

INVESTIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

GUIA METODOLÓGICA

**ANÁLISIS DE
RIESGOS:
MIGRACIÓN Y
SEGUIMIENTO DE
CONTAMINANTES
EN EL SUELO Y
EN LAS AGUAS
SUBTERRÁNEAS**

Eusko Jaurlaritzak lurzoru poluituen alorrean hamar-kada honen hasieran abiarazi duen politika lehentasunezkoa da gaur egun, hiri-berreskurapenerako prozesu geldiezinean ari garen herri honetan. Zeren prozesu horrek segurtasun-bermeak eskatzen ditu, bai pertsonen osasunerako bai ingurugirorako, poluitzaile izan zitezkeen ihardueretarako erabiltzen ziren lurak laster batean erabilera sentikorretarako berreskuratzerakoan.

Politika honen diseinu eta garapenaren hasiera beretik argi izan genuen gidabide metodologikoak eta prozedurak prestatu behar zirela berez nahiko gai korapilotsua den lurzoruaren kalitatea aztertzeko eta ebaluatzeko. Kezka horri erantzun nahian, gidaliburu metodologiko zenbait argitaratu dira eta azken urteotan frogaturik gelditu da aipatu eginkizunerako irizpide teknikoak bateratzeko ezin ukatzeko balioa izan dutela.

Horrezkerotik kokagune poluituen azterketa eta kudeaketan hartutako esperientziaz baliatu gara idatzi tekniko horiek aberasteko eta Euskal Autonomi Erkidegoaren beharretara eta lurozuaren poluzioaren ondoriozko arazoei modu eraginkorrean heltzeko diseinatu den estrategia globalera egokitzeko.

Bakoitzari jarritako helburuak betetzeko lanketa-maila nahikoa dutela uste izan den lehenagoko gidaliburuaz gain, oraingoan idatzi berriak argitaratu ditugu, batzuk aurrekoen garapenaren emaitza direnak eta beste batzuk orduan antz eman ez zitzaizkien premia zenbaiti erantzuteko sortuak. Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saila lurzoru poluituen politikaren alde apustu egiten jarraitzeko prest dago eta espero dugu argitalpen honek gaiaren alderdi teknikoak finkatzen laguntzea.



F. J. Ormazabal
Lurralde Antolamendu,
Etxebizitza eta Ingurugiro Sailburua,
Consejero del Departamento de Ordenación del Territorio,
Vivienda y Medio Ambiente

La política de suelos contaminados iniciada por el Gobierno Vasco a principios de esta década, se ha convertido en estos momentos en una prioridad para un país embarcado en un proceso imparable de regeneración urbana que exige una garantía de seguridad tanto para la salud humana como para el medio ambiente ante la inminente reutilización para usos sensibles de terrenos anteriormente destinados a actividades potencialmente contaminantes.

Ya en los primeros estadios de diseño y desarrollo de esta política se comprendió la necesidad de elaborar directrices metodológicas y procedimientos cuyo objetivo no fuera otro que facilitar la ya en sí difícil tarea de investigar y evaluar la calidad del suelo. Esta inquietud se materializó con la publicación de una serie de guías metodológicas que han demostrado en los últimos años una innegable validez en la unificación de los criterios técnicos que deben regir esta tarea.

La experiencia adquirida desde entonces en la investigación y gestión de emplazamientos contaminados ha sido utilizada para enriquecer y ajustar estos documentos técnicos a las necesidades de la Comunidad Autónoma del País Vasco y a la estrategia global diseñada para abordar de una manera eficaz la problemática originada por la contaminación del suelo.

Junto a la edición de las guías metodológicas ya publicadas cuyo grado de elaboración se ha considerado suficiente para alcanzar los objetivos que cada una de ellas tenía marcados, se presentan en esta serie nuevos documentos surgidos bien de la evolución de las ya existentes, bien de exigencias no identificadas en aquel momento, que espero contribuyan a reforzar los aspectos técnicos de esta política de suelos contaminados por la que el Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco está dispuesto a seguir haciendo una apuesta firme.

Lurzorua hain ingurugiro baliabide aberats eta konplexua izaki, haren poluzioak ezinbestean dakar osagaiak ere poluitzea. Horien artetik nabarmenetakoa lurzoruko ura dugu, ez bakarrik azkenean bera poluitzen delako, baizik eta lurrazpiko ura poluitzea era dakarrelako eta, azken finean, lurzoruaren hasierako poluzioa oso urrutira barreiatzen delako, beste ingurugiro-baliabide batzuei erasaten dielarik.

Horrexegatik, hain zuzen ere, lurzoruaren babeserako diseinatu den politikaren helburuetako bat lurzoruaren poluzioa uraren bidez ez zabaltzea da, batez ere lurrazpiko ura bere horretan baliabide natural garrantzitsua dela kontuan hartzen badugu, Euskal Autonomi Erkidegoko zenbait herritan ur-hornikuntzaren parte handiena dena gainera.

Urak poluzioaren garraiatzaile gisa duen garrantziaz jabeturik, IHOBE, S.A.k bideratutako lurzoruaren kalitateari buruzko ikerketetan kokagune behatuetako lurrazpiko uren ezaugarri hidrogeologiko eta hidrokimikoak aztertzeke lanak egin dira. Hala ere, ikerketok egiteko metodologiaren normalizazio-protokolorik ez izateak horrelako azterlanen homogeneitatean hutsune handiak daudela utzi du agerian.

Gidaliburu honen xedea poluituta egon litezkeen eremuen ikerketa hidrogeologikorako prozedurak finkatzea da, nonahi ere dauden eta zeinahi direlarik ere ingurugiroari kalte egin ziezaioketen iharduera industrialak.

Arrisku Analisisirako Gidaliburu Metodologikoa: Lurzoruko eta Lurrazpiko Uretako Poluitzaileen Migrazio eta Segimendua lana Euskal Autonomi Erkidegoan lurzoruaren horrelako azterketak edo aholkularitza-lanak egiten dituzten ingurugiro aholkularitza, edo injineritza-enpresa, etab.i zuzenduta dago.

La contaminación de un recurso ambiental tan rico y complejo como es el suelo conlleva necesariamente la contaminación de los diferentes elementos que lo componen. Entre ellos destaca el agua presente en el suelo puesto que no sólo acaba siendo contaminada, sino que además da lugar a que se contamine el agua subterránea y en definitiva, a que la contaminación inicial del suelo se disperse a veces a grandes distancias y afecte a su vez otros recursos ambientales.

De ahí que la política diseñada para la protección del suelo tenga entre sus objetivos principales el de evitar que se propague la contaminación del suelo a través del agua, máxime si se tiene en cuenta que el agua subterránea constituye de por sí un importante recurso natural, que en algunas localidades de la Comunidad Autónoma del País Vasco supone si no la totalidad, sí al menos una gran parte del abastecimiento urbano.

Conscientes de la importancia del papel del agua como vehículo transmisor de la contaminación, las investigaciones de la calidad del suelo dirigidas desde IHOBE, S.A., han venido realizando estudios hidrogeológicos encaminados al conocimiento de las características hidrológicas e hidroquímicas de las aguas subterráneas de los diferentes emplazamientos inves-

tigados. Sin embargo, la falta de un protocolo normalizador de la metodología que debe seguirse para llevar a cabo las investigaciones ha evidenciado importantes carencias en la homogeneidad de este tipo de estudios.

Este manual desea establecer los procedimientos de la investigación hidrogeológica de las áreas potencialmente contaminadas independientemente de dónde se ubiquen y de la actividad o actividades industriales que hayan podido causar algún daño al medio.

La guía metodológica de *Análisis de Riesgos: Migración y Seguimiento de Contaminantes en el Suelo y el Agua Subterránea*, se dirige a todas aquellas consultoras ambientales, ingenierías, etc. que lleve a cabo este tipo de estudios o auditorías del suelo en la Comunidad Autónoma del País Vasco.

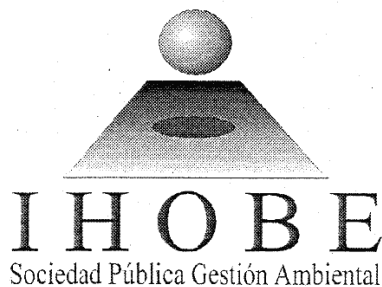


Esther Larrañaga
Ingurugiroko Sailburuordea
Viceconsejera de Medio Ambiente

Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saileko Ingurugiro Kudeaketarako Sozietate Publiko IHOBE, S.A.k Arrisku Analisisirako Gidaliburu Metodologikoa: Lurzoruko eta Lurrazpiko Uretako Poluitzaileen Migrazio eta Segimendua izeneko lana prestatu du, alor horretan diren beharrei erantzun nahirik.

Jose Luis Aurrekoetxea IHOBE, S.A.ko Zuzendari Nagusiak gidaliburuan parte hartu duten pertsona hauei eskerronak eman nahi dizkie:

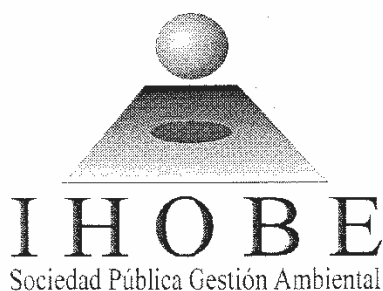
- IHOBE, S.A.ko Ignacio Quintanari, zuzendaritza teknikoagatik.
- IHOBE, S.A.ko José Javier Castillori, gidaliburuaren zuzendaritza eta koordinazioagatik.
- Euskal Herriko Unibertsitateko (UPV/EHUko) Hidrogeologia Taldeko Iñaki Antigüedad y Tomás Moralesi, gidaliburua egiteagatik.
- Euskal Herriko Unibertsitateko (UPV/EHUko) Hidrogeologia Taldeko Iñigo Fernández Valderrama eta Inmaculada Mugerzari, gidaliburua prestatzen emandako laguntzagatik.
- Energiaren Euskal Erakundeko Angel Erasori, Eusko Jaurlaritzako Lurralde Antolamendu, Etxebizitza eta Ingurugiro Saileko Ingurugiroko Baliabideen Zuzendaritzako Cristina Madariagari eta Eusko Jaurlaritzako Garraio eta Herrilan Saileko Uren Zuzendaritzako José M^a Sanz de Galdeanori, gidaliburua ikuskatzeagatik.



IHOBE, S.A., Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco ha elaborado la Guía Metodológica de Análisis de Riesgos: MIGRACIÓN Y SEGUIMIENTO DE CONTAMINANTES EN EL SUELO Y EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS, con el fin de dar respuesta a las necesidades existentes en la materia.

El Director General de IHOBE, S.A., José Luis Aurrecoechea agradece expresamente la participación en la elaboración de esta guía a:

- Ignacio Quintana de IHOBE, S.A. por la dirección técnica.
- José Javier Castillo de IHOBE, S.A. por la dirección y coordinación de la guía.
- Iñaki Antigüedad y Tomás Morales del Grupo de Hidrogeología de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) por la elaboración de la guía.
- Iñigo Fernández Valderrama e Inmaculada Muguerza del Grupo de Hidrogeología de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU) por la colaboración en la elaboración de la guía.
- Ángel Eraso del Ente Vasco de la Energía, Cristina Madariaga de la Dirección de Recursos Ambientales del Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Gobierno Vasco y José M^a Sanz de Galdeano de la Dirección de Aguas del Departamento de Transportes y Obras Públicas del Gobierno Vasco por la supervisión del documento.



Prólogo a la Guía

El uso indebido del suelo como receptor de residuos, en distintas formas, no solo contamina el propio suelo sino que además es el origen de la contaminación de las aguas relacionadas con él, lo que con frecuencia acarrea graves consecuencias para la salud humana y el medio ambiente. De ahí que la política de protección del suelo de la Comunidad Autónoma del País Vasco se haya estructurado en torno a preservar los objetos mencionados: la salud humana y el medio ambiente y a evitar que se propague la contaminación a través del agua.

Con el fin de alcanzar los objetivos marcados se ha diseñado una estrategia que pasa, entre otras cosas, por llevar a cabo una actividad continuada de investigación y evaluación de los suelos potencialmente contaminados y consecuentemente de sus aguas. Para ello, y en aras a una máxima unificación de criterios, se están elaborando unas guías metodológicas que deben utilizarse para la realización de los trabajos indicados.

Entre ellas se incluye la guía que aquí se presenta bajo la denominación de "*Guía Metodológica de Análisis de Riesgos: Migración y Seguimiento de los Contaminantes en el Suelo y en las Aguas Subterráneas*".

El objetivo de esta guía es mostrar los aspectos prácticos que permitirán a los investigadores, diseñar los programas de control y seguimiento de los contaminantes en el agua del suelo y en el agua subterránea, con el fin de caracterizar adecuadamente los emplazamientos objeto de estudio, como paso previo para la posterior toma de decisiones, una vez evaluados los resultados.

Enlazando con la Guía Metodológica de Diseño de Muestreo, la investigación hidrogeológica se debe iniciar en la fase de investigación exploratoria, mediante lo que podría denominarse un estudio hidrogeológico básico, para seguidamente durante la fase de investigación detallada realizar un estudio hidrogeológico pormenorizado, si hubiera lugar a ello.

Lo que antecede pone de manifiesto que el aspecto primordial hacia el que se dirige la guía es el estudio hidrogeológico de campo, hasta el punto que el capítulo principal de la misma lleva

por título “Seguimiento de áreas potencialmente contaminadas “. Este capítulo se centra en considerar las características que deben reunir las redes de observación tanto de control de niveles piezométricos como de control de calidad de las aguas.

En los capítulos anteriores se desarrollan aspectos básicos de la distribución del agua en el suelo y de la migración de los contaminantes, principalmente en lo que a las características de los focos de contaminación y al transporte de solutos se refiere, como introducción a los aspectos prácticos fundamentales que rigen los estudios de contaminación.

La importancia que las unidades hidrogeológicas Kársticas tienen en la hidrogeología del País Vasco, como se pone de manifiesto en el texto, ha indicado la conveniencia de incluir un anexo referido a este medio particular: el medio Kárstico.

Otra particularidad igualmente notoria, si bien referente a un grupo de contaminantes presentes a lo largo de toda la Comunidad Autónoma del País Vasco, y asociados a problemas de contaminación del agua, lo constituyen los líquidos en fase no acuosa, razón por la cual se ha incluido otro anexo dedicado a este tipo de contaminación particular.

INDICE

INTRODUCCION	7
1. ASPECTOS GENERALES	13
1.1. CONTAMINANTES Y FOCOS DE CONTAMINACION	13
1.1.1. CARACTERIZACION DE FOCOS CONTAMINANTES	13
1.1.1.1. Caracterización en función del espacio	14
1.1.1.2. Caracterización en función del tiempo	15
1.1.1.3. Caracterización en función de la sustancia contaminante	16
1.2. MOVIMIENTO DEL AGUA EN EL TERRENO:	
ZONA NO SATURADA Y ZONA SATURADA	18
1.2.1. ASPECTOS BASICOS DEL FLUJO EN LA ZONA SATURADA:	
EL CONCEPTO DE PERMEABILIDAD	22
1.2.2. ASPECTOS BASICOS DEL FLUJO EN LA	
ZONA NO SATURADA	24
1.3. TIPOS DE MEDIOS Y VULNERABILIDAD	26
1.3.1. BREVE RESEÑA HIDROGEOLOGICA DEL PAIS VASCO	30
1.4. REFERENCIAS	31
2. PROCESOS DE TRANSPORTE DE SOLUTOS	33
2.1. MIGRACION DE CONTAMINANTES	33
2.2. PROCESOS DE TRANSPORTE DE SOLUTOS	35
2.3. PROCESOS DE TRANSFERENCIA: REACCIONES	37
2.4. FORMULACION DEL TRANSPORTE DE MASA	39
2.5. SOLUCION DE LA ECUACION DE TRANSPORTE	45
2.5.1. DETERMINACION DE PARAMETROS: ENSAYOS CON	
TRAZADORES Y PROBLEMAS DE ESCALA	45
2.5.1.1. Medida de la velocidad	45

2.5.1.2. Medida de la dispersividad	48
2.5.1.3. Partición química y biodegradación	52
2.5.2. RESOLUCION DE LA ECUACION PLANTEADA	56
2.5.2.1. Soluciones analíticas	56
2.5.2.2. Soluciones numéricas	57
2.5.2.3. Soluciones probabilistas	60
2.5.2.4. Otras soluciones: los modelos analógicos	61
2.6. ASPECTOS BASICOS A CONSIDERAR EN LA FASE DE MODELIZACION	61
2.6.1. PROGRAMAS COMERCIALES	62
2.6.2. PROTOCOLO DE MODELIZACION	66
2.7. REFERENCIAS	68
3. SEGUIMIENTO DE AREAS POTENCIALMENTE CONTAMINADAS	71
3.1. OBJETIVO Y CONTEXTO DEL SEGUIMIENTO	71
3.1.1. OBJETIVO GENERAL DEL SEGUIMIENTO	71
3.1.2. ESCALA DEL SEGUIMIENTO	73
3.1.2.1. Programa de <i>seguimiento</i> a escala regional	74
3.1.2.2. Programa de <i>seguimiento</i> a escala local	75
3.1.3. CONTEXTO DEL SEGUIMIENTO	78
3.2. ASPECTOS A CONSIDERAR EN EL SEGUIMIENTO	80
3.2.1. ASPECTOS GEOLOGICOS	82
3.2.2. ASPECTOS HIDROGEOLOGICOS	84
3.2.3. ASPECTOS HIDROQUIMICOS	86
3.3. RED DE OBSERVACION Y CONTROL	88
3.3.1. ASPECTOS CONSTRUCTIVOS DE CARACTER GENERAL PARA POZOS	88
3.3.1.1. Perforación y testificación	89
3.3.1.2. Acabado de pozos de observación	90

3.3.1.3. Dispositivos de control	92
3.3.2. PIEZOMETROS: LA MEDIDA DEL NIVEL PIEZOMETRICO	95
3.3.3. TENSÍOMETROS: LA MEDIDA DE LA TENSIÓN	100
3.4. RED DE CONTROL DE CALIDAD DE LAS AGUAS	104
3.4.1. TOMA DE MUESTRAS	104
3.4.1.1. Toma de muestras en zona saturada	106
3.4.1.2 Toma de muestras en zona no saturada	110
3.4.2. FRECUENCIA DE MUESTREO	114
3.4.2.1. Significado de la tendencia	115
3.4.2.2. Estimación de la frecuencia de muestreo	117
3.4.2.3. Estimación óptima de la frecuencia de muestreo	119
3.4.3. CONTROL DEL AIRE DEL SUELO	120
3.5. EVALUACION DEL SEGUIMIENTO EN EL MARCO DEL ANALISIS DE DECISION	124
3.5.1. EL VALOR DE LA INFORMACION	124
3.5.2. EL CONTEXTO ECONOMICO DE LAS INCERTIDUNBRES	128
3.6. REFERENCIAS	131
ANEXO I: UN MEDIO PARTICULAR: EL MEDIO KARSTICO	135
1. LOS TERRENOS KÁRSTICOS: EL SISTEMA KÁRSTICO	135
2. ESPECIFICIDADES DE LAS REGIONES KÁRSTICAS	136
3. VULNERABILIDAD DEL MEDIO KÁRSTICO A LA CONTAMINACIÓN	140
3.1. RED DE SEGUIMIENTO DE AGUAS EN EL KARTS:	144
3.2. ENSAYOS CON TRAZADORES	145
3.3. FRECUENCIA DE MUESTREO	146
4. REFERENCIAS	147

ANEXO 2: UNA CONTAMINACION PARTICULAR: LOS NAPLS	149
1. INTRODUCCION	149
2. FACTORES QUE CONDICIONAN EL COMPORTAMIENTO DE LOS NAPLS EN EL MEDIO SUBTERRÁNEO	150
3. ASPECTOS DE LA MIGRACIÓN DE LOS NAPLS	153
3.1. ZONA NO SATURADA.....	153
3.2. ZONA SATURADA.....	157
3.2.1. DNAPLS.....	157
3.2.2. LNAPLS.....	159
3.3. PROPAGACIÓN DE LA FASE GASEOSA.....	161
4. CARACTERIZACIÓN Y SEGUIMIENTO DE ZONAS CONTAMINADAS POR NAPLS	164
4.1. AGUAS SUBTERRÁNEAS.....	169
4.2. SUELO/MATERIAL DEL ACUÍFERO.....	170
4.3. NAPLS.....	170
5. REFERENCIAS	174
GLOSARIO	175

INTRODUCCION

En cualquier proyecto de investigación de áreas contaminadas hay una serie de pasos a seguir: 1) definición de objetivos; 2) recogida de los datos existentes; 3) investigación de campo, incluida toma de datos; 4) analítica en laboratorio; 5) interpretación de datos y conclusiones; 6) elaboración del informe y recomendaciones. Algunos pasos interactúan iterativamente como parte de un proceso más amplio que culmina con la toma de decisiones.

Aunque esta serie de pasos resulta lógica, con frecuencia se cometen errores en su puesta en práctica. Estos errores pueden implicar, a veces, un coste excesivo de las medidas correctoras propuestas, además de que se puede llegar a establecer conclusiones incorrectas, mientras que en otras ocasiones pueden implicar costes excesivos en la propia investigación. Entre los errores habituales suelen estar los siguientes:

- Error en la definición precisa de objetivos apropiados a la escala de la investigación.
- Incompleta recogida de la información existente o inadecuado tratamiento de la misma, como paso previo al diseño de la investigación de campo.
- Errores en la interpretación de la información hidrogeológica de partida, que pueden llevar al incorrecto planteamiento de los muestreos a realizar, e incluso a gastos innecesarios de determinaciones analíticas.
- Inadecuada interpretación de los datos recogidos en la investigación de campo, bien por falta del necesario conocimiento de la dinámica del medio, bien por la no utilización de las técnicas matemáticas más adecuadas al volumen de datos recogidos.

En el año 1990 Slosson *et al.* hacen una interesante reflexión, referida a los Estados Unidos, sobre las dificultades que la práctica de la hidrogeología presenta, en concreto en su aplicación a problemas de contaminación. Como ejemplo citan la calidad de los informes hidrogeológicos relativos a emplazamientos para el vertido de residuos que son entregados en el Regional Water Quality Control Board de California. La mayor parte son devueltos para su correcta cumplimentación o en petición de trabajos o datos adicionales. Tres son los principales problemas encontrados: información errónea, datos incompletos u omitidos, y conclusiones que no se fundamentan en los datos presentados.

Criticaron el abuso que se hace con los ordenadores. Un análisis, afirman, de los avances en la programación de los ordenadores en comparación con los resultados de la práctica hidrogeológica actual resulta penoso. Las soluciones finales a la investigación parece que están más relacionadas con modelos sofisticados que con los basados en el adecuado conocimiento hidrogeológico del medio. Pero, la modelización por ordenador puede sólo ser tan precisa como el conocimiento que se tenga de los procesos físicos considerados y de los valores de entrada derivados de los datos experimentales de la observación.

Si cada vez hay mejores modelos científicos y métodos analíticos ¿por qué los resultados de la investigación no son cada vez mejores? se preguntan. En la figura 1 establecen la diferencia temporal que observan entre el desarrollo de los conocimientos y el de los resultados prácticos, mostrando cómo en los últimos años esa separación ha ido aumentando.

En su opinión la incapacidad para producir estudios de calidad es el resultado de varios factores: falta de una adecuada preparación académica; inexperiencia en el uso de técnicas de investigación de campo y técnicas analíticas; falta de motivación o incentivos para trabajar mejor; falta de supervisión adecuada; predominio del marketing sobre el profesionalismo; uso de valores «de juicio» subjetivos más que de conceptos científicos...

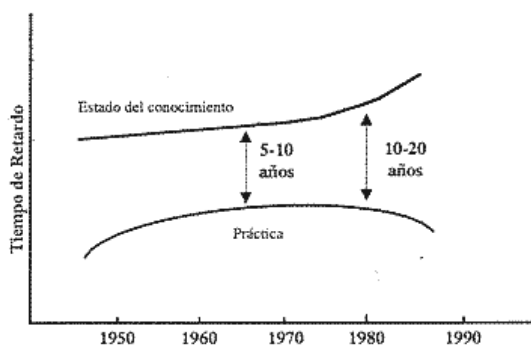


Figura 1. Diferencia estimada entre la práctica y el estado del conocimiento (Slosson et al., 1990).

De entre esos factores el que ahora más interesa y al que fundamentalmente se dirige esta Guía es el de «la investigación hidrogeológica de campo para el seguimiento de áreas potencialmente contaminadas», poniendo especial énfasis en los aspectos relativos al diseño de las redes de observación y control de calidad de las aguas.

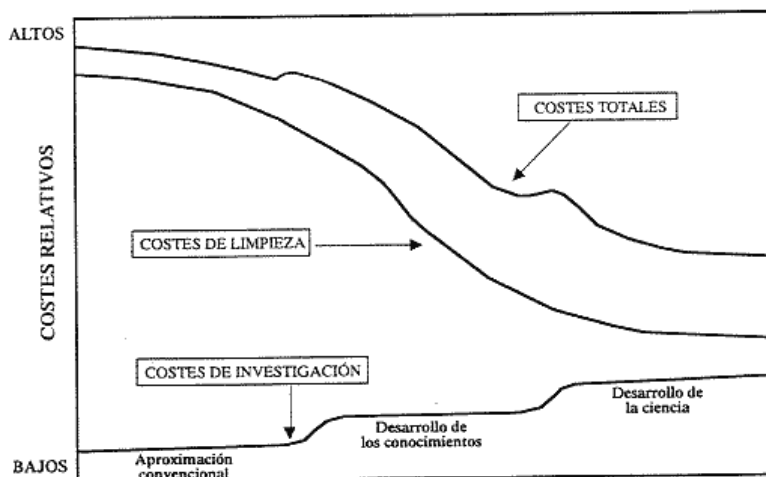


Figura 2. Relación entre costes de investigación y de saneamiento en función del proceso de caracterización seguido (Russell, 1995).

Esta investigación es la etapa más importante de un proyecto y la toma de datos realizada determinará su éxito. Algunos de los factores principales que condicionan la calidad y representatividad de los datos de campo son: comprensión de la geología-hidrogeología del emplazamiento, conocimiento de los contaminantes implicados y de su comportamiento en el terreno, ubicación de los puntos de muestreo, construcción de los pozos de observación, técnica y frecuencia de muestreo, técnica analítica.

La figura 2 ilustra de forma cualitativa la relación entre los costes de investigación y los de saneamiento de un sitio contaminado en función del proceso de caracterización seguido. La tabla 1, por su parte, identifica los aspectos considerados en cada tipo de proceso así como sus ventajas y desventajas. En los últimos años la caracterización convencional está siendo, lógicamente, sustituida por la del estado del arte, que incluye mayores esfuerzos técnicos y de dispositivos tendentes a una mejor caracterización del sitio contaminado y a una disminución de las incertidumbres.

La presente guía pretende, sobre la base teórica de los procesos de migración de contaminantes, exponer aspectos prácticos que ayuden a los investigadores en el diseño de programas de *seguimiento* tendentes a una correcta caracterización de los lugares objeto de interés como paso previo a la toma de la mejor decisión, en cada caso, entre las posibles.

APROXIMACIÓN	VENTAJAS	DESVENTAJAS
C O N V E N C I O N A L		
<ul style="list-style-type: none"> - Instalar una serie de pozos de control superficiales - Muestréos abundantes de agua y análisis de 129 contaminantes o más. - Definición preliminar de la geología mediante sondeos. - Evaluación hidrológica a partir, únicamente, de mapas de nivel de agua. - Obtención de muestras del terreno. 	<ul style="list-style-type: none"> - Acercamiento rápido al problema. - Costes moderados. - Utilización de técnicas estandarizadas de campo y laboratorio. - Análisis relativamente sencillo de los datos. - Identificación preliminar de técnicas de recuperación. 	<ul style="list-style-type: none"> - Existe frecuentemente una mala concepción de la extensión real del problema. - Las alternativas de recuperación seleccionadas pueden no ser las adecuadas. - La optimización de las acciones de recuperación no es posible. - Costes de saneamiento impredecibles y excesivos. - Verificación del grado de acierto limitada y difícil.
DESARROLLO DE LOS CONOCIMIENTOS		
<ul style="list-style-type: none"> - Investigaciones geofísicas. - Instalación de piezómetros y grupos de pozos a profundidades de interés. - Muestreo de agua y análisis inicial de 129 contaminantes o más. - Selección de los contaminantes a determinar en muestreos posteriores. - Definición de la geología mediante testificación continua. - Evaluación de aspectos hidrológicos mediante ensayos y determinaciones en pozos. - Realización de ensayos de caracterización granulométrica y química de materiales. 	<ul style="list-style-type: none"> - Comprensión conceptual más completa del problema. - Mejores perspectivas para la optimización de acciones de recuperación. - Posibilidad de predecir mejoras en la efectividad de las actividades de recuperación. - Costes de saneamiento más bajos por mejora de la estimación. - Verificación del grado de acierto. 	<ul style="list-style-type: none"> - Costes de caracterización algo superiores. - Posibles limitaciones en la definición de aspectos de detalle. - No es posible la optimización total de las acciones de recuperación. - Las labores de campo pueden causar problemas secundarios. - Aumenta la demanda de especialistas.
DESARROLLO DE LA CIENCIA		
<ul style="list-style-type: none"> - Asume como punto de partida los aspectos desarrollados en el apartado previo. - Realización de ensayos con trazadores y testificación geofísica. - Determinación del porcentaje de materia orgánica en suelos, capacidad de cambio, etc. - Medida de potencial redox, pH, oxígeno disuelto, etc. en vistas a estudios de especiación química. - Evaluación del comportamiento absorción-desorción. - Identificación de bacterias y evaluación del potencial de biotransformación. 	<ul style="list-style-type: none"> - Obtención de un meticuloso conocimiento conceptual del problema. - Optimización total de las posibles acciones de recuperación. - Posibilidad de predicción de la efectividad de la actividad de recuperación. - Costos de limpieza significativamente más bajos; estimaciones fiables. - Verificación del grado de acierto asegurado. 	<ul style="list-style-type: none"> - Costes de caracterización significativamente más altos. - Pocas aplicaciones de campo previas a las teorías más avanzadas. - Técnicas de campo y laboratorio aún no estandarizadas. - Poca disponibilidad de equipos especializados. - Aumento notable en la demanda de especialistas.

