializadas

a) Países Bajos: 500 sitios importantes de terrenos contaminados (Duijvenboden, 1981)

Fuente de Contaminación	Tipos de Contaminantes	Frecuencia de Ocurrencia (%)
Trabajos con Gas de Carbón	hidrocarburos aromáticos (grupo BTEX), fenoles y cianuro	28
Volcaderos de Residuos y Rellenos Sanitarios	variable, frecuentemente amonio, hidrocarburos clorados, metales pesados, alcalobenceno, pesticidas domésticos/industriales, etc	21
Industrias Metalúrgicas	hidrocarburos clorados, metales pesados	12
Almacenamiento y Manipulación de Hidrocarburos	hidrocarburos aromáticos (grupo BTEX), plomo	8
Plantas Químicas	amplio rango de hidrocarburos halogenados aromáticos, fenoles y alcalobencenos, etc	7
Fábricas de Pinturas	hidrocarburos aromáticos (grupo BTEX), hidrocarburos clorados	5

b) Estados Unidos de América: 546 sitios de monitoreo en acuíferos prioritarios (ASTM, 1995)

Tipos de Contaminantes	Frecuencia de Ocurrencia (%)
tricloroetileno	6
plomo	5
tolueno	5
benceno	5
bifenilos policlorados	4
cloroformo	4
tetracloroetileno	3
fenoles	3
arsénico	3
cromo	3

actividades potencialmente contaminantes y puede ser causa de una herencia de terrenos contaminados

- la cantidad de sustancias potencialmente contaminantes utilizadas en la industria no mantiene una relación directa con su ocurrencia como contaminantes en el agua subterránea; más bien el factor clave es la movilidad y persistencia de las especies contaminantes en el subsuelo (Tabla 3.2).
- cantidades relativamente pequeñas de compuestos químicos más tóxicos y persistentes son capaces de generar grandes plumas de contaminación en el agua subterránea, particularmente en sistemas acuíferos caracterizados por grandes velocidades de flujo del agua subterránea
- la naturaleza de las actividades contaminantes (particularmente en términos de tipo e intensidad del contaminante) puede, en algunos casos, ejercer una importantísima influencia en el impacto sobre la calidad del agua subterránea independientemente de la vulnerabilidad del acuífero.

Es posible entonces, concluir que ciertas clases de actividades antrópicas, que tienden a estar asociadas a ciertos tipos de contaminantes específicos representan el mayor peligro para los acuíferos. De esta forma, el inventario y clasificación sistemáticos de fuentes de contaminación potencial constituyen un paso fundamental en los programas de evaluación de peligro de contaminación y protección de la calidad de las aguas subterráneas.

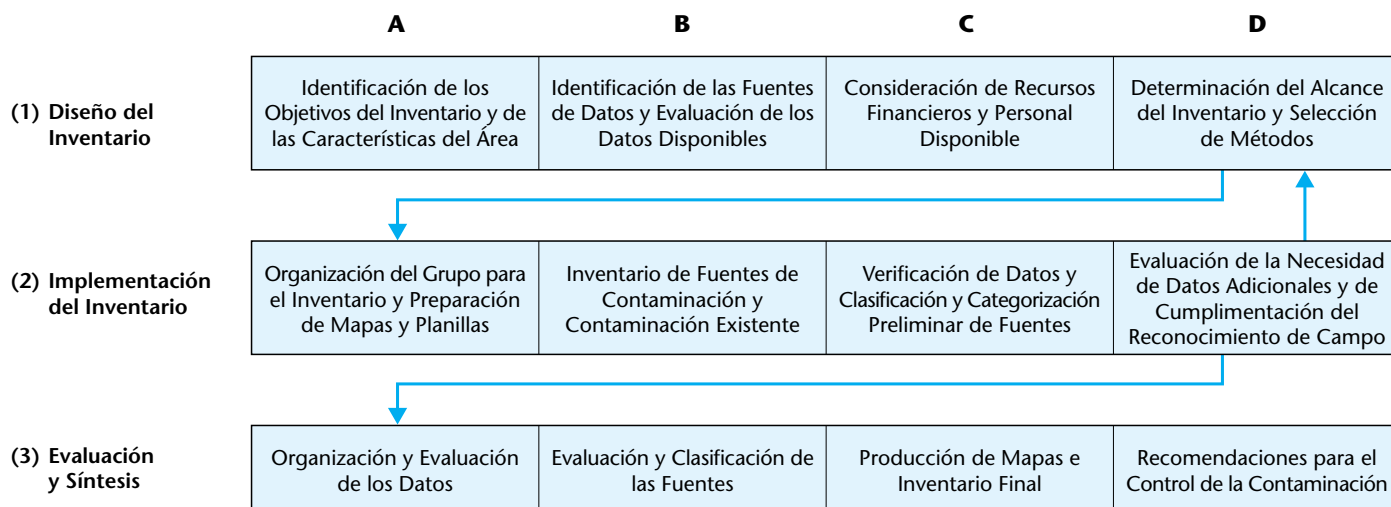
3.2

Procedimiento de Recopilación de Datos Básicos

(A) Diseño de un Inventario de Cargas Contaminantes

El diseño de un inventario de fuentes potencialmente contaminantes comprende la identificación, localización espacial y la caracterización sistemática de todas las fuentes, junto con la obtención de información sobre su evolución histórica donde sea apropiado

Figura 3.1 Desarrollo de un inventario de fuentes potenciales de carga contaminante al subsuelo



y posible. Esta información servirá de base para la evaluación de cuáles actividades tienen el mayor potencial de generación de cargas contaminantes peligrosas para el subsuelo. Existen bases comunes para todos los estudios de este tipo, sin embargo las condiciones socio-económicas locales ejercerán también una significativa influencia en la metodología que puede y debería ser adoptada.

El inventario de actividades potencialmente contaminantes (Figura 3.1) puede ser dividido en tres fases (Zaporozec, 2001):

- *diseño del inventario*, el cual incluye la identificación de las fuentes de información, el presupuesto financiero disponible, el nivel de personal técnico requerido y el método de encuesta básico
- *implementación del inventario*, el cual comprende la organización del censo, la preparación de las planillas del censo y el proceso de obtención de datos
- *evaluación y síntesis*, la cual comprende el análisis de los datos generados, incluyendo la verificación de su consistencia y confiabilidad, la clasificación de las actividades contaminantes y la construcción de una base de datos que puede arrojar información en forma de mapas o SIG.

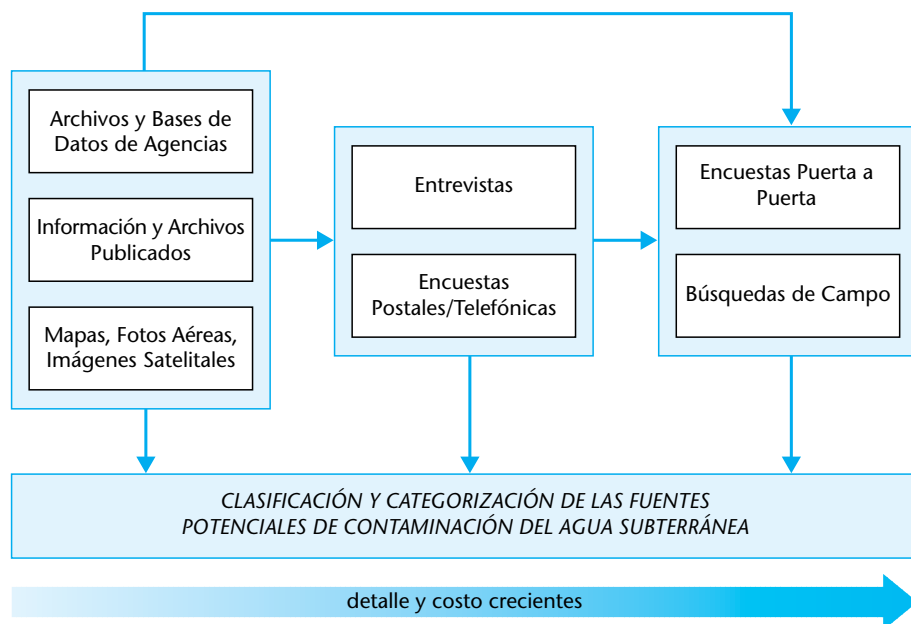
La identificación de fuentes de información es particularmente importante para el trabajo. En muchos casos, la mayor parte de los datos relevantes está en manos de organismos del gobierno provincial/municipal y del sector privado. Estudios anteriores, realizados con otros fines, pueden ser valiosas fuentes de información sintética, así como la sección amarilla del directorio telefónico y los registros de asociaciones y cámaras industriales de la ciudad. Fotografías aéreas antiguas e imágenes satelitales son una valiosa base para la generación de mapas de uso del territorio, incluyendo los cambios históricos. Es esencial que la metodología para la identificación de fuentes de contaminación potencial sea bastante conservadora ya que sería erróneo descartar o menospreciar actividades sólo porque la información disponible fuera insuficiente.

Existe un abanico de metodologías disponibles para realizar inventarios (US-EPA, 1991) (Figura 3.2):

- desde una evaluación exclusivamente de gabinete de fuentes de información secundaria
- hasta los reconocimientos de campo básicos, en los cuales los equipos de campo inspeccionan áreas seleccionadas para verificar la existencia de fuentes potenciales de contaminación.

El tipo de inventario y el grado de detalle requerido deben ser función del objetivo final del programa de trabajo, del tamaño del área bajo estudio, de la variedad de actividades presentes, de la disponibilidad de datos existentes, del presupuesto financiero y del personal técnico disponible.

Figura 3.2 Metodologías para la recolección de datos para detectar fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea



El proceso de inventario debe realizarse sobre la base de criterios claramente definidos, mensurables y reproducibles, de modo que sea capaz de generar un conjunto de datos razonablemente homogéneos. Por esta razón es preferible basar el diseño de las planillas del censo y sistemas de entrada de datos en una lista de preguntas y respuestas estandarizadas. Siempre que sea posible debería incluirse alguna verificación cruzada de la consistencia de la información.

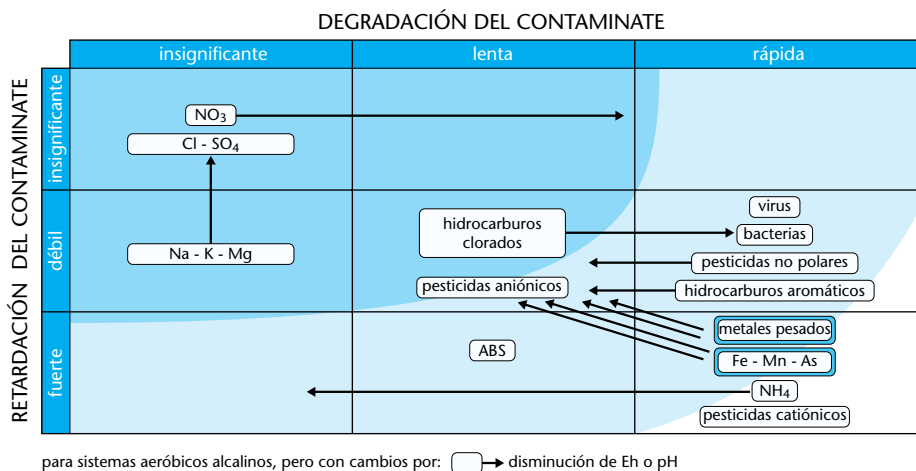
(B) Características de la Carga Contaminante al Subsuelo

Desde un punto de vista teórico, la carga contaminante al subsuelo generada por una actividad antrópica dada tiene cuatro características fundamentales y semi-independientes (Foster e Hirata, 1988) (Figura 3.3):

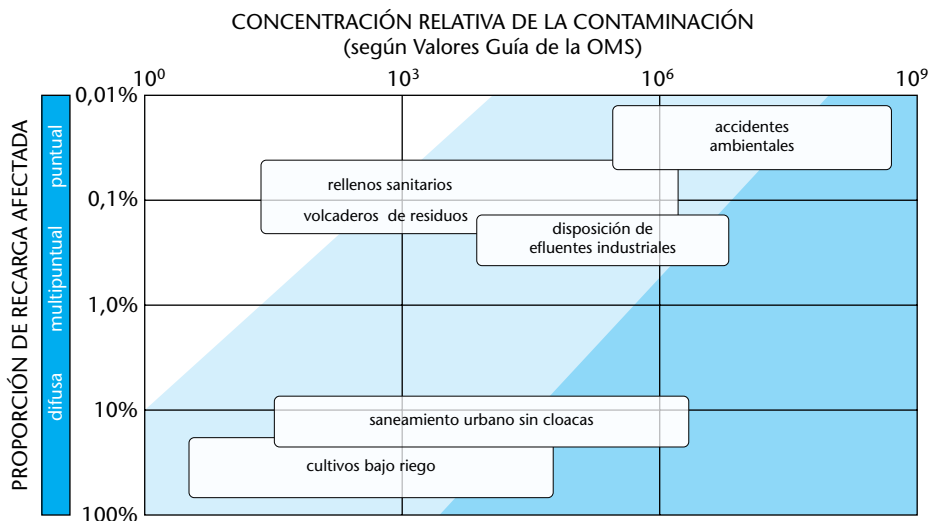
- *la clase de contaminante involucrado*, definida por su persistencia probable en el ambiente subterráneo y por su coeficiente de retardo relacionado con el flujo de agua subterránea
- *la intensidad de la contaminación*, definida por la concentración probable del contaminante en el efluente o lixiviado, en relación con los valores guía recomendados por la OMS para la calidad de agua potable y por la proporción de la recarga del acuífero involucrada en el proceso de contaminación
- *el modo en que el contaminante es descargado al subsuelo*, definido por la carga hidráulica (incremento sobre la tasa de recarga natural o sobrecarga hidráulica) asociada con la descarga del contaminante y la profundidad debajo de la superficie del terreno en la cual el efluente o lixiviado contaminado que ingresa es descargado o generado

Figura 3.3 Caracterización de los componentes de la carga contaminante al subsuelo
(la escala creciente del impacto potencial se indica con el oscurecimiento del sombreado)

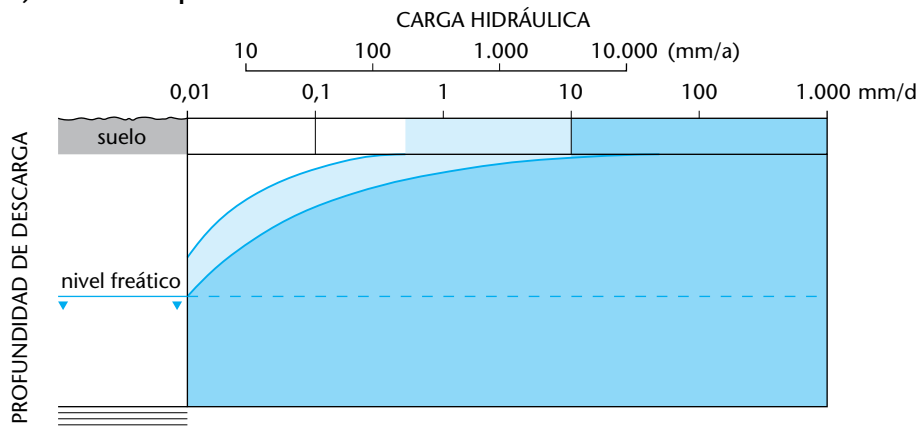
a) clase de contaminante



b) intensidad de la contaminación

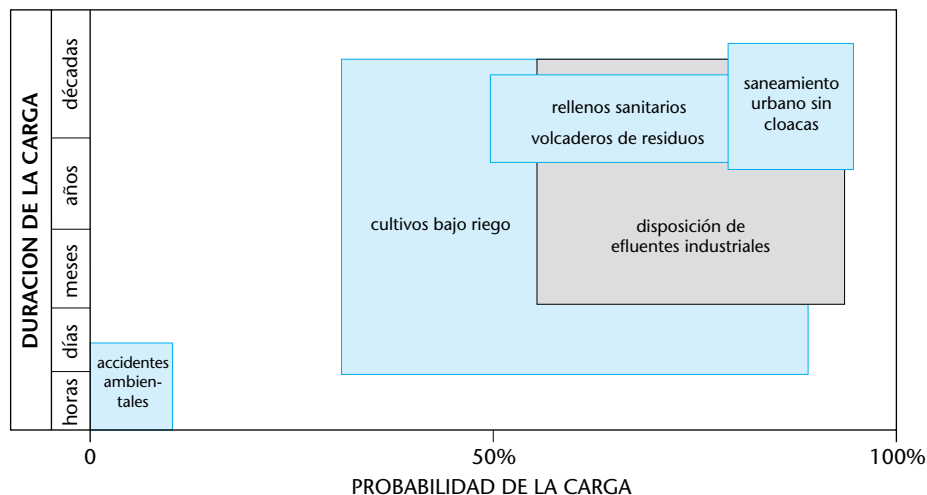


c) modo de disposición del contaminante



continúa ...

d) duración de la carga contaminante



- la duración de aplicación de la carga contaminante, definida por la probabilidad de descarga del contaminante al subsuelo (ya sea intencional, incidental o accidentalmente) y por el período durante el cual la carga contaminante será aplicada.

(C) Consideraciones Prácticas para el Inventario

Idealmente se requiere información sobre cada una de las características anteriormente mencionadas para todas las actividades potencialmente contaminantes significativas. Sería mejor, aun si fuera posible estimar las concentraciones reales y los volúmenes de descarga de contaminante al subsuelo. Sin embargo, debido a la gran complejidad, la alta densidad con que frecuentemente se encuentran las fuentes de contaminación y su considerable diversidad, este ideal no se alcanza en la práctica.

No obstante, el requerimiento ideal de datos (Figura 3.3) no debería ignorarse ya que constituye la base racional para los estudios detallados de la carga contaminante al subsuelo, incluyendo el muestreo e inspección de efluentes y el monitoreo de lixiviados donde se justifique un seguimiento detallado (Foster e Hirata, 1988). En general todas las técnicas de inventario y clasificación de contaminantes están sujetas a imperfecciones y limitaciones significativas. Pero, debido a la imposibilidad de controlar todas las actividades contaminantes, es esencial encontrar un método capaz de identificar aquellas que presenten la mayor probabilidad de generar una severa carga contaminante al subsuelo, de modo que puedan establecerse prioridades para el control.

Debido a la frecuente complejidad en el detalle de la ocupación y uso del territorio y a las actividades potencialmente contaminantes relacionadas, se requieren criterios de recolección de información claramente definidos y se necesita prestar especial atención a los siguientes factores:

Cuadro 3.1

Evaluación de la carga contaminante al subsuelo generada por la actividad agrícola en el Estado de San Pablo, Brasil

Las fuentes difusas de carga contaminante al subsuelo son difíciles de monitorear directamente por algunas razones prácticas. Sin embargo, se pueden realizar indirectamente estimaciones razonables de las pérdidas por lixiviación potencial a partir de datos confiables sobre el uso de agroquímicos, el régimen de cultivos y el tipo de suelo.

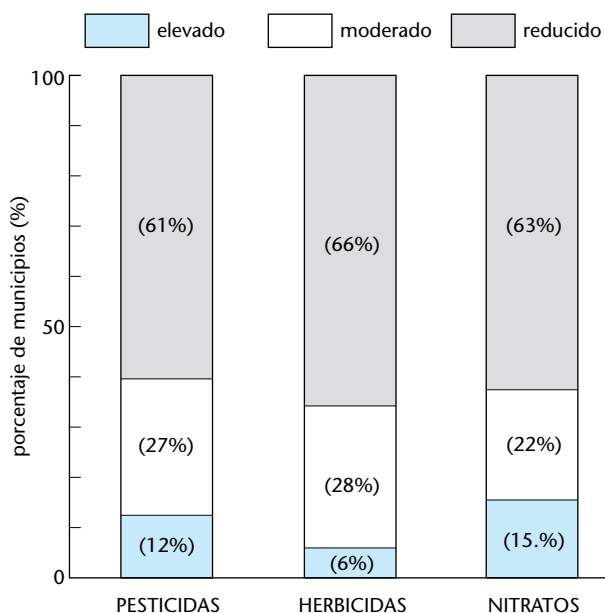
- El estado de San Pablo, con un área de aproximadamente 250.000 km² y una población de 33 millones de habitantes, se divide en 560 municipios. Los recursos de agua subterránea juegan un papel muy importante para cubrir la demanda de agua urbana, industrial y para riego. La actividad agrícola ocupa el 83% del área, predominantemente con el cultivo de la caña de azúcar, café, cítricos y maíz.
- En 1990 la actividad agrícola utilizó alrededor de 2,59 millones de toneladas de fertilizantes (siendo la aplicación de fosfatos especialmente alta) y alrededor de 0,07 millones de toneladas de pesticidas (contando el ingrediente activo), convirtiendo a San Pablo en el área agrícola más intensiva de Brasil. Además la mayoría de los suelos son ácidos por lo que son aplicados 1,10 millones de toneladas anuales de cal para acondicionar el suelo y para reducir la lixiviación de fertilizantes.
- Con el objeto de evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea, se analizó la utilización de agroquímicos en la producción de cultivos en términos de su potencial de generación de carga contaminante al subsuelo a través de

la lixiviación en el suelo, por un equipo de IGSP, CETESB, DAEE y EMBRAPA. Se dispuso de los siguientes datos, los cuales fueron compilados: tipo de cultivo, cantidad de los distintos agroquímicos aplicados por cultivo, las propiedades de estos agroquímicos, las características del suelo en términos de textura y contenido orgánico y el régimen de precipitación/irrigación en términos de tiempo/volumen de infiltración.

- Utilizando estos datos se estimó el potencial de lixiviación de nitratos sobre la base de la continuidad de la cobertura de los cultivos y la generación y aplicación de nitrato al suelo comparado con los requerimientos de las plantas. Se estimó el peligro de lixiviación del pesticida sobre la base de los tipos de compuestos utilizados, su potencial de adsorción de acuerdo al coeficiente de partición, y el contenido de carbono orgánico del suelo (Hirata *et. al.*, 1995). Una evaluación de mayor resolución sería posible con datos a escala de mayor detalle.

Clase de Agroquímico	Principales Tipos	Principales Cultivos Tratados tipo	Tratados área (ha)
pesticida	metamidofos	algodón	325.300
	monocrofos	soja	459.300
	vamidotion	porotos/frijoles	452.630
	acefato		
herbicida	dalapon	soja	459.300
	simazina	caña de azúcar	1.752.700
	atrazina		
	bentazon 2,4-D		
nitrato	fertilizantes	caña de azúcar	1.752.700
	nitrogenados	cítricos	769.000
		pasturas	no disponible

Resumen estadístico de evaluaciones de la intensidad potencial de carga contaminante al subsuelo



- ajustar la escala de representación de la información al tiempo y presupuesto disponibles; conviene notar que el reconocimiento general del peligro de contaminación del agua subterránea usualmente requiere inspecciones en una escala aproximada de 1:100.000 para superponer en mapas de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos; en cambio se requerirán escalas más detalladas, de 1:10.000 a 1:50.000, para la evaluación y control del peligro de contaminación de pozos de agua o manantiales específicos
- asegurar que los resultados del inventario, teniendo en cuenta los diferentes orígenes de la carga potencialmente contaminante, tengan un nivel de detalle compatible con el objeto de facilitar un análisis global del área estudiada
- evitar la mezcla indiscriminada de información proveniente de inventarios con datos con fuertes discrepancias, pues pueden conducir a serios errores de interpretación y cuando esto no es posible, registrar claramente las limitaciones del conjunto de datos en este sentido
- adoptar una metodología por etapas para desarrollar el registro de fuentes potencialmente contaminantes, eliminando aquellas con baja probabilidad de generación de una carga significativa de contaminantes al subsuelo, antes de continuar con el trabajo más detallado.

3.3

Clasificación y Estimación de la Carga Contaminante al Subsuelo

(A) Ocurrencia Espacial y Temporal

Existen varios métodos publicados de evaluación del potencial de contaminación de las actividades antrópicas, aunque pocos están orientados a establecer su potencial de generación de carga contaminante al subsuelo; generalmente se pone mayor énfasis en el peligro de contaminación en aire o ríos (Foster e Hirata, 1988; Johansson e Hirata, 2001). La clasificación de las actividades potencialmente contaminantes de acuerdo a su distribución espacial provee una impresión directa y visual del tipo de peligro de contaminación del agua subterránea que ellas plantean y las medidas de control que pueden requerirse:

- *las fuentes de contaminación difusa* no generan plumas de contaminación del agua subterránea claramente definidas sino que normalmente impactan en un área (y por lo tanto un volumen) mucho mayor del acuífero
- *las fuentes de contaminación puntual* normalmente producen plumas claramente definidas y más concentradas, las cuales facilitan su identificación (y en algunos casos el control); sin embargo, cuando estas actividades, que producen fuentes de contaminación puntual, son pequeñas y múltiples, terminan por equivaler a una fuente esencialmente difusa en lo que respecta a su identificación y control.

Otra consideración importante es si la generación de la carga contaminante al subsuelo es una parte inevitable o integral del diseño de una actividad antrópica (por ejemplo como es el caso de tanques sépticos) o si la carga es generada incidental o accidentalmente (Foster *et. al.*, 1993). Otra manera útil de clasificar las actividades contaminantes es

sobre la base de su perspectiva histórica, que también ejerce una mayor influencia en el procedimiento para su control:

- *fuentes pasadas (o heredadas)* de contaminación donde los procesos contaminantes o la actividad completa cesó algunos años (o décadas) anteriores al momento del inventario pero aún existe peligro de generación de carga contaminante al subsuelo por el lixiviado de los terrenos contaminados
- *fuentes existentes* de contaminación, las cuales continúan siendo activas en el área de inventario
- *fuentes potenciales futuras* de contaminación, relacionadas con actividades identificadas en la etapa de planificación.

(B) Método POSH para la Caracterización de la Carga

Es necesario tener en cuenta las diversas formas de clasificación de las fuentes potenciales de cargas contaminantes al subsuelo durante el inventario. Sin embargo, para el tipo de inventario simplificado propuesto a los fines de esta Guía, es conveniente caracterizar las fuentes potenciales de cargas contaminantes al subsuelo sobre la base de dos características:

- la posibilidad de presencia de contaminantes que se conoce o se espera sean persistentes y móviles en la subsuelo
- la existencia de una carga hidráulica (sobrecarga o incremento en la tasa de recarga natural) asociada capaz de generar el transporte advectivo de contaminantes hacia los sistemas acuíferos.

Esta información no está fácilmente disponible y es generalmente necesario realizar las siguientes hipótesis de simplificación:

- asociar la posibilidad de presencia de una sustancia contaminante del agua subterránea con el tipo de actividad antrópica (Tablas 3.1 y 3.2)
- estimar la sobrecarga hidráulica probable sobre la base del uso del agua en la actividad relacionada.

Así el procedimiento de evaluación de las actividades potencialmente contaminantes utilizada en esta *Guía—método POSH*—se basa en dos características fácilmente estimables: el origen del contaminante (*Pollutant Origin*) y su sobrecarga hidráulica (*Surcharge Hydraulically*). El método POSH genera tres niveles cualitativos de “potencial de generación de una carga contaminante al subsuelo”: reducido, moderado y elevado (Tablas 3.3 y 3.4).

Estimación de la Carga Contaminante al Subsuelo

3.4

(A) Fuentes de Contaminación Difusa

Áreas Residenciales Urbanas sin Servicio de Cloacas

En la mayoría de los pueblos y ciudades de los países en desarrollo el rápido crecimiento de la población urbana ha resultado en grandes áreas dependientes de sistemas *in situ* (tales como letrinas, tanques sépticos y pozos negros) para su saneamiento (Lewis *et. al.*, 1982). Tales sistemas funcionan por la percolación del efluente líquido hacia el subsuelo,

Tabla 3.3 Clasificación y categorización de fuentes de contaminación difusa de acuerdo al método POSH

POTENCIAL DE CARGA CONTAMINANTE AL SUBSUELO	FUENTE DE CONTAMINACIÓN	
	saneamiento <i>in situ</i>	prácticas agrícolas
Elevado	cobertura del servicio de cloacas menor que 25% y densidad-poblacional superior a 100 personas/ha	cultivos comerciales intensivos y la mayoría de los monocultivos en suelos bien drenados en climas húmedos o con baja eficiencia de riego, pastoreo -intensivo sobre praderas altamente fertilizadas
Moderado	intermedio entre elevado y reducido	
Reducido	cobertura del servicio de cloacas mayor que 75% y densidad poblacional inferior a 50 personas/ha	rotación de cultivos tradicionales, pastoreo extensivo, sistemas de granjas ecológicas, cultivos bajo riego de alta eficiencia en áreas áridas

y en perfiles de suelo permeables esto resulta en la recarga del acuífero. La fracción sólida, debería ser periódicamente removida y dispuesta fuera de las viviendas, pero en muchos casos permanece en el suelo y es lixiviada progresivamente por infiltración de agua de lluvia y otros fluidos.

Los tipos de contaminantes comúnmente asociados con el saneamiento *in situ* son los componentes del nitrógeno (inicialmente en la forma amonio pero normalmente oxidado a nitrato), contaminantes microbiológicos (bacterias patógenas, virus y protozoarios) y en algunos casos comunidades de sustancias químicas orgánicas sintéticas. Dentro de estos contaminantes, los nitratos son siempre móviles y a menudo estables (y por lo tanto persistentes), dado que en la mayoría de los sistemas de agua subterránea normalmente prevalecen las condiciones de oxidación.

La presencia de saneamiento *in situ* (comúnmente junto con altas tasas de fugas de los servicios de agua) a menudo resultan en una gran sobrecarga hidráulica y elevadas tasas de recarga del acuífero en áreas urbanas, a pesar de la tendencia general de impermeabilizar la superficie del terreno que reduce la infiltración del agua de lluvia (Foster *et. al.*, 1998). Se cree que la tasa total de recarga urbana en países en desarrollo excede ampliamente los 500 mm/año. En distritos donde la cobertura de servicio cloacal es limitada o ausente y donde la densidad de población urbana excede las 100 personas por hectárea, existe un elevado potencial de carga contaminante al subsuelo (Figura-3.4), especialmente donde las unidades de saneamiento *in situ* son operadas y mantenidas inadecuadamente. Sin embargo, en áreas predominantemente residenciales

Cuadro 3.2

Evaluación del peligro de contaminación microbiológica en Río Cuarto, Argentina

La evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero provee un marco para diseñar e implementar inventarios de carga contaminante al subsuelo y usar los resultados para la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea, diseñar campañas específicas de muestreo de agua subterránea y a través de éstas priorizar las acciones de remediación.

- La ciudad de Río Cuarto (Córdoba, Argentina) tiene una población de alrededor de 140.000 habitantes que dependen del agua subterránea para todos sus requerimientos hídricos. Alrededor del 75% tiene acceso al servicio de agua potable y el servicio de cloacas tiene una cobertura del 50%; el resto de la población utiliza agua extraída directamente de pozos y disposición *in situ* de aguas residuales respectivamente.
- La ciudad se encuentra ubicada sobre un acuífero mayormente no confinado formado en sedimentos cuaternarios muy heterogéneos, y el agua es de buena calidad natural apta para consumo humano. La metodología GOD sugiere que la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero varía entre moderada y alta. Sin embargo, superponiendo los resultados de un inventario sanitario sistemático, se predijo que el peligro de contaminación del acuífero varía espacialmente entre muy bajo y extremadamente alto (Blarasín *et. al.*, 1993).
- Con el propósito de confirmar la evaluación del peligro de contaminación del acuífero y establecer una estrategia para manejar el problema que se presenta, se realizó un estudio detallado de la calidad del agua subterránea en dos distritos de la ciudad (Quintitas Golf y Villa Dalcar) ninguno de los cuales posee aún red de cloacas. Alrededor del 60% de las muestras analizadas no son adecuadas para consumo humano debido a la presencia de altos contenidos de coliformes fecales, y en algunos casos de elevados contenidos de nitratos y cloruros en relación con los niveles antecedentes (Blarasín *et. al.*, 1999).
- La coexistencia de pozos domésticos de abastecimiento de agua y obras de saneamiento *in situ*, en áreas de alta vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, fue declarada como un riesgo para la salud pública y de acuerdo a ello, se sugirieron acciones prioritarias para la ampliación del servicio de agua potable y para el mejoramiento del diseño de muchas instalaciones de saneamiento *in situ*.

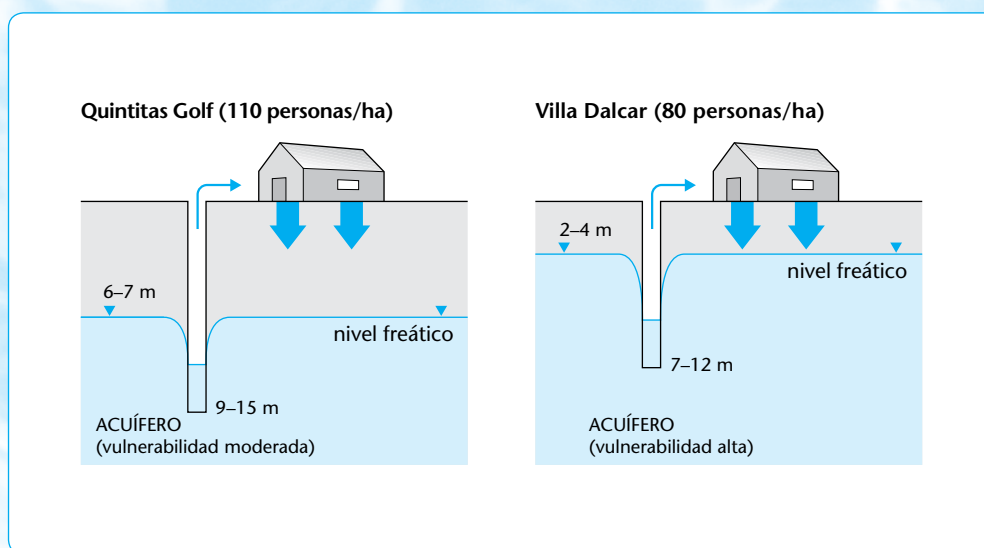
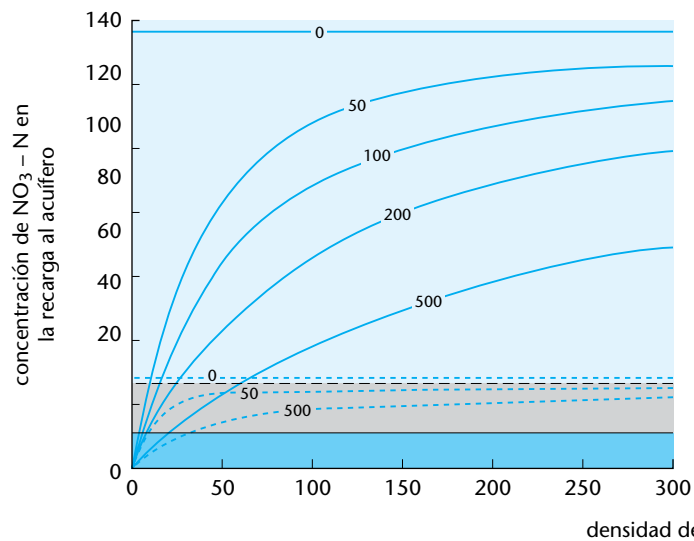


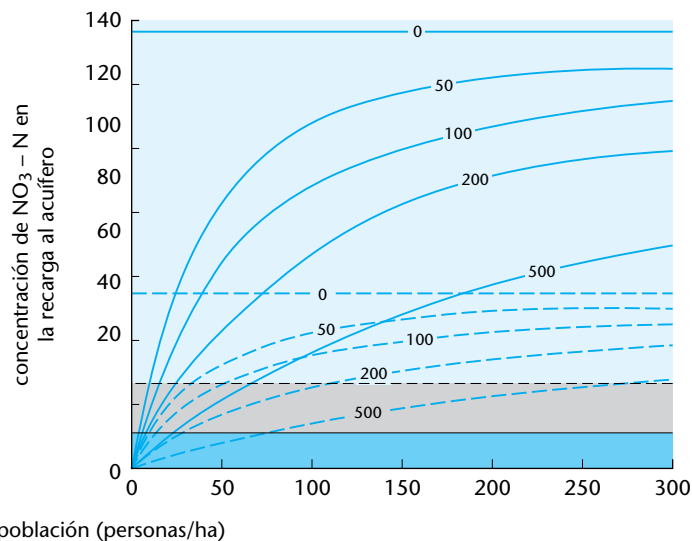
Figura 3.4 Estimación de la carga de nitrógeno en la recarga del acuífero en áreas con saneamiento *in situ*

Nota: Se muestra la variación con la densidad de población, tasa natural de infiltración de la precipitación (I en mm/a) y la porción no-consuntiva del uso total de agua (u en l/d/hab); f es la proporción de nitrógeno excretado lixiviado al acuífero

a) variación con I y u



b) variación con I y 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 guía para agua potable de la OMS: máximo recomendado

con una cobertura de servicio cloacal mayor, este potencial es reducido, a pesar de la probable existencia de fugas de los sistemas de los servicios cloacales (lo cual hace peligrar sólo localmente la calidad del agua subterránea).