Tabla 1. Comparación de procesos de caracterización de lugares contaminados (Rusell, 1995).

Referencias

Russell J. (1995). «Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground-Water Contamination». Lewis Publishers. 948 p.

Slosson J.E., Williams J.W. & Cronin V.S. (1990). «Current and future difficulties in the practice of engineering geology». Selected Papers on Hydrogeology. I.A.H. Vol 1. 3-13.

1. ASPECTOS GENERALES

1.1. CONTAMINANTES Y FOCOS DE CONTAMINACION

Antes de entrar en materia conviene recordar que se define un **contaminante** como «todo soluto que es introducido en las aguas del subsuelo como consecuencia de actividades antrópicas, independientemente de si las concentraciones alcanzan niveles indicativos de una degradación significativa de la calidad del agua» (Freeze y Cherry, 1979). No hay que olvidar, no obstante, que las aguas subterráneas también pueden estar contaminadas por fluidos inmiscibles, que se combinan con ellas, pero no se comportan como solutos. El término **polución** se reserva para «aquellas situaciones en que las concentraciones de contaminantes alcanzan niveles preocupantes» (Freeze y Cherry, 1979).

1.1.1. CARACTERIZACION DE FOCOS CONTAMINANTES

Los vertidos que contienen sustancias o productos potencialmente contaminantes no pueden, en ningún caso, ser considerados como objetos aislados de su entorno medio-ambiental. Por el contrario, la identidad real de estos vertidos es próxima a la de **focos contaminantes o focos de contaminación**. En este sentido, la contaminación evoluciona, en mayor o menor medida, desde el vertido hacia el terreno en que se asienta, de tal forma que, en general, a medida que aumenta su zona de influencia (o lo que es lo mismo, el volumen de suelo contaminado por el vertido) tiende a disminuir su intensidad. En el caso de emanaciones gaseosas, la decantación en seco o húmedo (favorecida, fundamentalmente, por el lavado de las aguas de lluvia) de las sustancias emitidas ocasiona en primera instancia un depósito superficial de las mismas. A partir de este depósito estas sustancias pueden desplazarse por el terreno de manera similar a como lo harían desde cualquier otro tipo de vertido.

A continuación se introducen algunos conceptos teóricos y prácticos relativos a la presencia de contaminantes en el subsuelo. Los contaminantes pueden originarse a partir de una gran variedad de focos, de manera que, en la práctica, intentar atribuirlos a actividades específicas puede llegar a resultar casi imposible.

En lo que ahora sigue se tratará de mostrar cómo la distribución de los contaminantes en el subsuelo es una consecuencia de los procesos de **transporte de masa** y **transferencia de masa**. Establecer el vínculo entre ambos tipos de procesos es esencial porque a partir de aquí viene la comprensión de cómo ha llegado a desarrollarse un penacho contaminante determinado, cómo se espera que evolucione en el futuro, y cómo se puede plantear una estrategia efectiva de saneamiento. Una vez expuesto el marco conceptual se pasará a examinar el problema más práctico de cómo caracterizar adecuadamente la distribución del contaminante en el medio.

En cualquier caso, hay tres aspectos importantes a considerar para caracterizar un foco contaminante: 1) su grado de localización - función del espacio -, 2) su historia - función del tiempo -, 3) el tipo de contaminantes emitidos - función de la sustancia contaminante y, en su caso, su origen -.

1.1.1.1. Caracterización en función del espacio

Respecto a la función espacio, existe una amplia variedad de tamaños y formas de los focos contaminantes, desde el pozo individual hasta focos que se extienden por superficies de varias decenas de kilómetros cuadrados. En la práctica se suelen utilizar las expresiones «**puntual**» (point) y «**no puntual**» o «**difusa**» (nonpoint) para describir el grado de localización espacial del foco considerado. Así, un foco puntual se caracteriza por la presencia de un foco identificable de pequeña extensión, tal como un tanque de almacenamiento, una balsa de líquidos, o un vertedero controlado. Usualmente, este tipo de focos producen un penacho contaminante relativamente fácil de definir (figura 1.1).

Un foco no puntual, por el contrario, afecta a una mayor superficie de terreno, y puede considerarse como el conjunto de muchos focos de extensión más restringida; la contaminación originada es relativamente difusa. Ejemplos de contaminación no puntual son la relativa a la aplicación de herbicidas o pesticidas en las prácticas agrícolas, la originada por la fuga generalizada de efluentes domésticos en redes de distribución en malas condiciones, la debida a la aplicación invernal de sal como descongelante en las carreteras, la causada por la lluvia ácida. En estos casos no se origina un penacho contaminante claramente definido sino una contaminación dispersa, difusa, generalizada, con concentraciones espacialmente muy variadas en elementos contaminantes.

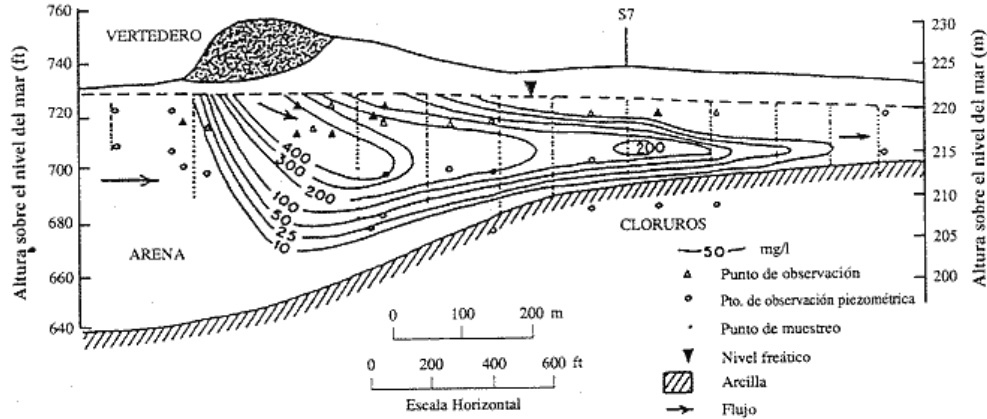


Figura 1.1. Penacho contaminante originado por los lixiviados de un vertedero en un terreno arenoso. La zona contaminada está bien delimitada por las curvas de isovalores de Cl^- en el agua subterránea. (Freeze y Cherry, 1979).

1.1.1.2. Caracterización en función del tiempo

En lo referente a la función tiempo, la historia temporal del foco, se trata de describir cómo ha ido variando en el tiempo la emisión del contaminante. En la figura 1.2 se observan diferentes tipos de funciones utilizadas para caracterizar la historia del foco emisor, expresadas por la variación en el tiempo de la concentración del contaminante. En a) se muestra el caso de un derrame afectando a una concentración constante de contaminante y durante un relativo corto espacio de tiempo; es lo que usualmente se conoce como una «pulsación» de carga contaminante. Puede ser el caso de una fuga repentina, momentánea, en un tanque o balsa.

Si la emisión se mantiene durante un tiempo prolongado puede darse alguna de las otras tres situaciones. En b) se tiene el caso de una emisión que mantiene constante la concentración del contaminante; un ejemplo podría ser la fuga de pequeñas cantidades de contaminante, durante un largo periodo, a partir de un tanque de almacenaje de gran volumen. Sin embargo, muchas de las fugas, vertidos o derrames, no pueden ser asociadas al caso ahora descrito. Por ejemplo, la concentración de residuos industriales en una balsa de almacenamiento en un terreno industrial puede variar a lo largo del tiempo debido a cambios en el proceso productivo o a la mezcla con otro tipo de residuos; caso c) de la figura. Otro ejemplo puede ser el relativo al comportamiento de un vertedero clausurado, en el cual los lixiviados que se siguen generando cabe esperar que, por lo general, presenten concentraciones progresivamente menores en la carga contaminante; sería el caso d) de la figura.

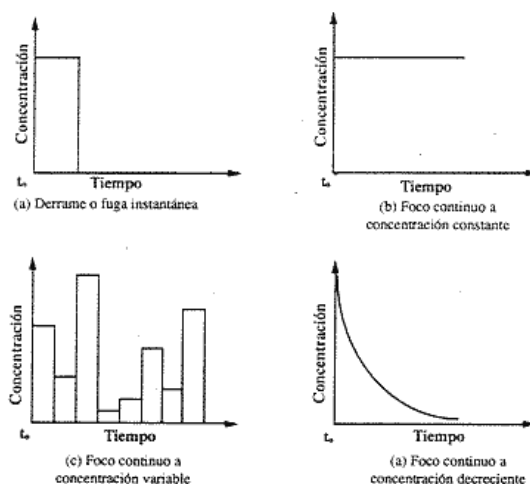


Figura 1.2. Distintas funciones utilizadas para caracterizar la evolución temporal del contaminante emitido. Explicación en el texto. (Domenico y Schwartz, 1990).

1.1.1.3. Caracterización en función de la sustancia contaminante

Respecto al tercer aspecto antes citado, el tipo de contaminantes emitidos, hay que señalar que la lista de actividades (industriales, agrícolas, domésticas) potencialmente generadoras de cargas contaminantes que pueden llegar a afectar a las aguas subterráneas es extremadamente larga.

Igualmente, la lista de sustancias contaminantes generadas en esas actividades es extremadamente larga, de manera que resulta difícil elaborar una clasificación eficaz de contaminantes. La Environmental Protection Agency (US EPA) confeccionó una lista, en 1984, con 129 contaminantes prioritarios. La guía holandesa para la limpieza del suelo (Soil clean-up guideline), publicada en 1983, estableció una lista de valores de calidad del agua subterránea, conocida como la *Dutch list*, que incluía 70 parámetros. Con el paso del tiempo la lista se ha ido ampliando con la introducción de parámetros específicos que inicialmente se recogían dentro de otros generales, desapareciendo estos.

Los criterios para catalogar los contaminantes como prioritarios tomaban en consideración los efectos adversos a la salud y la persistencia en la red trófica de los elementos usualmente presentes en los efluentes y en las aguas de consumo.

Con vistas a hacer un repaso rápido, los contaminantes se suelen agrupar por tipos de reacciones en los que participan y por la forma en la que se presentan. Los grupos principales son: 1) metales pesados, 2) compuestos inorgánicos, 3) hidrocarburos aromáticos, 4) hidrocarburos policíclicos aromáticos, 5) hidrocarburos clorados, 6) otros compuestos.

Todos los contaminantes de estos grupos pueden potencialmente producir problemas sobre la salud y los ecosistemas. De hecho, distintas normativas europeas llegan a establecer tres niveles de concentración (A: de referencia, B: se requiere ampliar la investigación, C: se requiere recuperación) a la hora de caracterizar suelos y aguas frente a la presencia de distintos contaminantes. Se citan a continuación aspectos de interés de los grupos de contaminantes prioritarios en el marco de la presente guía.

Metales pesados

Este grupo contiene los siguientes metales: arsénico, bario, cadmio, cobalto, cromo, cobre, plomo, molibdeno, mercurio, níquel, zinc. Los focos más habituales de emisión a las aguas de estos elementos son: efluentes de actividad minera, vertidos líquidos industriales, lixiviación de vertederos de residuos tóxicos, determinadas actividades agrícolas, combustibles fósiles. En buena parte de los casos, los focos a considerar tienen la característica de ser focos puntuales.

Los metales pesados pueden llegar a ser muy tóxicos para la salud debido a la tendencia que presentan a la acumulación en el organismo y en la red trófica. Diversos estudios han evidenciado la relación existente entre la presencia de elementos pesados en el agua y procesos cancerígenos.

Nutrientes

Este grupo incluye aquéllos iones o compuestos orgánicos que contienen nitrógeno o fósforo. Hasta el presente, el compuesto nitrogenado dominante en las aguas subterráneas es el nitrato (NO_3^-), y en menor proporción el amonio (NH_4^+). Los focos más importantes de esta contaminación son el uso de fertilizantes nitrogenados en las prácticas agrícolas, las operaciones de alimentación al ganado, el cultivo de suelos vírgenes que conducen a la oxidación de cantidades importantes de nitrógeno existente en la materia orgánica del suelo. Otros focos a considerar son las aguas residuales, bien por fugas en las redes de alcantarillado, bien por regadío con estas aguas. En efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales en Estados Unidos se han llegado a determinar cantidades importantes de nitrógeno orgánico en forma de nitrobenzeno y nitrotolueno. En general, los focos ahora mencionados se pueden considerar como focos de contaminación no puntual o difusa.

Usualmente, la contaminación por compuestos del fósforo acompaña a la anterior. Sin embargo, en el caso del fósforo la contaminación originada se considera menos importante, comparativamente, debido a la baja solubilidad en el agua de sus compuestos, a su limitada movilidad por tener tendencia a ser absorbidos por los sólidos, y a la ausencia de efectos probados sobre la salud.

Contaminantes orgánicos

La contaminación por compuestos orgánicos, sean disueltos en el agua o presentes como líquidos separados, es en la actualidad un grave problema. Una gran cantidad y variedad de compuestos orgánicos son producidos y utilizados hoy en día, además de los productos petrolíferos sin refinar que también contienen compuestos orgánicos solubles.

Algunos tipos de contaminantes orgánicos tienen una presencia más frecuente que otros. Es el caso del grupo de los *hidrocarburos aromáticos solubles*, usual en los derrames de productos petrolíferos, que incluye benceno, tolueno, etilbenzeno, para-xileno, meta-xileno y orto-xileno. Este grupo es conocido con el nombre de BTX o BTEX, en consideración a los compuestos que incluye.

Los efectos a la salud derivados de la presencia de este tipo de contaminantes en el agua de consumo son importantes. Algunos autores apuntan que es difícil establecer qué compuestos son más tóxicos, debido a que no todos ellos han sido estudiados con garantías, muchos son de uso reciente, y debido también a las lagunas actuales existentes en el conocimiento de los efectos originados por la combinación de efectos de compuestos particulares. En cualquier caso, hoy en día son bien conocidos algunos, al menos, de esos efectos sobre la salud, tales como procesos cancerígenos, deterioro de las funciones cardiovasculares, afección al sistema nervioso, etc.

1.2. MOVIMIENTO DEL AGUA EN EL TERRENO: ZONA NO SATURADA Y ZONA SATURADA

El agua ocupa, en mayor o menor medida, los huecos existentes en los suelos y rocas, ya sean poros, fisuras o conductos de mayor tamaño.

En general, bajo la superficie del terreno, hasta una cierta profundidad, los huecos del material están normalmente ocupados por agua y aire: es lo que denominamos *medio o zona no saturada (o zona de aireación)*. Esta zona se caracteriza por ser sede de flujos difásicos (aire-agua) e incluso multifásicos si

hay sustancias inmiscibles en el agua. Localmente puede estar interrumpida por la presencia de zonas saturadas colgadas, por lo que algunos autores prefieren denominarla zona vadosa. En cualquier caso, el flujo de agua en esta zona tiene un sentido fundamentalmente vertical (figura 1.3), aunque parte del agua puede permanecer retenida en ella durante un tiempo mayor o menor y puede ser evaporada o solicitada por la vegetación.

A partir de una cierta profundidad, que fluctua en función del tiempo, todos los huecos interconectados del suelo o roca están llenos de agua, formando el *medio o zona saturada (o zona de saturación)*, al cuál nos referimos cuando hablamos de aguas subterráneas propiamente dichas (groundwater). La superficie superior de esta zona saturada en un acuífero libre es la superficie de equilibrio en que se igualan la presión atmosférica y la del agua en el terreno (nivel freático).

En un acuífero confinado es la base de una formación superior prácticamente impermeable. Se denomina nivel o superficie piezométrica a la superficie hasta la que asciende el agua en sondeos abiertos en esta zona. Esta superficie asciende y desciende cuando el medio es recargado y descargado de agua. La zona saturada se extiende en profundidad hasta donde el terreno no presenta ya huecos interconectados capaces de posibilitar la continuidad del flujo de agua. Este límite inferior es, lógicamente, muy variable dependiendo del dispositivo geológico existente, pero en ocasiones es posible encontrar medios saturados a bastantes cientos de metros de profundidad.

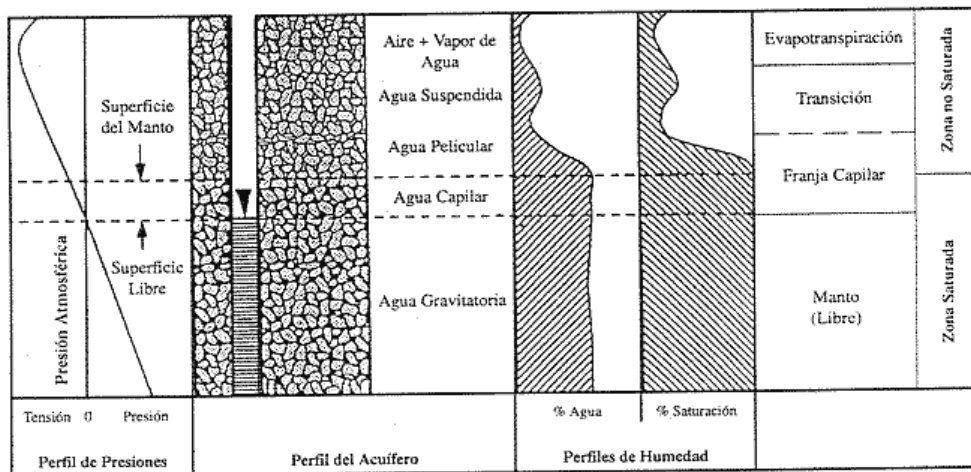


Figura 1.3. Zonación suelo / agua subterránea.

Entre ambas zonas se desarrolla, en los acuíferos libres, una franja más o menos amplia ocupada por agua capilar que asciende desde la zona saturada y se eleva o desciende al hacerle ésta.

La existencia de agua en el subsuelo le confiere a éste un carácter de almacén, de ahí que se hable de *embalses subterráneos* (acuíferos). El agua ahí está, en general, en movimiento, desde las zonas de recarga hasta las zonas de descarga. La recarga de un acuífero se produce, en primer lugar, por infiltración del agua de lluvia a través del medio no saturado, a favor de cursos y escorrentías de agua superficial y a partir de otros acuíferos. Se trata por tanto de una recarga directa o indirecta a favor de aguas meteóricas, con lo que estos flujos se corresponden con el dominio subterráneo del ciclo del agua (figura 1.4). Las aguas subterráneas de otro origen (metamórficas, magmáticas o juveniles) representan, salvo en zonas muy concretas de la Tierra, un volumen mínimo y a efectos prácticos despreciable.

La descarga de estas aguas se realiza a favor de distintas formas de salida puntuales o difusas (manantiales y surgencias), a favor de corrientes superficiales y por captaciones. El término *recursos* de un acuífero hace referencia al volumen total de agua que circula (entra y sale del acuífero) anualmente, son sus recursos anuales. El término *reserva* del acuífero hace referencia al volumen de agua que, aunque renovado anualmente en mayor o menor medida por los recursos, permanece almacenado en el mismo.

En cualquier caso, la capacidad para contener y transmitir agua varía mucho de unos materiales a otros (figura 1.5). Así, la existencia de cavidades sólo es posible en ciertas rocas (las karstificables y volcánicas, por ejemplo). Las rocas sedimentarias consolidadas contienen la mayor parte de las aguas subterráneas de la Tierra. Entre ellas las calizas karstificadas son las que presentan los mayores contenidos y son también importantes los contenidos de otras formaciones como areniscas y conglomerados poco cementados. Por su parte, los depósitos superficiales no consolidados de materiales sueltos (suelos en sentido amplio) son los materiales que más frecuentemente tienen contenidos importantes en agua.

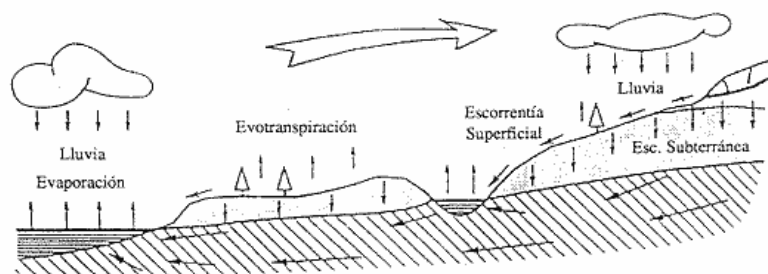


Figura 1.4. Esquema general del ciclo del agua.

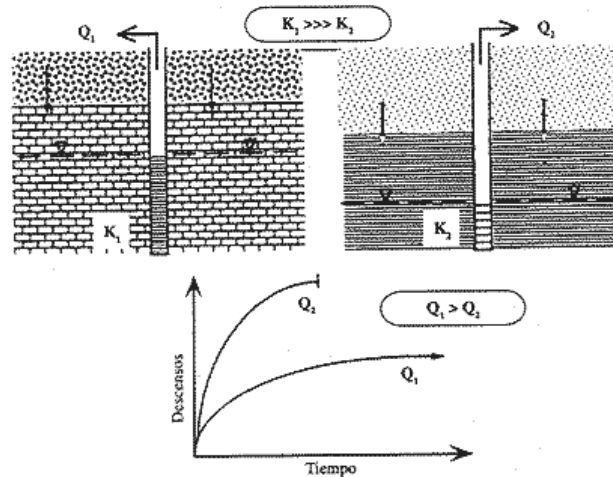


Figura 1.5. Aunque el agua pueda estar presente en prácticamente todos los medios, solo los acuíferos pueden suministrar caudales de entidad durante tiempo prolongado.

En función de la mayor o menor presencia de huecos interconectados en una roca, que le confieren su poder capacitivo y transmisivo, se establece una clasificación en términos de permeabilidad (muy alta, alta, media, baja, muy baja). Hay que advertir que en la naturaleza lo *impermeable*, en sentido estricto, no existe; para entenderlo basta con considerar el factor *tiempo*.

A modo de comparación se recogen seguidamente algunas características generales del flujo de agua subterránea en el medio saturado y el flujo de aguas superficiales en corrientes fluviales (ríos):

Aguas subterráneas:

- Lenta velocidad de circulación
- Elevado tiempo de residencia (de algunos meses a miles de años)
- Grandes reservas de agua almacenada
- Escasa variabilidad de caudales a lo largo del año
- Regulación plurianual.

Aguas superficiales:

- Elevada velocidad de circulación
- Corto tiempo de residencia del agua
- Escasas reservas de agua

Elevada variabilidad de caudales y rápida respuesta a las lluvias
Los embalses pequeños tienen regulación anual.

Estos caracteres definen claramente la diferencia de comportamiento entre ambos dominios, a pesar de que puntualmente podamos encontrar embalses subterráneos con un comportamiento más próximo al de las aguas superficiales (acuíferos muy karstificados). En cualquier caso, la diferenciación expuesta es más que suficiente para poner en evidencia la distinta respuesta que ante un impacto (precipitación, vertido contaminante, etc.) van a tener las aguas superficiales y subterráneas, con mayor permanencia espacial y temporal del impacto habido en estas últimas.

1.2.1. ASPECTOS BASICOS DEL FLUJO EN LA ZONA SATURADA: EL CONCEPTO DE PERMEABILIDAD

El desplazamiento de agua en el terreno es debido a diferencias de energía y, por tanto, de potencial hidráulico. El agua tiende a dirigirse siempre desde las zonas de mayor energía (mayor carga) a las de menor energía (menor carga).

A la relación entre la diferencia de potencial hidráulico entre dos puntos de un mismo suelo, que es función, en gran medida, de sus coordenadas espaciales, y la trayectoria que una partícula tiene que recorrer para pasar de un punto a otro, se denomina gradiente hidráulico. Informa sobre la diferencia de energía por unidad de longitud a recorrer, por lo que no tiene dimensiones. Permite reconocer la mayor o menor diferencia de energía entre distintos puntos de forma comparable, aunque no se situen a igual distancia unos de otros.

En lo que se refiere a la velocidad de desplazamiento de una partícula de fluido que discurre por el terreno, ésta está condicionada, además de por la diferencia de energía potencial entre puntos del mismo, por la facilidad del material para ser atravesado por dicho fluido. Esta situación fue analizada por **Darcy**, considerando el paso de agua a través de un medio poroso, que obtuvo la relación empírica clásica:

$$v = K i$$

donde

K: coeficiente de permeabilidad de Darcy o conductividad hidráulica

i: gradiente hidráulico.

En realidad, el valor de velocidad así considerado es la velocidad de des-

carga (o macroscópica), que se corresponde con la velocidad a la que una gota de un fluido se mueve a través del suelo y puede establecerse dividiendo el valor de caudal (Q) que recorre el suelo entre la sección (A) de suelo atravesada:

$$v = Q/A$$

•Es de señalar, sin embargo, que una gota de fluido que se desplaza por el suelo no se desplaza a través de toda su sección, sino exclusivamente por el porcentaje de este área total que está libre, o lo que es lo mismo, que está ocupada por huecos. Así, se define la velocidad efectiva media de flujo (velocidad microscópica) a través del suelo, en función de su porosidad (n) como:

$$v_e = Q/A n = v/n$$

Estas dos magnitudes (v y v_e) corresponden en realidad a velocidades ficticias, ya que se asume que el agua discurre en línea recta a través de la sección considerada, cuando en realidad el agua discurrirá en forma sinuosa a través de los poros del suelo. En cualquier caso, sirven para determinar con precisión el tiempo necesario para que una partícula de fluido recorra una cierta distancia en el terreno.

Por su parte, el coeficiente de permeabilidad de Darcy o conductividad hidráulica (K) se relaciona con la facilidad con que un material puede ser atravesado por un fluido concreto y puede interpretarse como la velocidad de descarga del fluido por unidad de gradiente. Así:

$$K = Q/A i = v/i$$

Este parámetro K debe diferenciarse del parámetro k, que se refiere a la permeabilidad propiamente dicha o permeabilidad intrínseca del material. La permeabilidad (k) de un material es un valor característico exclusivamente del material y depende del tamaño, forma y distribución de sus poros. Ambos parámetros se relacionan en la forma:

$$K = k \gamma/\mu$$

donde γ y μ son, respectivamente, el peso específico y la viscosidad dinámica del fluido.

La expresión de Darcy, en cualquier caso, asume que el flujo es laminar y es válida para la mayoría de los tipos de flujo de fluidos en suelo. Sin embargo, deja de serlo para líquidos que se desplazan a altas velocidades en grandes poros (gravas), tubificaciones en suelos, fisuras abiertas y conductos

kársticos. En el caso de gases, la fórmula anterior es válida excepto cuando estos se desplazan a muy altas o bajas velocidades por el suelo.

1.2.2. ASPECTOS BASICOS DEL FLUJO EN LA ZONA NO SATURADA

También en la zona no saturada o zona vadosa el agua se desplaza de las zonas de mayor carga hidráulica a las de menor carga hidráulica, aunque en este caso hay diferencias respecto a la zona saturada que deben ser consideradas.

En primer lugar, el flujo en la zona no saturada es, estrictamente hablando, un proceso de flujo simultáneo de dos fluidos inmiscibles, el aire y el agua. Usualmente se asume que la fase aire está interconectada y, por tanto, que es continua, de manera que puede escapar fácilmente y no ofrece una resistencia considerable al flujo de la fase agua. Sin embargo, hay ocasiones en las que el aire no escapa fácilmente ante el agua de infiltración, ofreciendo entonces una resistencia apreciable al flujo de agua; esto ocurre en suelos con contenido en agua próximo a la saturación.

Además, el movimiento de agua en la zona no saturada se da en respuesta a fuerzas de succión y fuerzas gravitacionales. Las fuerzas de succión o capilares están muy relacionadas con la superficie específica del medio y son dominantes en suelos secos. A medida que el suelo se va humedeciendo van adquiriendo una mayor importancia las fuerzas gravitacionales. La presión del agua en esta zona es, en todo caso, menor que la atmosférica, por lo que el agua no se desplaza hacia los sondeos, en los que la presión es la atmosférica y, por tanto, mayor. A este valor de presión, que es negativo por convenio, se le denomina *potencial matricial*, *tensión* o *succión* y se expresa en altura de columna de agua:

$$\psi = - p/\gamma$$

donde p es la presión del agua y γ es el peso específico. En Edafología es frecuente trabajar con el potencial pF definido como el logaritmo decimal de la succión (ψ) expresada en centímetros de altura de agua, es decir, $pF = \log_{10}(\psi)$.

En lo que se refiere al estado hídrico de un suelo y su evolución en cualquier punto del perfil del suelo puede describirse mediante tres variables: el **contenido volumétrico en agua** (θ), la **carga hidráulica** ($H = z + (-\psi)$), y la **conductividad hidráulica** (K). Es de señalar que en un medio no saturado este último valor aumenta con el contenido en agua del suelo (θ), siendo una función no lineal de este contenido, por eso, resulta más lógico expresar

la conductividad hidráulica como $K(\theta)$, o también como $K(\psi)$. La conductividad hidráulica $K(\theta)$ suele expresarse como el producto de la conductividad correspondiente a saturación (K_s) por una conductividad relativa $K_r(\theta)$ que decrece al disminuir el contenido de humedad (θ). Esta disminución es tanto más brusca cuanto más gruesa es la textura del medio sólido. $K_r(\theta)$ también suele presentar efectos de histéresis; en ciertos suelos la conductividad en saturación puede verse reducida durante el humedecimiento debido a la presencia de aire atrapado.