En muchas áreas urbanas y periurbanas es común encontrar pequeñas industrias y empresas de servicios (incluyendo talleres mecánicos, gasolineras, etc.), que frecuentemente manipulan productos químicos tóxicos (tales como solventes clorados, hidrocarburos aromáticos, etc.). En este caso es importante identificar toda área donde tales actividades puedan descargar efluentes sin tratamiento directamente al suelo (en lugar de otros medios de disposición o reciclado).

Los datos de la densidad poblacional (Tabla 3.3), junto con la proporción de área urbana con cobertura de servicio cloacal, están generalmente disponibles en los municipios. Además, en muchos casos las autoridades municipales o empresas de servicio de agua poseen información confiable sobre qué industrias están conectadas al sistema de cloacas. Sin embargo, en algunos casos puede ser necesario hacer el reconocimiento en campo a través de una inspección directa manzana por manzana.

Uso Agrícola del Suelo

El cultivo agrícola del suelo ejerce una gran influencia en la calidad del agua de recarga del acuífero y también en la tasa total de recarga en áreas con riego agrícola (Foster y Chilton, 1998; Foster *et. al.*, 2000). Algunas prácticas de cultivo del suelo agrícola causan una seria contaminación difusa, sobre todo por nutrientes (principalmente nitratos) y a veces por ciertos pesticidas. Esto es especialmente cierto en áreas con suelos de relativamente poco espesor y bien drenados (Foster *et. al.*, 1982; Vrba y Romijn, 1986; Foster *et. al.*, 1995; Barbash y Resek, 1996). Sin embargo, los otros importantes nutrientes de las plantas (potasio, fósforo) tienden a ser fuertemente retenidos en la mayoría de los suelos y no son lixiviados con facilidad al agua subterránea.

Es de relevancia señalar aquí que una importante evaluación nacional de la presencia de compuestos pesticidas en aguas subterráneas realizada en los Estados Unidos (durante 1992 y 1996 en las 20 mayores cuencas hidrológicas de ese país) mostró:

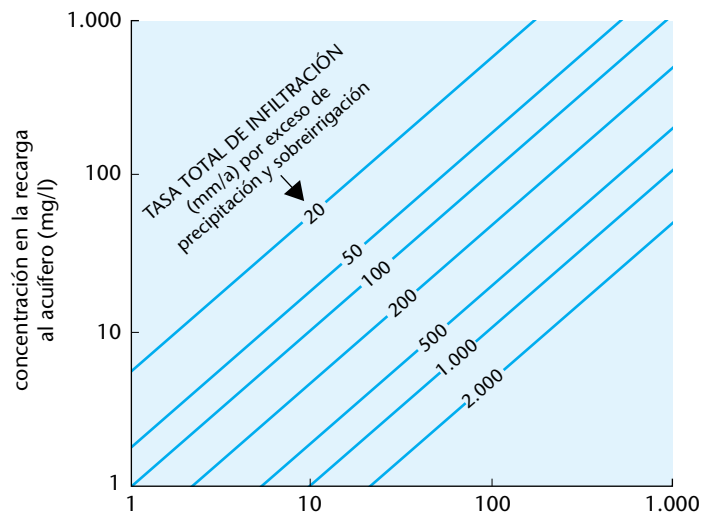
- la presencia de pesticidas en el 48% de las 3000 muestras de agua colectadas (Kolpin *et. al.*, 2000), sin embargo, en la mayoría de los casos en concentraciones inferiores a las guías de calidad de agua potable de la OMS
- que en los acuíferos freáticos de las regiones de los estados del centro-oeste con cultivos de maíz y soja, fueron detectados 27 compuestos pesticidas y de los 6 mayormente detectados no menos de 5 fueron metabolitos herbicidas (productos de degradación parcial)
- la presencia de derivados de alachlor fue especialmente significativa, ya que los compuestos originales no fueron detectados, lo que implica la degradación en el suelo a un derivado más móvil y persistente
- se ha encontrado ampliamente contaminación por pesticidas en zonas urbanas, como resultado de su excesiva aplicación en jardines privados, instalaciones recreativas, campos deportivos y otras áreas.

Los tipos de actividades agrícolas que generan la más seria contaminación difusa del agua subterránea son los relacionados con monocultivos en áreas extensas. Las rotaciones de cultivos más tradicionales, las extensas áreas de pastoreo y los sistemas de granjas “ecológicas” normalmente presentan menos probabilidad de carga contaminante al subsuelo. La agricultura que incluye cultivos perennes también tiene normalmente pérdidas por lixiviación mucho menores que las prácticas de cultivos estacionales, debido a que existe menos alteración y aireación del suelo y también una demanda más continua de nutrientes de las plantas. Sin embargo, cuando los cultivos perennes tienen que ser renovados y el suelo arado, puede existir una mayor pérdida y lixiviación de nutrientes.

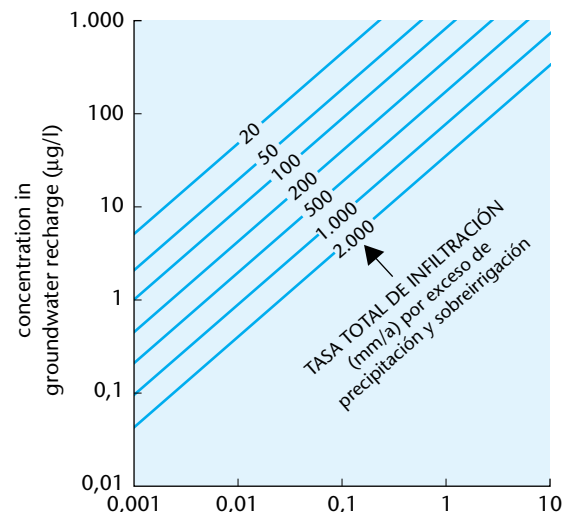
Normalmente existe alguna correlación entre la cantidad de fertilizantes y pesticidas aplicados y su tasa de lixiviación del suelo al agua subterránea. No obstante sólo una proporción de los agroquímicos aplicados es lixiviada ya que la lixiviación resulta de una compleja interacción entre:

Figura 3.5 Estimación de la carga potencial de contaminación en la recarga del acuífero proveniente de tierras cultivadas

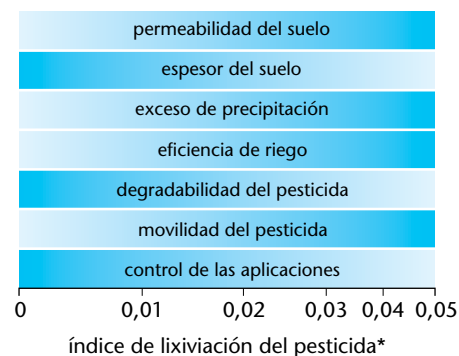
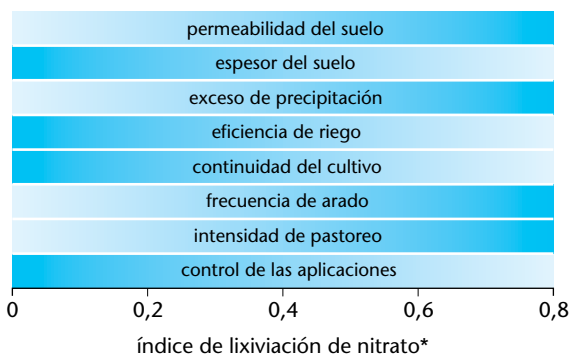
a) nitrato (como NO₃ – N)



b) compuestos de pesticidas



cantidad lixiviada del suelo cultivado (kg/ha/a)
(índice de lixiviación de la tasa de aplicación*)



- tipo de cultivo
- propiedades del suelo
- régimen de lluvias y de riego
- manejo del suelo y aplicaciones de agroquímicos,

y es difícil proveer métodos simples para la estimación de las tasas de lixiviación.

Además, solamente una pequeña proporción del nitrato lixiviado desde el suelo deriva normalmente de la aplicación de fertilizantes en la estación de crecimiento de los cultivos. Sin embargo, los niveles de fertilización influyen en el nivel de nitrógeno orgánico del suelo, desde donde el nitrato se libera proporcionalmente por oxidación, especialmente en ciertas épocas del año y siguiendo al arado o riego. Los valores de pérdidas por lixiviación obtenidos de la literatura indican que más del 75% del nitrógeno total

aplicado puede ser oxidado y lixiviado al agua subterránea (aunque valores del 50% son más comunes). En el caso de pesticidas, las pérdidas por lixiviación raramente alcanzan el 5% del total del ingrediente activo aplicado y más normalmente son menores al 1% (Foster e Hirata, 1988). Los factores que determinan las tasas de lixiviación de suelos a partir de suelos cultivados en este rango se sintetizan en la Figura-3.5 (Foster *et. al.*, 1991).

Dada la dificultad para hacer estimaciones precisas de las pérdidas por lixiviación, la clasificación de los terrenos agrícolas en términos de su potencial de generación de carga contaminante al subsuelo debe comenzar por el mapeo de la distribución de los cultivos más importantes, conjuntamente con el inventario de los fertilizantes y pesticidas aplicados a tales cultivos. Con estos datos será posible generalmente clasificar las áreas de terreno cultivado sobre la base de la posibilidad que las actividades agrícolas potencialmente generen una carga contaminante al subsuelo reducida, moderada o elevada.

En algunas situaciones los montos totales de agroquímicos aplicados a un determinado cultivo no son conocidos con exactitud. En este caso frecuentemente se pueden realizar aproximaciones razonables mediante consulta con equipos de extensión agrícola sobre las tasas de aplicación recomendadas, suponiendo que los productores realizan un uso correcto de los productos mencionados. Si se usa este tipo de metodología es necesario tener en cuenta que los productores comúnmente optan por productos específicos de acuerdo a su disponibilidad en el mercado local y a la publicidad comercial.

Si no es posible obtener la información precedente entonces se puede utilizar una simplificación adicional basada en una clasificación (Tabla 3.3) de:

- niveles probables de fertilizantes y/o tipos de uso del pesticida
- carga hidráulica sobre el suelo como resultado de los regímenes de lluvia y/o irrigación.

Otra dificultad frecuente es la falta de información confiable actualizada de la distribución de los tipos de cultivo agrícola aún donde se conoce el área total cultivada con un cultivo dado en un determinado año al nivel municipal o provincial. Además, en las economías en desarrollo existen a menudo cambios rápidos en el uso del suelo agrícola. Frecuentemente, los mapas de uso del territorio están desactualizados y cuando están disponibles, es necesario utilizar fotografías aéreas más recientes para obtener dicha información. También se pueden usar imágenes satelitales a pesar del hecho que su resolución no permite generalmente una diferenciación precisa de los tipos de cultivos pero tienen la ventaja de estar actualizadas y permiten estudiar las tendencias en los cambios del uso del territorio.

Otro aspecto que tiene que ser considerado especialmente en los climas más áridos es el riego agrícola con aguas residuales. Las aguas residuales contienen normalmente nutrientes y sales que exceden los requerimientos de los cultivos, lo cual favorece que se produzcan significativas pérdidas por lixiviación desde los suelos agrícolas.

Adicionalmente, existe el riesgo de infiltración de microorganismos patógenos y compuestos orgánicos sintéticos en cantidades traza como resultado del riego con aguas residuales.

Además, se debe tener en cuenta que el riesgo de lixiviación de pesticidas al agua subterránea a partir de prácticas agrícolas no se limita a su uso en el campo, ya que el almacenamiento y uso en cría de ganado también pueden conducir a la contaminación del agua subterránea, especialmente en donde estos compuestos son almacenados y manipulados inadecuadamente.

(B) Fuentes de Contaminación Puntual

Actividad Industrial

Las actividades industriales son capaces de generar una seria contaminación del suelo y cargas contaminantes de consideración al subsuelo como resultado del volumen, concentraciones y tipo de productos químicos y residuos que manipulan. En términos generales, cualquier actividad industrial puede generar una carga contaminante al subsuelo como resultado de la emisión de efluentes líquidos, la inadecuada disposición de residuos sólidos (Pankow, *et. al.*, 1984; Bernardes *et. al.*, 1991) y materiales no deseados, conjuntamente con accidentes que involucran fugas de productos químicos peligrosos (Sax, 1984). Los compuestos normalmente detectados en plumas de contaminación de aguas subterráneas relacionadas con las actividades industriales, usualmente muestran una estrecha relación con aquellas sustancias utilizadas en la actividad industrial, las que a su vez están directamente relacionadas con el tipo de industria (Tabla 3.5).

El manejo y descarga de efluentes líquidos es un aspecto de la actividad industrial que merece atención detallada en relación con la contaminación del agua subterránea. En las industrias ubicadas en las cercanías de los cursos superficiales, se practica a menudo la descarga directa de los efluentes industriales, y en otras situaciones se realiza la disposición de efluentes a través de la infiltración en el suelo. Salvo en los casos donde la industria emprende un tratamiento de efluentes sistemático, tales prácticas presentan siempre un peligro directo o indirecto a la calidad del agua subterránea. Además, las lagunas sin revestimiento utilizadas para el almacenamiento y tratamiento de efluentes también representan un significativo peligro de contaminación del agua subterránea.

La clasificación de actividades industriales POSH, en función de su potencial de generación de una carga contaminante al subsuelo se basa en (Tabla 3.4):

- *el tipo de industria* involucrado ya que esto controla la probabilidad de que algunos contaminantes peligrosos sean usados
- *la sobrecarga hidráulica* probable asociada con la actividad industrial, estimada por el volumen de agua utilizado.

En términos del tipo de industria se necesita poner gran énfasis en la posibilidad de utilización de cantidades apreciables (más de 100 kg/d) de sustancias tóxicas o peligrosas

(tales como: hidrocarburos, solventes orgánicos sintéticos, metales pesados, etc.) (Hirata *et. al.*, 1991 y 1997). En todos estos casos el índice de potencial de contaminación al subsuelo debería ser elevado ya que factores como la manipulación de productos químicos y tratamientos de efluentes no se pueden considerar debido a la dificultad general de obtener datos confiables.

Lagunas de Efluentes

Las lagunas de efluentes son ampliamente utilizadas en muchas partes del mundo para el almacenamiento, tratamiento, evaporación, sedimentación y oxidación de efluentes líquidos de origen industrial, de aguas residuales urbanas y de efluentes mineros. Estas lagunas son generalmente poco profundas (menos de 5 m de profundidad), pero su tiempo de retención puede variar ampliamente entre 1–100 días.

Tabla 3.4 Clasificación y categorización de fuentes puntuales de contaminación de acuerdo al método POSH

POTENCIAL POR GENERACIÓN DE CARGA CONTAMINANTE AL SUBSUELO	FUENTE DE CONTAMINACIÓN				
	disposición de residuos sólidos	sitios industriales*	lagunas de efluentes	urbanas varias	exploración minera y petrolera
Elevado	residuos de industrias tipo 3, residuos de origen desconocido	industrias tipo 3, cualquier actividad que maneje >100 kg/d de sustancias químicas	todas las industrias tipo 3, cualquier efluente (excepto aguas residuales residenciales) si el área >5 ha		operación de campos de petróleo, minas metalíferas
Moderado	precipitación >500 mm/a con residuos residenciales/ industriales tipo 1/ agroindustriales, todos los otros casos	industrias tipo 2	agua residual residencial si el área >5 ha, otros casos que no figuran arriba o abajo	gasolineras, rutas con tráfico regular de sustancias químicas peligrosas	algunas minas/ canteras de materiales inertes
Reducido	precipitación <500 mm/a con residuos residenciales/ industriales tipo 1/ agroindustriales	industrias tipo 1	efluente residencial, urbano mezclado, agroindustrial y minero no metalífero si el área <1 ha	cementerios	

* los terrenos contaminados por industrias abandonadas deberían tener la misma categoría que las propias industrias

Industrias tipo 1: carpinterías, fábricas de alimentos y bebidas, destilerías de alcohol y azúcar, procesamiento de materiales no metálicos

Industrias tipo 2: fábricas de caucho, pulpa y papel, textiles, artículos eléctricos, fertilizantes, detergentes y jabones

Industrias tipo 3: talleres mecánicos, refinerías de gas y petróleo, manufacturas de pesticidas, plásticos, productos farmacéuticos y químicos, curtidurías, fábricas de artículos electrónicos, procesamiento de metal

Tabla 3.5 Resumen de las características químicas e índices de peligro para actividades industriales comunes

TIPO DE INDUSTRIA	índice de Peligro de Mazurek (1-9)	uso relativo del agua	carga salina	carga de nutrientes	carga orgánica	hidrocarburos	patógenos fecales	metales pesados	orgánicos sintéticos	Índice de Contaminación Potencial del Agua Subterránea (1-3)
Hierro y Acero	6	**	●	●	●●	●●	●	●●	●●	2
Procesamiento de Metales	8	*	●	●	●	●	●	●●●	●●●	3
Talleres Mecánicos	5-8	*	●	●	●	●●●	●	●●●	●●	3
Metales No Ferrosos	7	*	●	●	●	●	●	●●●	●	2
Minerales No Metálicos	3-4	**	●●●	●	●	●	●	●	●	1
Refinerías de Petróleo y Gas	7-8	*	●	●●	●●●	●●●	●	●	●●	3
Productos Plásticos	6-8	**	●●●	●	●●	●●	●	●	●●●	3
Productos de Caucho	4-6	*	●●	●	●●	●	●	●	●●	2
Sustancias Químicas Orgánicas	3-9	**	●●	●	●●	●●●	●●	●●	●●●	3
Sustancias Químicas Inorgánicas	6-9	**	●●	●	●	●	●	●●●	●	.
Farmacéuticos	6-9	***	●●●	●●	●●●	●	●●	●	●●●	3
Carpintería	2-4	*	●●	●	●●	●	●	●	●●	1
Pulpa y Papel	6	***	●	●●	●●	●	●	●	●●	2
Jabón y Detergente	4-6	**	●●	●	●●	●●	●●	●	●	2
Fábricas Textiles	6	***	●●	●●	●●●	●	●	●	●●	2
Curtiduría	3-8	**	●●●	●●	●●	●	●	●●	●●●	3
Alimentos y Bebidas	2-4	**	●●	●●●	●●●	●	●●●	●	●	1
Pesticidas	5-9	**	●●	●	●	●	●	●	●●●	3
Fertilizantes	7-8	*	●●●	●●●	●	●●	●	●	●●	2
Azúcar y Alcohol	2-4	**	●●●	●●●	●●●	●●	●	●	●	2
Termoeléctricas	-	***	●	●	●	●●●	●	●●●	●●	2
Eléctricos y Electrónicos	5-8	*	●	●	●	●●●	●	●●	●●●	3

● baja
 ●● moderada
 ●●● alta

} probabilidad de concentraciones problemáticas en líquidos y/o efluentes de procesos

Fuente: Tomado de BNA, 1975; DAME, 1981; Hackman, 1978; Luin y Starkenburg, 1978, Nemerow, 1963 y 1971; Mazurek, 1979; US-EPA, 1977 y 1980 y WHO, 1982 y otros informes menores no publicados

De acuerdo a la clasificación POSH, el potencial de contaminación al subsuelo de estas instalaciones depende de dos factores:

- la *probabilidad de que contaminantes peligrosos del agua subterránea* estén presentes en el efluente, lo que es fundamentalmente función de su origen industrial
- la *tasa de percolación de la laguna* en el subsuelo, que es principalmente función de la construcción y mantenimiento de la laguna (dependiendo de que su fondo y paredes estén o no totalmente impermeabilizadas).