Las tres variables citadas no son independientes entre sí y están unidas por dos relaciones fenomenológicas características de los medios porosos:

- La curva de retención hídrica, que relaciona el contenido (volumétrico) en agua (θ) con la succión (ψ). Refleja, por tanto, la capacidad del suelo para retener el agua en función de la succión (tensión) ejercida. La curva de retención hídrica obtenida por un proceso de extracción de agua desde la saturación (drenaje) es distinta de la que se obtiene por el proceso inverso (adición de agua a un suelo seco). Esta diferencia es debida a fenómenos de histéresis. La histéresis se debe a restricciones geométricas y a que los ángulos de contacto del agua con la fase sólida son distintos en mojado y en secado.

- La curva de conductividad hidráulica, que relaciona la succión (ψ) con la conductividad hidráulica (K), o bien, el contenido en agua (θ) con la conductividad hidráulica (K). Mide la aptitud del suelo para transmitir el agua en función de su estado de saturación.

Por último, en lo que se refiere a la circulación del agua en el suelo está caracterizada por una serie de leyes hidrodinámicas que permiten prever la evolución espacio-temporal de estas tres variables características (θ , H , K) a partir de su repartición inicial en el perfil y de las condiciones impuestas en los límites. En lo que sigue se admite que el flujo es *isomótico* e *isotermal*, es decir, que los efectos que sobre el flujo de agua pudiera tener la variación de salinidad y la de la temperatura se consideran despreciables. Si no fuera este el caso, las ecuaciones que aquí se presentan se hacen más complejas.

- La **ley de Darcy** generalizada a los medios porosos no saturados. En su forma unidimensional, en la dirección vertical z , esta ley se escribe:

$$v = Q/A = - K(\theta) \, dH/dz \quad \text{o bien} \quad v = - K(\psi) \, dH/dz$$

ya que K depende tanto de θ como de ψ . Esta ley expresa que el flujo de agua por unidad de sección atravesada ($Q/A = v$), que circula a través de un medio poroso, está controlado por su grado de saturación y es proporcional, y de sentido contrario, al gradiente de potencial hidráulico, (dH/dz), que es la

fuerza motriz. A v se le conoce como caudal específico o velocidad de Darcy o velocidad de descarga.

En principio, dado un gradiente hidráulico constante, v aumentaría con el contenido en humedad del suelo (θ). Ahora bien, en realidad el gradiente hidráulico (dH/dz) no puede mantenerse constante si cambia θ ya que también está afectado por la variación de θ , al ser $H = z + (-\psi)$ y $\theta = \theta(\psi)$. Dicho en otras palabras, una variación del contenido en agua del suelo implica variación en H y, por tanto en el gradiente hidráulico.

Buckingham escribe de esta otra forma la ecuación de Darcy:

$$v = -K(\theta) [d\psi(\theta)/dz - 1]$$

teniendo en cuenta que $H = z + (-\psi)$.

- La **ecuación de continuidad**. En forma simple, sin considerar entradas desde o salidas al exterior del sistema, toma la siguiente expresión:

$$d\theta/dt = -dv/dz$$

que expresa que todo aumento o disminución en el tiempo (t) del contenido en agua (θ) de un punto del suelo no puede producirse sin un intercambio de agua con los puntos que lo rodean, es decir sin la existencia de flujo (v).

- La **ecuación de difusividad de Richards**. Esta ecuación se obtiene por combinación de las dos ecuaciones anteriores. En su forma uni-dimensional, vertical (z), toma la siguiente expresión:

$$C(\psi) d\psi/dt = d[K(\psi) d\psi/dz - K(\psi)]/dz$$

donde $C(\psi) = d\theta/d\psi$, es llamada capacidad específica. Tampoco aquí se consideran entradas desde o salidas al exterior del sistema. En esta ecuación sólo existe una incógnita (ψ), por lo que su resolución proporciona la tensión (ψ) en cualquier punto del perfil del suelo.

1.3. TIPOS DE MEDIOS Y VULNERABILIDAD DE ACUIFEROS

En función de la homogeneidad o heterogeneidad espacial que en un material natural pueden presentar la porosidad y la permeabilidad, que repercute directamente en la dinámica del flujo subterráneo, es usual establecer una clasificación de medios en tres grandes tipos (figura 1.6).

Cada uno de ellos presenta unas características hidrogeológicas muy determinadas, con aspectos específicos a considerar, que inciden en la meto-

dología de su investigación. Se distinguen:

Medio poroso: Medio permeable homogéneo que presenta huecos intersticiales (poros) interconectados, asimilable macroscópicamente a un medio continuo. Es el caso de medios asociados a formaciones arenosas, por ejemplo.

Medio fisurado: Medio permeable heterogéneo y discontinuo, en el cual el agua fluye esencialmente a través de una red de fisuras abiertas, diversamente conectadas, cuyas orientaciones están distribuidas, en general, de manera anisótropa. A una escala bastante pequeña el medio fisurado puede ser asimilado a un medio homogéneo, continuo, anisótropo. Es el caso de un granito fracturado, por ejemplo.

Medio kárstico: Medio permeable heterogéneo, discontinuo y con predominio del flujo de agua por conductos de grandes dimensiones, que han sido originados por karstificación y que tienen funciones colectoras o, en su caso, distributivas. En el medio kárstico la *función conductora* está asegurada, de esta forma, por la red de conductos kársticos interconectados, mientras que la *función capacitiva* está asegurada, sobre todo, por el medio fisurado y/o poroso en el que se desarrolla la red de conductos que lo compartimenta. El medio kárstico es heterogéneo y discontinuo cualquiera que sea la escala de trabajo. Acuíferos asociados a formaciones carbonatadas, que han sido objeto de karstificación, son buen ejemplo de este tipo de medio.

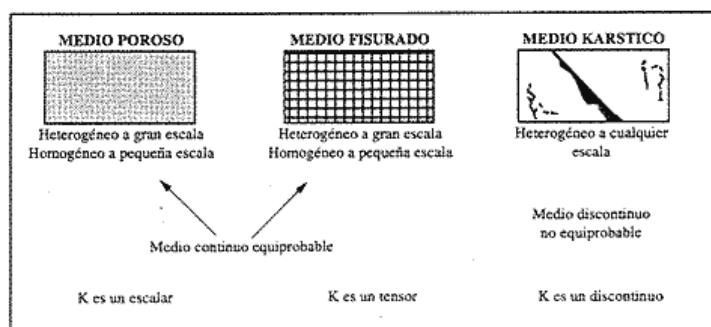


Figura 1.6. Características de los diferentes medios naturales (K= coeficiente de permeabilidad).

En todos los casos es importante considerar la escala a la que se trabaja, como criterio previo a cualquier extrapolación de comportamiento dinámico de las aguas.

Los distintos materiales presentan un menor o mayor grado de protección contra actuaciones externas que pueden favorecer la pérdida de calidad de sus aguas, lo que determina su vulnerabilidad. En este sentido, el medio hidrogeológico más desfavorable es probablemente el medio kárstico, considerando su vulnerabilidad y la escasa capacidad de autodepuración del agua en conductos de flujo con cortos tiempos de residencia en comparación con los medios porosos y fisurados.

En cualquier caso, además de las propias características del medio (poroso, fisurado o kárstico), su relación con su entorno hidrogeológico y la posición de un vertido condicionan su mayor o menor impacto en él. En este sentido, la forma menos grave de contaminación es, en general, la que se produce desde la superficie del terreno, de manera dispersa a través de un espeso medio no saturado bien aireado y la más grave es la que supone la entrada directa y concentrada de contaminantes (mediante pozos o excavaciones profundas) en la *zona saturada*, en especial si el medio está poco oxigenado.

Del mismo modo, un acuífero libre en el que no existe un nivel de material superior limitante, resulta notablemente más vulnerable que uno cautivo en el que un nivel superior de material netamente menos permeable lo limita y evita, en gran medida, la entrada del contaminante en el acuífero (figura 1.7). En el caso de acuíferos semicautivos, limitados por capas que a pesar de su baja permeabilidad permiten el paso de agua (rezume), acuíferos multicapa, en los que distintos niveles bien diferenciados controlan el flujo de agua, y acuíferos heterogéneos, las características y relaciones entre niveles y capas deberán ser consideradas en detalle en vistas a determinar su funcionamiento hidrodinámico y el comportamiento en caso de contaminación.

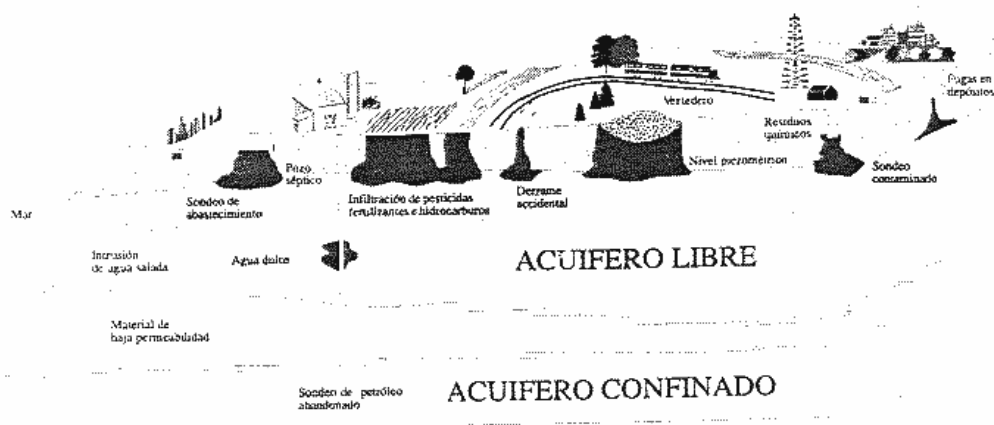


Figura 1.7. Acuífero libre y acuífero cautivo o confinado.

Por su parte, no puede dejar de considerarse los flujos que tienen lugar en suelos y vertientes, que pueden permitir que un flujo contaminante pueda afectar a corrientes superficiales y acuíferos de interés, actual o futuro, en zonas alejadas del vertido. Así, el movimiento, migración, de los contaminantes en ambos ambientes es un problema hidrológico de capital importancia en la investigación de suelos contaminados. El suelo, entendido como la parte más superficial de la zona no saturada, allí donde los procesos físicos, químicos y biológicos actúan de manera más activa, constituye la primera barrera que se encuentran los contaminantes en su paso hacia las aguas subterráneas, de aquí la importancia del conocimiento de su dinámica, hasta el punto que podemos considerarlo como uno de los factores principales de la protección de aquéllas. Además, la zona no saturada puede incluir paquetes de muy baja permeabilidad, impermeables a corto plazo, que juegan un papel primordial en la migración de los contaminantes.

En periodos lluviosos pueden llegar incluso a desarrollarse cuñas de material saturado en la parte inferior de las vertientes que, si continua la precipitación, van extendiéndose progresivamente en sentido ascendente, y llegan a dar lugar a flujos nuevamente superficiales (figura 1.8).

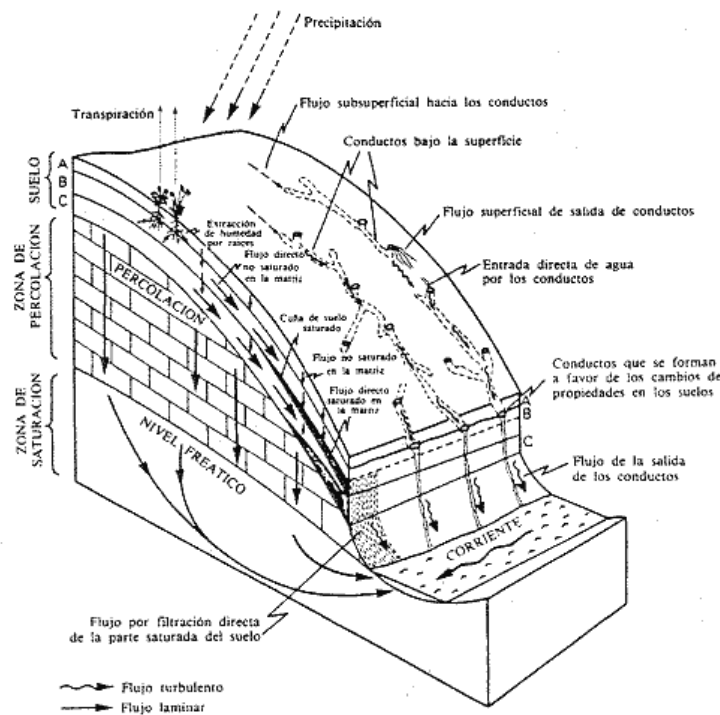


Figura 1.8. Distintas formas de flujo de agua en una vertiente (Atkinson, 1980).

Por último, debe recordarse que además de los flujos de agua locales, de desarrollo limitado en el espacio, en el caso de complejos hidrogeológicos de mayores dimensiones o acuíferos de dimensiones regionales se pueden llegar a desarrollar flujos más complejos, de mayor profundidad, que implican un notable tiempo de estancia del agua en el interior del acuífero, pueden dar lugar a manifestaciones de artesianismo, denominados flujos regionales.

Ante este conjunto de observaciones hay que incidir una vez más en la importancia de un detallado conocimiento de la geología e hidrogeología del emplazamiento objeto de estudio y del esquema de flujos antes y después de una posible afección, para evitar erróneas interpretaciones sobre la migración de los contaminantes. Esta información deberá ser considerada con un detalle suficiente.

1.3.1. BREVE RESEÑA HIDROGEOLÓGICA DEL PAÍS VASCO

Tal como se ha recogido en el Mapa Hidrogeológico del País Vasco a escala 1:100.000 (EVE, 1996), los materiales presentes exhiben permeabilidades en grado variable, desde muy baja a muy alta.

Aquellos cuya permeabilidad alcanza un grado significativo, originan una serie de medios hidrogeológicos de diferente naturaleza. Se han diferenciado un total de siete, divididos en las categorías de acuíferos detríticos, kársticos y otros, entendiéndose por este último término los constituidos por formaciones cuya porosidad, en su origen o en su desarrollo, obedece a algún modelo diferente del habitual en los otros casos. A su vez, entre los acuíferos detríticos se han diferenciado los no consolidados, consolidados y mixtos, y entre los kársticos los de flujo difuso, los kársticos en sentido estricto y los mixtos.

El predominio de materiales de permeabilidad alta o muy alta en determinadas áreas ha llevado a la definición de *unidades hidrogeológicas*, entendiéndose como tales *áreas geográficas que incluyen un conjunto de acuíferos, independientes o interrelacionados, y que constituyen una unidad práctica de investigación y gestión del recurso*. Atendiendo al criterio expuesto y considerando al mismo tiempo la escala de representación del documento, se ha delimitado un total de 19 *unidades hidrogeológicas*.

Son, sin embargo, más numerosas las áreas con presencia de materiales de permeabilidad suficientemente significativa como para constituir puntos de interés aunque, por razones de extensión u otras, no han recibido el calificativo de *unidad*. Es el caso de los *sectores hidrogeológicos*, distribuidos a lo largo de todo el territorio.

Además del interés de las *unidades y sectores hidrogeológicos* como áreas que albergan un notable volumen de recurso de agua subterránea (829 Hm³/año de recurso renovable en un año medio, correspondiente a una superficie total de 1.668 Km²), es digno de destacar el recurso asociado al resto del territorio, aquel en el que predominan los materiales de permeabilidades bajas (623 Hm³/año de recurso renovable en un año medio y un área total de 5.566 Km²). Así, no sorprende que el volumen anual utilizado para todo tipo de usos en esta última área no difiera sustancialmente de su equivalente en la de predominio de acuíferos (66 Hm³ frente a 86 Hm³).

Las cifras anteriores pretenden no sólo cuantificar los recursos de agua subterránea del País Vasco sino señalar la entidad del recurso asociado a las áreas consideradas tradicionalmente como de no interés hidrogeológico. Se trata de un recurso que, además de contribuir al abastecimiento de un porcentaje importante de la población, es el soporte de numerosos ecosistemas y del caudal de base de los cursos superficiales.

1.4. REFERENCIAS

Carreras, J. (1993).- «An overview of uncertainties in modelling groundwater solute transport». J. of Contaminant Hydrology, vol. 13, pp. 23-48.

Charbeneau, R.J. & Daniel, D.E. (1993).- «Contaminant transport in unsaturated flow» (in «Handbook of Hydrology», Maidment, D.R. ed.). McGraw-Hill Inc., New York, pp. 15.1-15.35.

Domenico, P.A. & Schwartz, F.W. (1990).- «Physical and Chemical Hydrogeology». John Wiley and Sons Inc., New York, 824 pp.

EVE (1996).- «Mapa Hidrogeológico del País Vasco». Ed. Ente Vasco de la Energía.

Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979).- «Groundwater». Prentice-Hall Inc., New Jersey, 604 pp.

Fried, J.J. (1975).- «Groundwater pollution». Elsevier Sci. Publ., Amsterdam, 330 pp.

Hibsch, G. & Kreft, A. (1979).- «Determination of aquifer transport parameters». Proc. Am. Soc. Civil Eng., J. Hydraul. Div., vol. 105, nº9, pp. 1137-1151.

2. PROCESOS DE TRANSPORTE DE SOLUTOS

2.1. MIGRACION DE CONTAMINANTES

El motivo principal del presente apartado es analizar el papel del agua como transmisor-propagador-controlador de sustancias contaminantes en el terreno, a partir de vertidos y suelos contaminados. Cabe destacar, que en base a este conocimiento, y tras establecer la dinámica del agua en el medio objeto de estudio, se podrán desarrollar predicciones fiables sobre la migración de contaminantes y establecer las bases para el control de su calidad.

Definimos la **migración** como *el conjunto de procesos de transporte, almacenamiento, intercambio y transformación, que por causas físicas, químicas y/o biológicas afectan a los solutos y al calor, tanto en la zona del suelo como en la zona de las aguas subterráneas* (Luckner y Schestakow, 1991). Este término es utilizado aquí en un sentido amplio, sin que implique evaluación concreta alguna. La migración de un contaminante concreto está condicionada por su propia movilidad en condiciones ambientales y por las características del material en que se sitúa, fundamentalmente aquellas características relacionadas con aspectos hidrodinámicos y con su capacidad para retener o liberar dichas sustancias. Los procesos que condicionan la migración, y por tanto la propagación de los contaminantes en el terreno, podemos agruparlos en dos grandes conjuntos:

- Procesos de **transporte** de solutos, que favorecen el desplazamiento de las sustancias desde el vertido hacia su entorno. En este ámbito, el agua es el vehículo que en mayor medida favorece y condiciona el transporte del contaminante, y consecuentemente su posible almacenamiento. De esta forma, tanto el agua del propio vertido, como el agua que de forma natural o por acción del hombre fluye por el terreno en que éste se localiza favorece la contaminación del medio natural en que se asientan. Hay que resaltar que, en algunos casos, cuando la sustancia es susceptible de volatilizarse parcial o totalmente, puede desplazarse también, en gran medida, a favor de la fase gaseosa del terreno.

- Procesos de **intercambio y transformación**. Se trata de aquellas **reacciones** de tipo físico, químico y/o biológico, que se desarrollan en suelos y acuíferos, condicionan, también, la propagación del contaminante y pueden dar lugar a su retención en el terreno, su degradación e incluso su pérdida. Implican, de esta forma, una redistribución de la masa contaminante entre las fases sólida, líquida y gaseosa o una degradación de las mismas.

Hay que resaltar, por tanto, que en la problemática de la migración de contaminantes en el terreno son dos los elementos fundamentales a considerar: el **agua**, como agente de transporte, por un lado, y los **solutos**, como agentes transportados, por otro. Establecer el vínculo entre ambos agentes es esencial porque a partir de aquí viene la comprensión de cómo ha llegado a desarrollarse un penacho contaminante determinado, cómo se espera que evolucione en el futuro, y cómo se puede plantear una estrategia efectiva de recuperación. En consecuencia, a la hora de analizar la migración de un contaminante dado en un medio conocido, tendremos obligada necesidad de considerar de forma conjunta el flujo de agua en sí: la velocidad de flujo, los cambios en el almacenamiento y las recargas o descargas (**modelo de flujo**) y las concentraciones de contaminante (**modelo de migración**: submodelo transporte y submodelo reacción), que informa sobre la calidad del agua (figura 2.1).

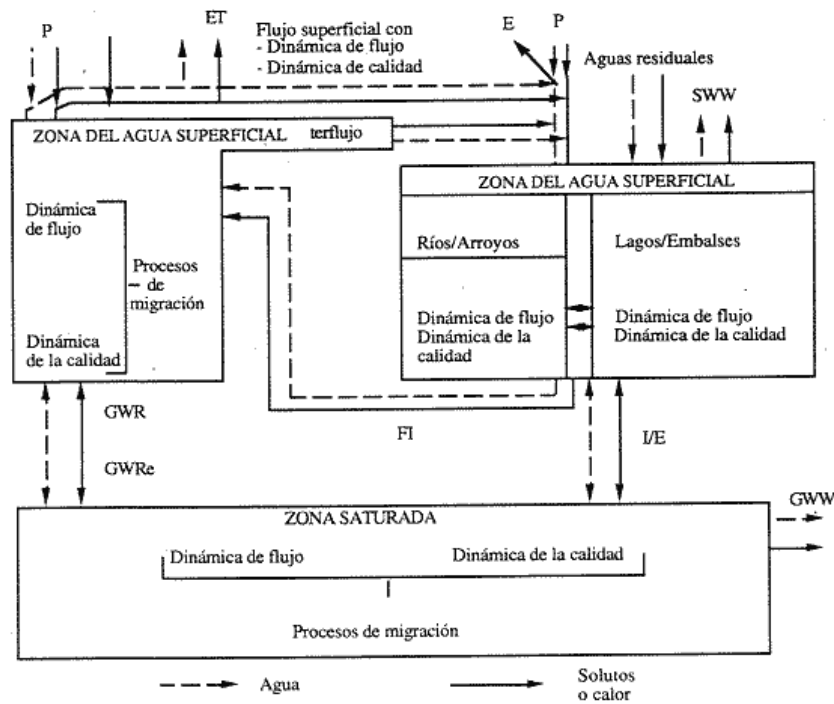


Figura 2.1. Bloque diagrama de un modelo de migración: interdependencia de las aguas del suelo, aguas subterráneas y aguas superficiales. P=precipitación; ET=evapotranspiración; E=evaporación; SWW=captación de aguas superficiales; GWW=captación de aguas subterráneas; GWR-GWR_e=intercambios aguas del suelo-aguas subterráneas; FI=intercambios aguas del suelo-aguas superficiales; I/E=intercambios aguas superficiales-aguas subterráneas. Luckner y Schestakow (1991).

2.2. PROCESOS DE TRANSPORTE DE SOLUTOS

En lo que se refiere al **transporte de masa**, los principales procesos que afectan al flujo de un contaminante en el agua son la advección y la dispersión hidrodinámica.

El término **advección** hace referencia al movimiento ideal de un soluto o contaminante que es transportado sin desviación del transporte medio del flujo acuoso. La sustancia se desplaza en un frente de igual velocidad que la velocidad media de desplazamiento del flujo (velocidad macroscópica) y se puede hablar de «flujo pistón». Ello significa que una masa añadida a un tubo de corriente permanecerá siempre dentro de ese tubo, si el único proceso a considerar es el advectivo. De aquí la necesidad de conocer con detalle la red de flujo del acuífero objeto de investigación. En general se considera que la advección es el proceso de transporte dominante en el medio saturado. En algunos trabajos de ingeniería a la advección se le denomina también «convección», y a este tipo de flujo se le denomina «convectivo».

La **dispersión hidrodinámica** o dispersión en sentido amplio se refiere a la parte de desplazamiento de sustancia que se aleja de la idealidad que supone el flujo advectivo. Considera, por tanto, aquella parte del flujo de sustancia cuya velocidad de desplazamiento es diferente de la media del flujo acuoso, mayor o menor, dando lugar al paso de la sustancia en el fluido en forma de nube. En esencia la dispersión es un proceso de ocurrencia y evolución de una zona de transición entre dos dominios, en fase fluida, con diferente composición. Cabe destacar que en algunos trabajos clásicos de ingeniería, a la desviación del flujo ideal advectivo se le denomina «advección»; este hecho da lugar a una notable confusión terminológica en relación con los trabajos de hidrogeología. La dispersión hidrodinámica puede, a su vez, subdividirse, atendiendo a los mecanismos con los que se relaciona, en dispersión mecánica y difusión molecular.

La **dispersión mecánica** o **dispersión hidráulica** puede considerarse resultado de las variaciones locales de la velocidad de flujo de agua en el terreno respecto a la velocidad media. A escala microscópica estas desviaciones de velocidad se relacionan con tres mecanismos: diferencias de velocidad en el interior de un poro, fisura o conducto debido al rozamiento en sus paredes y formas de turbulencia; diferencias de velocidad en distintos poros, fisuras o conductos, al variar su geometría y rozamiento; irregularidades (tortuosidad, ramificaciones, interferencias, etc) en el trazado de las líneas de flujo a través del medio. Se relaciona, por tanto, con la heterogeneidad espacial de la presencia de poros y con los cambios en sus tamaños (figura 2.2). A escala macroscópica, la presencia de heterogeneidades en el interior del me-

dio conduce a comportamientos diferenciados en distintas regiones del mismo, dando lugar a una dispersión adicional, denominada macrodispersión. Este hecho, que resulta fundamental en el caso de medios fisurados y kársticos, también puede ser de notable importancia en el caso de algunos materiales detríticos. Así, la aparición, en intercalaciones, de lentejones de distinta permeabilidad favorece este proceso (figura 2.3).

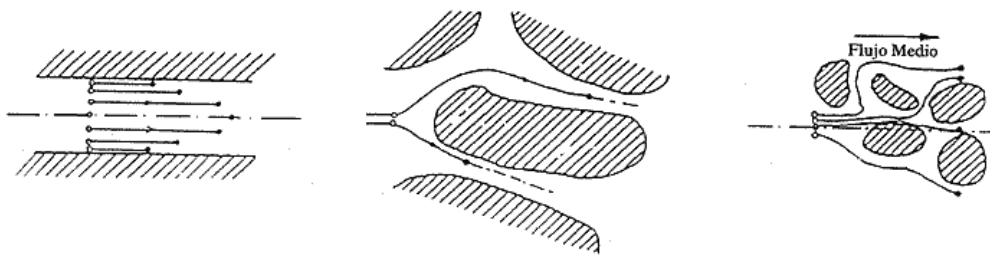


Figura 2.2. Representación esquemática de la dispersión, dentro de un medio poroso. Los círculos vacíos representan partículas del fluido en un tiempo t ; los círculos rellenos en un tiempo t' (Fried, 1975).

La **difusión molecular**, también llamada difusión o difusión iónica, hace referencia al movimiento de constituyentes iónicos o moleculares de contaminante bajo la influencia de su actividad cinética en la dirección de su gradiente de concentración (Freeze y Cherry, 1979). Aunque este movimiento es irregular y hay moléculas que se desplazan de las zonas de mayor concentración a las de menor y a la inversa, el transporte neto se asume que se dirige de las zonas de mayor concentración a las de menor. Es debida, por tanto, al gradiente de potencial químico, que está relacionado con la concentración. La difusión puede ocurrir aunque no haya flujo hidráulico y cesa cuando desaparece el gradiente de concentración, aunque haya flujo. A bajas velocidades la difusión es el proceso que más contribuye a la dispersión, de manera que la dispersión hidrodinámica se debe fundamentalmente a difusión. A altas velocidades, sin embargo, la dispersión es fundamentalmente mecánica, y, en la práctica, el efecto de la difusión suele considerarse despreciable en comparación con el resto de procesos.

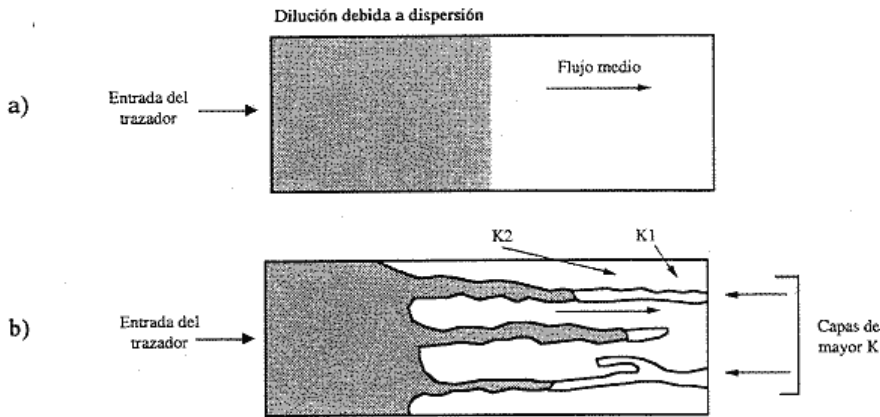


Figura 2.3. Distintas formas de avance de contaminantes a escala macroscópica: (a) medio granular homogéneo; (b) medio con lentejones de mayor permeabilidad (Freeze y Cherry, 1979).

Por otra parte, atendiendo a criterios espaciales, la desviación del flujo que se desarrolla en la dirección principal de flujo se denomina habitualmente **dispersión longitudinal** (figura 2.4). La desviación del flujo que se desarrolla perpendicularmente a dicha dirección se denomina **dispersión transversal** (figura 2.4). Normalmente la dispersión longitudinal es muy superior a la transversal, lo que hace que la contaminación que evoluciona por un terreno con flujo de agua adquiera la forma de una nube o penacho («plume») alargada en el sentido principal de flujo. No obstante, a velocidades muy bajas, cuando la difusión es el mecanismo de dispersión dominante, la dispersión longitudinal y transversal tienden a igualarse y la nube de contaminante adquiere un aspecto circular.