En un proceso de evaluación rápida es difícil obtener estimaciones confiables del volumen total de efluentes que entra y sale del sistema. Pero estudios de lagunas no revestidas (todavía la forma más popular de construcción en muchos países en desarrollo) muestran que las tasas de infiltración son equivalentes con frecuencia a 10–20 milímetros por día (Miller y Scalf, 1974; Geake *et. al.*, 1987). Por lo tanto, aunque no es fácil realizar un balance hidráulico completo para las lagunas, es posible estimar en función de su extensión areal y su localización hidrogeológica, si están generando recargas significativas a los acuíferos subyacentes.

En la mayoría de los casos no es posible obtener datos sobre la calidad de los efluentes líquidos, pero puede juzgarse la probabilidad de que se encuentren presentes contaminantes peligrosos para el agua subterránea a partir del tipo de actividad industrial o minera involucrada (Tabla 3.5). Debe tenerse en cuenta que muchos contaminantes menos móviles serán retenidos en los sedimentos del fondo de la laguna; especialmente microorganismos patógenos y metales pesados. Las lagunas que reciben aguas residuales urbanas generalmente tienen una carga importante de material orgánico y microorganismos patógenos, junto con altas concentraciones de nutrientes y a veces sales. Si el sistema cloacal asociado cubre áreas no residenciales es posible que reciba efluentes de pequeñas industrias y empresas de servicios (talleres mecánicos, tintorerías, imprentas, etc.) y en estos casos las aguas residuales podrían contener solventes sintéticos orgánicos y desinfectantes.

La metodología de clasificación POSH para la evaluación del potencial relativo de generación de cargas contaminantes al subsuelo de lagunas de aguas residuales se presenta en la Tabla 3.4, utilizando datos de fácil adquisición:

- el tipo de actividad que generan las aguas residuales y efluentes involucrados
- el área ocupada por la(s) laguna(s).

Disposición de Residuos Sólidos

La disposición inadecuada de residuos sólidos es responsable de un gran número de casos de contaminación del agua subterránea (US-EPA, 1980; Gillham y Cherry, 1989). Esto es más usual en regiones de clima húmedo, donde se generan volúmenes importantes de lixiviados a partir de muchos rellenos sanitarios y volcaderos de residuos, pero también ocurre en climas más áridos donde la lixiviación será generalmente más concentrada. La

carga contaminante al subsuelo generada a partir de un volcadero de residuos o relleno sanitario es función de dos factores:

- la probabilidad de existencia de sustancias contaminantes del agua subterránea en el residuo sólido
- la generación de una carga hidráulica suficiente para lixiviar tales contaminantes.

El tipo de contaminantes presentes está relacionado principalmente con el origen del residuo y las reacciones (bio)químicas que ocurren dentro del propio residuo y en la zona no saturada subyacente (Nicholson *et. al.*, 1983). La evaluación de la calidad real del lixiviado requiere un programa de monitoreo detallado, pero puede también ser estimado en términos generales sobre la base del origen del residuo (residencial urbano, industrial o minero) y la construcción y edad de la instalación de disposición. El cálculo de la sobrecarga hidráulica requiere un balance hidráulico mensual para el relleno sanitario conjuntamente con el conocimiento del nivel de impermeabilización de su base y superficie, aún considerando el hecho que algún lixiviado pueda ser generado por los propios residuos. La clasificación del potencial relativo de generación de carga contaminante al subsuelo se puede obtener por la interacción de (Tabla 3.4):

- el origen del residuo, que indica la posible presencia de contaminantes del agua subterránea
- la sobrecarga hidráulica probable estimada a partir de la precipitación en el sitio de disposición de residuos.

En algunos casos el origen de los residuos sólidos es incierto, como resultado de la ausencia de controles sobre el tipo de residuos recibidos. En este caso, una adecuada precaución es clasificar la actividad de disposición de residuos sólidos como generadora de un potencial elevado de carga contaminante al subsuelo independientemente del régimen de precipitación. Este procedimiento preventivo no es considerado excesivo, pues pequeños volúmenes de sustancias tóxicas (tales como compuestos orgánicos sintéticos) pueden causar un importante deterioro de la calidad del agua subterránea (Mackey y Cherry, 1996).

Gasolineras

Las gasolineras son responsables de un gran número de casos de contaminación del agua subterránea (Fetter, 1988), aunque los incidentes individuales no son de una gran dimensión. Tales instalaciones están ampliamente distribuidas y manipulan grandes volúmenes de hidrocarburos potencialmente contaminantes almacenados en tanques enterrados que no permiten una inspección visual de fugas. La principal fuente de contaminación de suelos y aguas subterráneas se debe a la corrosión de los tanques y existe una fuerte correlación entre la incidencia y tamaño de las fugas y la edad de los tanques instalados (Kostecki y Calabrese, 1989; Cheremisnoff, 1992). Existe una alta probabilidad de que los tanques de más de 20 años de antigüedad estén seriamente corroídos y sujetos a fugas sustanciales a menos que reciban un mantenimiento periódico. Además, las tuberías entre los tanques y los sistemas de

distribución se pueden romper debido al tráfico de vehículos pesados o a una pobre calidad de la instalación inicial.

La mayor parte de las gasolineras miden los niveles de combustibles al comienzo y final de cada día de trabajo como una práctica rutinaria, normalmente a través de sistemas eléctricos de medición de nivel. Estas mediciones se comparan con los volúmenes vendidos registrados en los medidores de flujo. Sin embargo, tales mediciones no reflejan necesariamente una idea clara de las fugas subsuperficiales desde los tanques en razón de que no son especialmente sensibles y de que pérdidas relativamente pequeñas pueden causar importantes plumas de contaminación del agua subterránea como resultado de la alta toxicidad de las sustancias involucradas. Los controles estandarizados periódicos de la integridad de los tanques son una mejor medida de las probables pérdidas de combustibles. Las pérdidas debidas a la corrosión de los tanques pueden ser significativamente reducidas si se fijan mejores criterios para el diseño, construcción, operación y mantenimiento. En particular el uso de tanques de acero o plástico reforzados con fibra de vidrio o tanques con paredes dobles ofrecen mayor seguridad contra las pérdidas, y la protección catódica reduce notablemente la corrosión.

Teniendo en cuenta las pequeñas áreas generalmente afectadas y la fuerte atenuación natural de los compuestos hidrocarbonados, la presencia de gasolineras e instalaciones de almacenamiento con tanques subterráneos debería ser interpretada como una fuente de carga contaminante al subsuelo de intensidad moderada, a menos que se evidencien adecuados criterios de diseño y mantenimiento periódico. Un peligro adicional existiría donde las gasolineras se combinan con talleres mecánicos que utilizan grandes cantidades de solventes orgánicos sintéticos y lubricantes hidrocarbonados ya que pueden ser descargados en el suelo sin controles.

Actividades Mineras y Explotación de Hidrocarburos

Las actividades mineras y de explotación de hidrocarburos pueden causar importantes impactos en la calidad del agua subterránea como resultado de:

- modificaciones hidráulicas de los sistemas de flujo del agua subterránea, directa o indirectamente, como resultado de la construcción y operación de excavaciones subsuperficiales y minas a cielo abierto
- aumento de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos como resultado de la remoción física de partes de la zona no saturada o de las capas confinantes que proveían protección natural
- disposición de aguas de drenaje de las minas o de fluidos salinos de los reservorios de hidrocarburos, por el esparcimiento en el terreno, descarga a cursos de agua superficiales o en lagunas de evaporación sujetas a percolación
- infiltración de lixiviado proveniente de cúmulos de escombros de minas
- disposición de residuos sólidos y efluentes líquidos en excavaciones mineras abandonadas

- operación de minas subsuperficiales o pozos de petróleo, cuando se localizan inmediatamente debajo de importantes acuíferos utilizados como fuentes de agua potable
- movilización de metales pesados y otros compuestos debido a los cambios en el régimen de flujo subterráneo en áreas mineras y a cambios asociados con las condiciones hidroquímicas.

Debido a la gran complejidad de estas actividades y a los cambios hidráulicos que provocan, es necesario analizarlas sobre una base individual para evaluar su impacto potencial sobre la calidad del agua subterránea. De esta manera, no se puede recomendar un método de evaluación rápido. Sin embargo, a un nivel de evaluación preliminar es posible diferenciar tres grupos principales de industrias de extracción, cada una de las cuales tienen requerimientos significativamente diferentes para evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea que ellas imponen:

- *explotación de material inerte*, como aquellos utilizados en construcción de obras civiles donde el principal interés es la evaluación de los cambios que la actividad minera puede haber causado a la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos subyacentes y a su sistema de flujo de subterráneo
- *extracción de metales y otros depósitos potencialmente reactivos*, donde se necesita prestar mayor atención para el manejo de escombros provenientes de las minas que en muchos casos pueden contener contaminantes potenciales para el agua subterránea (tales como metales pesados y arsénico) y la disposición de las aguas de drenaje de las minas que pueden ser altamente contaminantes si son manejadas inadecuadamente
- *explotación de hidrocarburos*, donde grandes volúmenes de agua salina de formación y otros fluidos se extraen durante la perforación y operación del pozo y dependiendo de su manejo y disposición, pueden representar un importante peligro para los acuíferos poco profundos en las áreas involucradas

Terrenos Contaminados

Todas las grandes áreas urbanas y mineras han experimentado cambios históricos en el uso del territorio, y el cierre de establecimientos industriales y mineros es un hecho común especialmente en economías en desarrollo. Las áreas abandonadas por tales emprendimientos pueden tener altos niveles de contaminación y generar una importante carga contaminante al subsuelo a través de la lixiviación producida por los excesos de precipitación. La existencia de terrenos contaminados no solo representa un peligro para los sistemas de aguas subterráneas subyacentes, sino también un peligro para la salud y el ambiente para aquellos que en el presente ocupan estos terrenos. Sin embargo, este último aspecto escapa al propósito de la presente *Guía*.

Los cambios en la propiedad y/o uso del territorio pueden conducir a dificultades en la obtención de información detallada sobre las actividades anteriores y tipos/niveles de contaminación probablemente producida. En este sentido, una importante fuente de

información son los antiguos mapas y fotografías aéreas, y la información que proveen puede ser a veces corroborada por los archivos gubernamentales locales.

La clasificación y evaluación de terrenos contaminados en relación con la probabilidad de que generen una carga contaminante sub-superficial a los acuíferos subyacentes requiere conocer el uso histórico. A partir del tipo de actividad industrial o minera es posible predecir en forma general la probable presencia y tipo de contaminación del terreno. En algunas ocasiones distritos completos han sido dedicados históricamente a un tipo de actividad industrial dada, y en esta situación es probablemente más fácil tratar con un área de terreno completa en lugar de intentar trabajar sobre la base de una investigación sitio por sitio.

Una cuestión que también surgirá es la responsabilidad por cualquier riesgo de contaminación remanente del agua subterránea. Esta puede ser difícil de resolver donde pudo haber ocurrido una contaminación asociada en algún momento durante un intervalo de tiempo prolongado quizás antes de la existencia de una legislación de control de las descargas al suelo.

Cursos de Aguas Superficiales Contaminadas

Una situación relativamente común es la presencia de cursos de aguas superficiales contaminadas (permanentes o intermitentes) que atraviesan el área en donde se hace la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea. Tales cursos de agua presentarán a menudo un peligro considerable de contaminación del agua subterránea subyacente y generarán una significativa carga contaminante al subsuelo.

Dos factores principales determinarán el potencial de contaminación del agua subterránea:

- si el curso de agua superficial muestra un comportamiento de pérdida (influyente) o contribución (efluente) respecto al acuífero subyacente; el principal peligro surge en relación a la primera condición, pero debería notarse que el bombeo de agua subterránea para propósito de suministro de agua puede revertir la condición del curso de agua de efluente a influyente
- la calidad del agua que infiltra a través del lecho del curso superficial puede ser mejorada ampliamente como resultado de una atenuación natural del contaminante durante este proceso; sin embargo, contaminantes más móviles y persistentes probablemente no son removidos y formarán los componentes más importantes de la carga contaminante subsuperficial asociada.

Es difícil establecer confiablemente la tasa y calidad del agua que infiltra desde los cursos de agua superficial sin una investigación y muestreo detallado. Pero, a partir del conocimiento general de los tipos de contaminantes presentes y las características hidrogeológicas, debería ser normalmente factible establecer la gravedad de la carga contaminante al subsuelo.

Figura 3.6 Leyenda para el mapeo de la carga contaminante al subsuelo

ACTIVIDAD GENERADORA DE CONTAMINANTES	REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA		
	reducida	moderada	elevada
Fuentes Difusas			
área residencial urbana			
uso agrícola del territorio		≡≡≡	≡≡≡
Fuentes Puntuales			
actividad industrial	□	◻	◼
laguna de efluentes	◐	◑	◒
disposición de residuos sólidos	◓	◔	◕
curso de agua superficial contaminada	—	△	▼
rutas de transporte	- - -	-△-	-▼-

Rutas de Transporte

Los accidentes que involucran el transporte de sustancias peligrosas ocurren con alguna frecuencia, y el manejo y disposición de tales sustancias que sigue a estos accidentes es capaz de causar una importante carga contaminante al subsuelo y amenazar la calidad del agua subterránea en algunos acuíferos. Una situación similar ocurre en terminales de transporte importantes donde se manejan regularmente estas sustancias y a veces se descargan accidentalmente.

Es necesario localizar las grandes terminales y rutas importantes y considerar la probabilidad que tienen de generar una carga contaminante al subsuelo. Esto no es de ninguna manera directo, pero pueden existir estadísticas disponibles sobre la ocurrencia de accidentes y la frecuencia del transporte de sustancias que presentan mayores peligros al agua subterránea conjuntamente con los tipos de procedimientos de emergencia normalmente adoptados. En general, estos sitios deben ser tratados como fuentes potenciales de una carga contaminante de intensidad moderada, a menos que esté claro que existan precauciones especiales en los procedimientos de rutina para reducir la incidencia de derrames y para evitar la contaminación del agua subterránea en caso de que ocurran.

Cementerios

La sepultura de restos humanos y (en algunos casos de animales) es una práctica bastante común en muchas culturas en el mundo. El interrogante es entonces si los cementerios constituyen importantes fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea. Generalmente, este tipo de actividad genera sólo cargas contaminantes microbiológicas

en un área restringida, y ésta será más reducida si se usan impermeabilizantes especiales en las tumbas y/o cofres resistentes a la corrosión. Lo mismo no puede ser cierto cuando un gran número de cadáveres de animales debe ser dispuesto inmediatamente a continuación de una epidemia, ya que las fosas rápidamente excavadas podrían ser ocupadas sin especial precaución o evaluación.

Presentación de los Resultados

3.5

El método POSH para el inventario de las cargas contaminantes al subsuelo permite una evaluación de las fuentes potenciales de contaminación en tres niveles: reducido, moderado y elevado. El procedimiento para clasificar las cargas contaminantes (y a partir de ellas la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea) presentado aquí, es muy útil en relación con la priorización de los programas de monitoreo de la calidad del agua subterránea y la inspección ambiental de instalaciones en campo.

Los datos de fuentes potenciales de contaminación puntual pueden ser fácilmente representados en mapas de la misma escala utilizada para el mapeo de vulnerabilidad a la contaminación y para la delimitación de áreas de protección de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea. Esto permitirá una rápida consideración de la interacción de los datos que contienen y facilitará la evaluación del peligro de contaminación del acuífero o de la fuente (ver *Guía Técnica* Parte B4), pero es importante que cada actividad también sea identificada con un código y registrada en una base de datos. Para fuentes dispersas y multipuntuales es generalmente más práctico definir las áreas ocupadas y así generar un mapa de carga potencialmente contaminante al subsuelo, usando diferentes sombreados para representar la intensidad relativa de la carga. En la Figura 3.6 se presenta una leyenda apropiada para todos estos mapas (Foster e Hirata, 1988). Es posible que se requieran escalas de mapeo más detalladas en situaciones de urbanizaciones densamente pobladas con un amplio rango de actividades industriales y otras actividades.

En países en desarrollo la ocupación del terreno por actividades antrópicas muestra un cambio relativamente rápido que dificulta la producción de mapas de carga contaminante al subsuelo. Sin embargo, importantes avances en computación y servicios mejorados para la impresión a color harán cada vez más posible que los mapas de carga contaminante al subsuelo sean periódicamente actualizados e impresos. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son muy útiles en este sentido, ya que también permiten la correlación electrónica y el rápido manejo de datos espaciales así como también la generación de imágenes a color y mapas analógicos de atributos diferentes. Otra gran ventaja de mantener la información relevante en bases de datos digitales y mapas, es que pueden ser disponibilizados en un sitio web y que todos los grupos interesados en agua y territorio puedan tener acceso a ella.

Esta introducción al método y la clasificación POSH trata de dar una orientación general al usuario, pero es importante que sea adaptada a la realidad y requerimientos locales de cada proyecto de evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea.

Propuestas Metodológicas para la Protección del Agua Subterránea

B4

Evaluación y Control de los Peligros de Contaminación del Agua Subterránea

El peligro de contaminación del agua subterránea puede definirse como la probabilidad que un acuífero experimente impactos negativos a partir de una actividad antrópica dada hasta un nivel tal que su agua subterránea se torne inaceptable para el consumo humano, de acuerdo con los valores guía de la OMS para calidad de agua potable. Este capítulo se refiere a su evaluación y control de acuerdo con una base práctica y de priorización

4.1

Evaluación del Peligro de Contaminación de Acuíferos

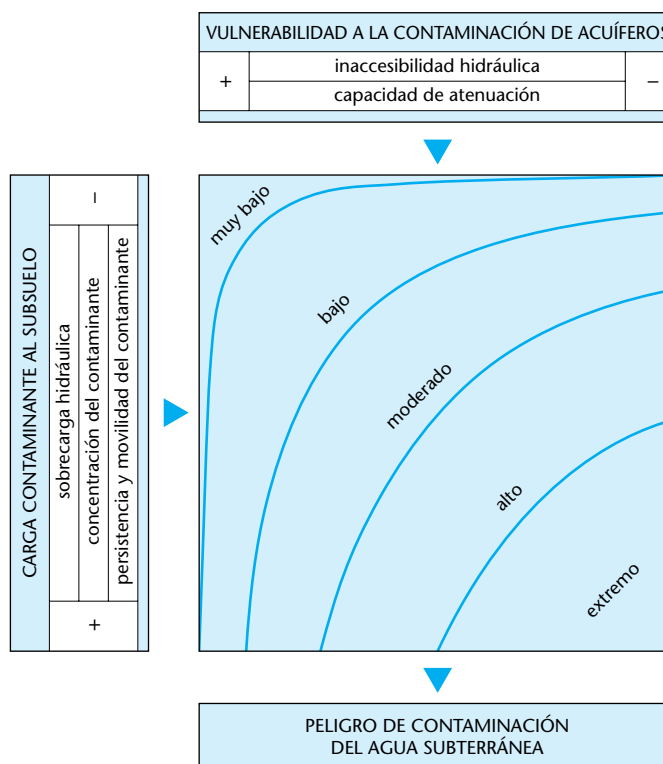
(A) Propuesta Metodológica Recomendada

El peligro de contaminación de acuíferos en cualquier localización dada (Figura 4.1) puede ser determinado considerando la interacción entre:

- la carga contaminante sub-superficial que es, será o podría ser aplicada en el subsuelo como resultado de las actividades humanas
- la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, que depende de las características naturales de los estratos que lo separan de la superficie del terreno.