2.3. PROCESOS DE TRANSFERENCIA: REACCIONES

En lo que se refiere a las **reacciones**, un contaminante que se desplaza por el terreno puede cambiar de concentración por causa de procesos físicos, químicos o bioquímicos que tienen lugar enteramente en la fase acuosa, en relación con la matriz sólida del medio o con la fase gaseosa en la zona no saturada (figura 2.5). El mayor o menor desarrollo de estos procesos favorece

un cierta **depuración natural** del agua, aunque ciertas sustancias no son eliminables, otras sólo son retenidas temporalmente y otras se pueden degradar a sustancias aún mas peligrosas (en general cuando el medio es anaerobio):

Esta depuración es de naturaleza compleja (Golver, 1983) y depende en gran medida de las condiciones hidrogeológicas del terreno. Así, en los distintos medios la depuración debida a reacciones ácido-base, reacciones de disolución-precipitación, volatilización (lo que es importante, sobre todo en el caso de compuestos orgánicos altamente volátiles, como los disolventes), filtración física (que puede limitar los arrastres de sedimentos, materia particulada, microorganismos, bacterias y virus y contaminantes en general), complejación iónica, procesos de adsorción-desorción, reacciones oxidación-reducción, hidrólisis, actuación de microorganismos y desintegración radiactiva, varía fuertemente, y mientras en algunos casos pueden llegar a impedir que la carga contaminante llegue a las zonas de aprovechamiento, reduciendo enormemente el impacto generado, en otros puede resultar inefectiva.

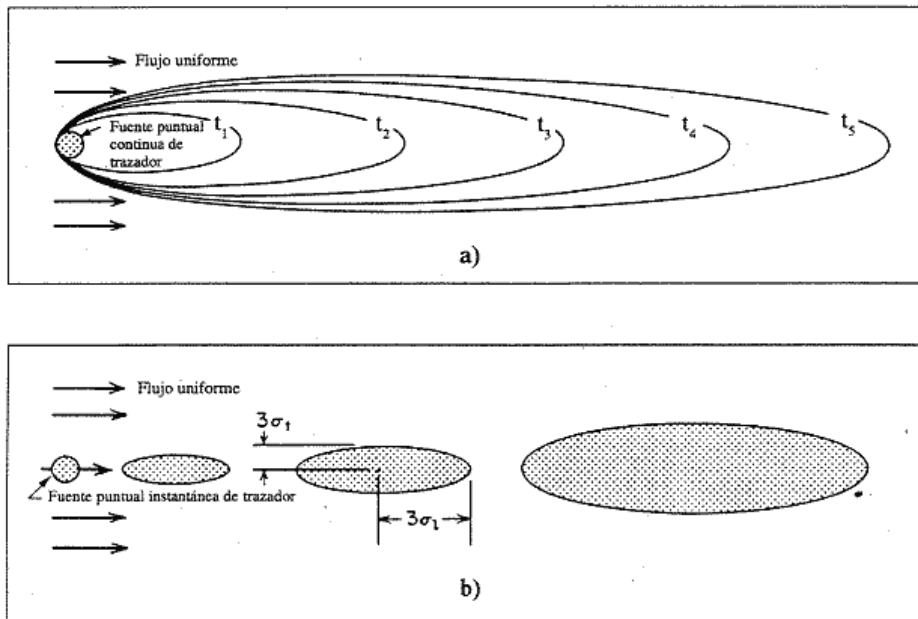


Figura 2.4. Propagación de un trazador en un flujo bi-dimensional uniforme en unas arenas isotropas. (a) Con foco continuo de trazador. (b) Con foco instantáneo. Si el trazador es no-reactivo, su masa total no cambia, pero va ocupando, en el tiempo, volúmenes progresivamente mayores del medio, lo cual origina su progresiva dilución (Freeze y Cherry, 1979).

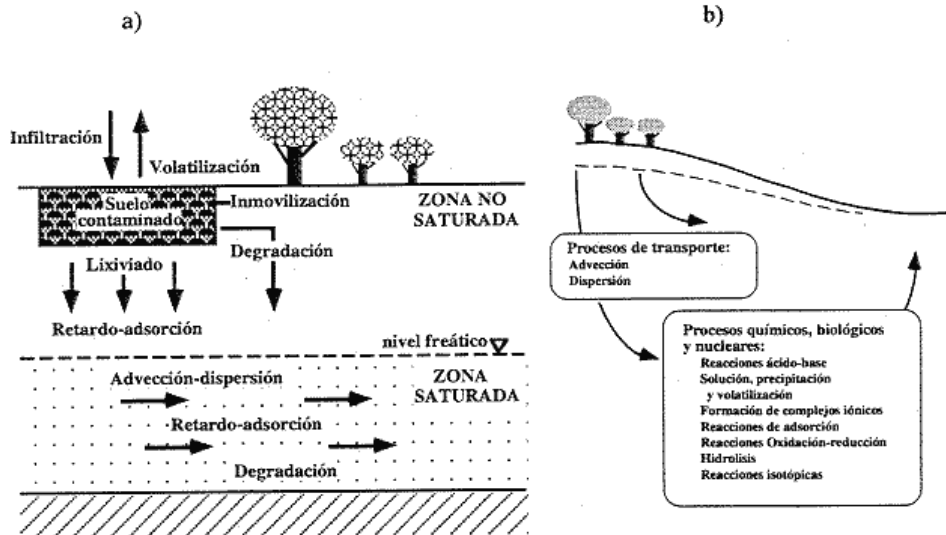


Figura 2.5. Procesos que afectan el movimiento de contaminantes en el subsuelo: a) zona no saturada y zona saturada (Charbeneau y Daniel, 1993). b) Zona saturada (Domenico y Schwartz, 1990).

Algunas de estas reacciones, como la adsorción, se consideran estrechamente relacionadas con la cantidad de superficie de material disponible para la reacción y, por tanto, dependientes del medio. Otras reacciones (inactivación de virus, decaimiento radiactivo, etc.) suelen considerarse independientes del medio y exclusivamente relacionadas con la concentración de sustancia en la solución. Ambos tipos de reacciones pueden tener lugar al mismo tiempo, dependiendo del medio y de la sustancia transportada. En el caso de adsorción-desorción y otros procesos químicos que causan una partición rápida y reversible, el proceso de transferencia de la masa de soluto dará lugar a un retardo en el avance del frente de contaminante por el medio.

Habitualmente se considera que el efecto de estos procesos de intercambio y transformación (reacciones) en la migración puede ser de dos tipos: una **reducción** con el tiempo y la distancia de sustancia contaminante, un **retardo** en la evolución del contaminante por el terreno.

2.4. FORMULACION DEL TRANSPORTE DE MASA

Cuando se trata de describir matemáticamente el transporte de solutos, el punto habitual de partida para el desarrollo de las oportunas ecuaciones diferenciales es la consideración de la cantidad de masa que entra en un

elemento volumétrico del dominio de flujo y el que sale del mismo: flujo másico. El objetivo es conseguir plantear adecuadamente la ecuación del **balance de masas**.

Si nos referimos al contaminante en términos de *masa*, la masa, presente en el agua, no sólo es transportada por el agua, sino que además reacciona, con ésta y con el medio. Así, cuando una carga contaminante se introduce en el flujo acuoso, su evolución en el mismo estará determinada:

1. Por el movimiento del contaminante en el agua a velocidad constante: **transporte advectivo**.
2. Por el movimiento del contaminante en el agua diferente del correspondiente a la velocidad media: **transporte dispersivo**.
3. Por el incremento o disminución de masa del contaminante debido a reacciones del mismo, por sus características propias o por interacción con su entorno: **reacciones**.
4. Posibles entradas o salidas de caudal y masa (**fuentes y sumideros**) desde el exterior, por aportes (fuente, *source*) o pérdidas (sumidero, *sink*). En este sentido, si se produce una incorporación de aportes de agua sin contaminante en una línea de flujo, tendrá lugar una disminución de las concentraciones del soluto en el agua (dilución).

Si consideramos, en una primera aproximación, un medio en el que la componente de flujo es longitudinal y en la que los procesos transversales no tienen importancia práctica, podemos estudiar el problema uni-dimensional planteado, dividiendo el elemento de flujo o conducto en un conjunto de elementos dispuestos en serie (elementos incrementales, bloques o rebanadas), con características homogéneas en cada uno de ellos. La variación total de masa que se produce en el elemento de referencia considerado, en dos instantes separados un determinado intervalo de tiempo, será, por la ley de conservación de masa:

$$\text{Variación de masa total} = \text{Flujo entrante} - \text{Flujo saliente} \pm R \pm I.$$

En esta ecuación, los términos de flujo entrante y saliente del elemento de volumen considerado están controlados por procesos físicos (transporte: advección y dispersión). Además, se considera que pueden existir pérdidas o ganancias de masa de soluto en dicho volumen, como resultado de reacciones físicas, químicas o biológicas (R) y/o aportes desde el exterior (I).

En cualquier caso, y por motivos prácticos, nos interesa diferenciar entre la entrada y salida (variación) de masa en el elemento de referencia por transporte advectivo y la entrada y salida de masa por transporte dispersivo. El balance anterior puede expresarse:

$$\boxed{\text{Variación Total}} = \boxed{\text{Variación Advección}} + \boxed{\text{Variación Dispersión}} + \boxed{\text{Reacción}} + \boxed{\text{Fuentes y Sumideros}}$$

Una vez establecida esta expresión, se cuantifica cada uno de los **términos** que constituyen el balance hasta llegar a la expresión:

$$\boxed{\frac{\partial C}{\partial t}} = \boxed{-\frac{\partial (v_x C)}{\partial x}} + \boxed{\frac{\partial (D \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x}} - \boxed{R(C)} + \boxed{\frac{\Sigma F + S}{V}} \quad (1)$$

donde

$\partial C/\partial t$: variación de la concentración con el tiempo.

v_x : velocidad efectiva en la línea de corriente x.

C: concentración.

D: coeficiente de dispersión.

R(C): término de reacción.

F y S: efectos fuente y sumidero, respectivamente, en relación con el volumen de referencia V.

El primer término de la derecha de la igualdad se denomina término advectivo y depende de la velocidad efectiva en la línea de corriente, y por tanto del caudal y la sección de flujo.

El segundo término es el término dispersivo. En él, el efecto que la dispersión produce en el transporte se cuantifica a través de un parámetro fundamental en los estudios de migración: el coeficiente de dispersión hidrodinámica (D) o coeficiente de dispersión.

El valor de este coeficiente depende de la sustancia considerada, del

medio y de las características del flujo y puede, a su vez, ser expresado en función de dos componentes, que hacen referencia de forma separada a los procesos de **dispersión mecánica** y **difusión**:

$$D = \alpha v_x + D^*$$

donde α : dispersividad dinámica o dispersividad característica del medio (L).

v_x : velocidad efectiva (L/T).

D^* : coeficiente de difusión molecular del soluto en el medio (L²/T).

A velocidades muy bajas, la difusión contribuye de forma fundamental a la dispersión y los coeficientes de dispersión hidrodinámica y de difusión tienden a igualarse ($D = D^*$); consecuentemente, si hubiera procesos transversales que consideraran los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal se aproximarían.

A altas velocidades la dispersión mecánica es el proceso dispersivo dominante y $D = \alpha v_x$; en este caso, los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal comienzan a diferenciarse de forma más marcada.

El tercer término de la expresión hace referencia a variaciones por reacción. Incluye los efectos de disminución o aumento en la masa de soluto transportada, o el retardo en su evolución, por adsorción, reacción química, transformaciones biológicas o decaimiento radioactiva.

En este término se introduce el llamado término de reacción, con el que se expresa la cantidad de masa por unidad de volumen que se transforma en una unidad de tiempo. En algunos casos (procesos de inactivación de virus, evolución de oxígeno disuelto en el agua, etc.), suele considerarse que la sustancia en solución evoluciona con el tiempo por ella misma, aumentando o disminuyendo de forma progresiva en función de una constante K' (unidades T⁻¹), que se denomina **constante de inactivación**, en el caso de trabajos sobre virus, y **tasa de reacción**, en el caso de otras reacciones (desoxigenación, reaireación, etc.).

En el caso de procesos de adsorción y desorción de una sustancia, el término de reacción (R(C)) depende no solo de la sustancia considerada, sino también de las características del medio y de la cantidad de superficie disponible para el desarrollo de estos procesos.

En estos casos es necesario determinar, en todo momento, la relación entre cantidad de sustancia adsorbida y cantidad de sustancia en solución, lo

que se denomina partición de contaminante. Cuando esta partición es de tipo lineal, a la constante de partición se le denomina **coeficiente de distribución**. La utilización de expresiones que incluyen este coeficiente de distribución, hace que la evolución en el terreno del trazador se observe con un cierto retardo (figura 2.6).

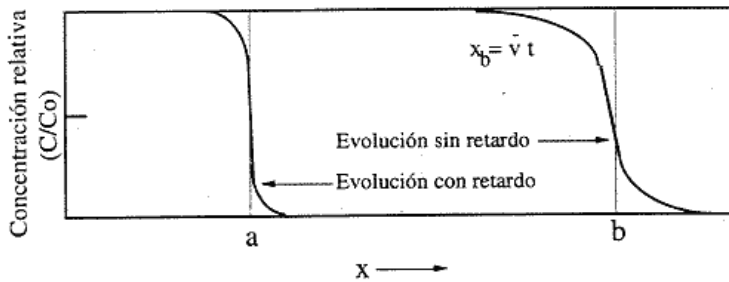


Figura 2.6. Diferencia de avance de un soluto que no reacciona con el medio y de otro cuyo avance es retardado por procesos de adsorción-desorción.

El último término, considera salidas (sumideros) o entradas (fuentes) de masa al medio considerado desde el exterior.

En el caso de un **balance de masas tridimensional** (figura 2.7.a), la estructura de la ecuación anterior se mantiene, pero debe ser extendida al resto de las dimensiones:

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial C}{\partial t} = & -\frac{\partial (v_x C)}{\partial x} - \frac{\partial (v_y C)}{\partial y} - \frac{\partial (v_z C)}{\partial z} + \\
 & + \left[\frac{\partial}{\partial x} (D_x \frac{\partial C}{\partial x}) \right] + \left[\frac{\partial}{\partial y} (D_y \frac{\partial C}{\partial y}) \right] + \left[\frac{\partial}{\partial z} (D_z \frac{\partial C}{\partial z}) \right] + \\
 & + (-R(C)) + F + S
 \end{aligned} \quad (2)$$

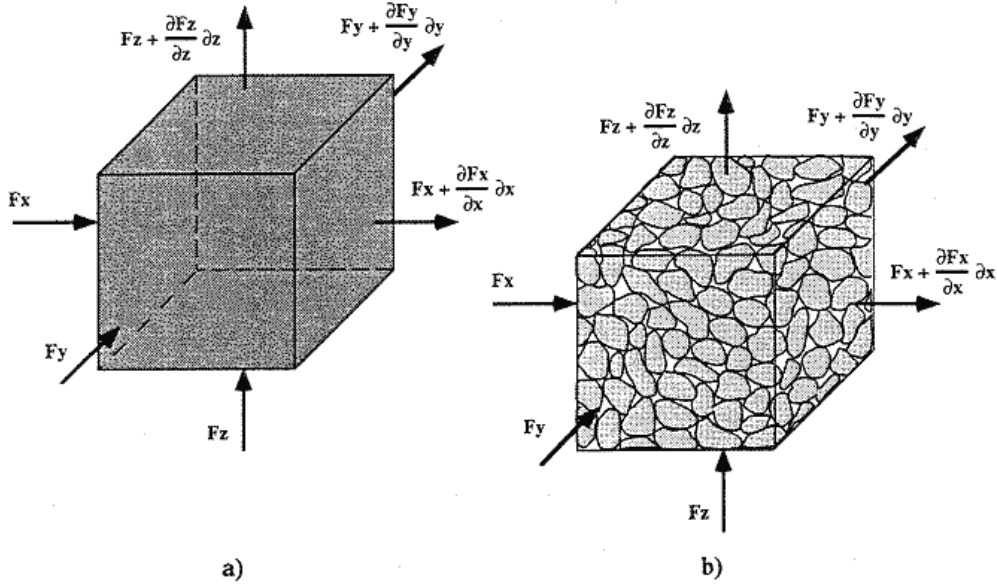


Figura 2.7.a y b. Elemento volumétrico de un dominio de flujo tridimensional.

Si no todo el volumen considerado está disponible para el flujo, sino que el elemento de referencia está parcialmente ocupado por sólidos (figura 2.7.b), el valor de volumen a considerar será el no ocupado por sólido: nV (siendo n la porosidad), la sección de flujo a considerar será nS . En este caso, al dividir entre nV , la diferencia final respecto a (2) es que la velocidad que aparece corresponde a la velocidad lineal o efectiva media \bar{v} (que se obtiene al dividir la velocidad de descarga v entre n):

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial C}{\partial t} &= - \frac{\partial (\bar{v}_x C)}{\partial x} - \frac{\partial (\bar{v}_y C)}{\partial y} - \frac{\partial (\bar{v}_z C)}{\partial z} + \\
 &+ \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] + \left[\frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) \right] + \left[\frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] + \\
 &+ (-R(C)) + F + S
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

Esta última es la forma general de la **ecuación de transporte en el terreno**.

2.5. SOLUCION DE LA ECUACION DE TRANSPORTE

A partir de la ecuación previa y de sus simplificaciones, podremos analizar el modo en que un contaminante migra y se propaga por el terreno. Para ello deberemos previamente evaluar todos los parámetros que forman parte de la misma (velocidades, porosidad, coeficientes de dispersión, coeficientes de distribución, etc.) y posteriormente deberemos buscar una solución, lo más exacta posible al problema que deseemos estudiar.

De esta forma, la investigación en todo problema de contaminación tiene que resolver dos apartados bien diferenciados que resultan fundamentales:

- La **determinación de los parámetros** que influyen en la migración. En este sentido se han desarrollado numerosas técnicas e investigaciones de campo y laboratorio que tratan de permitir la cuantificación individual de cada uno de los parámetros de interés. Estos estudios han permitido poner en evidencia, en primer lugar, un importante cambio en el orden de magnitud de los valores considerados en función de la escala de trabajo considerada.

- La **resolución de la ecuación diferencial** planteada y las simplificaciones a las que se llega al dejar de considerar distintos procesos de transporte (i.e.: reacciones) o preestablecer algunas condiciones del mismo (i.e.: inyección puntual, caudal constante).

Finalmente los resultados obtenidos suelen permitir la caracterización de la migración de un sólo contaminante. En el caso de varios constituyentes disueltos la solución de la ecuación del transporte de masa requiere un estudio específico por constituyente considerado.

2.5.1. DETERMINACION DE PARAMETROS: ENSAYOS CON TRAZADORES Y PROBLEMAS DE ESCALA

2.5.1.1. Medida de la velocidad

Existen tres grupos de métodos para la determinación de la velocidad del agua subterránea:

- 1) Técnicas directamente dependientes de la utilización de la **expresión de Darcy**.

- 2) Técnicas que se basan en el uso de **trazadores artificiales**.
- 3) Métodos basados en la datación del agua utilizando **isótopos ambientales**.

Los métodos basados en la expresión de Darcy requieren información sobre conductividad hidráulica, gradiente hidráulico y porosidad en la porción de terreno en que se desea estimar la velocidad. La velocidad lineal promedio así obtenida está sometida a incertidumbres, inherentes al propio método de estimación, que no pueden ser evitadas. Así, las determinaciones de conductividad hidráulica en el terreno presentan incertidumbres. Errores en su determinación, combinados con otros errores asociados a la determinación del gradiente hidráulico y la porosidad, pueden dar lugar a considerables errores en las estimaciones de velocidad.

Mayor seguridad ofrecen, en la mayor parte de casos, los métodos basados en la utilización de trazadores artificiales, aunque su costo tienda a ser mayor. El método más directo de determinación de velocidades del agua subterránea, consiste en introducir un trazador en un punto del terreno y observar su forma de llegada a otros puntos. Teniendo en cuenta el efecto de la dispersión y tras los oportunos ajustes, la velocidad de flujo del agua puede ser establecida a partir del tiempo de tránsito y la distancia entre puntos de inyección y control. Los trazadores utilizados para estas determinaciones varían desde la sal común, hasta radioisótopos, pasando por los trazadores colorantes y fluorescentes.

Este método de determinación directa tiene en muchos casos una serie de desventajas:

- Al ser las velocidades de flujo natural bajas en condiciones naturales, los trazadores requieren largos periodos de tiempo para desplazarse distancias significativas en el terreno.
- El control adecuado del paso del trazador por el terreno requiere disponer de numerosos puntos de observación, que permitan determinar la posible existencia de heterogeneidades en el medio y efectuar un control en la mayor parte de territorio posible.
- Además, el mismo uso de los instrumentos de medida en pozos, piezómetros, etc. pueden distorsionar el comportamiento natural de los sistemas.

Al objeto de solventar estos problemas en el caso de medios porosos, se desarrolló el método de dilución en sondeo, también llamado de dilución puntual. Este método, desarrollado por investigadores soviéticos a finales de

los años 40, tiene la ventaja de poder efectuarse en relativamente cortos periodos de tiempo en un único pozo o piezómetro. El test provee de una estimación de la velocidad lineal horizontal promedio en el entorno del pozo. Para la realización de este ensayo se aísla con obturadores (packers) un tramo del pozo, de volumen W . En este tramo, se introduce un trazador en forma de inyección instantánea, a concentración inicial C_0 . Con el tiempo, el flujo de agua a través de las paredes del pozo ocasiona dilución en el elemento de referencia (figura 2.8). A partir de esta información, asumiendo que en el tramo de sondeo la mezcla mantiene una concentración idéntica en todos sus puntos a lo largo del tiempo, que el trazador no es reactivo y que el flujo es lateral y permanente, la velocidad horizontal promedio del agua en el entorno del pozo puede ser establecida. Hay que tener en cuenta, no obstante, que en los cálculos habrá que considerar dos valores de velocidad extremos:

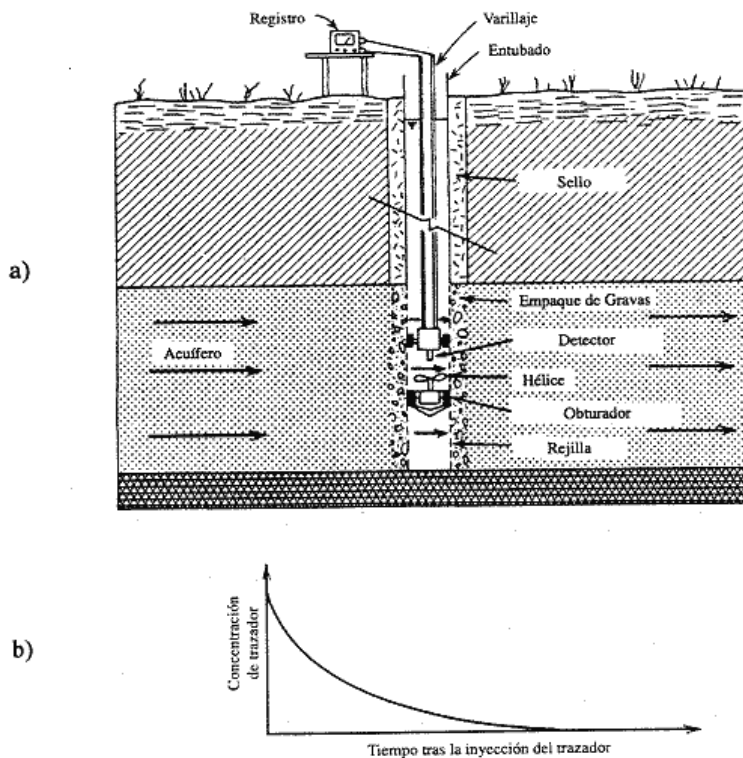


Figura 2.8. Test de dilución en sondeo.

- La velocidad lineal promedio del agua subterránea en la formación más allá del área de perturbación producida en el flujo natural por la perforación: \bar{v} (figura 2.9).

- La velocidad del agua en el punto medio del pozo: \bar{v}^* .

Así, a partir del test de dilución se obtiene en realidad valores de \bar{v}^* . Para obtener el valor de velocidad v se utiliza una expresión del tipo: $\bar{v} = \bar{v}^*/n\alpha$, donde n es la porosidad y α es un factor de ajuste adimensional que depende de la geometría del pozo y de la conductividad hidráulica del material. Este parámetro varía para arenas y gravas entre 0,5 y 4 (Drost *et al.*, 1968).

Este ensayo, además, puede ser realizado a distintas profundidades en el mismo sondeo, permitiendo identificar las zonas de mayor velocidad, que serán las que permitirán un avance más rápido de un potencial frente de contaminación.

Por último, la datación del agua en el terreno utilizando isótopos ambientales puede permitir una determinación inmediata de las velocidades de flujo en el terreno. No obstante, la utilidad de los métodos de datación está limitada por el propio alcance del método de datación utilizado y las características de la red de muestreo en función de la dinámica del medio considerado.

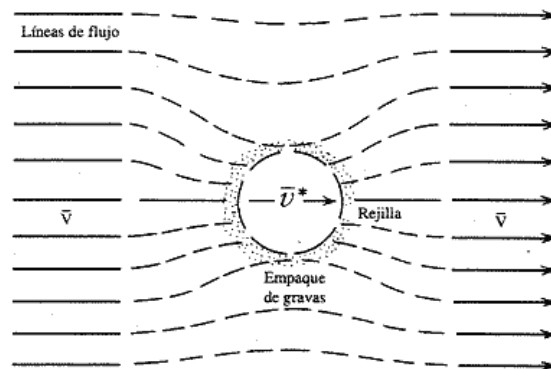


Figura 2.9. Distorsión del patrón de flujo causada por la presencia de un sondeo con empaque de gravas.

2.5.1.2. Medida de la dispersividad

La determinación de la dispersividad de distintas sustancias en materiales naturales es probablemente uno de los objetivos más perseguidos en las últimas décadas.

La dispersividad longitudinal puede ser medida en laboratorio, haciendo pasar un trazador no reactivo a través de muestras cilíndricas de material

recogidas de sondeos o excavaciones. A partir de estos experimentos se obtienen curvas de paso del material. La dispersividad puede ser establecida por ajuste de la correspondiente solución de la ecuación de advección-dispersión a la curva de paso experimental. La velocidad se obtiene dividiendo la descarga específica entre la porosidad. La dispersividad es obtenida como la incógnita que permanece en la ecuación. Los valores de dispersividad obtenidos en laboratorio mediante tests en columna de material, arrojan valores de 0,01 a 2 cm, dependiendo del tamaño y distribución de tamaños del material. Sin embargo, estos valores no parecen muy representativos de la dispersividad en el terreno y su utilidad a escala de campo es más que cuestionable. Así, se acepta de forma general que las dispersividades longitudinal y transversal en condiciones de campo son muy superiores a las obtenidas por tests de laboratorio. Esta diferencia se tiende a atribuir a los efectos de heterogeneidades en los materiales a escala macroscópica.

Existe un acuerdo general de que los estudios de migración de contaminantes en condiciones de campo requieren medidas de dispersividad en campo. Sin embargo, no existe acuerdo en cuanto al tipo de ensayo de campo más apropiado. Existen cuatro tipos principales de ensayos, en todos ellos un trazador no reactivo es introducido en el sistema de flujo:

- Tests de inyección-extracción en un único pozo. Se inyecta un trazador en el terreno a través de un pozo o sondeo y, posteriormente, se bombea agua desde el pozo. La dispersividad del medio en el entorno del pozo se obtiene a partir de la evolución de la concentración en el tiempo, mediante ajuste a soluciones analíticas o numéricas (Fried, 1975).
- Tests con gradiente natural. El trazador es introducido en el sistema procurando perturbar lo menos posible el flujo natural en el terreno. Su migración es controlada en uno o más puntos de muestreo y la dispersividad se obtiene mediante ajuste a soluciones analíticas o numéricas (Fried, 1975).
- Tests de inyección-extracción con recirculación a favor de dos pozos. El trazador es inyectado en el terreno a partir de un pozo, mientras desde un segundo pozo se efectúa un bombeo, y al agua con trazador extraída se la hace recircular. A partir de la curva de evolución de la concentración con el tiempo en el pozo de extracción, se obtiene la dispersividad mediante soluciones analíticas o numéricas (Grove y Beetem, 1971; Fried, 1975).
- Tests por impulso, en dos pozos. El trazador es introducido en un pozo situado dentro del cono de depresión causado por bombeo en un se-

gundo pozo. Los datos de concentración en el pozo de bombeo son utilizados para calcular la dispersividad (Zuber, 1974).

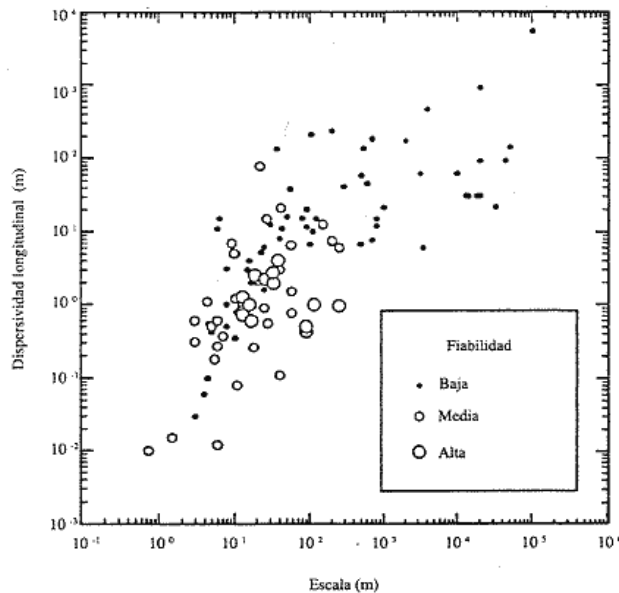


Figura 2.10. Evolución de valores de dispersividad longitudinal en función de la escala de medida y grado de confianza de los datos (Gelhar et al., 1992).

Los resultados obtenidos parecen depender en gran medida del modelo matemático utilizado en el análisis y de la escala del experimento (Zuber, 1974). Además, los distintos materiales presentan heterogeneidades, tales como estratificaciones, que hacen que el trazador viaje a distintas velocidades por el medio. Por ello, la disposición de pozos y sus características geométricas influyen en los valores de dispersividad obtenidos. En el caso de medios fisurados la caracterización experimental de la dispersión se hace aún más compleja que en los medios porosos.

Cuando se utilizan distintos trazadores y puntos de inyección, se suelen apreciar efectos direccionales en el terreno.

Una parte importante de los estudios de dispersión recogidos en la literatura hacen referencia a materiales arenosos relativamente homogéneos ensayados en laboratorio en condiciones controladas. Estos estudios indican valores de dispersividad pequeños (dispersividad longitudinal de 0,1 a 10 mm y transversal de 5 a 20 veces menor). Si estos valores son indicativos de la dispersividad en estudios de campo es un asunto que aún es debatido hoy en

día. La mayor parte de investigadores han concluido que los valores de dispersividad longitudinal y transversal a escala de campo son significativamente superiores a los valores obtenidos en experimentos de laboratorio (fig.2.10). Así, en simulaciones matemáticas de la migración de contaminantes en terrenos arenosos, se han llegado a utilizar valores de dispersión longitudinal de hasta 100 m y lateral de hasta 50 m (Pinder, 1973; Konikow y Bredehoeft, 1974; Gelhar et al., 1992). Este hecho es de importancia fundamental si se considera que la forma de migración de un contaminante está fuertemente controlada por la dispersión.

Ensayos de laboratorio, por medio del uso de trazadores, en materiales granulares, homogéneos y saturados han evidenciado la relación entre difusión y dispersión mecánica (figura 2.11). El parámetro adimensional $\bar{v}d/D^*$, es conocido como el *número de Peclet*, siendo d el diámetro promedio (L) de las partículas. La forma concreta de la relación entre el número de Peclet y el cociente D_x/D^* , que es la expresada en la figura citada, depende de la naturaleza del medio y del fluido considerado.

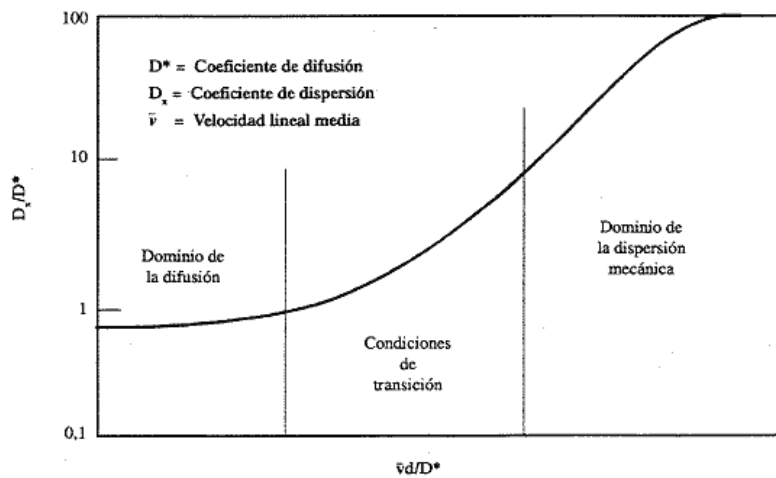


Figura 2.11. Relación entre el número de Peclet y la relación D_x/D^* en unas arenas de grano uniforme (Freeze y Cherry, 1979).

El orden de magnitud de D^* es de 10^{-9} a 10^{-11} m²/s y depende de la temperatura. Es de señalar, en cualquier caso, que los coeficientes de difusión de los iones en el medio poroso (D^*) son mucho menores que en el agua, ya que en aquél medio los iones siguen trayectorias de difusión más largas y pueden estar además sujetos a adsorción debido a la presencia en el medio de partículas sólidas.

2.5.1.3. Partición química y biodegradación

Los contaminantes transportados por el agua subterránea pueden ser distribuidos entre la solución y otras fases. Parte de las sustancias transportadas pueden resultar adsorbidas por los materiales del medio o sufrir procesos de cambio iónico. Puede haber procesos de precipitación. En la zona no saturada, las sustancias pueden pasar a la fase gaseosa del terreno (i.e.: denitrificación). En todos estos procesos se produce una partición del contaminante entre la solución y otras fases. La predicción de la evolución y concentración del contaminante transportado por el agua depende de la partición que pueda sufrir y del grado de reversibilidad de las reacciones.

Centrándonos en la partición de un contaminante entre las fases líquida y sólida, existen cuatro formas de aproximarse a su caracterización:

- Utilización de modelos de cálculo basados primariamente en constantes o coeficientes derivados de aproximaciones termodinámicas a sistemas en equilibrio. Para que esta aproximación sea útil se requiere que la concentración del contaminante en la solución esté controlada por reacciones de precipitación-disolución y que se pueda disponer de los necesarios datos termodinámicos sobre los componentes acuoso y sólido, para establecer los valores de concentración de equilibrio del contaminante en la solución. El uso de este método está limitado por incertidumbres relacionadas con la composición química del contaminante en solución, que tiende muchas veces a formar complejos, energías libres en el sistema y por la lentitud e inactivación de algunas de las reacciones dominantes.
- Ensayos de laboratorio, en los que al contaminante en solución se le deja reaccionar bajo condiciones controladas con muestras de materiales geológicos de interés. Se determina la partición a partir de ensayos en columnas de material o de ensayos en tandas (batch experiments). En el primer caso, el contaminante se añade a un agua natural y se hace pasar en solución a través de muestras cilíndricas de materiales geológicos de interés. Si el caudal en circulación durante el ensayo y la composición química del agua se aproximan a las condiciones de campo, y si las muestras del terreno están poco alteradas, el grado de partición y el retardo obtenido a partir de estos experimentos pueden ser útiles para simular lo que ocurre en el medio natural, aunque se deben mantener las reservas en las previsiones que se obtengan. En los ensayos en tandas, la solución de contaminante y el material geológico, previamente disgregado, son introducidos en una vasija. Trás un periodo de tiempo de algunas horas o días, el grado de partición del contaminante entre la

solución y el material es determinado. Aunque son ensayos relativamente rápidos y baratos, la extrapolación de estos resultados a situaciones de campo debe estar refrendada por ensayos de columna o ensayos de campo. De hecho, las muestras durante su preparación suelen quedar expuestas a condiciones oxidantes, y la capacidad de adsorción del material oxidado puede ser muy diferente que la del mismo material en el terreno.

- Experimentos de campo en los que el grado de partición es determinado durante el paso de soluciones con contaminante por una porción de terreno. Es la forma más directa de obtener el valor de partición. Se introduce una solución con la composición de contaminante adecuada en una porción del terreno y se controla su comportamiento. Estos ensayos suele ser caros y llevan una gran cantidad de tiempo, aunque su mayor fiabilidad llega a justificar, en determinados casos, su uso.

- Estudios en áreas en que ha habido fugas de contaminantes. Se determina la distribución del contaminante en aguas y materiales de la zona contaminada y se trata de reconocer los factores que condicionan esta distribución.

La partición de solutos entre las fases líquida y sólida, determinada en experimentos de laboratorio, suele ser expresada mediante un gráfico en el que se registran masa adsorbida por unidad de masa de suelo seco (R ó X/M) frente a concentración de la sustancia química en la solución (C). Estas gráficas (figura 2.12 a y b), y su expresión matemática equivalente, se denominan habitualmente isotermas, dado que los trabajos experimentales se realizan habitualmente a temperaturas prefijadas.

Para especies de soluto a baja o moderada concentración se suele obtener relaciones gráficas lineales, si se utiliza en la construcción gráfica papel doble-logarítmico (figura 2.12 b). En estas condiciones, la relación entre R y C puede ser expresada mediante:

$$\log R = b \log C + \log K_d \quad \text{ó} \quad R = K_d C^b$$

Esta expresión es denominada isoterma de Freundlich. En ella, K_d y b son coeficientes que dependen del soluto, la naturaleza del medio y otras condiciones del sistema. El coeficiente b es la pendiente de la recta en la gráfica doblelogarítmica. Si $b = 1$, la isoterma se denomina lineal, la representación de R frente a C es lineal, incluso en un gráfico aritmético, y $\partial R/\partial C = K_d$; donde K_d se denomina coeficiente de distribución. Cabe señalar que este parámetro, ampliamente utilizado, es representativo de los procesos de partición sólo si las reacciones que causan la partición son rápidas y reversibles, y si la isoterma es lineal.

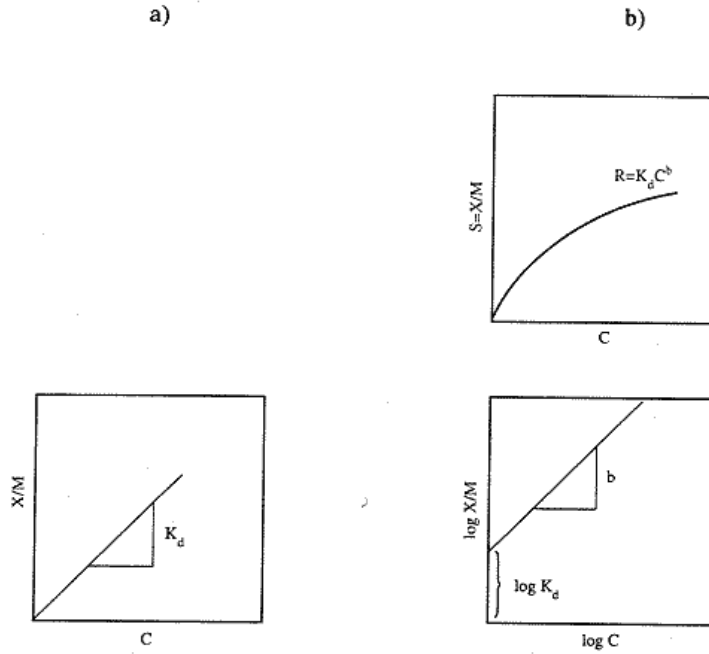


Figura 2.12. a) Isotherma de adsorción lineal, la pendiente es igual al coeficiente de distribución. b) Isotherma de equilibrio de Freundlich, con indicación de constantes a determinar (Mercer y Waddell, 1993).

Numerosos ensayos de laboratorio han sido realizados en vistas a establecer valores del coeficiente de distribución (K_d), cuyas dimensiones serán: $M/(M \cdot M/L^3) = L^3/M$. Su valor varía desde prácticamente 0 hasta 1.000 ml/g. Para valores de $K_d = 1$ ml/g la velocidad de avance de la nube retardada puede ser del orden de 5 a 11 veces menor que la de la nube sin retardo. Para los mayores valores de K_d el soluto puede considerarse esencialmente inmóvil.

Cuando una mezcla de contaminantes reactivos entra en un terreno, cada especie puede desplazarse a distinta velocidad, en función de su velocidad relativa. Tras un periodo de tiempo determinado, la nube original de contaminante puede ser segregada en distintas zonas, cada una de ellas avanzando en la misma dirección, pero con distintas velocidades. Esta situación deberá ser tenida en cuenta en las investigaciones de campo.

En algunos casos, una porción de masa de contaminante es transferida a la parte sólida del terreno y puede quedar fijada de forma relativamente irreversible a escalas de tiempo de interés. Por su parte, algunas sustancias no reaccionan suficientemente rápido con el terreno como para que el retardo

obtenido a partir de un coeficiente de distribución refleje adecuadamente su comportamiento. En los estudios de campo la ecuación de retardo es habitualmente utilizada por su simplicidad o por falta de información suficiente sobre relaciones de reacción. Ello puede conducir a serios errores en la predicción de la migración del contaminante en sistemas en que los factores cinéticos son importantes.

Clase de Compuestos	Agua aeróbica, concentración del contaminante, µg/L		Agua anaeróbica
	>100	<10	
Hidrocarburos alifáticos halogenados			
<i>Tricloroetileno</i>	Ninguno	Ninguno	Posible
<i>Tetracloroetileno</i>	Ninguno	Ninguno	Posible
<i>1,1,1,-tricloroetileno</i>	Ninguno	Ninguno	Posible
<i>Tetracloruro carburo</i>	Ninguno	Ninguno	Posible
<i>Cloroformo</i>	Ninguno	Ninguno	Posible
<i>Cloruro de metileno</i>	Posible	Improbable	Posible
<i>1,2-dicloretano</i>	Posible	Improbable	Posible
Metanos bromurados	Improbable	Improbable	Probable
Clorobencenos			
<i>Clorobenceno</i>	Probable	Posible	Ninguno
<i>1,2-diclorobenceno</i>	Probable	Posible	Ninguno
<i>1,4-diclorobenceno</i>	Probable	Posible	Ninguno
<i>1,3-diclorobenceno</i>	Improbable	Improbable	Ninguno
Alquibencenos			
<i>Benceno</i>	Probable	Posible	Ninguno
<i>Tolueno</i>	Probable	Posible	Ninguno
<i>Dimetilbencenos</i>	Probable	Posible	Ninguno
<i>Estireno</i>	Probable	Posible	Ninguno
Fenoles y alquifenoles	Probable	Probable	Probable
Clorofenoles	Probable	Probable	Posible
Hidrocarburos alifáticos	Probable	Probable	Ninguno
Hidrocarburos aromáticos polinucleares			
<i>Dos y tres anillos</i>	Posible	Posible	Ninguno
<i>Cuatro o más anillos</i>	Improbable	Improbable	Ninguno

Tabla 2.1. Perspectiva de biodegradación de distintos compuestos orgánicos (Mercer y Waddell, 1993).

Por su parte, se denomina biodegradación al conjunto de procesos que alteran químicamente una solución a partir de transformaciones con base biológica, y que incluye cambios por oxidación, reacciones de activación,

inactivación, pérdida de toxicidad, mineralización, etc. Habitualmente estas reacciones se dividen en aeróbicas (con presencia de oxígeno) y anaeróbicas (ausencia de oxígeno). La tabla 2.1 recoge una serie de compuestos de interés y su posibilidad de degradación en aguas subterráneas. En cualquier caso, el tratamiento matemático de la biodegradación es abordado a partir de una ley cinética de orden n ($dC/dt = -kC^n$).

En lo que se refiere a medidas de inactivación de virus en suelos y aguas subterráneas, éstas son relativamente recientes. Keswick *et al.* (1982) recogen tasas de inactivación de $0,19 \log \text{ día}^{-1}$ para coxsackievirus B3 y $0,21 \log \text{ día}^{-1}$ para poliovirus en agua de un pozo de 84 metros de profundidad, con temperatura de agua de 3 a 15°C . Bitton *et al.* (1983) observan una tasa de inactivación para poliovirus 1 de $0,0456 \log \text{ día}^{-1}$ en aguas de pozo de Florida. Yates *et al.* (1985) encuentran una tasa de inactivación de virus media de $0,1615 \log \text{ día}^{-1}$, a partir de once muestras de agua subterránea. La inactivación de virus puede aumentar debido a su asociación con los suelos, sin embargo, habitualmente se considera que la inactivación de virus decrece en aguas que migran en el terreno. Stramer (1984, en Yates *et al.*, 1987) observa la persistencia de poliovirus tipo 1 en un acuífero contaminado a partir de los lixiviados de un pozo séptico, 105 días después de que el pozo séptico fuese eliminado. Estos datos pueden dar una idea de tasa de inactivación de carácter general, pero no pueden ser extrapolados a situaciones locales, en que factores ambientales concretos (principalmente la temperatura) pueden hacer que estos valores varíen sustancialmente (Yates *et al.*, 1987).

Por último, el crecimiento de poblaciones microbianas suele ser descrito matemáticamente a favor de leyes cinéticas hiperbólicas, como la de Michaelis-Menten y Monod.

2.5.2. RESOLUCION DE LA ECUACION PLANTEADA

Una vez planteada la ecuación de flujo que mejor se adapte a la situación que se desee modelizar, se debe proceder a su resolución. La resolución no siempre es sencilla y ramas enteras de las matemáticas se han generado a partir de la necesidad de resolverlas.

2.5.2.1. Soluciones analíticas

El primer modo de resolución es buscar una solución **matemáticamente exacta** a un modelo convenientemente simplificado. En este sentido, la mecánica analítica, se basa total y explícitamente en el cálculo, para el que el

objetivo es, una vez halladas las ecuaciones diferenciales que gobiernan el movimiento del sistema de interés, resolverlas.

En la mayor parte de los casos las soluciones analíticas se obtienen por semejanza de las expresiones a resolver con expresiones ya resueltas en otros campos de la dinámica clásica. En todos los casos, la solución buscada debe permitir establecer la concentración de soluto en función del espacio y el tiempo. Esta solución tendrá en el caso general un valor de concentración en forma de $C(x, y, z, t)$, indicando un valor de concentración correspondiente a un punto definido en el espacio (coordenadas x, y, z) y en el tiempo (coordenada t). En el caso de un dominio bidimensional la concentración tendrá la forma $C(L, T, t)$. En el caso de un dominio monodimensional su forma será $C(L, t)$.

Existen numerosas soluciones analíticas, que pueden ser aplicadas en el caso de las formas más simples de la ecuación de transporte.

Las principales **ventajas** de estas soluciones son: su facilidad de uso, el control que el investigador tiene, en todo momento, sobre las soluciones obtenidas y la fiabilidad de los resultados que se obtienen.

La mayor **desventaja** de estas soluciones es su limitación de uso. Así, solo se ha conseguido desarrollar soluciones analíticas para casos relativamente sencillos de transporte y las complejidades que pueden darse en el mundo real no pueden ser tenidas en cuenta.

Resultan, por ello, de gran utilidad en aquellos **trabajos experimentales** en los que pueden controlarse las principales variables que inciden en el transporte e, incluso, las características de éste. Por el contrario en problemas reales de contaminación su utilidad es más limitada.

Algunas de las soluciones que habitualmente se utilizan en estudios de transporte consideran que la evolución se desarrolla únicamente por reacción, que la inyección es instantánea («instantaneous point source injection» o «slug»), inyecciones de sustancia en continuo (función escalón o «step function»).

2.5.2.2. Soluciones numéricas

En muchos problemas de campo, las velocidades de flujo raramente son uniformes y la dispersión varía en el espacio. En estas condiciones, no puede establecerse una solución analítica de la ecuación general de transporte de masa. En estos casos se han desarrollado distintos **métodos numéricos**, que adaptados a procesadores digitales pueden ser utilizados para obtener las

soluciones de las ecuaciones de flujo de masa. En este grupo se encuadra la mayor parte de **programas comerciales** utilizados para analizar la migración de contaminantes en el terreno.

Los métodos numéricos se basan en la previa transformación de la ecuación continua en incrementos discretos de tiempo y espacio. Así, se parte de una reticulación del espacio físico a modelizar mediante la elección de un tamaño de malla y se elige el incremento de tiempo a utilizar entre cálculos sucesivos.

De esta forma, para poder resolver estas ecuaciones, las aproximamos por algo **discreto**: dejamos que el tiempo transcurra en pequeños intervalos, en vez de fluir continuamente, y dividimos el espacio en una fina red. Se asigna a cada punto de la red algunos valores numéricos (velocidad, porosidad, dispersividad, etc.). Las reglas que constituyen las ecuaciones del movimiento: dejando que el tiempo fluya en pasos discretos, las ecuaciones pueden ser consideradas como reglas que nos dicen como pasar de la posición actual a la posición al cabo de un intervalo de tiempo (segundo, minuto, hora, día, etc.). Los movimientos tienen lugar en intervalos de tiempo discretos, de acuerdo con las leyes de la dinámica. En esencia, el modo en que un **ordenador** resuelve una ecuación diferencial es aplicando una regla fija una y otra vez (iteración), a partir de los datos de posición y velocidad de los elementos del sistema, para obtener los nuevos datos de posición y velocidad en instantes siguientes, en función del paso temporal usado en el cálculo. El ordenador efectúa miles y miles de cálculos repetitivos, basados en reglas explícitas y deterministas. El método funciona porque el uso de pasos temporales muy cortos produce una muy buena aproximación a un flujo temporal continuo.

La distribución de contaminantes en el terreno puede ser simulada utilizando una aproximación a la ecuación de transporte a partir de distintos métodos, entre los cuáles los más usuales son el método de diferencias finitas y el de elementos finitos (figura 2.13). Hoy en día, como se tratará en apartados posteriores, existe una amplísima base de programas comerciales que permiten la simulación por métodos numéricos.

Las **ventajas** de este tipo de soluciones numéricas estriban en que se pueden utilizar valores de coeficiente de dispersión (D) variables en el tiempo y en el espacio y campos de velocidad variable. Se tratará únicamente de asignar estos parámetros a cada uno de los recuadros de la malla elegida, tan tupida como uno quiera, siempre que lo permita el tiempo de cálculo del ordenador.

Los principales **inconvenientes** son las inestabilidades numéricas y el limitado y/o erróneo conocimiento de las variaciones reales del campo de

velocidades y dispersividades. Así, en primer lugar, una característica inherente a las ecuaciones matemáticas de la dinámica, incluso las simples, es su capacidad de generar movimientos tan complejos, tan sensibles a las medidas, que parecen aleatorios. Tendemos a creer que los cálculos con ordenador son el sumo de la precisión. Sin embargo, las limitaciones de memoria hacen que los números sean almacenados con una precisión limitada (ocho o diez cifras decimales) y que puedan existir errores de redondeo en los cálculos y de traducción de códigos. Estos errores, incluso muy pequeños en principio, pueden crecer y propagarse durante los procesos de cálculo. Las inestabilidades numéricas son los errores en los cálculos debidos no a los fallos del ordenador, sino a la limitación en la precisión inherente a los cálculos aritméticos. Si se encadenan los cálculos, mediante métodos numéricos, para obtener predicciones a largo plazo, empiezan a aparecer pequeños errores, que crecen cada vez más rápidos, hasta que las predicciones llegan a ser totalmente absurdas. Así, estados iniciales ligeramente diferentes pueden evolucionar a estados considerablemente diferentes («efecto mariposa»).

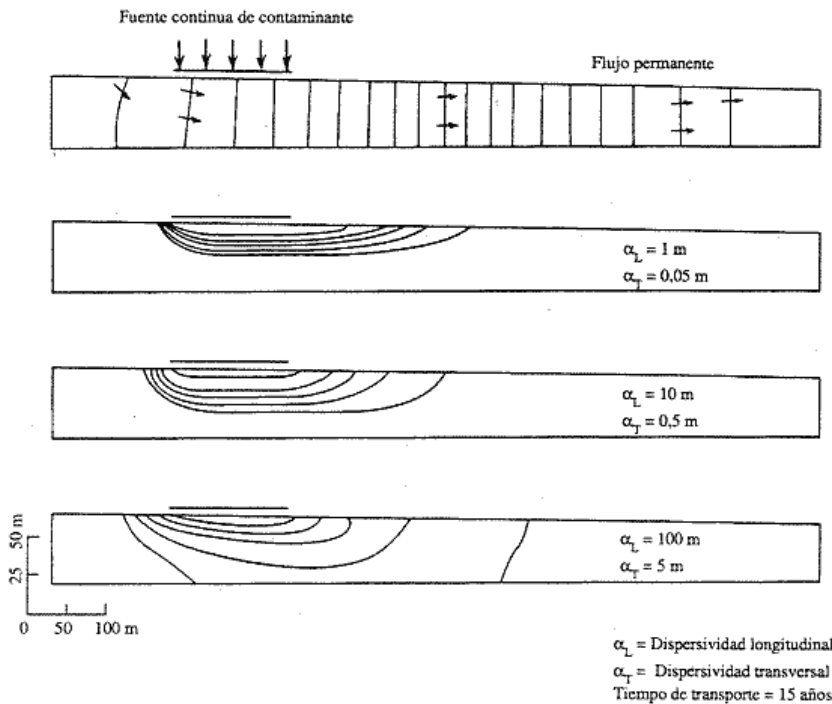


Figura 2.13. Dispersión de un contaminante en un sistema de flujo poco profundo. Porosidad: 30%; conductividad hidráulica: 0,5 m/día; $\alpha_L/\alpha_T = 20$; tiempo de simulación: 15 años; contornos de concentración para valores C/C_0 de 0,9; 0,7; 0,5; 0,3 y 0,1 (Pickens y Lennox, 1976; tomado de Freeze y Cherry, 1979).

Además, el desconocimiento de la realidad a modelizar ha hecho que en algunos casos los resultados de estos modelos sean incluso peores que los obtenidos a partir de soluciones analíticas. Las soluciones numéricas tienen en consideración la realidad física del sistema, por lo que se requiere conocer suficientemente los condicionantes y procesos que tiene lugar en el sistema hidrogeológico investigado. Bajo este enfoque la modelización requiere una base de información previa suficiente, que evite incertidumbres en el propio modelo de flujo (su estructura) y en los parámetros característicos del funcionamiento del sistema. Además hay que tener en cuenta en la caracterización de propiedades, que algunas de las que hay que considerar, especialmente la dispersión, resultan ser fuertemente escala-dependientes. Cuanto más complejo y heterogéneo es éste menos precisa se hace la modelización, de aquí la gran importancia del seguimiento (monitoring), término éste que en la literatura específica tiene un significado mucho más riguroso y profundo que el del término *observación*.

2.5.2.3. Soluciones probabilistas

Por su parte, en los últimos tiempos se han ido desarrollando modelos con una fuerte base estadística. Son los **modelos probabilistas**. Se parte de la idea de que cualquier regularidad en el comportamiento de grandes conjuntos de partículas ha de ser **estadística** y que el movimiento detallado es simplemente demasiado complejo para describir los movimientos individuales de cada partícula aislada.

La dispersión es, en este caso, el resultado de asignar a un grupo numeroso de partículas un movimiento aleatorio superpuesto a uno de desplazamiento medio. Hay dos tipos principales de aproximación estadística. La primera consiste en generar realizaciones de la variable de interés, con la estructura estadística deseada, y examinar las propiedades de la solución (Carreras, 1993). Así, la trayectoria de cada partícula contaminante puede ser descrita como una función estadística donde existe un desplazamiento medio al que se superpone un desplazamiento aleatorio. Este método, llamado de *simulación*, es el de mayor aplicabilidad, aunque requiere largos tiempos de cálculo. La segunda aproximación parte de la descripción de las variables en términos de su valor medio más una cierta perturbación y trata de obtener expresiones analíticas que permitan la solución del problema planteado. Esta aproximación matemática está motivada por la imposibilidad de describir de forma precisa la distribución espacial de algunas variables de interés; estas variables están sujetas a incertidumbres y requieren un tratamiento estadístico. Conducen a resultados más generales que la anterior.

La principal **ventaja** de estos métodos es que permiten explicar con éxito algunas de las anomalías observadas en el transporte de solutos.

Su principal **desventaja** es que su utilidad está condicionada por la disponibilidad de una importante base de datos que permita realizar el estudio matemático causa-efecto requerido y por las propias características del medio a investigar. Además, no parecen estar suficientemente desarrollados como para permitir resolver de forma rutinaria problemas reales sobre el terreno (Carreras, 1993).

2.5.2.4. Otras soluciones: los modelos analógicos

Por último, antes de terminar, conviene recordar que en algunos casos se ha recurrido a la utilización de **modelos analógicos** para resolver problemas de flujo de contaminantes en el terreno. Se trata de modelos físicos que tratan de simular los procesos de transporte mediante el estudio de un prototipo del sistema real. Los problemas de semejanza han determinado que su utilidad sea muy limitada. En la actualidad se aplican a resoluciones muy concretas y de escala espacial muy limitada, como pueden ser efectos locales de fuentes o simulaciones de contaminaciones locales para estudiar su impacto en acuíferos concretos.

2.6. ASPECTOS BASICOS A CONSIDERAR EN LA FASE DE MODELIZACION

El desarrollo actual de modelos que permiten simular la migración de contaminantes en el terreno puede ayudar de forma fundamental en la gestión y protección de suelos y acuíferos. En este sentido, un modelo que permita analizar y visualizar el proceso de migración de contaminantes a partir del foco o focos de vertido puede resultar una herramienta de enorme valor para gestores y responsables en temas medio-ambientales, hidráulicos y sanitarios.

Esta situación ha conducido a la aparición en el mercado de distintos programas de ordenador que permiten realizar simulaciones de gran complejidad. Desafortunadamente, cuando se modeliza con estos programas, la profundidad y calidad matemática y gráfica de los programas utilizados no siempre está acompañada por una base de datos experimentales de buena calidad y los trabajos efectuados suelen carecer de la oportuna revisión crítica de datos, métodos y resultados.

En este sentido, resulta fundamental que modelizadores y gestores tengan una suficiente base conceptual que les permita analizar y evaluar las informaciones que entran en el programa y los resultados que el modelo aporta. En este sentido, no se debe olvidar, como apunta De Seversky (en Davis, 1973), la frase que debiera estar presente en la pared de todo centro de cálculo: «Si introduce basura, saldrá basura» («*Garbage In, Garbage Out*»).

De esta forma, en el presente apartado se aporta, en primer lugar, una relación de algunos de los programas de ordenador más utilizados para simular la migración de contaminantes en el terreno; posteriormente, se realizan una serie de consideraciones para el uso de estos programas, ordenadas a modo de protocolo.