Así, en términos prácticos, la evaluación del peligro involucra la consideración de esta interacción (Foster, 1987) mediante la superposición de los resultados del inventario de cargas contaminantes al subsuelo (descrito en la Parte B3) con el mapa de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos (especificado en la Parte B1). La preocupación más grave surgirá donde se presentan o son proyectadas actividades capaces de generar carga contaminante elevada en un área de alta o extrema vulnerabilidad del acuífero.

Figura 4.1 Esquema conceptual para la evaluación del peligro de los recursos hídricos subterráneos



La evaluación de los peligros de contaminación del acuífero es un prerrequisito esencial para la protección de los recursos hídricos subterráneos, ya que identifica aquellas actividades humanas que tienen la mayor probabilidad de tener impactos negativos sobre el acuífero y así indica la priorización de las medidas de control y mitigación necesarias.

(B) Distinción entre Peligro y Riesgo

El uso de la expresión “peligro de contaminación del agua subterránea” en esta publicación tiene exactamente el mismo significado que “riesgo (medido en términos probabilísticos) de contaminación del agua subterránea” en Foster e Hirata (1988). El cambio de terminología es necesario para adecuarlo con lo que actualmente es utilizado en otras áreas de evaluación del riesgo a la salud humana o animal y a los ecosistemas, donde el riesgo es ahora definido como el resultado “del peligro adaptado a la escala del impacto”. El objetivo de la presente *Guía* se restringe (en esta terminología) a la evaluación de los peligros de contaminación del agua subterránea y no considera los impactos potenciales en la población humana o en los ecosistemas acuáticos que dependen del acuífero, ni el problema del valor económico de los recursos hídricos subterráneos.

Evaluación del Peligro de Contaminación de las Fuentes de Abastecimiento de Agua Subterránea

4.2

(A) Propuesta Metodológica de Incorporación de las Zonas de Captura de las Fuentes de Abastecimiento

El concepto de peligro puede ir más allá de la evaluación de acuíferos como un todo para referirse a las fuentes de abastecimiento específicamente, mediante la proyección de las zonas de captura de agua subterránea (tal como se indicó en la Parte B2) sobre los mapas de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos (Figura 4.2) (Hirata y Rebouças, 1999), previo a la superposición de los resultados del inventario de cargas contaminantes al subsuelo. Si las actividades que tienen potencial para generar una carga contaminante elevada al subsuelo ocurren en un área de alta vulnerabilidad del acuífero, la cual está también dentro de una zona de captura de una fuente de abastecimiento subterráneo, existirá un serio peligro de causar contaminación significativa a la fuente de abastecimiento de agua.

Debido a los complejos o inestables regímenes de flujo de agua subterránea, la delimitación de las zonas de captura (perímetros de protección) puede estar cargada de problemas y solamente es posible la aplicación limitada. En tales situaciones el mapeo de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos tendrá que asumir el rol principal en la evaluación de los peligros de contaminación del agua subterránea para fuentes de abastecimiento de agua individuales, aceptando la incertidumbre sustancial sobre la extensión precisa de sus áreas de captura.

(B) Inspecciones Sanitarias Complementarias en los Pozos

Como complemento de la metodología precedente, se recomienda enfáticamente que se lleven a cabo también inspecciones sanitarias sistemáticas en los pozos. Se ha desarrollado un procedimiento estandarizado para tales inspecciones, dirigido a una evaluación del peligro de contaminación microbiológica de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea (Lloyd y Helmer, 1991). La inspección está normalmente restringida a un área de 200–500 m de radio (Figura 2.2), e involucra la categorización de una serie de factores mediante la inspección visual directa y el uso de un monitoreo periódico de las cantidades de coliformes fecales en la fuente de abastecimiento de agua subterránea para su confirmación (Tabla 4.1). Esta propuesta metodológica puede también ser fácilmente aplicada en el caso de fuentes de abastecimiento doméstica que utilizan pozos tubulares o excavados equipados con bombas manuales o que utilizan manantiales alimentados por gravedad, cuyas tasas de extracción sean muy pequeñas y hagan que la delimitación de las zonas de captura sea impracticable.

Figura 4.2 Resumen de la metodología completa para la protección de la calidad del agua subterránea

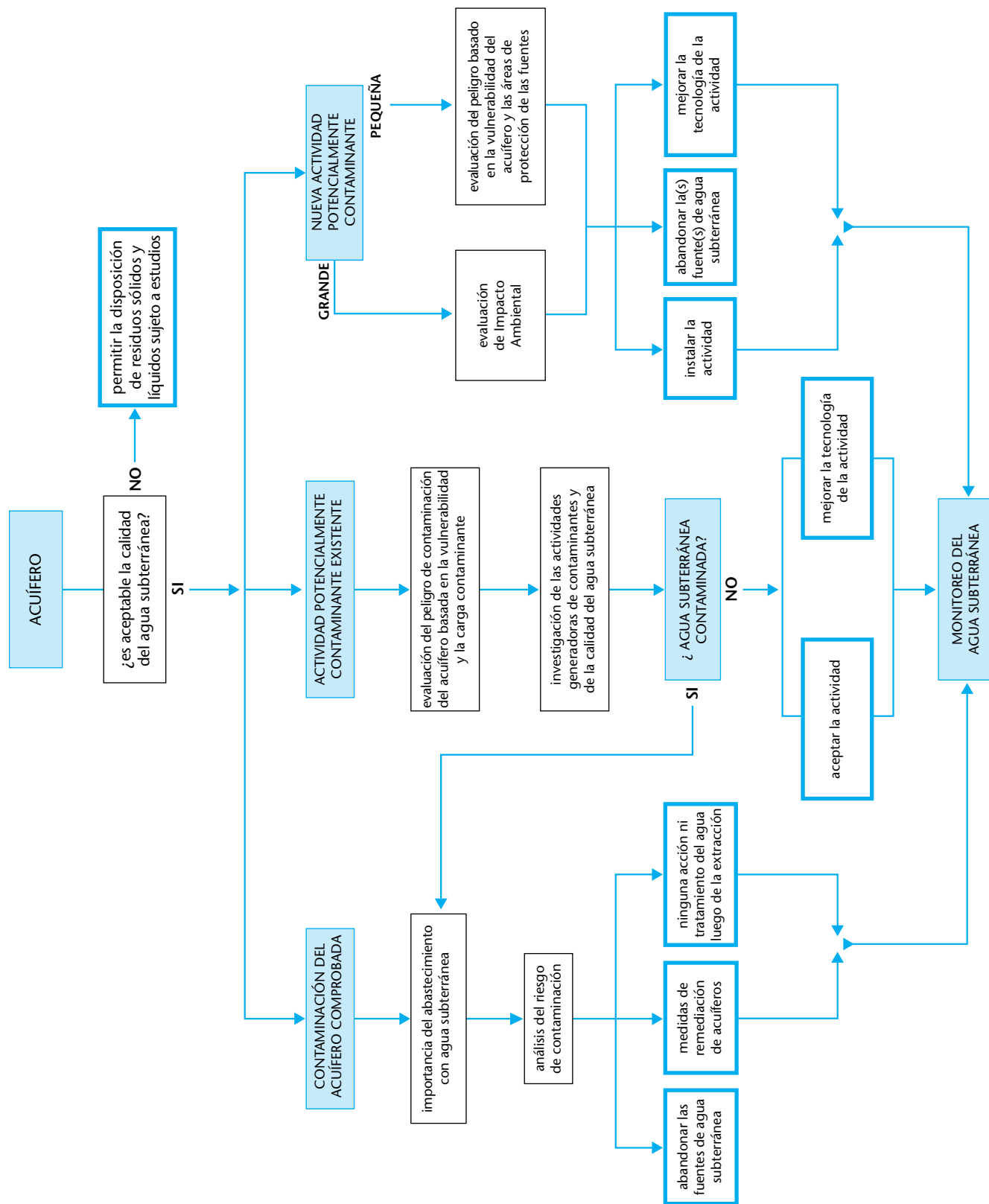


Tabla 4.1 Sistema de categorización para la evaluación y confirmación de peligro de contaminación fecal de fuentes de agua subterránea

FACTORES EN LA INSPECCIÓN SANITARIA		PUNTUACIÓN (presente = 1 ausente = 0)
Peligros Ambientales (fuera del sitio) <ul style="list-style-type: none"> ● cuevas locales, sumideros o pozos abandonados usados para drenaje ● fisuras en estratos que suprayacen a las formaciones que alojan agua ● cercano a residuos agrícolas descargados o derramados ● red cloacal cercana, letrinas, pozos negros o tanques sépticos 		puntuación acumulada de 5 a 6 indica alto peligro potencial de contaminación (y 7-8 indica muy alto)
Peligros por Construcción (en el sitio) <ul style="list-style-type: none"> ● fuga del encamisado, o no penetrado o sellado a una profundidad suficiente ● encamisado que no sobrepasa el nivel del suelo o el piso de la casa de bomba ● fugas en sistema de vacío ● bomba, tuberías de succión o cajas de válvulas en la cabecera del pozo vulnerables a la inundación. 		
CUENTA DE CF EN AGUA CRUDA (nmp o ufc)/100 ml	RIESGO DE CONTAMINACIÓN CONFIRMADO	
0	ninguno	
1-10	bajo	
11-50	intermedio a alto	
50-1.000	alto	
>1.000	muy alto	

Fuente: Modificado de Lloyd y Helmer, 1991

Estrategias para el Control de la Contaminación del Agua Subterránea

4.3

La vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos debería ser concebida interactivamente con la carga contaminante que es (será o podría ser) aplicada en el ambiente subsuperficial como resultado de una actividad humana, consecuentemente causando un peligro de contaminación al agua subterránea. Ya que la carga contaminante puede ser controlada, la política de la protección del agua subterránea debería enfocarse a lograr un control tal como sea necesario en relación con la vulnerabilidad del acuífero (o, en otras palabras, con la capacidad natural de atenuación de contaminación de los estratos suprayacentes).

Tabla 4.2 Matriz de aceptabilidad de las actividades e instalaciones comunes potencialmente contaminantes de acuerdo a las zonas de la superficie del terreno para protección del agua subterránea

ACTIVIDAD POTENCIALMENTE CONTAMINANTE QUE REQUIERE MEDIDAS DE CONTROL	(A) SEGÚN LA VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO		
	alta	media	baja
Tanques Sépticos, Pozos Negros y Letrinas			
propiedades individuales	A	A	A
propiedades comunales, públicas	A	A	A
gasolineras	PA	A	A
Instalaciones de Disposición de Residuos Sólidos			
municipal doméstico	PN	PA	A
construcción/inerte	A	A	A
peligros industriales	N	N	PA
industrial (clase I)	PN	PA	A
industrial (clase II y III)	N	N	PA
cementerio	PA	A	A
incinerador	N	PN	PA
Extracción de Petróleo y Minerales			
material de construcción (inerte)	PA	PA	A
otros, incluyendo petróleo y gas	N	PA	A
tuberías de combustibles	N	PA	A
Predios Industriales			
tipo I	PA	PA	A
tipo II y III	PN/N	PA/N	PA/PN
Instalaciones Militares	PN	PA	PA
Lagunas de Infiltración			
agua municipal/de enfriamiento	A	A	A
efluente industrial	PN	PA	PA
Drenaje por Sumideros			
techo de edificios o casas	A	A	A
camino principal	PN	PA	A
camino menor	PA	A	A
áreas de recreación	A	A	A
estacionamientos de vehículos	PA	A	A
áreas industriales	PN*	PA	A
aeropuertos/estaciones de trenes	PN	PA	A
Aplicación de Efluentes en el Suelo			
industria alimenticia	PA	A	A
todas las otras industrias	PN	PA	A
efluente de agua residual doméstica	PA	A	A
lodo proveniente de agua residual doméstica	PA	A	A
lodo de agua residual de corrales	A	A	A
Cría Intensiva de Ganado			
laguna de efluentes	PA	A	A
drenaje de corrales y áreas de alimentación de animales	PA	A	A
Áreas Agrícolas			
con pesticidas	PN	A	A
sin control del uso de fertilizantes	PN	A	A
almacenamiento de pesticidas	PN	PA	A

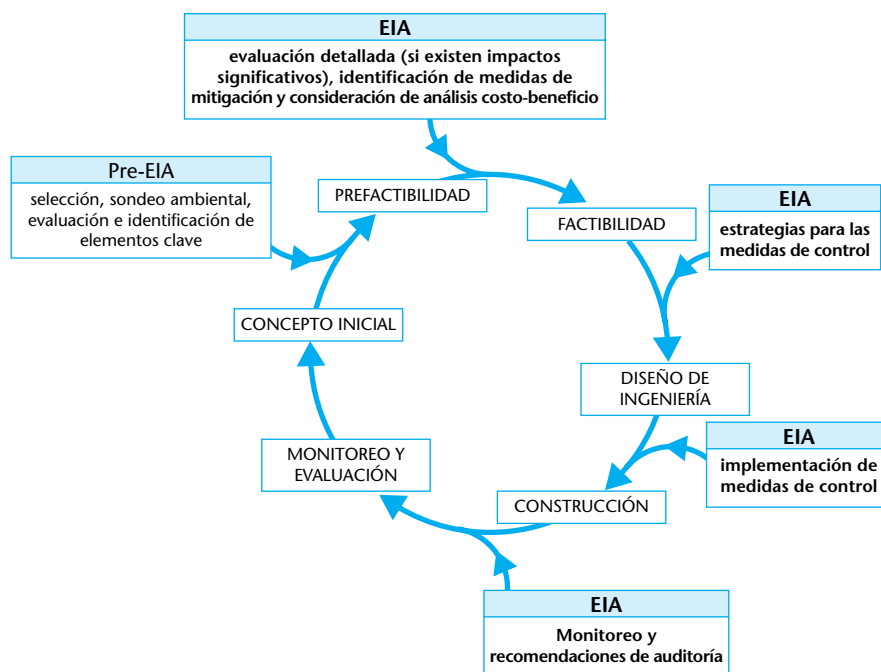
Tabla 4.2 continuación

ACTIVIDAD POTENCIALMENTE CONTAMINANTE QUE REQUIERE MEDIDAS DE CONTROL	(B) SEGÚN ÁREA DE PROTECCIÓN DE LA FUENTE			
	I	II	III	IV
Tanques Sépticos, Pozos Negros y Letrinas				
propiedades individuales	N	N	A	A
propiedades comunales, públicas	N	N	PA	A
gasolineras	N	N	PN	PA
Instalaciones de Disposición de Residuos Sólidos				
municipal doméstico	N	N	N	PN
construcción/inerte	N	N	PA	PA
peligros industriales	N	N	N	N
industrial (clase I)	N	N	N	PN
industrial (clase II y III)	N	N	N	N
cementerio	N	N	PN	A
incinerador	N	N	N	PN
Extracción de Petróleo y Minerales				
material de construcción (inerte)	N	N	PN	PA
otros, incluyendo petróleo y gas	N	N	N	N
tuberías de combustibles	N	N	N	PN
Predios Industriales				
tipo I	N	N	PN	PA
tipo II y III	N	N	N	N
Instalaciones Militares	N	N	N	N
Lagunas de Infiltración				
agua municipal/de enfriamiento	N	N	PA	A
efluente industrial	N	N	N	N
Drenaje por Sumideros				
techo de edificios o casas	PA	A	A	A
camino principal	N	N	N	PN
camino menor	N	PN	PA	PA
áreas de recreación	N	PA	PA	A
estacionamientos de vehículos	N	N	PN	PA
áreas industriales	N	N	N	PN
aeropuertos/estaciones de trenes	N	N	N	PN

N = no aceptable en prácticamente todos los casos; PN = probablemente inaceptable, excepto en algunos casos sujetos a investigación detallada y diseño especial; PA = probablemente aceptable sujeto a diseño e investigación específicos; A = aceptable sujeto a diseño estándar
 I = zona operacional; II = zona microbiológica; III = zona intermedia; IV = área total de captura

Fuente: Modificado de Foster *et. al.*, 1993; Hirata, 1993

Figura 4.3 Ciclo típico de implementación de proyecto con intervención previa de una Evaluación de Impacto Ambiental



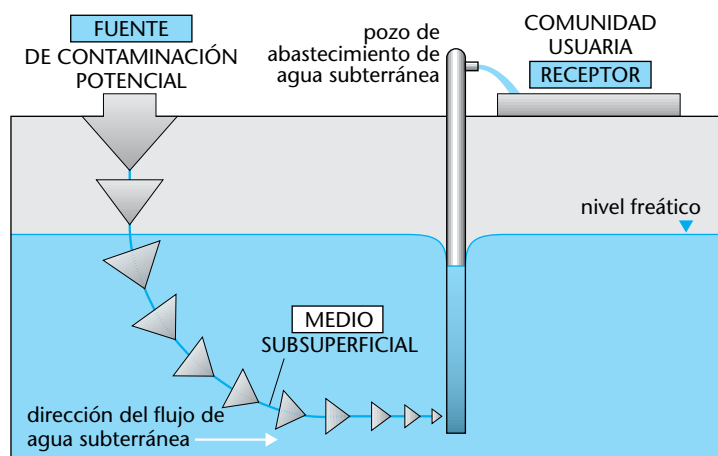
(A) Prevención de la Contaminación Futura

Donde la planificación del uso de territorio sea normalmente emprendida, por ejemplo en relación con la expansión de un área urbana o con la relocalización de un área industrial, los mapas de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos serán una valiosa herramienta para reducir el riesgo de crear futuros peligros de contaminación del agua subterránea. Ellos identifican las áreas más vulnerables para la contaminación de los acuíferos, de modo que la localización de actividades potencialmente peligrosas puede ser evitada o prohibida.