2.6.1. PROGRAMAS COMERCIALES.

En los últimos tiempos se han desarrollado distintos programas de ordenador que permiten resolver de forma sistemática las ecuaciones que rigen la migración de contaminantes en el terreno, en ocasiones en condiciones de gran complejidad.

La mayor parte de los programas elaborados permiten simular la migración de contaminantes en medios detríticos saturados. En estos casos el flujo se asume laminar y el medio es ideal para la modelización matemática. La simulación en la zona no saturada está menos desarrollada y el número de programas que permiten abordar esta problemática es, dada su complejidad, menor.

Algunos modelos permiten analizar cuantitativamente el transporte de contaminantes en medio fisurado. En ellos el flujo a través de fisuras se puede considerar laminar o turbulento y las aproximaciones matemáticas son más complejas y restringidas.

En áreas con intensa karstificación la modelización está menos evolucionada debido en gran medida a las propias características del flujo en estos terrenos. En efecto, el flujo en este medio se realiza en gran medida a favor de canales soluciónales irregulares dentro de sistemas muy heterogéneos; en este caso el flujo solo localmente puede considerarse laminar y las aproximaciones matemáticas están, por ahora, en desarrollo. Además, las suposiciones sobre estructura y funcionamiento dinámico del sistema son a veces difíciles de comprobar y la convergencia de resultados no confirma dichas suposiciones.

No se trata, en cualquier caso, de realizar aquí una revisión exhaustiva de los numerosos programas comerciales existentes. Por el contrario, se recoge una síntesis de la selección presentada por Anderson *et al.* en el «Handbook of Hydrology». En este libro puede encontrarse también un listado exhaustivo y actual con las direcciones de los distribuidores de programas de modelización.

La tabla 2.2 muestra una relación de los programas de transporte de sustancias considerados como mas representativos (con sus claves o «codes»), dentro de los basados en soluciones numéricas, y de su relación con los correspondientes programas de flujo de agua. Estos programas se encuentran entre los mas utilizados en trabajos profesionales. Pueden clasificarse en 3 grupos:

- Transporte de contaminantes en aguas subterráneas. Permiten simular procesos de advección, dispersión y reacciones químicas de sustancias disueltas en el agua.

Entre los que se recogen en la tabla 2.2 el BIO1D es físicamente el más simple desde un punto de vista conceptual, aunque permite trabajar con condiciones químicas complejas; sería el más recomendado para modelizadores noveles. El RNDWALK y USGS MOC permiten simulaciones en 2 dimensiones (2D) para flujo variable y dispersión, con opciones de adsorción y pérdidas por reacción, e incluso adsorciones no lineares, flujo de sustancias con densidades variables y biodegradación. El MT3D permite resolver problemas en 3 dimensiones (3D), considerando flujos variables, dispersión, adsorción lineal y no lineal y reacciones de descomposición de primer orden; requiere una compleja introducción de archivos con la información de entrada. Por último, el modelo SWIFT/386 permitiría analizar el transporte de sustancias con densidad variable en medios fracturados y no fracturados; su utilización alcanza un importantísimo grado de complejidad. Estos programas resuelven las ecuaciones de transporte por el método de diferencias finitas, tratando de minimizar las posibilidades de dispersiones numéricas.

Otro programa de interés parece ser el AQUA3D, que resuelve las ecuaciones de flujo por el método de elementos finitos y genera de forma automática la malla de trabajo. Permite simular el transporte de contaminantes por convección, con adsorción, pérdidas por reacción y dispersión, en un medio constituido por capas de distintas potencias y características.

- Seguimiento de partículas en desplazamiento. Permiten visualizar el desplazamiento de partículas que se mueven en redes de flujo, considera por tanto el flujo advectivo y no la componente dispersiva.

Familias de códigos (claves)	
Flujo de aguas subterráneas	PLASM
Transporte en aguas subterráneas	RNDWALK
Trayectoria de partículas	FLOWPATH
	MODFLOW
	MT3D
	PATH3D
	MODPATH
Flujo en condiciones de saturación variables	FEMWATER
Transporte en condiciones de saturación variables	FEMWASTE
	VS2D
	VS2DT
Códigos Individuales	
Flujo de agua subterránea	AQUIFEM-1
Transporte en agua subterránea	BIO1D, USGS MOC, SWIFT/386
Flujo en medio variablemente saturado	UNSAT2
Transporte en medio variablemente saturado	SUTRA

Tabla. 2.2. Conexiones entre programas numéricos de simulación en aguas subterráneas (Anderson et al., 1993).

Se pueden destacar los programas FLOWPATH, MODPATH y PATH3D. El primero de ellos tiene un carácter interactivo y trabaja en 2 dimensiones (2D), por lo que está recomendado para investigadores noveles. Los otros dos trabajan con trayectorias de partículas en un dominio tridimensional. Únicamente el PATH3D permite considerar condiciones de flujo variable, mientras los otros dos programas trabajan en condiciones de flujo permanente.

- Transporte de contaminantes en medios porosos variablemente saturados. Permiten simular procesos de advección, dispersión y reacción química en zona saturada e insaturada.

Los programas más conocidos serían el FEMWASTE (se le asocia el LEWASTE), 3DFEMWASTE (se le asocia el 3DLEWASTE), VS2DT, SUTRA y BioF&T3D. Los dos primeros permiten simulaciones siempre que no existan complicaciones relacionadas con cambios de densidad.

El FEMWASTE y 3DFEMWASTE trabajan en un dominio bidimensional y tridimensional, respectivamente. Resuelven la ecuación de transporte por el método de elementos finitos convencional, apoyado por un método de elementos finitos Lagrange-Euler; se trata con ello de evitar dispersiones numéri-

cas que llevan, incluso, a generar valores de concentración negativos. Permite trabajar con redes triangulares y cuadrilaterales que resultan de gran ayuda.

El SUTRA permitiría considerar efectos de densidad y transporte de calor. Permite simulaciones en 2 dimensiones y resuelve dos ecuaciones diferenciales parciales, una para el flujo y otra para la concentración o temperatura.

En este grupo puede incluirse el modelo SESOIL, que permite simulaciones a largo plazo de un contaminante que migra en una columna (1D) de suelo no saturado desde la superficie del terreno hasta el nivel freático. Permite trabajar en condiciones meteorológicas variables. Ofrece como salida gráficos concentración versus tiempo a diferentes profundidades en la columna de material y ha sido utilizado por la EPA en estudios experimentales. Por su parte, el programa MULTIMED de la US EPA permitiría simular el transporte y transformación de contaminantes desde vertidos, considerando un entorno multimedia, con desplazamientos hacia el aire y el suelo, incluyendo sus zonas no saturada y saturada, que dan lugar al desarrollo de penachos contaminantes.

Existen, además, otros programas que permiten trabajar en otro tipo de simulaciones, como las relacionadas con flujos multifásicos, transporte de pesticidas, flujo en fracturas, etc. En el caso de líquidos inmiscibles en agua (tipo NAPLs) la modelización deberá abordarse desde programas tipo SWANFLOW, ARMOS, MOTRANS o MOFAT. Por su parte, el programa PRZM2 permite analizar el transporte de pesticidas en suelos. En el caso de flujo en medios fisurados pueden utilizarse los programas vistos anteriormente, siempre que se asuma una red de fisuras suficientemente densa y continua. En cualquier caso, existen programas específicamente desarrollados para este tipo de medios, que permiten considerar una porosidad dual, como son el SWIFT/386, TOUGH, TRAFRAP-WT, NEFTRAN O MAFIC2D/3D.

Por último, existen programas que aunque no modelizan el transporte pueden resultar de ayuda en los estudios sobre contaminación. Es el caso de programas de geoestadística, tipo GEOEAS o GEOSTATISTICS que permiten caracterizar penachos contaminantes y ayudan a definir los datos de entrada de los programas específicos.

En todos los casos, cabe señalar, que la correcta aplicación de estos programas requiere un conocimiento de base suficiente por parte del modelizador y no basta, como apuntan Anderson *et al.* (op.cit.), con la lectura de la guía del usuario. El modelizador debe tener siempre muy en cuenta las limitaciones y especificaciones de los programas que utiliza, sus ventajas

e inconvenientes. Además, siempre es importante examinar de forma crítica tanto los datos de partida, como los métodos de interpretación utilizados por el programa y su adecuación a la realidad que se desea modelizar.

De hecho, aunque estos programas expresan relaciones con aparente precisión y operan desde aparatos con una reputación popular de infalibles, en aquellos trabajos en que se han desarrollado estudios comparativos en profundidad se ha evidenciado que algunos de ellos llegan a desarrollar errores de entidad. En este sentido, en un estudio comparativo de modelos realizado por Perrochet y Rossier (1990) se pone en evidencia problemas de simulación que presentan algunos de los programas de simulación numérica. Concretamente, algunos programas considerados habitualmente cara a la modelización generan con el tiempo soluciones incorrectas, que implican la existencia de problemas de dispersión numérica («efectos mariposa»).

Resulta evidente, por tanto, la necesidad de establecer un protocolo de modelización que permita controlar y optimizar la utilización de los programas de simulación.

2.6.2. PROTOCOLO DE MODELIZACION

El protocolo de modelización hace referencia al procedimiento a desarrollar para la correcta aplicación de cualquier programa de simulación. Aunque en la actualidad no existe un protocolo oficial, a continuación se recogen, tomando como punto de partida lo expuesto por Anderson y Woesner (in Anderson *et al.*, op.cit.), algunos pasos que deberían ser considerados en la fase de modelización:

1) **Definir los objetivos** del modelo a desarrollar. Algunos objetivos de interés pueden ser determinar la evolución de las concentraciones de un contaminante en el terreno a lo largo del tiempo, determinar el patrón preferencial de flujo de dicho contaminante o establecer el mínimo tiempo requerido para que un contaminante alcance los puntos de descarga de un sistema.

2) Desarrollo del oportuno **modelo conceptual**. Este deberá estar basado en el reconocimiento del contexto geológico y la identificación de procesos hidrológico-hidrogeológicos e hidroquímicos de interés. En este sentido, simular supone el conocimiento previo de la dinámica de aquéllo cuyo comportamiento, en la situación real o en una situación hipotética de futuro, se quiere investigar.

3) **Elección del programa** a utilizar y desarrollo de un **modelo matemático** basado en el modelo conceptual desarrollado previamente. Se incluye en esta fase, y siempre que sea necesario, la construcción de la malla de trabajo. Conviene recordar, en todo caso, que los esfuerzos en la modelización deben ser acordes con los esfuerzos realizados en la fase de muestreo y recogida de información. El modelo matemático nunca deberá mostrar una complejidad superior a la demostrada por los datos de partida y se recomienda trabajar con la situación mas simple que sea consistente con los datos disponibles (Massman y Hagley, 1995). En situaciones simples o cuando los datos disponibles son escasos las soluciones analíticas pueden ser las más apropiadas.

4) **Verificación del programa**. Se trata de evidenciar que el programa utilizado resuelve de forma correcta las ecuaciones que constituyen el modelo matemático. Para ello se comparan, normalmente, los resultados obtenidos por el programa con los obtenidos por una o más soluciones analíticas. Puede llegar a exigirse documentación detallada sobre la estructura, operación y desarrollo histórico del modelo utilizado y un examen sobre su aplicabilidad en las condiciones de interés.

5) Preselección y **calibrado** de los valores de los parámetros a considerar en la modelización. En esta fase, se evaluarán los posibles errores en las determinaciones de partida sobre estos parámetros (que preferiblemente serán datos obtenidos directamente en ensayos sobre el terreno) y se procederá a su calibrado. Este calibrado hace referencia al ajuste, de los valores de partida dentro de un predeterminado rango de incertidumbre, hasta ajustar los resultados producidos por el modelo con series de observaciones de campo. El ajuste de parámetros suele efectuarse manualmente por el «método de prueba-error» o de forma automática, marcando previamente los objetivos del ajuste. El efecto de las variaciones de los parámetros considerados en los resultados que aporta el modelo es considerado en el llamado análisis de sensibilidad. Dado que este proceso puede conducir a sobrevalorar o infravalorar los parámetros ajustados, conviene tener siempre valores de referencia tipo de los mismos. Además, deberá tenerse siempre en cuenta que errores debidos a la incertidumbre en la determinación de parámetros o en su calibrado pueden ser de gran importancia en los resultados del modelo. De esta forma, entre los principales retos de la modelización en el próximo siglo se encuentra la estimación de parámetros de calibración y el desarrollo de técnicas de campo que permitan una buena caracterización del terreno y de los penachos contaminantes.

6) **Verificación del modelo.** Tras la fase de calibrado el modelo es utilizado en nuevas simulaciones y los datos obtenidos se comparan con series de observaciones de campo independientes de las anteriores. En demasiadas ocasiones, este paso es obviado por falta de información suficiente.

7) **Validación del modelo.** Se refiere a demostrar que el modelo desarrollado para un sitio específico es capaz de realizar predicciones fiables. Se trata de una validación efectuada desde un punto de vista de regulación y no científico. Preferiblemente esta validación se realizará a partir de auditorías efectuadas años después de la elaboración del modelo. Las incertidumbres inherentes al modelo conceptual de partida y los cambios del entorno que puedan afectar la dinámica del medio pueden conducir a diferencias notables entre las predicciones que se efectuen y la evolución real de un emplazamiento. En caso de necesidad el modelo podrá ser reajustado y mejorado.

8) Finalmente, los resultados de la modelización deberían ser presentados en un **informe** que incluya toda la información utilizada para la construcción del modelo y permita su reconstrucción y el duplicado de resultados.

En cualquier caso, debe recordarse, como apunta Van der Heidje (1995), que los tres principales componentes para el éxito o fracaso de un modelo son: calidad de la información de partida, calidad de las herramientas de tratamiento de la información y competencia del equipo de expertos.

2.7. REFERENCIAS

Anderson, M. P.; Ward, D. S.; Lappala, E. G. & Prickett, T. A. (1993).- «Computer models for surface water.» (in «Handbook of Hydrology», Maidment, D. R. ed.) McGraw-Hill Inc., New York, pp. 22.1-22.33.

Bitton, G.; Farrah, S. R.; Ruskin, R. H.; Butner, J. & Chou, Y. J. (1983).- «Survival of pathogenic and indicator organisms in ground water.» *Ground Water*, 21, pp. 405-410.

Bredehoeft, J.D. & Pinder, G.F. (1972).- «The application of the transport equations to a groundwater system». XXIV Intern. Geol. Congress, Montreal, sect. 11: Hydrogeology, pp. 255-263.

Carreras, J. (1993).- «An overview of uncertainties in modelling groundwater solute transport.» *J. Contaminant Hydrology*, 13, pp. 23-48.

Charbeneau, R. J. & Daniel, D. E. (1993).- «Contaminant transport in unsaturated flow.» (in «Handbook of Hydrology», Maidment, D. R. ed.). McGraw-Hill Inc., New York, pp. 15.1-15.54.

Davis, J. C. (1973).- «Statistics and data analysis in geology.» Wiley & Sons. Inc., New York, 646 pp.

Domenicō, P.A. & Schwartz, F.W. (1990).- «Physical and Chemical Hydrogeology». John Wiley and Sons Inc., New York, 824 pp.

Drost, W.; Klotz, D.; Koch, A.; Moser, H.; Neumanier, F. & Rauert, W. (1968).- «Point dilution methods of investigating groundwater flow by means of radioisotopes.» Water Resources Res., 4, pp. 125-146.

ENRESA (1991).- «Revisión sobre los modelos numéricos relacionados con el almacenamiento de residuos radiactivos». Ed. Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A. (ENRESA), Madrid, Publ. Técnica 01/91 y 02/91, 519 pp.

Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979).- «Groundwater». Prentice-Hall Inc., New Jersey, 604 pp.

Fried, J.J. (1975).- «Groundwater pollution». Elsevier Sci. Publ., Amsterdam, 330 pp.

Gelhar, L. W.; Welty, C. & Rehfeldt, K. R. (1992).- «A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers.» Water Resources Res., 28-7, pp. 1.955-1.974.

Golwer, A. (1983).- «Underground purification capacity.» (in «Groundwater in water resources planning» Int. Assoc. Hydrological Sciences) Pub. n.42. Koblenz Symposium. UNESCO. pp. 1.063-1.072.

Grove, D. B. & Beetem, W. A. (1971).- «Porosity and dispersion constant calculations for a fractured carbonate aquifer using the two well tracer method.» Water Resources Res., 7, pp. 128-134.

Keswick, B. H.; Gerba, C. P.; Secor, S. L. & Cech, I. (1982).- «Survival of enteric viruses and indicator bacteria in groundwater.» J. Environmental Sci. Health., A 17, pp. 903-912.

Konikow, L. F. & Bredehoeft, J. D. (1974).- «Modelling flow and chemical quality changes in an irrigated steam-aquifer system.» Water Resources Res., 10-3, pp. 546-562.

Luckner, L. & Schestakow, W.M. (1991).- «Migration processes in the soil and groundwater zone». Lewis Publ. Inc.

Massmann, J. W. & Magley, M. T. (1995).- «A comparison of model and parameter uncertainties in groundwater flow and solute transport predictions.» (in «Groundwater models for resources analysis and management», Aly. I. El-Kadi. ed.) Lewis Publishers, pp. 3-24.

Mercer, J.W. & Waddell, R.K. (1993).-«Contaminant transport in groundwater» (in «Handbook of Hidrology», Maidment, D.R. ed.). McGraw-Hill Inc., New York, pp. 16.1-16.41.

Perrochet, P. & Rossier, Y. (1990).- «Etude comparative de modèles de transport appliquée à la convection pure.» Bull. du Centre d'hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel, 10, pp. 47-61

Pinder, G. F. (1973).- «A Galerkin-finite element simulation of groundwater contamination on Long Island, N. Y. » Water Resources Res., 9-6, pp. 1.657-1.669.

Van der Heidje (1,995).- «Model testing: a functionality analysis, performance evaluation and applicability assessment protocol.» (in «Groundwater models for resources analysis and management», Aly I. El-Kadi. ed.) Lewis Publishers, pp. 39-58.

Yates, M. V.; Gerba, C. P. & Kelley, L. M. (1985).- «Virus persistence in Groundwater.» Appl. Environ. Microbiol., 49, pp. 778-781.

Yates, M. V.; Yates, S. R.; Wagner, J. & Gerba, C. P. (1,987).- «Modelling virus survival and transport in the subsurface.» J. Contaminant Hydrology, 1, pp. 329-345.

Zuber, A. (1974).- «Theoretical possibilities of the two-well pulse method.» Int. Atomic Energy Agency, Rept. SM-182/45.

3. SEGUIMIENTO DE AREAS POTENCIALMENTE CONTAMINADAS

Una vez desarrollados los aspectos teóricos de la migración de contaminantes en el terreno se consideran en este capítulo aspectos prácticos fundamentales en los estudios de contaminación de suelos y aguas subterráneas. Se comienza con la definición del *seguimiento* (se utiliza aquí el término *seguimiento* como traducción del término inglés *monitoring*) para pasar a considerar las características que deben reunir las redes de observación, tanto la **red de control de niveles piezométricos**, que deberá permitir una definición suficiente de la dinámica del flujo, como la **red de control de calidad**, que deberá permitir identificar y, en su caso, caracterizar la dinámica de la migración del contaminante. Finalmente se dan criterios para evaluar el *seguimiento* en el marco del análisis de decisión.

Lo que ahora se expone es válido para los casos más generales de contaminación. En lo que se refiere a casos con características específicas, dos de ellos se presentan en anexos: el medio kárstico, como medio particular (anexo 1), y los NAPL, como contaminantes particulares (anexo 2).

3.1. OBJETIVO Y CONTEXTO DEL SEGUIMIENTO

3.1.1. OBJETIVO GENERAL DEL SEGUIMIENTO

Algunos autores entienden que el *seguimiento* es:

1) Un programa científicamente establecido de observaciones frecuentes en el tiempo de los procesos dinámicos más significativos, con objeto de definir, con la precisión necesaria en cada caso, la situación del medio, su evolución, y, en su caso, delimitar adecuadamente la extensión de la contaminación en las tres dimensiones del espacio.

2) El análisis e interpretación científica de los datos sistemáticamente recopilados, con el fin de establecer los cambios que han tenido lugar.

3) La predicción, basada en el punto anterior, de los presumibles cambios futuros.

Un programa básico de *seguimiento* debería incluir:

A) El control de la situación y dinámica actual, tanto de las aguas del

suelo como de las del subsuelo, para asegurar su calidad, como medida preventiva, o, en su caso, para diagnosticar su estado de deterioro y ser punto de partida de las medidas correctoras a llevar a cabo.

B) El control de los focos potenciales de contaminación de las aguas del suelo y del subsuelo, incluyendo su historia pasada, su presente y su previsible evolución. Su consideración conjunta resulta fundamental en el marco preventivo y corrector.

La información suministrada por un programa de *seguimiento* es esencial para detectar los impactos de las actividades humanas o de las fluctuaciones climáticas sobre la cantidad y calidad de las aguas subterráneas, así como también para identificar y cuantificar las consecuencias que distintos modos de utilización de las aguas subterráneas pueden tener sobre el medio ambiente.

Ahora bien, no todos los datos adquiridos en un estudio de contaminación de aguas subterráneas proporcionan información de igual valor a la hora de identificar y caracterizar el problema objeto de estudio, de ahí que se haya incorporado el concepto de valor de la información (data worth). El valor de la información recopilada durante un programa de *seguimiento* tiene que justificar los costes habidos, es decir, ese valor debe ser superior a los costes del programa. Por consiguiente, el diseño del *seguimiento* y el uso último de la información generada (toma de decisiones) deben ser inseparables.

El desarrollo de programas de *seguimiento*, con base científica, es una tarea de máxima prioridad. Se trata de que los datos que se recojan sean **representativos** del problema a estudiar. El programa de observaciones (medidas) a realizar debe responder a estas seis preguntas (las seis **W** de los anglosajones):

¿Para qué se va a medir?	Why?
¿Quién va a medir?	Who?
¿Qué se va a medir?	What?
¿Dónde se va a medir?	Where?
¿Cuándo y con qué frecuencia se va a medir?	When?
¿Con qué tecnología se va a medir?	Which?

Responder a estas cuestiones es de todo punto fundamental como paso previo a la toma de medidas. No hay que olvidar que, frecuentemente, el *análisis de riesgos* se hace a partir de los resultados de las campañas de muestreo efectuadas. Es obvio que estrategias diferentes en las observaciones sobre una misma área contaminada pueden diferir notablemente en sus resultados finales. Como evidente es que responder a esas preguntas supone tener un adecuado esquema conceptual de lo que son las aguas del suelo, las aguas subterráneas, su dinámica y sus interrelaciones con los solutos presentes.

No está de más recordar aquí lo que Farvolden y Hugues (1976) concluían de las investigaciones hidrogeológicas que ellos llevaron a cabo para el estudio de vertederos de residuos, pero que en su esencia es perfectamente aplicable, por generalización, a una problemática más amplia: *«solid waste can be buried at almost any site without creating an undue groundwater pollution hazard, provided that the site is properly designed and operated. A testing program to define the hydrogeological environment is essential»*.

Parecidos términos se recogen, entre otros, en el documento Politique de Réhabilitation des Terrains Contaminés (1988) elaborado por el Ministère de l'Environnement del Gobierno de Québec, en el que además de establecer criterios de evaluación de la contaminación de los suelos y de las aguas subterráneas, añade que *«l'utilisation de ces critères, jumelée à la connaissance des propriétés hydrogéologiques des sols concernés»* es necesaria para determinar el nivel de decontaminación a alcanzar en cada caso para asegurar la salud ambiental.

Como alguien dijo en una ocasión, el principal problema que se plantea en el diagnóstico de la afección de los suelos contaminados no es el desconocimiento de la dinámica de las aguas del medio en los procesos de migración de los contaminantes, sino que el principal problema es el propio desconocimiento de que eso pueda ser esencial.

3.1.2. ESCALA DEL SEGUIMIENTO

Se ha expuesto con anterioridad que el objetivo del *seguimiento* es definir «con la precisión necesaria en cada caso» la situación del medio y su evolución. Bajo este objetivo general se pueden encontrar «casos» muy diferentes en cuanto a la extensión del problema a *seguir*, es decir en cuanto a la escala espacial: desde la escala regional hasta la local, cada una con sus características propias. La escala temporal del seguimiento se trata posteriormente (apartado 3.4.2.1) al analizar el significado de las tendencias de las series cronológicas.

3.1.2.1. Programa de *seguimiento* a escala regional

El objetivo de un programa regional, o nacional, de *seguimiento* de la calidad de las aguas subterráneas suele ser realizar observaciones, en una extensa red de puntos, que aporten datos referenciales de base sobre la calidad de las aguas para la evaluación del estado actual de la situación y de su evolución, y para prever los cambios o tendencias que en el futuro pueden darse en la misma, bien debidos a procesos naturales o bien a actuaciones antrópicas (tabla 3.1). En buena lógica, el diseño, operación y mantenimiento de un programa regional debe ser asumido por instancias gubernamentales.

Un programa regional de este tipo no está orientado a la observación de los efectos originados en la calidad de las aguas por focos de contaminación puntual, sino en todo caso por contaminación difusa, como la de tipo agrícola, que afecta a grandes extensiones de terreno. Es preferible que un programa de estas características incluya en su red de observación solamente puntos que no sean objeto de explotación continuada, como es el caso de pozos de bombeo. De todas formas, a veces puede resultar necesaria su inclusión ante la ausencia de puntos alternativos en el área.

Como ilustración de estos programas valgan los siguientes aspectos operativos enmarcados en el programa nacional de seguimiento de la calidad de las aguas subterráneas de la República Checa (Vrba y Pekny, 1991):

- Un sistema hidrogeológico es objeto de observaciones en el marco del programa una vez que su geometría y condiciones de flujo (red de flujo) son conocidas.
- La construcción y diseño de los pozos de muestreo debe ser tal que permita la toma puntual de muestras a las profundidades que interese, al objeto de evidenciar posibles zonaciones verticales en la calidad del agua. Muestras tomadas como mezcla de distintos niveles productivos o muestras tomadas en pozos de diseño desconocido no son consideradas en el marco del programa de *seguimiento*. En el caso concreto checo el programa se inclina por la construcción de pozos en racimo (*clusters*), varios pozos cercanos entre sí alcanzando cada uno una diferente profundidad, más que por aislar tramos en un único pozo mediante obturadores.
- Hay una progresiva introducción del *seguimiento* en la zona no saturada, en la que tienen lugar transformaciones decisivas que afectan a la carga contaminante. En este sentido, el programa lleva a cabo el *seguimiento* en parcelas experimentales equipadas con lisímetros y con sistemas de adquisición automática de datos.

- La localización de los pozos de observación tiene en cuenta la importancia y el grado de vulnerabilidad de las aguas subterráneas en el área considerada, los focos potenciales de contaminación existentes y las propiedades de los contaminantes asociados, así como las condiciones de flujo del sistema hidrogeológico. No hay en el programa un número fijo de puntos de observación por unidad de área; en general, la densidad de puntos aumenta con la importancia y grado de vulnerabilidad de las aguas y con el potencial contaminante de las actividades humanas.
- La frecuencia de muestreo es semestral para los acuíferos más superficiales y anual para los profundos. En zonas piloto puede llegar a ser mensual. Las determinaciones efectuadas incluyen los parámetros físicos, químicos y biológicos propios de la normativa de potabilidad (análisis base) además de compuestos orgánicos específicos (análisis opcional), según el área. Los métodos de adquisición de datos y de análisis en campo y laboratorio están estandarizados.
- Los datos son tratados estadísticamente y puestos a disposición de los usuarios. El programa de *seguimiento* de la calidad de las aguas subterráneas es una base esencial para la toma de decisiones relativas a la estrategia, policía, gestión y protección de los recursos hídricos a escala regional o nacional.

3.1.2.2. Programa de *seguimiento* a escala local

El objetivo de este tipo de programas se centra en la evaluación de la situación de las aguas del suelo y de las aguas subterráneas en el entorno de un foco puntual potencialmente contaminante (depósito de residuos, tanque subterráneo, rotura de tuberías...), de manera que las observaciones efectuadas permitan la toma de medidas oportuna para, en su caso, hacer frente a la contaminación (tabla 3.1). En los últimos años diversas normativas obligan a la realización de este tipo de programas en el marco de las evaluaciones de impacto ambiental. En buena lógica, los gastos que conlleva el *seguimiento* (diseño, operación, mantenimiento) deben ser asumidos por quien, potencialmente, está contaminando o puede contaminar.

La investigación local es más detallada, compleja y, por tanto, comparativamente, más costosa, que la regional, aunque también es verdad que suele haber una mayor disponibilidad de fondos monetarios para el *seguimiento* local debido a la necesidad de establecer medidas correctoras ante impactos evidentes al medio subterráneo.

La investigación local debe considerar un importante número de parámetros que afectan al transporte y transformación de los contaminantes, tanto en el suelo como en la roca, en la zona no saturada y en la saturada. Todos los fenómenos que pueden influir en el movimiento de los contaminantes, tales como el bombeo en pozos, arroyos influentes, interacción de acuíferos multicapa, etc, deben ser adecuadamente caracterizados.

A esta escala local, de problemas específicos, es donde adquiere una mayor relevancia el *seguimiento* de la zona no saturada mediante dispositivos (cápsulas de succión) para el muestreo de las soluciones intersticiales del suelo. En la figura 3.1 se observan distintos dispositivos de control tanto de la zona saturada como de la no saturada para el *seguimiento* en las proximidades de un foco contaminante.

El muestreo de las aguas de la zona saturada se realiza mediante pozos dispuestos en grupos (cluster de pozos) de manera que cada pozo alcanza una profundidad diferente presentando además un reducido intervalo de rejilla. En otros casos un mismo pozo puede ser utilizado para tomar muestras puntuales en profundidad mediante obturadores. Estos tipos de dispositivos posibilitan una localización espacial precisa de la muestra y permiten así el seguimiento de la evolución de la calidad en profundidad. Previamente a la toma de la muestra se efectúa un pequeño bombeo de corta duración de forma que la muestra se toma cuando los valores de pH y/o de conductividad, medidos en continuo durante el bombeo, alcanzan la estabilización.

Hay una diferencia fundamental entre el diseño de un programa de *seguimiento* para una nueva actividad, potencialmente contaminante, y el diseño para una actividad ya existente. En el caso de una nueva actividad el programa debe ser incorporado al propio diseño de la actividad en su conjunto, **como una parte más de la misma**. En tal caso, el *seguimiento* sirve como sistema de alerta: un impacto puede ser identificado antes de que el contaminante haya migrado excesivamente lejos del foco. En una actividad ya existente, el *seguimiento* se diseña para verificar si existe o no impacto a las aguas subterráneas y, en caso afirmativo, para caracterizar la forma y propagación del penacho contaminante, como paso previo a la toma de medidas correctoras. Sea una u otra la situación es fundamental que el diseñador del programa vea el *seguimiento* como un sistema integral bien organizado y no como una colección de partes no relacionadas.

Categoría e importancia de los puntos de muestreo					
Escala del programa	Base	Tendencia	Impacto	Frecuencia	Variables de muestreo analizadas
Nacional	D	D	PS	L	B+/O-
Regional	PS	D	C	M	B+/O-
Local	PS	PS	D	H	O+

D = dominante. C = complementario. PS = poco significativo.
 H = alta (> 12 veces por año). M = media (2/4 - 12 veces por año). L = baja (1 - 2/4 veces por año).
 B = variables básicas (normas de potabilidad). O = opcionales (metales pesados, orgánicos...)
 + = análisis regulares. - = análisis ocasionales.

Tabla 3.1. Categorías de puntos de muestreo en el marco de programas de seguimiento de calidad de las aguas subterráneas (Vrba y Pekny, 1991). En el texto se han considerado de forma conjunta las escalas nacional y regional.

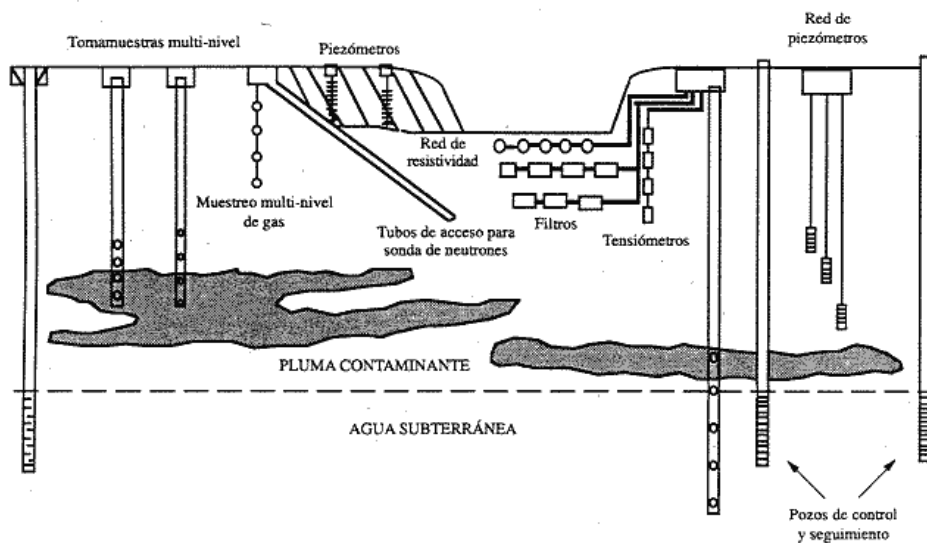


Figura 3.1. Dispositivos de control posibles en una investigación local (Sara, 1994).

En la tabla 3.1 se recogen las distintas características de los programas de *seguimiento* en función de su escala: nacional-regional o local. Como se puede observar, mientras que en la primera prima la necesidad de conocer la

calidad de base de las aguas subterráneas y de identificar la tendencia, en la escala local es prioritaria la detección de los impactos. Estas diferencias conllevan frecuencias de muestreo diferentes, más alta en la escala local, además de un distinto interés por las variables a analizar; en esta última escala se analizan de forma regular componentes específicos (propios del impacto concreto a controlar) que en la escala regional sólo son analizados de forma ocasional.

En lo que sigue se trata el *seguimiento* desde la óptica de la escala local, en referencia al control de los posibles impactos a la calidad de las aguas subterráneas debido a focos puntuales de contaminación potencial.

3.1.3. CONTEXTO DEL SEGUIMIENTO

En la figura 3.2 se establece el contexto del *seguimiento* a escala local de las aguas subterráneas. Cuando una actividad sobre el terreno ha sido identificada como foco contaminante, o potencialmente contaminante, la cuestión preliminar es analizar, cualitativamente, el riesgo que las posibles sustancias relacionadas con el foco pueden tener, en la actualidad o en un futuro próximo, sobre la salud y el medio ambiente una vez que han entrado en contacto con los flujos de agua, o aire, del medio y son objeto de migración.

Para que ese análisis sea correcto resulta necesario conocer toda la información disponible referente a la historia del foco en función del espacio, del tiempo y del tipo de contaminantes (fechas de vertido, lugares, cantidades, formas, contaminantes...), además de conocer con una cierta precisión la caracterización geológico-hidrogeológica del medio receptor (tipo de medio, permeabilidad, suelo, fracturación, situación del nivel piezométrico, sentido y velocidad del flujo...). Solo a partir de ese doble conocimiento podrá el análisis preliminar de la situación concluir si existe o no prioridad para el diseño de un programa de *seguimiento*. A pesar de lo obvio de este razonamiento en ocasiones se cometen graves errores por no haber llevado a cabo una caracterización adecuada, del foco y/o del medio receptor, como paso previo a la toma de la decisión sobre el programa.

Si la decisión es afirmativa, necesidad del *seguimiento*, el siguiente paso es definir los objetivos del programa. En ocasiones el objetivo es la simple **detección** del contaminante, determinar si hay o no afección al medio hídrico subterráneo. En otros casos el objetivo, una vez detectado el contaminante, es más exigente pretendiendo la **identificación** espacial, en las tres dimensiones, del penacho contaminante; es evidente que en este caso se necesita un mayor esfuerzo en la operación del *seguimiento*.

Un esfuerzo más considerable aún supone el objetivo de la **evaluación** de la contaminación, paso siguiente al de la identificación y en el que se pretende caracterizar, en términos de concentraciones, la contaminación; éste es un paso previo al diseño del sistema de saneamiento del medio. Un último objetivo es relativo al **control** del saneamiento de forma que el *seguimiento* sirva ahora para verificar que el sistema de saneamiento diseñado cumple realmente sus objetivos prácticos; en caso contrario un nuevo diseño de medidas correctoras es necesario. El objetivo concreto planteado va a condicionar los pasos siguientes.

Una vez definido el objetivo viene el diseño de la red de *seguimiento*, tanto para la observación de niveles como para la toma de muestras, aunque los puntos correspondientes a ambas medidas no sean siempre coincidentes. El diseño de la red presenta dos aspectos a considerar. Por un lado, el propio sistema físico (¿dónde?), es decir, la situación espacial de los puntos que van a conformar la red (manantiales, pozos, galerías...) de manera que las observaciones en ellos realizadas sean representativas del problema objeto de estudio. En el caso de los pozos, cualquiera no es apropiado para cualquier medida (puede serlo para medir niveles y no para toma de muestras) por lo que es imprescindible conocer los detalles constructivos (profundidad, longitud y situación de la rejilla,...) de los pozos ya existentes o construirlos adecuadamente en el caso de los nuevos.

Por otro lado, está el procedimiento (¿cuando?, ¿cómo?, ¿qué?), es decir, lo relativo a la frecuencia de muestreo, al método con el que se va a muestrear, a las variables objeto de interés específico, y a los métodos analíticos de campo o de laboratorio. Son buena parte de estos aspectos, de sistema físico y de procedimiento, los que se comentan en los siguientes apartados. No se hace mención, sin embargo, a los aspectos relativos a los protocolos de preservación de muestras ni a los protocolos analíticos (¿cómo?) por estar ampliamente documentados.

Una vez diseñada la red se pasa a la medida de observaciones y toma de muestras en los puntos y con la frecuencia previamente definida. El periodo a lo largo del cual se va a llevar a cabo la toma de datos va a depender del objetivo concreto del problema a resolver. En cualquier caso, es esencial ir evaluando los datos a medida que van siendo tomados ya que esa evaluación puede aportar criterios que lleven a la modificación y optimización de la red existente, cambiando el sistema físico o algunos de los procedimientos. Si de la evaluación de los datos se concluyera que éstos son suficientes, en cantidad y en calidad, y representativos del problema objeto de estudio, se pasaría a su tratamiento definitivo cuyas conclusiones son la base para la toma de la decisión respecto a las medidas a tomar.

En ocasiones no se toma en consideración este contexto dinámico de la red, sujeta a optimizaciones, lo cual suele traer como consecuencia la no adecuación entre los costes del *seguimiento* y el valor de la información recogida. Ni que decir tiene que en todos los pasos anteriormente comentados hay que tener presente la evolución en el tiempo del foco contaminante y el contexto hidrogeológico del medio receptor. Los datos solamente son interpretables en ese contexto. A veces, se cometen errores importantes, incluso con una gran cantidad de datos disponibles, por una incorrecta ubicación del dato en el contexto hidrogeológico, por su falta de representatividad en el marco del problema a estudiar, por su falta de calidad, o por su inadecuado tratamiento.

Todos estos errores se pueden apreciar en la figura 3.2 en la que también se señalan las incertidumbres asociadas. El programa de *seguimiento* debe finalmente ayudar a clarificar, en buena medida, esas incertidumbres de forma que la toma de decisiones sea la más propicia entre las posibles. Los aspectos relativos al tratamiento de las incertidumbres ocupan un apartado posterior (apartado 3.5).

3.2. ASPECTOS A CONSIDERAR EN EL SEGUIMIENTO

A la hora de llevar a cabo un estudio de diagnóstico de la afección que un foco contaminante pueda estar provocando en el medio subterráneo es fundamental la consideración del **contexto hidrogeológico** del emplazamiento y de su entorno, de manera que se pueda diagnosticar con certeza el papel ejercido por las aguas del subsuelo en la propagación de la carga contaminante, tanto hasta el momento actual como en lo que se refiere a su posible evolución futura. El objetivo, por tanto, es evaluar la influencia derivada de la dinámica de las aguas del subsuelo, evitando así que su no, o su incorrecta, consideración conduzca a errores en el diagnóstico de la afección y, en consecuencia, en las medidas correctoras a aplicar.

Es en este momento en el que toman un carácter eminentemente práctico los aspectos anteriormente comentados en esta guía. Lo que ahora sigue es condición necesaria no sólo en el diagnóstico de una situación de posible afección al medio, sino también como base de las medidas correctoras, en el caso de una afección *de facto*, y de las medidas preventivas, en el caso de una afección previsible.

El estudio hidrogeológico exigible en la realización de un diagnóstico debe incorporar los siguientes aspectos, recogidos tomando como base de partida la «Guide d'implantation et de gestion de lieux d'enfouissement de sols contaminés» del Ministère de l'Environnement du Québec (Enero 1988).

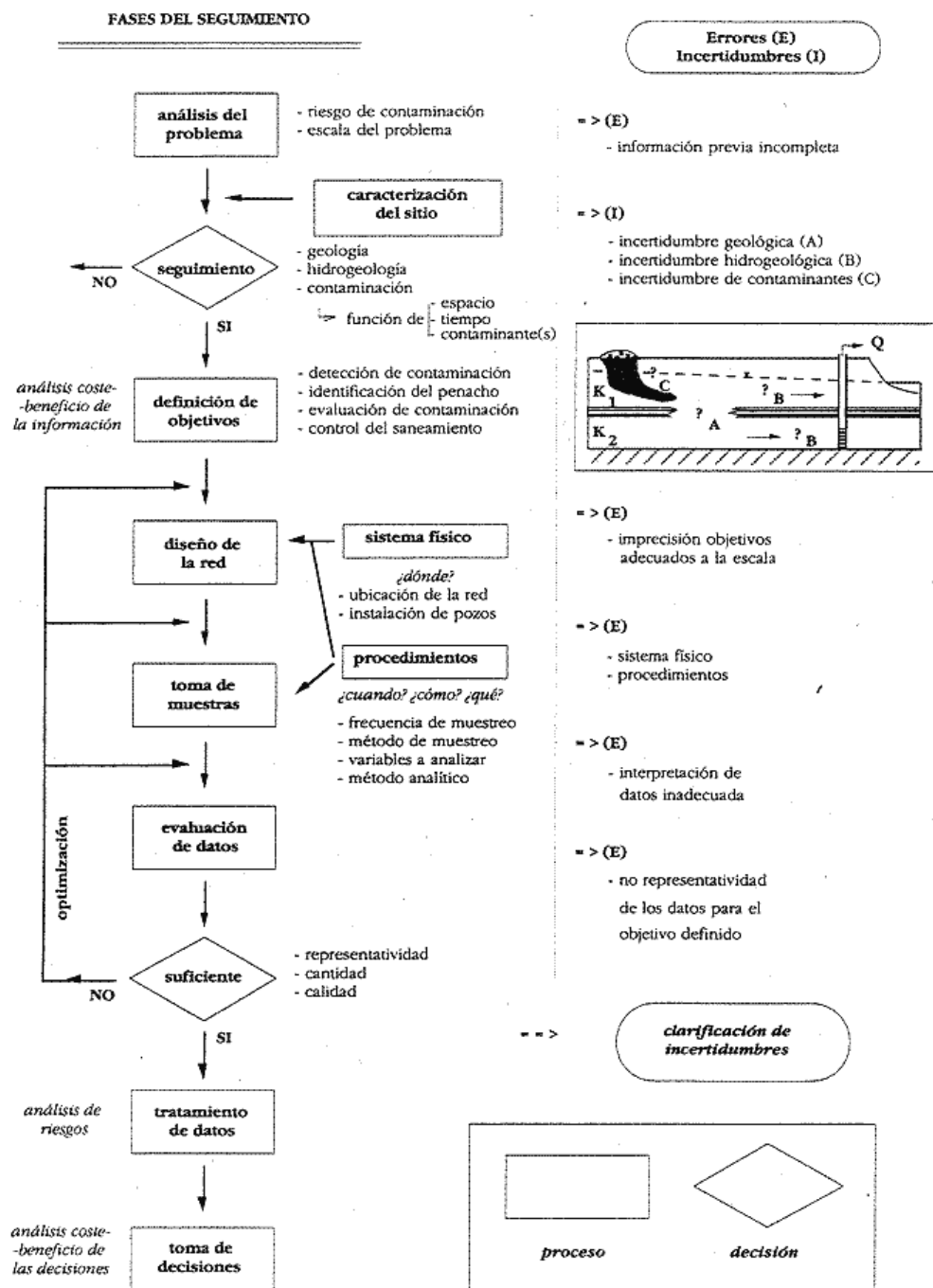


Figura 3.2. Contexto de un programa de seguimiento a escala local.

3.2.1. ASPECTOS GEOLOGICOS

El reconocimiento geológico del emplazamiento y de su entorno tiene por objetivo identificar las diferentes unidades estratigráficas presentes en el subsuelo, así como su disposición, y evaluar su aptitud ante la migración de los contaminantes, es decir, su comportamiento hidrogeológico. Estos aspectos deben ilustrarse en forma gráfica (perfiles), y a la escala adecuada (a definir en cada caso).

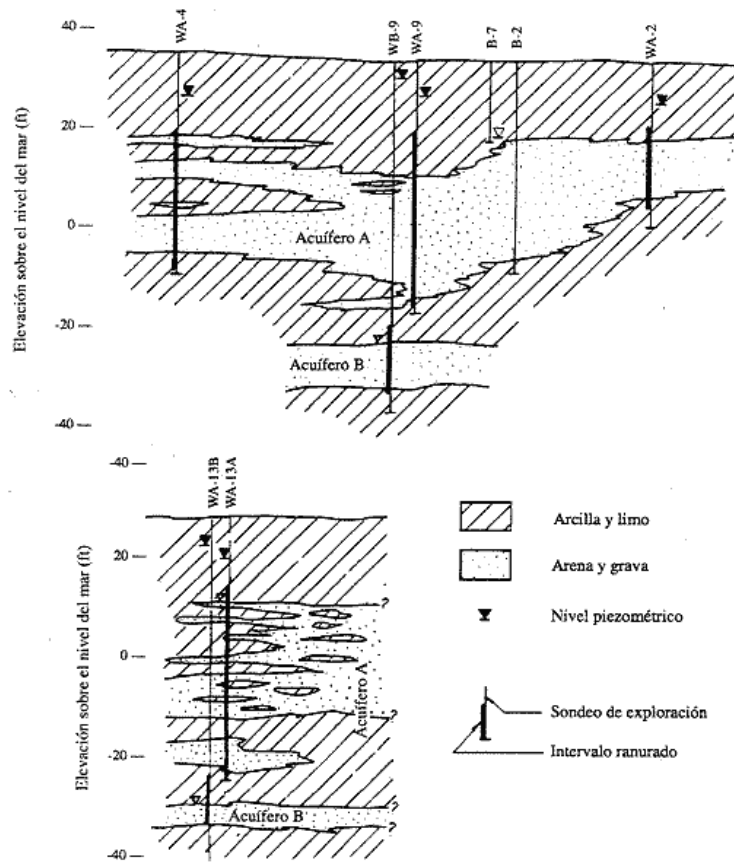


Figura 3.3. Importancia de los sondeos en la determinación de la configuración espacial de medios heterogéneos (Palmer, 1992).

A tal fin se pueden utilizar distintos métodos:

- Reconocimiento preliminar de la parte más superficial del suelo mediante catas de poca profundidad (algunos pocos metros).

- Métodos geofísicos (eléctricos, electromagnéticos, sísmicos, prospección magnética, geo-radar, etc.) que permiten profundizar en el subsuelo proporcionando información indirecta sobre los diferentes materiales allí existentes y sobre su disposición. Con la utilización de un único método de prospección se obtienen resultados aproximativos por las limitaciones que cada método presenta. Sin embargo, la combinación de varios métodos de prospección proporciona una visión más adecuada del medio que se quiere caracterizar. La tabla 3.2 recoge las aplicaciones principales de algunos de los métodos de prospección geofísica habitual.

- Sondeos de reconocimiento, que permiten un acceso directo, en profundidad, al medio, sirviendo, en consecuencia, para precisar aspectos dudosos. El número de sondeos va a depender de las estimaciones que previamente se hayan hecho sobre la heterogeneidad del medio, de manera que a mayor heterogeneidad corresponde un mayor número de sondeos. La profundidad de los sondeos debe ser la suficiente para poder caracterizar geológicamente el subsuelo del emplazamiento. En la figura 3.3 se refleja la importancia que tiene el reconocimiento mediante sondeos para conocer la configuración del medio y evitar errores posteriores en la interpretación de las observaciones.

	Geo-Radar	EM	RE	MAG
Cartografiar características hidrogeológicas (nivel freático, potencia del acuífero ...)	1. Método más efectivo	2. Método alternativo	1. Método más efectivo	No se utiliza
Cartografiar lixiviados conductivos y penachos contaminantes	2. Método alternativo	1. Puede controlar el movimiento del penacho mediante medidas hechas en diferentes tiempos	2. Establece una aproximación de la cantidad de contaminante	No se utiliza
Localización y determinación de los límites y la profundidad de un vertedero	1. Método más efectivo	1. Método más efectivo	2. Método alternativo	Sólo si el relleno es de materiales metálicos
Localización y semicuantificación de objetos metálicos enterrados	Puede determinar cualquier tipo de objeto	2. Método alternativo	No se utiliza	1. Método más efectivo

Tabla 3.2. Aplicaciones principales de algunos métodos de prospección geofísica (EM=electromagnética; RE=eléctrica; MAG= magnética). Según Busquet y Casas (1996).

- La presencia de sondeos (de investigación y/o de explotación) permite la realización de testificaciones geofísicas en las que se lleve a cabo un registro vertical, a lo largo del sondeo, de parámetros de interés geológico o

hidrogeológico (flujo, temperatura, conductividad del agua; resistividad, porosidad, fracturación, contenido de humedad del medio...).

- Los sondeos, al igual que las catas, deben servir para tomar muestras representativas de los diferentes materiales allí presentes, con vistas a determinar sus propiedades físicas (granulometría, contenido en humedad, porosidad, etc.), sus propiedades hidráulicas (permeabilidad) y sus propiedades mecánicas (compresibilidad, resistencia, etc.).

Entre las propiedades a determinar la más importante es el coeficiente de permeabilidad de Darcy (K) de los distintos materiales presentes. Este parámetro debe ser determinado preferiblemente mediante ensayos in situ, a diferentes profundidades. A tal fin, el uso de obturadores a diferentes espaciados permite una buena precisión de la variación vertical de dicho coeficiente (figura 3.4).

3.2.2. ASPECTOS HIDROGEOLOGICOS

- La determinación, a partir de los coeficientes de permeabilidad (K) y de los gradientes hidráulicos medidos, del régimen de flujo (velocidad y sentido) de las aguas subterráneas y su ilustración en perfil y en planta (figura 3.5) para las diferentes unidades hidrogeológicas en el caso de que haya más de una. El estudio deberá indicar la situación y naturaleza de los puntos de observación, el método seguido para la determinación de la K y del gradiente, así como los métodos de cálculo utilizados.

En este sentido, la utilización de trazadores puede resultar de gran utilidad permitiendo determinaciones directas sobre velocidades y sentido de flujo en los acuíferos, eliminando así las incertidumbres propias de las estimaciones derivadas de la aplicación de la ley de Darcy (Freeze y Cherry, 1979).

- La determinación de los regímenes de flujo local y regional (si los hubiera) de las aguas subterráneas, determinando, en cada caso, las zonas de recarga y descarga, así como las posibles relaciones hidráulicas entre el/los acuífero/s considerado/s y otros sistemas hídricos (ríos, lagos, embalses, otros acuíferos) con ellos relacionados. La configuración de los distintos tipos de regímenes debe ilustrarse de forma gráfica. En comparación con el aspecto anterior, éste implica un contexto más regional.

- El análisis de la posible perturbación que el foco contaminante puede tener sobre el esquema de flujo de las aguas subterráneas. Esto es de gran importancia porque en ocasiones ocurre que un vertido puede llegar a afectar el esquema previo de flujos, invalidando, en parte al menos, los conocien-

tos previamente existentes. Si del estudio se deduce una posible perturbación del esquema de flujos es necesario establecer las medidas preventivas, y de seguimiento, adecuadas para evitar o, en su caso, para tener controlada la perturbación.

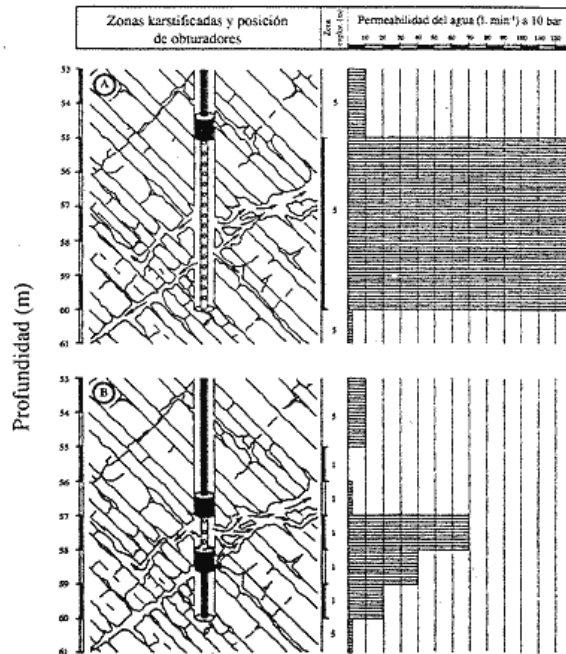


Figura 3.4. Valores del coeficiente de permeabilidad (K) obtenidos en ensayos con distintos espaciados entre obturadores (Milanovic, 1981).

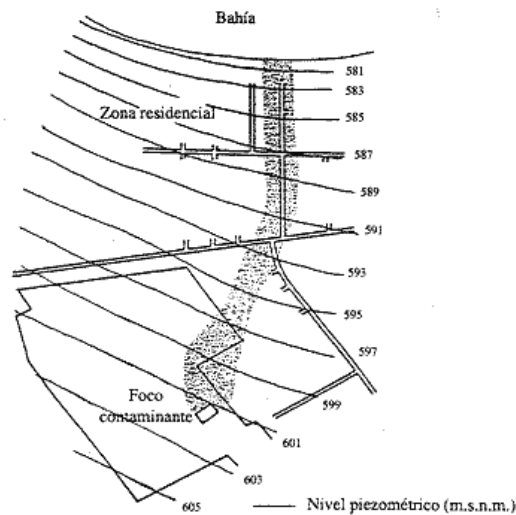


Figura 3.5. Migración de contaminantes por fuga en un depósito. El contexto hidrogeológico, la red de flujo, condiciona la evolución del contaminante (Bedient et al., 1993).

- La consideración de los impactos previsibles a las aguas superficiales y subterráneas debidos a la migración de la carga contaminante desde el foco. Mayor énfasis se debe hacer en la consideración de los impactos previsibles a áreas de ubicación de captaciones de agua potable. Esta consideración de los impactos previsibles debe apoyarse en los puntos anteriores, de manera que se pueda determinar el sentido de movimiento de la masa contaminante, en función del esquema de flujos, y se pueda estimar su velocidad, en función del coeficiente de permeabilidad (K), del gradiente y de la porosidad eficaz. En base a estas determinaciones y estimaciones el estudio debe incorporar las medidas preventivas o correctoras, según el caso, a aplicar.

Para cubrir los objetivos estrictamente hidrogeológicos ahora citados es fundamental contar con una **red de observación** adecuada, en cantidad, calidad y posición, de piezómetros, que refleje lo mejor posible el contexto hidrogeológico, el esquema de flujo, del entorno. Si al inicio del estudio no hubiera ningún piezómetro, o su número, calidad y posición fuese insuficiente, el primer paso deberá ser el diseño de una red adecuada de observación de niveles piezométricos.

Los aspectos hidrogeológicos hasta ahora citados son de necesario conocimiento para un diagnóstico acertado de la situación actual, pero también lo son para el seguimiento posterior a la puesta en marcha de las medidas correctoras o preventivas, según el caso, de forma que durante cierto tiempo se tenga controlado el esquema de flujos y se verifique que realmente las medidas aplicadas han sido las adecuadas. En caso contrario habrá que actuar con nuevas medidas hasta que el impacto disminuya a los límites previamente convenidos.

3.2.3. ASPECTOS HIDROQUÍMICOS

- Paralelamente al estudio hidrogeológico, y en íntima relación con él, se debe también proceder a un muestreo inicial *representativo* de las aguas superficiales y subterráneas en el entorno del emplazamiento objeto de investigación. Se deben muestrear:

- Las aguas superficiales (captaciones, cursos de agua, lagunas, zanjas...).
- Las aguas subterráneas en los piezómetros y pozos existentes en la zona.
- Las aguas subterráneas en los pozos de abastecimiento.

En cada muestra de agua tomada se recomienda determinar una serie de parámetros analíticos (tabla 3.3) que deben permitir detectar la posible existencia de contaminantes. Cuando se estime oportuno se determinarán las concentraciones de los diferentes parámetros usualmente analizados para el agua de consumo humano, además de las concentraciones de aquellas sustancias susceptibles de ser liberadas por el foco contaminante concreto, lo cual implica conocer previamente la caracterización del mismo.

Los valores obtenidos deberán, en todo caso, servir para caracterizar la *concentración de base* de las aguas, superficiales y subterráneas, del entorno del lugar de estudio, y, tomando esa concentración como referencia, para delimitar las áreas afectadas por la contaminación así como las sustancias contaminantes.

Especial interés se dará a la comparación de resultados entre las aguas situadas aguas arriba y las situadas aguas abajo, en el sentido del flujo, del lugar de estudio, que servirá para asegurarse de si los contaminantes vienen realmente del foco investigado o si, por el contrario, vienen de otros focos situados aguas arriba.

- Se debe llevar a cabo un muestreo de este tipo en el mismo inicio del estudio de diagnóstico. Esto permitirá conocer inicialmente las zonas afectadas por la contaminación y, por tanto, es una base para diseñar una estrategia adecuada de muestreo a desarrollar posteriormente a lo largo de la duración del estudio. Pero esta estrategia debe incluso continuar, durante un cierto tiempo, una vez que el emplazamiento ha sido saneado porque es la única manera de asegurar que lo previsto en el plan de recuperación se ha cumplido. En caso contrario, nuevas medidas correctoras se harán necesarias.

- Esta estrategia hará necesario contar con una **red de control de calidad** de las aguas de superficie y subterráneas, que permita en un momento dado el adecuado muestreo de las aguas. La red de observación de niveles anteriormente comentada, por su parte, permitirá el conocimiento de la distribución de cargas hidráulicas en el medio.

- Otro aspecto hidrogeoquímico de importancia es la consideración de la zona no saturada, ya que un seguimiento adecuado de la migración de los contaminantes a través de este medio puede ayudar en gran manera a evitar, o, al menos, a reducir los efectos de la contaminación sobre el medio saturado. Para este seguimiento en la zona no saturada es necesario el diseño de una red específica adecuada de muestreo, en la forma que más adelante se expone (apartado 3.4.1.2).