Si el área de referencia ya tiene importantes fuentes de abastecimiento de agua subterránea, las zonas de protección de estas fuentes (perímetros) deberían ser establecidas como parte de los procesos de planificación, con el uso del mapa de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero como guía de los niveles de control requeridos por la actividad potencialmente contaminante (Tabla 4.2). Tal procedimiento metodológico debería ser aplicado flexiblemente en cada caso analizado específicamente de acuerdo a sus características, teniendo en cuenta el nivel futuro probable de la demanda de agua al acuífero y el costo de fuentes alternativas de abastecimiento.

En el caso de nuevas actividades potencialmente contaminantes de gran escala e impacto potencial, el requisito de una **Evaluación del Impacto Ambiental (EIA)** como parte del proceso de autorización es actualmente una práctica técnica y/o legal aceptada en muchos países. La experiencia ha mostrado que este mecanismo asegura mejor

Figura 4.4 Esquema conceptual de evaluación EIA de fuente (de contaminación potencial)-medio-receptor



consideración de los impactos ambientales (incluso aquellos referidos a la calidad del agua subterránea) en la fase de planificación, facilitando una metodología más efectiva de protección ambiental. Las EIA se enfocan (Figura 4.3) a la definición y análisis de problemas, conflictos y limitaciones referidas a la implementación del proyecto, incluyendo el impacto en actividades vecinas, la población local y el ambiente adyacente (UNEP, 1988) y en ciertas instancias puede conducir a la relocalización del proyecto en una ubicación más aceptable. La EIA es una parte integral de un estudio de factibilidad para el proyecto en cuestión y las consideraciones del agua subterránea deben asumir particular importancia donde estén involucrados ciertos tipos de producción industrial, grandes rellenos para disposición de residuos sólidos, emprendimientos mineros, zonas agrícolas irrigadas intensivamente en gran escala, etc.

Existen varios procedimientos metodológicos diferentes para llevar a cabo un EIA (Weitzenfeld, 1990), pero la necesidad de identificar la capacidad de los terrenos aledaños de atenuar las cargas de contaminación potencial y la identificación de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea que podrían ser impactadas son críticas, debido a que muchas actividades (por diseño o por accidente) conducen la descarga de efluentes al suelo. Así, tanto el mapa de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero como la delimitación del tiempo de flujo a la fuente de abastecimiento de agua y las áreas de captura son ambas piezas claves y se ajustan al esquema clásico de evaluación EIA de fuente (de contaminación potencial)-medio-receptor (Figura 4.4).

Tratar de eliminar la posibilidad de que el efluente descargue puede ser muy costosa y a veces innecesaria. Así, uno de los mejores y más económicos caminos para reducir el peligro de contaminación ambiental es asegurar que el uso del territorio propuesto sea totalmente compatible con su capacidad de atenuar posibles contaminantes.

Figura 4.5 Niveles de acción prioritarios para el control de la contaminación del agua subterránea basados en la vulnerabilidad del acuífero, área de protección de las fuentes y carga potencialmente contaminante

		ZONAS DE VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO*			ÁREAS DE PROTECCIÓN DE LA FUENTE DE AGUA SUBTERRÁNEA	
		baja	media	alta	500 días	50 días
CARGA POTENCIALMENTE CONTAMINANTE	reducida	3	3	2	2	1
	moderada	2	2	1	1	1
	elevada	2	1	1	1	1

NIVEL DE ACCIÓN		
1= alto	2= intermedio	3=bajo

* número reducido de zonas para simplificar esta presentación

(B) Manejo de las Fuentes de Contaminación Existentes

La necesidad más frecuente será priorizar las medidas de control de la contaminación del agua subterránea en las áreas donde ya exista una gama de actividades potencialmente contaminantes. Tanto en el ambiente urbano como en el rural, primero será necesario establecer cuáles de estas actividades suponen mayor peligro a la calidad del agua subterránea. Las mismas tres componentes (mapeo de la vulnerabilidad del acuífero, delimitación de las áreas de protección de las fuentes de abastecimiento de agua, e inventario de carga contaminante al subsuelo) forman la base fundamental para tal evaluación (Figura 4.5).

La Tabla 4.3 debería ayudar en la selección de aquellas actividades que necesitan atención significativa de acuerdo con su localización según la clase de vulnerabilidad del acuífero y su posición con respecto a las zonas de protección de las fuentes. En muchos casos debería ser posible reducir o eliminar la carga contaminante al subsuelo con la modificación del diseño. Por ejemplo, obras de saneamiento *in situ* podrían ser reemplazadas por redes cloacales; lagunas de evaporación/percolación podrían ser reemplazadas por procesos cerrados de tratamiento de efluentes y aún un cementerio tradicional podría ser reemplazado por un crematorio.

Sin embargo, se debe reconocer que los controles de las actividades contaminantes dirigidos a reducir futura carga contaminante al subsuelo no eliminarán contaminantes

Tabla 4.3 Ejemplos de métodos para el control de fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea

FUENTE DE CONTAMINACIÓN	RESTRICCIONES POSIBLES	ALTERNATIVAS
Fertilizantes y Pesticidas	manejo de nutrientes y pesticidas para satisfacer las necesidades de los cultivos; control de la tasa y tiempo de aplicación; prohibición de uso de pesticidas seleccionados; regulación de la disposición de los contenedores utilizados	ninguna
Saneamiento <i>in situ</i> (letrinas, pozos negros, tanques sépticos)	elegir tanques sépticos si es elevado el uso de agua aplicar estándares de diseño para tanques sépticos	red de alcantarillado
Almacenamiento Subterráneo Tanques/Tuberías	recubrimiento doble	instalar por encima del suelo detección de fugas
Disposición de Residuos Sólidos doméstico doméstico e industrial	impermeabilización del colector de lixiviado tanto de la base como de superficie e impacto del monitoreo del tratamiento/reciclado	disposición a distancia
Lagunas de Efluentes agrícola municipal industrial	impermeabilización de la base impermeabilización de la base impacto del monitoreo	ninguna planta de tratamiento disposición a distancia
Cementerios	impermeabilización de tumbas drenaje superficial	crematorios
Pozos de Inyección de Aguas Residuales	investigación y monitoreo aplicar estándares de diseño estrictos	tratamiento disposición a distancia
Drenaje de Minas y	control operacional	tratamiento

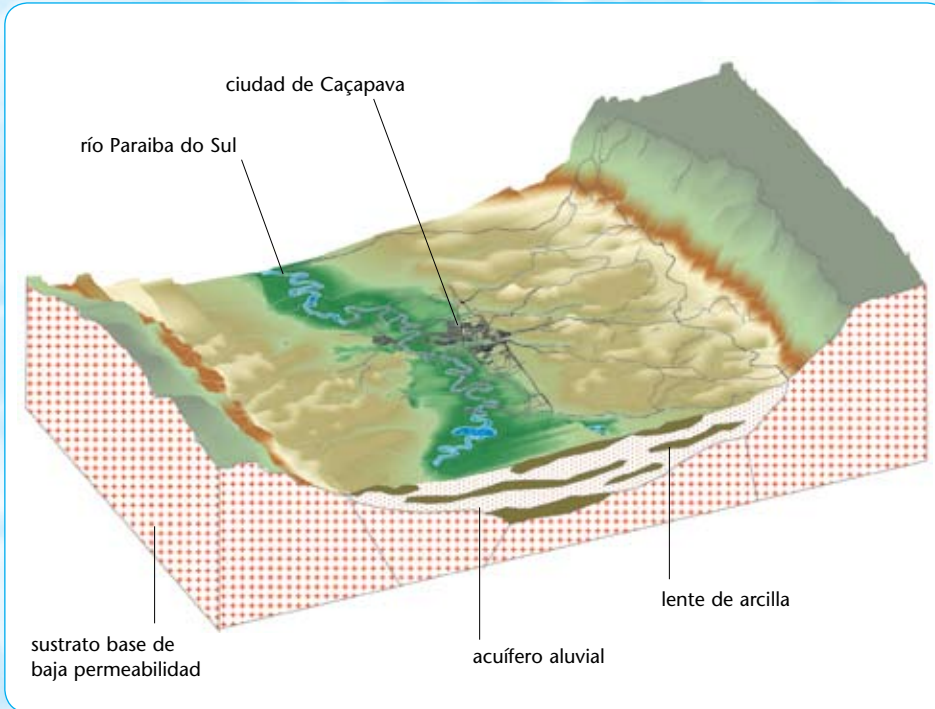
Fuente: Modificado de Foster *et. al.* 1993; Zaporozec & Miller 2000

que ya están en el subsuelo como resultado de prácticas pasadas. Por ejemplo, la instalación de redes cloacales en un distrito urbano reducirá radicalmente la carga contaminante existente en el subsuelo a partir de obras de saneamiento *in situ*, pero varias toneladas de contaminantes depositadas en el subsuelo en décadas previas pueden ser capaces de liberar una carga contaminante significativa a un acuífero subyacente.

En algunos casos y en ciertos lugares, puede ser posible aceptar una actividad potencialmente contaminante sin alteración alguna en su diseño actual, sujeto a

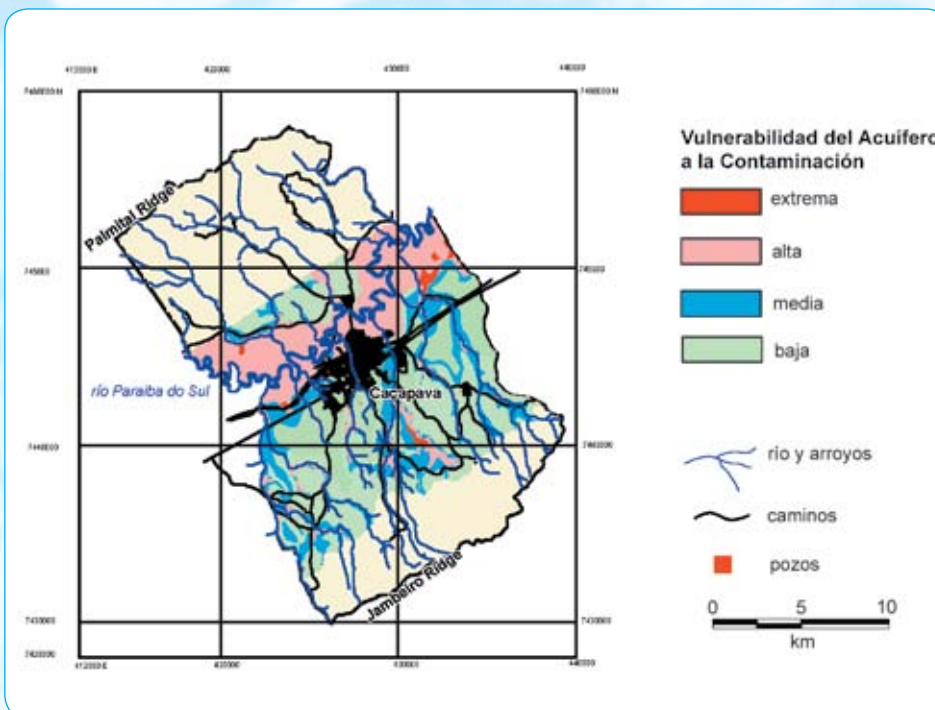
Cuadro 4.1

Utilización de técnicas de SIG en la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea en el área de Caçapava, Brasil



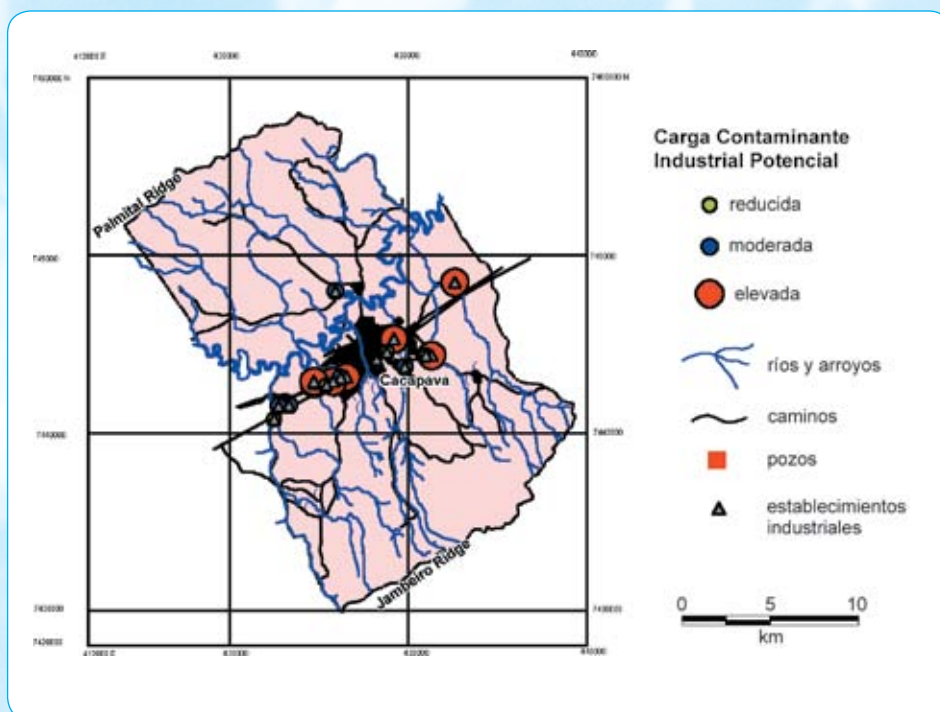
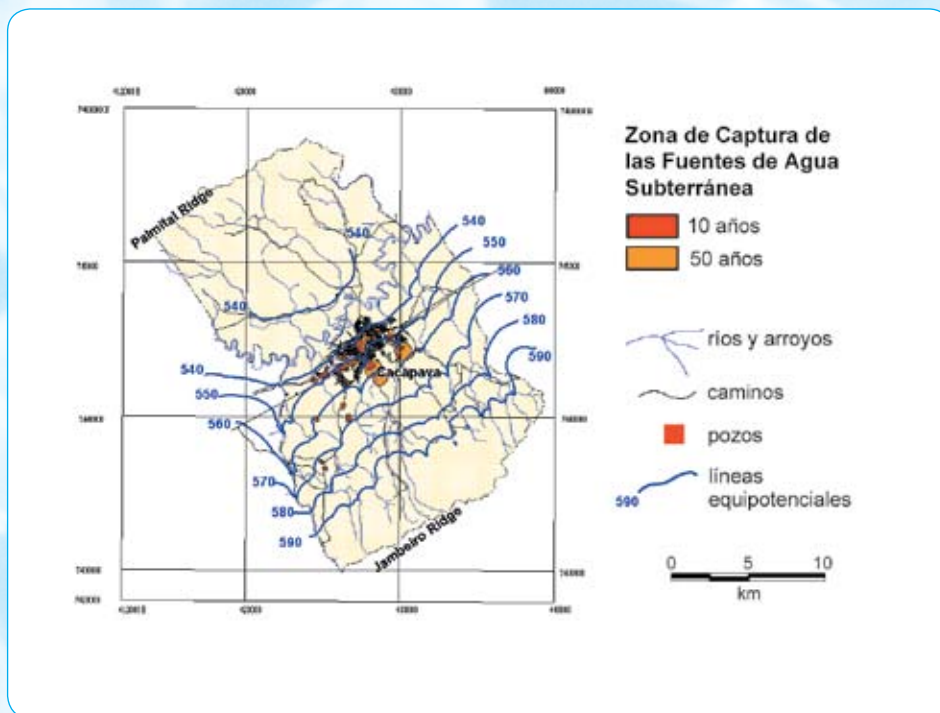
La utilización de técnicas de SIG (Sistema de Información Geográfica) para el manejo de datos es especialmente apropiada en la tarea de evaluación y control del peligro de contaminación del agua subterránea. Éstas facilitan el almacenamiento, actualización, manejo e integración de los datos en forma eficiente. Además, permiten una presentación flexible de los resultados, tanto para los profesionales del sector ambiental como para los grupos interesados, en una variedad de salidas interactivas y en papel.

- La ciudad de Caçapava (San Pablo) en Brasil es altamente dependiente del agua subterránea. El acuífero aluvial en explotación está formado por depósitos de arena y grava con intercalaciones de horizontes de arcilla con un espesor total entre 200 y 250 m. En general se comporta como libre, excepto localmente donde se torna semiconfinado debido a la presencia de lentes de arcilla.
- Las significativas pérdidas financieras producidas en el pasado como resultado de un gran número de casos de contaminación del acuífero, pusieron de manifiesto la necesidad de contar con un proceso sistemático para la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea y una estrategia racional para la priorización de las medidas de control de la contaminación. Una de las



primeras etapas en este plan de protección fue el mapeo de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas mediante el método GOD. Se utilizó un SIG para poner en una base de datos la variación espacial de los factores que intervienen en la metodología GOD (Martin *et al.*, 1998).

- El siguiente paso fue la delimitación de los perímetros de protección (y consecuentemente las zonas de captura) de los principales pozos de abastecimiento municipal correspondientes a los de tiempo de viaje en la zona saturada de 10 y 50 años. Esto se realizó utilizando un modelo numérico 3-D de flujo de agua subterránea generando una salida compatible con el SIG para facilitar su superposición geográfica con el mapa de vulnerabilidad.
- Luego se realizó un reconocimiento e inventario de fuentes potenciales de contaminación (principalmente industrias y gasolineras). La aplicación del método de evaluación del potencial de generación de carga contaminante al subsuelo POSH permitió su categorización en elevado, moderado y reducido. Estos resultados fueron también incorporados en el SIG para resaltar las localidades que requirieron acciones prioritarias o especial vigilancia a fin de proteger las fuentes de abastecimiento de agua potable existentes.



la implementación de una campaña ofensiva de monitoreo de la calidad del agua subterránea. Esto requeriría la instalación de una red de monitoreo (capaz de detectar cualquier contaminación incipiente en el agua subterránea y de dar una “alerta temprana” de la necesidad de encarar una acción de remediación) en la inmediata proximidad de la referida actividad (Parte 4.4B).

(C) Propuesta Metodológica para Contaminación Histórica de Terrenos

Importantes áreas de terrenos urbanos y sitios rurales más aislados que han experimentado extensos períodos de ocupación por ciertos tipos de actividad industrial, minera o militar, frecuentemente padecen de una contaminación seria, aún donde la actividad correspondiente haya sido suspendida años atrás. Este terreno contaminado puede generar bajo ciertas circunstancias una fuerte carga de contaminación al agua subterránea. En tales casos es necesario evaluar el riesgo en términos de probabilidad de impactos en seres humanos, animales o plantas, resultantes del contacto con y/o ingestión de terrenos contaminados y/o agua subterránea.

Este tipo de evaluación de riesgo, que es normalmente usado para guiar la decisión sobre priorización de medidas de remediación o limpieza no se trata con detalle aquí; para mayores detalles remitirse a ASTM (1995). Tales evaluaciones de riesgo frecuentemente usan el siguiente criterio (Busmaster y Lear, 1991):

- donde existe un 95% de probabilidad de impactos sobre la salud en una base de 1 en 10.000, es esencial emprender trabajos de remediación inmediatos
- donde el valor correspondiente está entre 1 en 10.000 y 1 en 1.000.000 se recomiendan estudios costo-beneficio más detallados y evaluación de la incertidumbre
- debajo del último nivel generalmente no se toman acciones.

(D) Selección de Nuevas Áreas de Abastecimiento de Agua Subterránea

La selección de áreas en las cuales se ubicarán nuevas fuentes de abastecimiento de agua subterránea municipales debería involucrar el mismo procedimiento como el recomendado anteriormente para la evaluación del peligro de contaminación en fuentes de abastecimiento existentes. En situaciones donde tal evaluación identifica actividades antrópicas capaces de generar una carga contaminante al subsuelo elevada y/o la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero es alta o extrema en la mayor parte de las áreas de captura de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea proyectadas, esta evaluación debería ser seguida de una apreciación técnica y económica para establecer si:

- será posible controlar adecuadamente todas las fuentes relevantes de contaminación potencial
- sería aconsejable buscar otros sitios para las nuevas fuentes de abastecimiento de agua subterránea.

Rol y Metodología de Monitoreo de la Calidad del Agua Subterránea

4.4

Un componente esencial y adicional de los programas de protección del agua subterránea es el monitoreo de la calidad y del nivel de agua del acuífero (Figura 4.2).

Esto es necesario para:

- comprender la calidad natural de partida del sistema hídrico subterráneo
- recolectar nuevos datos sobre el sistema acuífero para mejorar su modelación conceptual y numérica
- verificar las evaluaciones del peligro de contaminación del agua subterránea
- confirmar la efectividad de las medidas de protección de la calidad del agua subterránea

Esta necesidad de monitoreo es distinta de la requerida para la vigilancia analítica directa de la calidad del agua (de pozos y manantiales) destinada para abastecimiento público.

La representatividad y confiabilidad del monitoreo de la calidad del agua subterránea están muy relacionadas con el tipo y número de instalaciones de monitoreo existentes en el lugar. El costo de la perforación de un pozo es tal que a menudo impone una severa restricción en el número de instalaciones de monitoreo (excepto en situaciones de un nivel freático poco profundo) y ejerce una fuerte presión para aprovechar los pozos de explotación en el monitoreo del acuífero.

(A) Limitaciones del Muestreo de Pozos de Explotación

Con objeto de maximizar su capacidad de extracción, la mayoría de los pozos de explotación captan agua subterránea en un gran tramo de su profundidad. De esta manera los pozos tienden a bombear un “cóctel de agua subterránea” con grandes diferencias en:

- origen, en términos de área y época de recarga (en muchos casos mezclando agua subterránea con tiempos de residencia que varían desde décadas, siglos y hasta milenios)
- evolución hidrogeoquímica, en términos de la modificación a través de la interacción acuífero-agua y la atenuación natural de contaminantes.

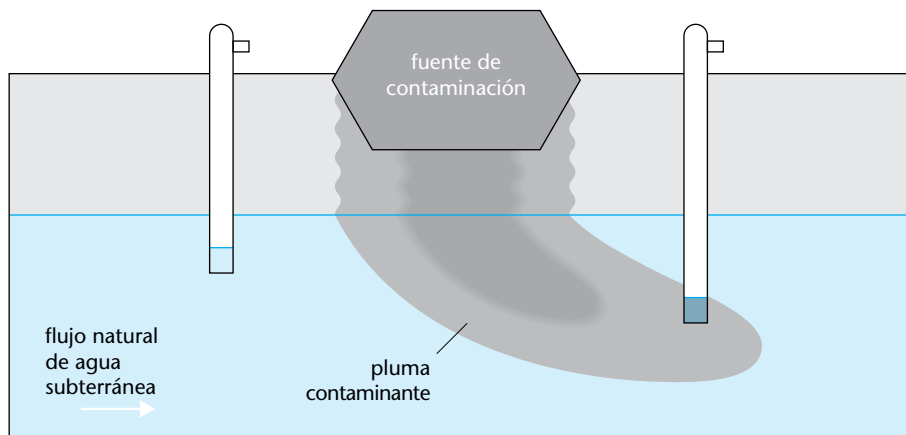
Esto ejercerá inevitablemente una seria limitación en la interpretación y extrapolación de los datos obtenidos en el monitoreo en muchos tipos de sistemas acuíferos (Foster y Gomes, 1989).

Además, usualmente el muestreo de los pozos de explotación se realiza a través de la tapa del pozo durante la operación de rutina de una planta de bombeo de alta capacidad. Así, otro factor que complica la interpretación de este tipo de datos de la calidad del agua subterránea es la posible modificación físico-química de las muestras de agua subterránea (comparada con las condiciones *in situ*) debido a procesos tales como:

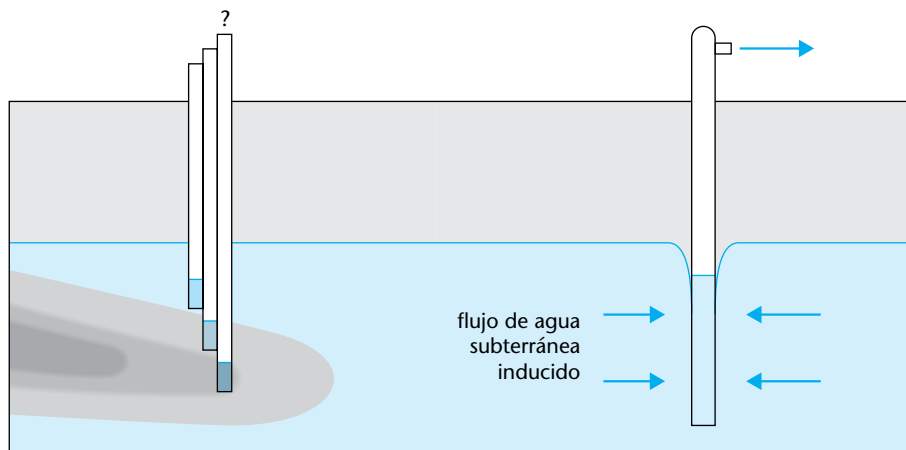
- entrada de aire por la bomba del pozo (u otros dispositivos de muestreo), que causan la oxidación y precipitación de los iones metálicos disueltos y otros constituyentes sensibles a los cambios de Eh

Figura 4.6 Resumen esquemático de las estrategias de monitoreo de la calidad del agua subterránea

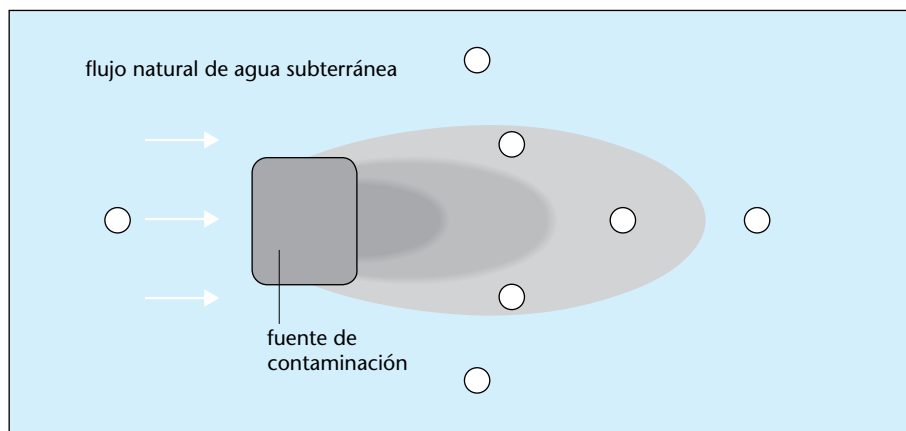
a) monitoreo ofensivo de detección para protección del acuífero



b) monitoreo defensivo de detección para protección de la fuente de abastecimiento de agua



c) monitoreo de evaluación de incidentes existentes de contaminación del acuífero



- volatilización, que causa pérdidas de los componentes inestables tales como hidrocarburos de petróleo y solventes orgánicos sintéticos
- despresurización, que causa pérdidas de gases disueltos tales como CO₂ y modificación del pH.

Muy frecuentemente, tales limitaciones no son tenidas en cuenta cuando se interpretan, con fines de protección y manejo del recurso hídrico subterráneo, los datos provistos por la vigilancia rutinaria de la calidad del agua en pozos de explotación. Detalles técnicos más completos de estas limitaciones y procedimientos para reducir el sesgo se pueden encontrar en Foster y Gomes (1989).

(B) Monitoreo Sistemático para el Control de la Contaminación del Agua Subterránea

Los pozos de monitoreo (o piezómetros) perforados con este fin, ubicados inteligentemente y, cuidadosamente construidos, son los medios más seguros de obtención de muestras de agua subterránea representativas de las condiciones *in situ* en un sistema acuífero. Estos comprenden pozos de pequeño diámetro (50 mm o aún menos) con longitudes de filtro cortas (2–5 m), realizados con materiales relativamente inertes (acero inoxidable, teflón o PVC). Se requieren procedimientos apropiados de perforación e instalación (incluyendo un sellado con bentonita para prevenir el ingreso de la contaminación por el anillo de la perforación) que están usualmente disponibles en la mayoría de los países (Foster y Gomes, 1989).

Tres estrategias distintas pueden adoptarse en el monitoreo sistemático para la protección a la contaminación del agua subterránea (Figura 4.6):

- **Monitoreo Ofensivo de Fuentes de Contaminación Potencial.** El objetivo es proveer una detección temprana de la contaminación incipiente del acuífero producida por fuentes conocidas de contaminación potencial, realizando el monitoreo inmediatamente gradiente abajo de la fuente, y eligiendo los parámetros analíticos específicos con respecto a esa fuente de contaminación. Esta propuesta metodológica es costosa y por lo tanto debe ser altamente selectiva, principalmente dirigida a las fuentes de contaminación más peligrosas localizadas en las zonas de captura de las fuentes de abastecimiento en acuíferos con alta vulnerabilidad a la contaminación.
- **Monitoreo Defensivo de Fuentes de Abastecimiento de Agua Subterránea.** El objetivo es alertar sobre las plumas de contaminación que amenazan los campos de bombeo de agua potable o pozos y manantiales individuales, mediante la instalación de una red de monitoreo gradiente arriba de estas fuentes, que sea capaz de detectar a tiempo la aproximación de agua subterránea contaminada para que sean tomadas acciones de investigación adicionales y medidas de remediación. Para evitar una red de monitoreo defensivo se requiere una comprensión cuidadosa de los sistemas de flujo de agua subterránea y trayectorias del transporte de contaminantes locales (especialmente en relación con la selección de las profundidades de extracción de los pozos de monitoreo).

4.5

Formulación de Programas de Protección de la Calidad del Agua Subterránea

(A) Requerimientos y Responsabilidades Institucionales

En general, el organismo regulador del ambiente o de los recursos hídricos (o aquella agencia, departamento u oficina de gobierno local, regional o nacional encargada de realizar esta función) tiene normalmente el mandato de proteger la calidad del agua subterránea. En principio estos organismos están bien posicionados para establecer los programas de protección de la calidad del agua subterránea incluyendo:

- la definición ordenamiento territorial sobre la base de los requerimientos de protección del agua subterránea
- la implementación de las medidas de protección del agua subterránea apropiadas, aunque en la práctica ellos carecen de recursos institucionales y del compromiso político para actuar de manera completa y efectiva.

- **Monitoreo de Evaluación en Sitios con Contaminación de Acuíferos Conocida.** Un procedimiento metodológico similar al descrito en monitoreo ofensivo debería ser adoptado:
 - principalmente para confirmar la efectividad de los procesos naturales de atenuación de contaminantes, donde éstos sean considerados como la manera más económica o la única forma posible de manejar la contaminación del acuífero
 - para confirmar la efectividad de las medidas ingenieriles de remediación tomadas para limpiar o contener la contaminación del acuífero, donde éstas hayan sido consideradas técnica y económicamente factibles.

(C) Selección de Parámetros Analíticos

Existe también la necesidad imperiosa de mejorar la selección de los parámetros analíticos determinados en las muestras de agua subterránea. El monitoreo rutinario de las fuentes de agua subterránea está en general limitado a CE, pH, cantidades de CF y Cl libre (si se usa para desinfección de la fuente de abastecimiento). Aunque estos parámetros dan una indicación de la pureza del agua proveen muy poca información en relación con la presencia o ausencia de los tipos de contaminación más frecuentes del agua subterránea. Por ejemplo, si el pozo se localizó en la vecindad de un parque industrial (incluyendo actividad de procesamiento de metales) es esencial incluir el monitoreo de solventes industriales clorados y de los mismos metales pesados, ya que con el esquema de monitoreo anterior es poco probable advertir su presencia. La selección de los parámetros de monitoreo debe ser encarada teniendo en cuenta la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea (Tabla A.2 del Resumen Ejecutivo).

También debe definirse la frecuencia de muestreo en las redes de monitoreo del agua subterránea. Salvo en acuíferos de vulnerabilidad a la contaminación extrema o alta, no será normalmente necesario monitorear la calidad del agua subterránea del acuífero con una frecuencia mayor a tres meses.

Es decisivo que la atención se enfoque a la menor escala y nivel de detalle necesarios para la evaluación y protección de fuentes de abastecimiento específicas. Para ello es esencial que las empresas de servicio de agua se involucren estrechamente con esta temática. Además, dada su responsabilidad de ajustarse a las normas de las buenas prácticas de ingeniería, parecería que las mismas empresas de servicio de agua tuvieran la responsabilidad de encarar la promoción y realización de las evaluaciones del peligro de contaminación para todas sus fuentes de abastecimiento de agua subterránea.

Los procedimientos presentados para la evaluación de los peligros de contaminación del agua subterránea son los precursores lógicos de un programa de medidas de protección. Como tal dan una buena base para argumentar las manifestaciones a ser presentadas al organismo regulador local del ambiente y/o del recurso hídrico para actuar sobre las medidas de protección del agua subterránea donde sean necesarias. Aún si no existe una agencia o legislación adecuadas para el control de la contaminación, será normalmente posible presionar a la autoridad municipal o gobierno local para encarar acciones de protección por decreto con objeto de salvaguardar el interés de la población local.

(B) Manejo de Incertidumbres y Desafíos Clave

Es posible que se presenten importantes incertidumbres científicas en muchas evaluaciones de peligro de contaminación del agua subterránea, principalmente aquellas relacionadas con:

- la capacidad de atenuación del subsuelo para ciertos contaminantes orgánicos sintéticos
- la probabilidad y escala de flujos preferenciales en la zona no saturada de algunos estratos geológicos
- las tasas de percolación del agua y transporte de contaminantes en algunos acuitardos confinantes
- los regímenes de flujo del agua subterránea alrededor de los pozos en acuíferos heterogéneos complejos,

lo cual puede conducir a grandes bandas de error en la definición de los requerimientos de protección. Es necesario reconocer y abordar de manera explícita y sistemática las complicaciones que esto representa (Reichard *et. al.*, 1990). En este contexto, en muchas instancias será necesario obtener una clara evidencia de la real o incipiente contaminación del acuífero mediante el monitoreo del agua subterránea para que sea posible justificar el costo de las medidas necesarias de control de la contaminación.

Si el peligro de contaminación del agua subterránea se confirma será luego necesario evaluar el riesgo que presenta y definir acciones apropiadas. En general, en términos técnicos y administrativos tales acciones podrían incluir:

- negociación (y posible subsidio) de las modificaciones en el diseño y operación de las actividades contaminantes mediante la introducción de tecnologías mejoradas para reducir o eliminar la carga contaminante al subsuelo, con un monitoreo o remediación apropiados de la contaminación del agua subterránea existente en el sitio

Cuadro 4.2

Evaluación y manejo del peligro de contaminación de las fuentes de agua subterránea en los alrededores de Managua, Nicaragua

Para proteger campos de pozos municipales importantes se ha realizado una evaluación sistemática del peligro de contaminación del recurso hídrico subterráneo, incluyendo el mapeo de la vulnerabilidad del acuífero y el inventario de las cargas contaminantes al subsuelo, con una clara política de involucrar a los grupos interesados

- El agua subterránea es de fundamental importancia para el abastecimiento de agua doméstico, industrial y agrícola en la región y se extrae de pozos profundos municipales y privados de un sistema acuífero volcánico de gran magnitud ubicado al sur del Lago Managua. Existe un suelo poco desarrollado sobre los derrames de lava más recientes, y esta área se clasifica como altamente vulnerable, a pesar del relativamente profundo nivel freático (más de 25 m de profundidad). El principal campo de pozos existentes extrae alrededor de 195 millones de l/d y está ubicado en el extremo urbanizado este de la ciudad de Managua, pero se encuentra bajo estudio y desarrollo un nuevo campo de pozos de 70 millones de l/d en una zona más rural aproximadamente a 10 km al sur de la ciudad.
- La zona de captura del campo de pozos existente está en peligro por una gran variedad de industrias incluyendo curtidurías, talleres metalúrgicos y fábricas textiles en el área industrial Zona Franca, así como también el almacenamiento de combustibles y productos químicos en el aeropuerto internacional y una cantidad de poblaciones periurbanas en desarrollo con saneamiento *in situ* (Scharp, 1994; Scharp *et al.*, 1997, MARENA y KTH, 2000). Existen también en el área varias pistas de aterrizaje pequeñas, que fueron usadas en el pasado para almacenamiento, carga y fumigación de tierras agrícolas. En los últimos 30 años existió un cultivo intensivo de algodón donde se utilizaron muchos pesticidas altamente persistentes, tales como toxafeno y DDT.
- La zona de flujo estimada para el nuevo campo de pozos se clasificó como de vulnerabilidad media, pero existen áreas de alta vulnerabilidad, debido a la ausencia de cobertura de suelo, la cual ha sido removida por erosión. Si bien existe una cantidad de fuentes puntuales de contaminación potencial (industrias, gasolineras y sitios de disposición de residuos), sólo un sitio industrial con tanques de almacenamiento subterráneo ha sido clasificado

como de carga contaminante potencial elevada. El área de captura es más predominantemente agrícola, y se considera que el uso frecuente de pesticidas móviles (tales como insecticidas de carbamato) presentan el mayor peligro de contaminación, y se requerirá controlar la actividad agrícola para preservar el suministro de agua municipal.

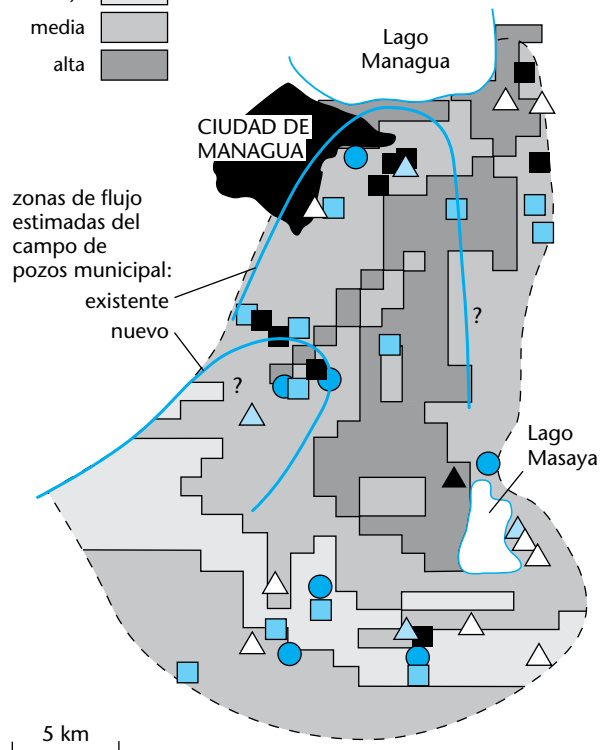
Mapeo de la evaluación de la contaminación para el sistema de agua subterránea de Managua

Carga Contaminante al Subsuelo

	reducida	moderada	elevada
sitios industriales		■	■
gasolineras		●	●
rellenos sanitarios	△	△	△

Vulnerabilidad a la Contaminación del Acuífero

baja	□
media	■
alta	■



- trasladar la actividad contaminante a otra ubicación (hidrogeológicamente menos vulnerable), en algunos casos mediante el pago de una compensación, con un monitoreo o remediación apropiados de la contaminación del agua subterránea existente en el sitio
- relocalización de las fuentes de agua subterránea a un área nueva de bajo peligro de contaminación, con la concomitante introducción de controles apropiados en el desarrollo del uso del territorio.

Se debería también tener presente que para algunos acuíferos o parte de sistemas acuíferos no será pragmático implementar la protección de la contaminación, ya que sus características naturales son tales que poseen baja calidad del agua subterránea. Frecuentemente, será apropiado destinar tales áreas para ubicar preferentemente industrias o actividades que tengan alta probabilidad de generar una gran carga contaminante al subsuelo. Pero, en tales casos es importante evaluar cuidadosamente si:

- el agua subterránea local puede a veces ser usada para abastecimiento doméstico en pequeña escala
- la infiltración de efluentes pudiera causar cambios en la dirección del flujo de agua subterránea que pudieran poner en peligro áreas con mejor calidad de agua subterránea
- la construcción de nuevos pozos o campos de bombeo en áreas adyacentes pudiera cambiar la dirección de flujo de agua subterránea de manera de ser amenazadas por contaminación del agua subterránea de las cercanías.

También se debe reconocer que frecuentemente es posible que el agua subterránea poco profunda en áreas urbanas esté significativamente contaminada. No obstante, una propuesta metodológica integrada y coordinada que incluya varias de las siguientes acciones será a menudo beneficiosa para ayudar a proteger las fuentes de abastecimiento de agua potable:

- priorizar la extensión del servicio de cloacas en áreas de alta vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, donde los acuíferos sean usados para abastecimiento de agua potable a cualquier escala
- mejorar la localización y calidad de las descargas de aguas residuales de los sistemas cloacales, luego de la consideración de los impactos potenciales en campos de bombeos municipales y otros usuarios de agua subterránea periurbanos y de aguas abajo
- restringir la densidad de nuevos desarrollos residenciales servidos por unidades convencionales de saneamiento *in situ*
- controlar las descargas de efluentes industriales a través de permisos y cobro de impuestos (cánones) a la vez de estimular el reciclado, minimización y tratamiento de efluentes
- exigir requerimientos especiales de manipulación para sustancias químicas tóxicas persistentes y efluentes en cualquier sitio industrial localizado en áreas de alta vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos

- ubicar los rellenos sanitarios e instalaciones de disposición de residuos sólidos en áreas de baja vulnerabilidad a la contaminación del acuífero.

Existen algunos obstáculos importantes adicionales en la implementación de las medidas de protección del agua subterránea, que incluyen:

- control de las prácticas de agricultura extensiva, especialmente donde ésta implica cambios en el tipo de cultivo o granja en contraposición con mejorar el manejo de prácticas existentes de cultivo y cría de ganado
- tratamiento, técnica y financieramente, de la herencia histórica de contaminación del agua y del terreno, especialmente en áreas industrializadas de vieja data
- falta de claridad sobre la responsabilidad legal por la contaminación grave del agua subterránea (actual e histórica) vinculada con interrogantes tales como el momento en que ocurrieron incidentes o episodios de contaminación, en relación con la instrumentación de los códigos legales y si la contaminación ocurrió en forma intencional, con conocimiento, incidental o accidental a partir de una actividad dada
- resistencia a la zonificación de la superficie del terreno para la protección del agua subterránea bajo el argumento de que el valor del terreno se verá reducido (o inutilización de la propiedad) resultante de la pérdida de oportunidad producida o el incremento en los costos para realizar un desarrollo industrial o de productividad agrícola.

(C) Creación de un Consenso para la Acción

El control del peligro de contaminación del agua subterránea requiere tomar acciones técnicas para reducir la carga contaminante al subsuelo definida como prioritaria en el análisis precedente. Estas acciones deben ser promocionadas dentro del marco económico y social del área de referencia; de esta manera será esencial para tener éxito la total participación de los grupos interesados en la evaluación del peligro de contaminación y en la formulación de las medidas de control.

Se deberían realizar todos los esfuerzos necesarios para que la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea sea transparente y esté disponible para la sociedad civil en general. Una evaluación socio-económico sistemática de las barreras potenciales para implementar medidas de protección del agua subterránea (KTH y MARENA, 2000) dará siempre una información táctica clave con la cual enmarcar y priorizar el plan de acción.

Los procedimientos para la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea presentados en este texto constituyen un medio efectivo para iniciar la compenetración de los grupos interesados relevantes (especialmente los usuarios del agua, pero también los potenciales contaminadores del agua subterránea). Esto es (en parte) porque tales procedimientos facilitan la comunicación mediante la síntesis y simplificación de las condiciones hidrogeológicas, aunque en esencia están fundamentadas científicamente.

En términos más generales la zonificación de la superficie del terreno mediante mapas que combinan las clases de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero y las áreas de captura de las fuentes de agua subterránea (perímetros de protección) puede ser utilizada fácilmente para la elaboración de las matrices de aceptabilidad para los distintos tipos de actividades potencialmente contaminantes. Tanto los mapas como las matrices son extremadamente valiosos para:

- aumentar la toma de conciencia de los grupos interesados sobre los peligros de contaminación del agua subterránea
- ofrecer argumentos creíbles y defendibles para incorporar al agua subterránea en los procedimientos de planificación del uso del territorio
- promover la comprensión pública de las necesidades de protección del agua subterránea.

Glosario Español–Inglés

ESPAÑOL

Abastecimiento con aguas subterráneas
Abastecimiento para consumo humano
Acuífero no confinado, acuífero libre
Agentes patógenos
Aguas servidas, aguas residuales, aguas cloacales
Aguas servidas, aguas residuales, aguas cloacales
Alcantarillado
Peligro
Área de captación, área de captura
Área de protección de las fuentes
Botadero de residuos sólidos
Cabecera de pozo, cabezal de pozo
Campo de bombeo, campo de pozos
Cloaca
Cuenca
Derrame, derramamiento
Descarga
Desecho
Desechos sólidos
Disposición
DNAPL= Líquidos Densos No Miscibles en Agua
o Líquidos Densos de Fase No Acuosa
Drenaje
Efluente
Empresa de servicio de agua
Flujo de aguas subterráneas
Fosa
Fuente
Fuente de abastecimiento
Fuga (de una tubería)
Gasolinera
Granja ecológica, granja orgánica
Grupos interesados

INGLÉS

Groundwater supply
Public supply
Unconfined aquifer
Pathogens
Wastewater
Sewage
Sewer
Hazard
Capture area
Source protection area
Solid waste tip
Wellhead
Wellfield
Sewer
Basin, catchment, watershed
Spillage
Discharge
Waste
Solid waste
Disposal
DNAPL—Dense No Aqueous Phase Liquid
Drainage
Liquid waste, effluent
Water supply company/utility
Groundwater flow
Pit
Source
Supply source
Leakage
Petrol filling station, Gas station
Eco-farming, ecological farming
Stakeholders

Incremento sobre la tasa de recarga natural	Hydraulic surcharge
Laguna de aguas residuales	Wastewater lagoon
Laguna de efluentes	Effluent lagoon
Laguna de lodos	Sludge lagoon
Laguna sin revestimiento	Unlined lagoon
Letrina de pozo	Pit latrine
Lixiviación	Leaching
Lixiviado	Leachate
Lodo	Sludge
Lodo proveniente de agua residual	Slurry
Lodo proveniente de agua residual doméstica	Sewage sludge
Manantial	Spring
Nivel freático	Water table
Organismos patógenos	Pathogens
Patógenos	Pathogens
Peligro	Hazard
Pérdidas	Leakage
Perímetro de protección de pozo	Supply protection perimeter, wellhead protection perimeter
Poco profundo	Shallow
Pozo	Borehole, well
Pozo de abastecimiento, pozo de agua potable	Supply borehole, water supply well
Pozo de bombeo	Pumping well
Pozo Negro, pozo absorbente	Cesspit, cesspool, soakaway pit
Profundidad al techo del primer acuífero confinado	Groundwater strike
Red cloacal	Sewer
Red de agua potable	Water supply main
Relleno sanitario	Landfill
Riesgo	Risk
Saneamiento <i>in situ</i>	In-situ sanitation
Saneamiento sin alcantarillado, saneamiento sin red cloacal	Unsewered sanitation
Sobrecarga hidráulica	Hydraulic surcharge
Somero	Shallow
Sumidero	Soakaway
Superficie piezométrica	Piezometric surface
Tanque séptico	Septic tank, soakaway pit
Techo del acuífero confinado	Top of the confined aquifer
Volcadero de residuos sólidos	Solid waste tip
Zona operacional del pozo	Wellhead operational zone

Referencias

(las referencias en azul fueron utilizadas en los cuadros)

- Adams, B. y S. S. D. Foster. 1992. "Land-surface zoning for groundwater protection." *Journal of Institution of Water and Environmental Management* 6: 312–320.
- Albinet, M. y J. Margat. 1970. "Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine." *Bulletin BRGM 2nd Series* 3(4): 13–22. Orleans, Francia
- Aller, L., T. Bennett, J. H. Lehr, R. J. Petty, y 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. y J. Gosk. 1987. "Applicability of vulnerability maps." *TNO Committee for Hydrological Research: Proceedings and Information* 38: 321–332. Delft, Países Bajos.
- ASTM (American Society for Testing of Materials). 1995. *Standard guide for risk-based corrective action applied to petroleum release site*. ASTM Designation E1739-95. Washington, D.C.
- Barbash, J. E. y 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, y 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, Canberra-Australia*.
- Blarasín, M., C. Eric, C. Frigerio, y 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, y 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, y 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.
- Burmester, D. y 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, y 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 Bajos.
- Cheremisinoff, P. 1992. *A guide to underground storage tanks evaluation, site assessment and remediation*. New Jersey: Prentice-Hall.
- Chilton P. J., A. A. Vlugman, y 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, y F. Zwahlen. 2001. "Main concepts of the European approach for karst groundwater resource assessment and mapping." *IAH Hydrogeology Journal* 10: 340–345.
- Daly, D. y 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., y F. Zwahlen. 1998. *Practical guide to groundwater vulnerability mapping in karstic regions*. Berne, Switzerland: A Swiss Agency for Environment, Forest & Landscape Publication.
- EA (Environment Agency). 1998. *Policy and practice for the protection of groundwater*. London: HMSO.

- Fetter, C. 1988. *Applied hydrogeology*. New York: Macmillan Publishing Company.
- Foster, S. S. D. 1985. Groundwater pollution protection in developing countries. IAH 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 Bajos.
- Foster, S. S. D., B. Adams, M. Morales, y S. Tenjo. 1993. “Groundwater protection strategies: a guide towards implementation.” UK ODA, CPR, WHO/PAHO-HPE. Technical Manual. Lima, Perú. 88pp.
- Foster, S. S. D., P. J. Chilton, y M. E. Stuart. 1991. “Mechanisms of groundwater pollution by pesticides.” *Journal of Institution of Water & Environmental Management* 5: 186–193.
- Foster, S. S. D., A. C. Cripps, y A. K. Smith Carington. 1982. Nitrate leaching to groundwater. *Philosophical Transactions of Royal Society of London* 296: 477–489.
- Foster, S. S. D. y D. C. Gomes. 1989. “Groundwater quality monitoring: an appraisal of practices and costs.” WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Perú.
- Foster, S. S. D. y R. Hirata. 1988. “Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data.” WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Perú.
- Foster, S. S. D., A. R. Lawrence, y B. L. Morris. 1998. “Las Aguas Subterráneas en el Desarrollo Urbano: Evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias.” Documento Técnico del Banco Mundial No. 390. Washington, D.C. (primera impresión en español: noviembre de 2001)
- Foster, S. S. D. y A. C. Skinner. 1995. “Groundwater protection: the science and practice of land surface zoning.” *International Association of Hydrological Sciences* Publication 225: 471–482.
- Gillham, R. y J. Cherry. 1989. *Refuse disposal sites and their long-term behavior*. Dusseldorf, Alemania: 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* Publication 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, y 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. San Pablo, Brasil. 2 vol.
- Hirata, R., C. Bastos, G. Rocha, D. Gomes, y M. Iritani. 1991. “Groundwater pollution risk and vulnerability map of the São Paulo State - Brasil.” *Water Science and Technology* 24: 159–169.
- Hirata, R. y 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, y 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, y L. L. Piper. 1992. “Results of the national alachlor waterwell survey.” *Environmental Science and Technology* 26: 935–943.
- Johansson, P.O. y R. Hirata. 2001. Rating of groundwater contamination sources. In: Zaporozec, A., ed., *Groundwater contamination inventory: A methodological guideline*. Paris, Francia: UNESCO.
- Kalinski, R. J., W. E. Kelly, I. Bogardi, R. L. Ehrman, y 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., y R. J. Gilliom. 2000. “Pesticides in ground water of the United States, 1992–1996.” *Ground Water* 38(6): 858–865.
- Kostecki, P. T. y E. Calabrese. 1989. *Petroleum contaminated soil: remediation techniques, environmental fate, and risk assessment*. Vol I. Mich.: Lewis Publishers.

- KTH y MARENA. 2000. "Identificación de barreras a la protección sostenible del agua subterránea. Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales Informe. Managua, Nicaragua.
- Lewis, W. J., S. S. D. Foster, y B. Drasar. 1982. *The risk of groundwater pollution by on-site sanitation in developing countries*. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical manual. Lima, Perú.
- Lloyd, B. y R. Helmer. 1991. *Surveillance of drinking water quality in rural areas*. WHO-UNEP Publication. Longman Scientific and Technical (London, 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 y W. Van Starckenburg. 1985. "Behaviour of contaminants in groundwater." *Water Science and Technology* 17: 843–853.
- Mackey, D. y J. Cherry. 1996. "Groundwater contamination: pump and treat remediation." *Environmental Science and Technology* 23: 630–636.
- MARENA y 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, y 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, Ontario.
- Mazurek, J. 1979. "Summary of modified Le Grand method." National Center for Ground Water Research Report. Norman, Oklahoma.
- Miller, D. y M. Sclaf. 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. y 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, y 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*. London: 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, Colombia.*
- Pankow, J., R. Johnson, J. Houck, S. Brillante, y 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'Elía, y M. Pérez. 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, y G. Zapponi. 1990. "Groundwater contaminant risk assessment: a guide to understanding and managing uncertainties." *International Association of Hydrological Sciences*. Wallingford, Reino Unido.
- 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. New 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, y M. Caldera. 1997. "Assigning a groundwater protection value: methodology development." *Proceedings of International Association of Hydrogeologists Congress: Groundwater and the Urban Environment: Problems, Processes and Management*. Nottingham I: 659–664.

- Sokol, G., C. Leiburgit, K. P. Schulz, y 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. y C. Milne. 1997. "Groundwater quality implications of wastewater irrigation in León, México." *Proceedings of International Association of Hydrogeologists Congress: Groundwater and the Urban Environment: Problems, Processes and Management. Nottingham I*: 193–198.
- Thomann, R., J. Lobos, H. Sallas, y 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, Perú.
- UNEP (United Nations Environmental Programme). 1988. "Environmental impact assessment: basic proceedings for developing countries." Ginebra, Suiza.
- 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 conducting 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. y E. Romijn. (eds.) 1986. "Impact of agricultural activities on groundwater." *International Association of Hydrogeologists International Contributions to Hydrogeology* 5.
- Vrba, J. y 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 Informe. 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. y J. Miller. 2000. *Groundwater pollution*. Paris, Francia: UNESCO.
- Zaporozec, A. 2001. Contaminant source inventory. In: Zaporozec, A. (ed.) *Groundwater contamination inventory. A methodological guideline*. Paris, Francia: UNESCO.

GW·MATE

**Equipo Asesor en
Gestión de Aguas
Subterráneas**



Bank-Netherlands
Water Partnership Program

DFID Department For
International
Development



WHO-PAHO Centro Panamericano
de Ingeniería Sanitaria y Ciencias
Ambientales (CEPIS)



UNESCO-PHI Oficina
Regional para América
Latina y el Caribe

El agua subterránea es un recurso natural vital para la provisión económica y segura de agua potable. A menudo en el pasado muchos acuíferos han sido abandonados a su suerte y los que dependen de ellos para suplir los requerimientos de agua potable, han hecho poco para proteger sus fuentes. Esta situación demanda amplia y urgentemente campañas proactivas y acciones prácticas para proteger la calidad del agua subterránea. Esta Guía fue elaborada para enfatizar que tanto la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea como las medidas de protección deben pasar a ser una parte esencial de las normas de buena práctica ambiental. Protección de la Calidad del Agua Subterránea comprende dos partes:

- un Resumen Ejecutivo dirigido al personal directivo de las compañías de agua, autoridades municipales y agencias ambientales en respuesta a sus posibles interrogantes sobre la evaluación del peligro de contaminación y el desarrollo de estrategias de protección del agua subterránea
- una Guía Técnica para profesionales especialistas en aguas subterráneas, ingenieros ambientales y científicos relacionados con trabajos detallados de mapeo, vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos, delimitación de las áreas de protección de las fuentes de abastecimiento, inventario de cargas contaminantes al subsuelo y la evaluación y control de los peligros de contaminación del agua subterránea.



BANCO MUNDIAL