Para cubrir los objetivos hidrogeoquímicos ahora citados es fundamental

contar con una red adecuada, en cantidad, calidad y posición, de pozos (para la zona saturada) y tomamuestras de succión (para la zona no saturada), de manera que reflejen lo mejor posible el contexto hidrogeoquímico del entorno (figura 3.1). Esta red irá acompañada de la red de observación de niveles que permitirá situar los muestreos en el contexto hidrodinámico, aspecto éste esencial para la correcta interpretación de la información recogida.

ELEMENTO A CARACTERIZAR	Determinación C : campo L : laboratorio	Analítica	
		Requerido por regulación	Aconsejados para completar
Purgado del pozo	C	pH, conductividad	Temperatura Potencial redox
Indicadores de contaminación	C	pH, conductividad	
	L	TOC (carbono orgánico total)	
	L	TOX (halogenos org. totales)	
Calidad del agua (a)	L	Cl, Fe, Mn, Na, SO ₄	Alcalinidad o acidez
	L	Fenoles	Ca, Mg, K NO ₃ , PO ₄ , NH ₄ , sílice
Aguas potables (b)	L	As, Ba, Cd, Cr, F, Pb, NO ₃ , Se, Ag	
	L	Endrín, Lindano, metoxicloro, toxafeno, 2,4- D, 2,4,5-TP(Silvex)	
	L	Radio, radiación alfa/beta total	
	L	Bacterias coliformes	

Tabla 3.3. Parámetros analíticos recomendados en programas de detección de contaminación (Barcelona et al., 1985). a) Estos parámetros se determinan trimestralmente durante el primer año de control, según la RCRA estadounidense. b) Estos parámetros son excluidos después del primer año.

3.3. RED DE OBSERVACION Y CONTROL

3.3.1. ASPECTOS CONSTRUCTIVOS DE CARACTER GENERAL PARA POZOS

Los trabajos de campo a realizar en estudios de contaminación conllevan, ya desde las primeras fases de perforación, una complejidad que hace recomendable su revisión y control por hidrogeólogos y proyectistas experi-

mentados en técnicas de exploración subterránea. Estos trabajos, como apunta Palmer (1992), no son tan sencillos y simples, como para poder ser realizados por personal inexperto.

3.3.1.1. Perforación y testificación

En primer lugar, en función de las condiciones específicas del lugar a reconocer y de las características del medio, se elegirá un método de perforación que asegure la posterior estabilidad del sondeo y toma de muestras.

La perforación (figura 3.6), que debería ser realizada a partir de sondas rotacionales o mediante dispositivos de tipo tubo hueco, debe permitir la obtención de un testigo continuo del suelo, sedimento y/o roca que se desee caracterizar. A partir de este testigo se podrá registrar de forma directa la disposición de materiales, elaborar una columna completa del terreno y se recogerán muestras para su posterior estudio. El registro completo de estos sondeos debe incluir, en todo caso, información primaria sobre la naturaleza de los suelos, textura, color, plasticidad, humedad, formas sedimentarias y geológicas, discontinuidades, niveles y espesores de material, presencia de agua, presencia de contaminantes, olores, identificación de niveles de material acuífero y permeabilidades, si los hubiera. Esta labor primaria resulta fundamental, ya que un registro incompleto o incorrecto puede conducir a graves errores de interpretación.

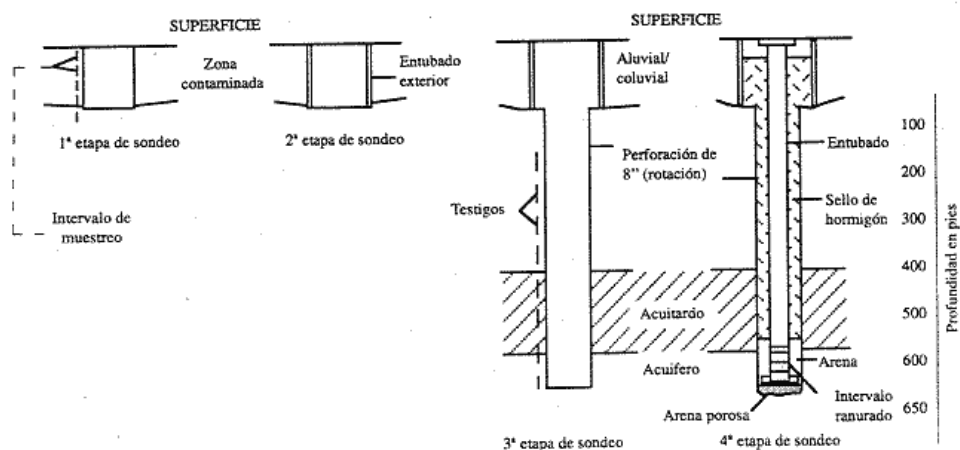


Figura 3.6. Fases en la construcción y acabado de un pozo (Palmer, 1992).

Las muestras de suelo deberán ser tomadas a intervalos regulares de profundidad y en puntos de interés. Serán empaquetadas y selladas, al objeto de retener posibles sustancias volátiles, indicando también su orientación.

En lo que se refiere al agua del subsuelo, siempre que sea posible debe registrarse la humedad de la muestra y, en su caso, la existencia de aportes hacia el sondeo. Una vez que se encuentre agua, y siempre que sea posible, se determinará la posición del nivel piezométrico y se controlará su posible evolución durante la fase de perforación. En caso de encontrarse distintos niveles saturados deberán ser aislados mediante sellado, dejando instalados los dispositivos necesarios para control y muestreo posterior de agua. *Es extremadamente importante prevenir una conexión entre niveles acuíferos a favor de los sondeos, especialmente si alguno de los niveles muestra síntomas de contaminación.* También se procederá a los oportunos sellados cuando el dispositivo geológico y la profundidad de la investigación lo aconsejen.

3.3.1.2. Acabado de pozos de observación

En los casos de interés, y como se acaba de indicar, el sondeo deberá dejarse preparado para trabajos de carácter hidrogeológico, pasando a ser un pozo de observación. En este caso, la localización y diseño del mismo resulta fundamental para obtener una información de calidad.

Es conveniente, en primer lugar, tener en cuenta una serie de aspectos constructivos de interés. Así, cuando se trate de materiales poco cohesivos, sin cementación, o cuando se requieran importantes intervalos de rejilla será necesario recurrir a empaques de gravas o arenas. Su objeto es evitar cavitaciones en los materiales, favorecer la estabilidad y evitar arrastres. En función del material acuífero y del tipo de rejilla a utilizar se selecciona el tamaño del material a utilizar para el empaque. Normalmente se elige un tamaño de material superior al de la formación perforada, que permita la entrada de agua al pozo. El material es importante que sea muy limpio, con un 90% de cuarzo, y de grano redondeado. El empaque debe rellenar el hueco entre la pared del sondeo y el tubo o rejilla instalado en su interior (se recomienda una separación mínima entre ambos de 5 a 10 cm). Suele ser aconsejable prolongar el empaque más allá de las rejillas (del orden de medio metro) para evitar problemas con los sellados.

TIPO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
PVC (Cloruro de polivinilo)	<ul style="list-style-type: none"> • Ligero. • Excelente resistencia química frente a álcalis débiles, alcoholes, hidrocarburos alifáticos y aceites. • Buena resistencia química frente a ácidos minerales fuertes, ácidos oxidantes concentrados y álcalis fuertes. • Fácil de obtener. • Bajo precio en comparación con el acero inoxidable y el teflón. 	<ul style="list-style-type: none"> • Más débil, menos rígido y más sensible a cambios de temperatura que los materiales metálicos. • Puede adsorber alguno de los constituyentes del agua subterránea. • Puede reaccionar con el agua subterránea y liberar algunos constituyentes. • Pobre resistencia química a ketones, ésteres e hidrocarburos aromáticos.
Polipropileno	<ul style="list-style-type: none"> • Ligero. • Excelente resistencia química a ácidos minerales. • De buena a excelente resistencia química frente a álcalis, alcoholes, ketones y ésteres. • Buena resistencia química a los aceites. • Resistencia química media a ácidos oxidantes concentrados, hidrocarburos alifáticos e hidrocarburos aromáticos. • Bajo precio en comparación con el acero inoxidable y el teflón. 	<ul style="list-style-type: none"> • Más débil, menos rígido y más sensible a cambios de temperatura que los materiales metálicos. • Puede reaccionar con el agua subterránea y liberar algunos constituyentes. • Pobre manejabilidad y difícilmente ranurable.
Teflón	<ul style="list-style-type: none"> • Ligero. • Muy resistente a los golpes. • Notable resistencia a ataques químicos; insoluble en sustancias orgánicas excepto en unos pocos disolventes fluorados. 	<ul style="list-style-type: none"> • Baja resistencia a la tracción y al deterioro comparado con otros plásticos. • Caro en relación con otros plásticos y el acero inoxidable.
Kynar	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor dureza y resistencia al agua que el teflón. • Resistente a la mayoría de disolventes químicos. • Más barato que el teflón. 	<ul style="list-style-type: none"> • No es fácil de obtener. • Pobre resistencia química a ketones y acetona.
Acero	<ul style="list-style-type: none"> • Duro y rígido. Su sensibilidad a cambios de temperatura no suele suponer un problema. • Fácil de obtener. • Bajo precio en relación al acero inoxidable y el teflón. 	<ul style="list-style-type: none"> • Más pesado que los plásticos. • Puede reaccionar con el agua subterránea y liberar algunos constituyentes. • No es tan resistente químicamente como el acero inoxidable.
Acero inoxidable	<ul style="list-style-type: none"> • Muy duro en un amplio rango de temperaturas. • Excelente resistencia a la corrosión y a la oxidación. • Fácil de obtener. • Precio moderado para el entubado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Más pesado que los plásticos. • Puede corroerse y liberar algo de cromo en aguas muy ácidas. • Puede actuar como catalizador en algunas reacciones orgánicas. • Las rejillas son mucho más caras que las de plástico.

Tabla 3.4. Comparación de materiales para entubado y enrejado de pozos (Driscoll, 1986).

En lo que se refiere al entubado, la selección del material es de gran trascendencia en estudios sobre contaminantes. La EPA estadounidense clasifica los materiales de mejor a peor de acuerdo con el siguiente orden: teflón, acero inoxidable, cloruro de polivinilo (PVC), acero bajo en carbono, acero galvanizado y acero. De forma general, el acero está desaconsejado en aguas salinas, en las que puede liberar metales. El PVC puede dar problemas en ambientes con altas concentraciones de solventes orgánicos. El teflón puede aportar metales en ciertos ambientes ácidos. La tabla 3.4 muestra una comparación entre los materiales habitualmente utilizados. En cualquier caso, en distintos estudios realizados hasta la fecha (referenciados en Palmer, 1992) no parecen existir diferencias significativas entre estos materiales en términos de lavado y adsorción, al menos en experimentos de exposición. De esta forma, el material más utilizado suele ser el PVC por su menor coste.

La longitud y posición de rejillas estará determinada por las características del terreno y el tipo de información que se desee obtener. En general, en caracterizaciones iniciales se utiliza rejilla a lo largo de todo el pozo. Posteriormente, una vez reconocido el terreno y el problema concreto de contaminación, se diseñan pozos con rejillas en posiciones de interés. Así, para obtener información hidrogeológica, las rejillas se instalan de tal forma que el pozo de observación permita controlar la evolución de niveles a lo largo del tiempo. En el caso en que existan distintos niveles de materiales diferenciados, los distintos tramos de rejilla estarán convenientemente individualizados mediante sellos, evitando en todo momento interconexiones a favor del pozo. Si hubiera productos inmiscibles, debería disponerse de enrejillados sobre el nivel del agua y en la base de los niveles transmisivos.

El sellado anular del pozo (entre la pared del sondeo y el entubado) debe efectuarse para evitar flujos a lo largo del pozo y aportes desde el exterior. Este sellado que debe ser «impermeable» se efectúa con bentonita, lechada de cemento o mezclas (tabla 3.5). La bentonita suele echarse directamente sobre los empaques (medio metro de sello), impidiendo un posterior avance de las lechadas.

3.3.1.3. Dispositivos de control

Una vez identificado el entorno y las características del problema de contaminación a investigar mediante perforaciones piloto, puede optarse por distintos dispositivos de control. La figura 3.7 muestra algunos de los dispositivos de control más habituales. El primero de ellos (figura 3.7.a) corresponde a un pozo de control básico en un nivel de terreno superficial. El segundo

(figura 3.7.b) corresponde a un dispositivo de control bajo un nivel superficial contaminado.

TIPO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Bentonita	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil de obtener. • Bajo coste. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puede producir interferencias químicas en el análisis de la calidad del agua. • El sellado puede no ser completo o ser defectuoso por: falta de sólidos (existe un límite de un 14% de sólidos que pueden ser bombeados en una lechada); hidratación de la bentonita antes de alcanzar la profundidad deseada. • No se puede determinar si el material ha sido emplazado de modo efectivo. • No se puede asegurar un sellado hermético.
Cemento	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil de obtener. • Bajo coste. • Puede utilizarse con filtro de arenas y gravas. • Puede determinarse la calidad de acabado mediante logs acústicos o de temperatura. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puede producir interferencias químicas en análisis de calidad de agua. • Requiere mezclador, bomba y línea de tolvas; generalmente es más limpio que la bentonita. • Encoge al fraguar y no puede asegurarse un sellado hermético.

Tabla 3.5. Comparación de materiales para sellado de pozos (Driscoll, 1986).

Cuando resulta necesario realizar controles en distintos niveles y profundidades puede optarse por un nido (*nest*) de puntos de observación instalados en un único sondeo (figura 3.7.c) o por un racimo (*cluster*) de puntos de observación, cada uno instalado en un sondeo individual (figura 3.7.d). En el primer caso, existe un importante ahorro de tiempo y dinero, aunque existen importantes inconvenientes constructivos y se debe dedicar una especial atención al sellado entre niveles de rejilla. En el segundo caso, los pozos de observación se construyen en un entorno próximo (1 a 3 metros de separación máxima), con diferentes profundidades y una única posición de enrejillado por pozo. El coste de estos dispositivos es mayor, pero sus resultados son

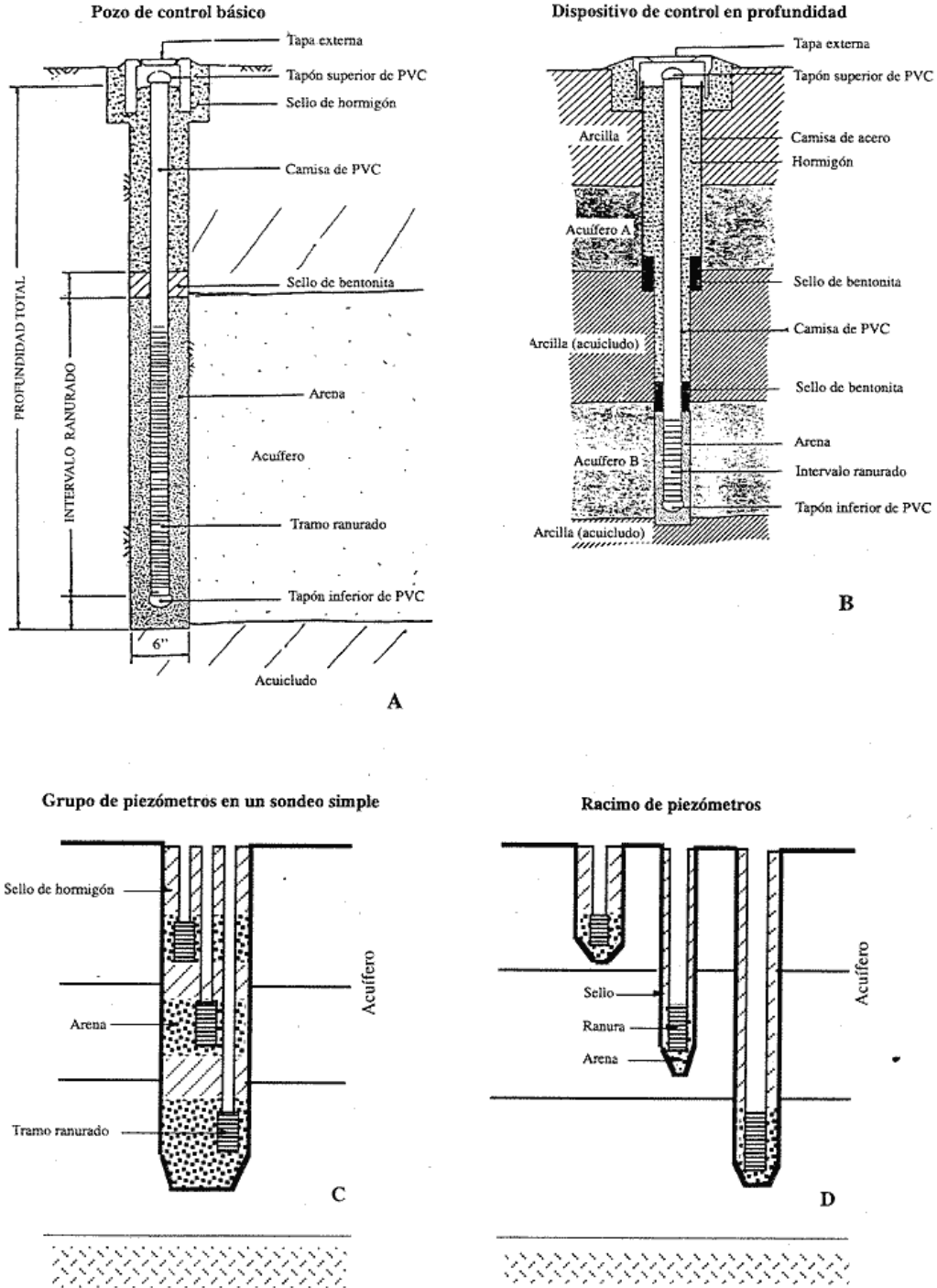


Figura 3.7. Dispositivos de control más habituales en pozos (A y B, Palmer, 1992; C y D, EPA, 1986).

marcadamente mejores y llegan a compensar los costes adicionales (Palmer, 1992).

En la figura 3.8 se representa un sistema de control completo, con pozos de observación en zona saturada y dispositivos para medida de humedad y lisímetros de succión en la zona no saturada, además de zanja para el muestreo directo del suelo.

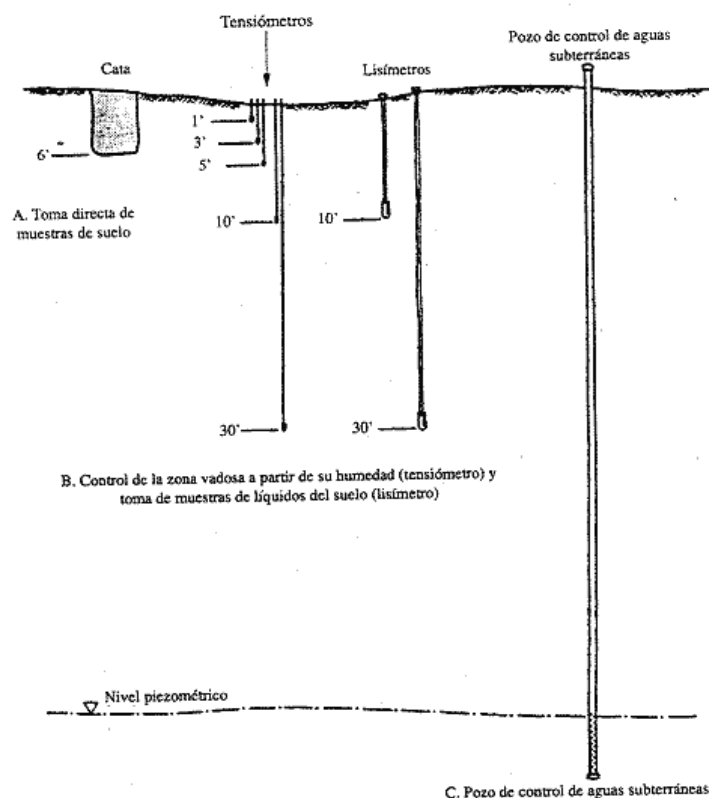


Figura 3.8. Un sistema de control de observaciones combinado (Palmer, 1992).

3.3.2. PIEZOMETROS: LA MEDIDA DEL NIVEL PIEZOMETRICO

En el interior del terreno puede haber cambios de presión de agua de importancia a lo largo de una línea vertical, en función del contexto hidrogeológico, histórico o hidrodinámico de la zona. Esta situación es común en el caso de flujos de componente regional, sobre todo en el entorno de áreas de recarga y descarga (figura 3.9.a). También se registra esta situación

en muchos depósitos recientes (zonas de vega aluvial, estuarios, etc.), constituidos por niveles de arenas, limos y/o arcillas, e incluso en rellenos antrópicos, sobre todo si existen extracciones de agua en algunos niveles y procesos de consolidación en los mismos.

A menor escala, esta situación se registra en suelos sobre laderas. Los flujos de agua discurren fundamentalmente paralelos a la superficie del terreno (figura 3.9.b). En este caso a medida que aumentamos en profundidad en un sondeo vertical, efectuado en la ladera, los puntos presentan una menor presión de agua (en caso contrario el agua no se desplazaría por la ladera).

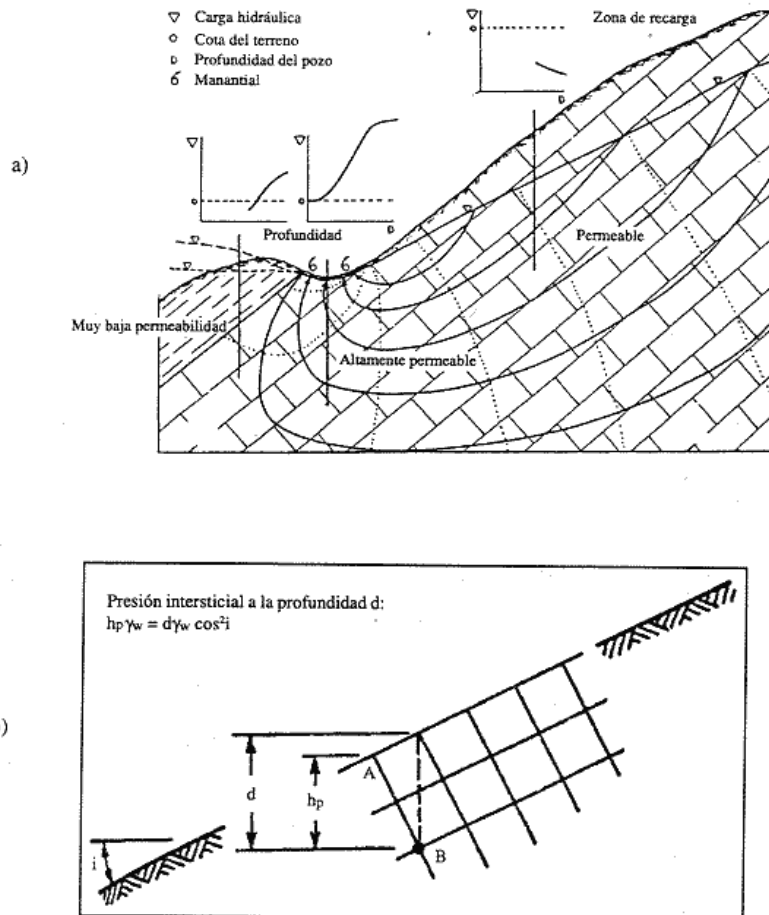


Figura 3.9. Cambios verticales de carga hidráulica. a) Flujos con importante componente vertical en el entorno de surgencias (Custodio, 1995). b) Condiciones de flujo en una ladera saturada.

En todos estos casos, puede haber desviaciones importantes en la evolución de cargas hidráulicas en profundidad entre los resultados obtenidos suponiendo condiciones estáticas y tomando como nivel piezométrico válido para toda la columna aquél al que llega el agua en los pozos abiertos y sondeos, cuando este nivel se estabiliza, y las medidas reales de presión de agua a distintas profundidades en el mismo sondeo, obtenidas mediante piezómetros aislados en su interior.

Resulta, por tanto, imprescindible para la correcta interpretación de las condiciones de flujo disponer de medidores de presión a distintas alturas en el terreno, aislados entre ellos, que permitan observar las posibles desviaciones del perfil de presión de agua. Estas desviaciones, además, pueden informar sobre aspectos de gran importancia del terreno.

Una de las fases fundamentales en el estudio del flujo de agua en el terreno es la determinación de la presión hidráulica en su interior en condiciones naturales. La carga de presión en un punto puede medirse directamente o calcularse mediante los principios de la mecánica de fluidos. En el primer caso, la presión del agua en un punto de una masa de suelo se obtiene mediante piezómetros. Sin embargo, es muy común suponer que el agua en los pozos abiertos o en sondeos mantiene una carga hidráulica total constante en toda su longitud. En este caso, se considera que la presión de agua evoluciona linealmente con la profundidad, de modo que la presión en cada punto de la vertical del sondeo es igual a su distancia a la superficie libre del agua por el peso específico del agua.

Ello es verdad siempre que el terreno esté en régimen estático, sin flujo, o próximo a éste. Esta hipótesis es muy común, aunque no siempre es correcta, especialmente en zonas con distintos niveles de suelo, con rellenos recientes de materiales o con flujos que evolucionan según líneas de flujo escasamente horizontales. De esta forma, una característica fundamental en cualquier piezómetro de campo es la necesidad de aislar el elemento sensible en la zona en la que se desee medir la presión de agua. En caso contrario, y como señala Custodio (1995), pueden darse problemas de circulación de agua a favor del propio pozo, que afecten tanto a medidas hidrodinámicas como a otras determinaciones de interés (salinidad, temperatura, etc) y condicionen la obtención de muestras representativas en estudios de contaminación.

Los piezómetros pueden dividirse en dos grandes grupos: abiertos y cerrados (figura 3.10).

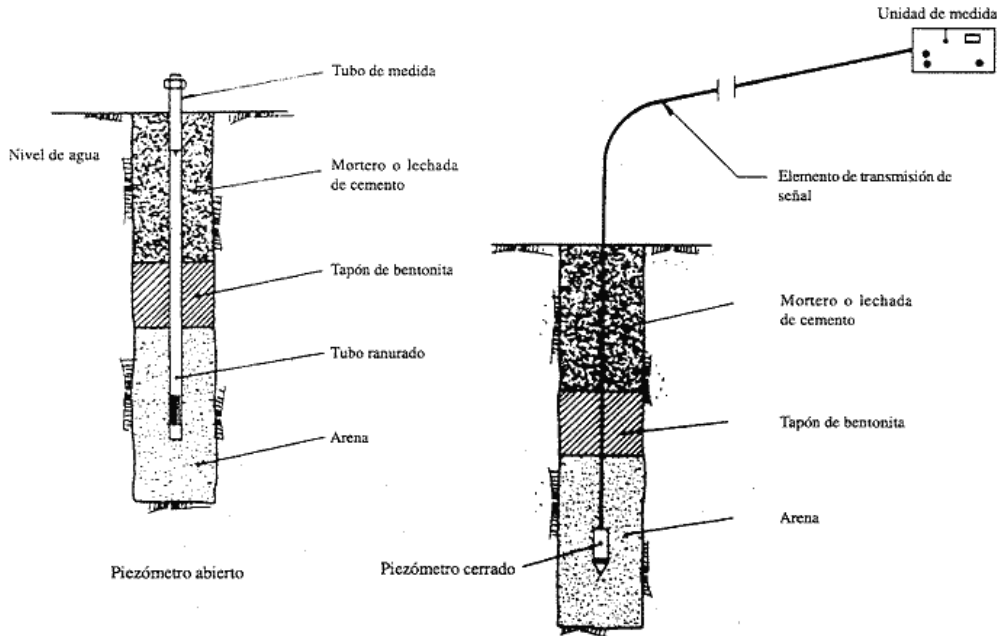


Figura 3.10. Esquema general de un piezómetro abierto (a) y cerrado (b).

Piezómetros abiertos

Permiten observar la posición del nivel piezométrico en terrenos permeables. En los más elementales, normalmente llamados de *tubo abierto*, en función de la altura que alcanza el agua en un tubo instalado en un sondeo y abierto en toda su longitud, se obtiene un valor de carga de presión de agua de conjunto de todo el sondeo. Las medidas en el interior del tubo se efectúan mediante una sonda de nivel, que reacciona al contacto con el agua activando una señal óptica o acústica. Su mayor inconveniente es que no permiten analizar variaciones de presión de agua en profundidad a lo largo del sondeo. Además, requieren que el agua entre en el sistema de medida, por lo que solo es útil en el caso de materiales permeables (arenas, gravas). Su tiempo de respuesta frente a variaciones del nivel de agua en el terreno es lento a muy lento.

Más evolucionado es el llamado *piezómetro de flujo* o *piezómetro de Casagrande*. Está formado esencialmente por una pieza cerámica porosa (cuya capilaridad impide el paso de aire a través de ella) que va situada en una columna de arena limpia, sellada superior e inferiormente. El agua fluye del terreno a la arena y de ésta, a través de la piedra porosa, a un tubo, ascendiendo por éste. Las medidas se efectúan introduciendo una sonda de nivel

en el interior del tubo, registrándose directamente la carga de presión a la profundidad a que se sitúa la pieza cerámica. Tiene, en gran medida, los mismos inconvenientes que el tubo abierto, aunque permite obtener valores puntuales de carga hidráulica y sus tiempos de reacción son menores.

Una última innovación la constituye el *piezómetro de flujo con filtro de cuarzo*. Similar al anterior, sustituye la pieza porosa por una pieza de aglomerado de sílice de dimensiones más moderadas, que se situa en el interior de un filtro de arena de pequeña longitud sellado superior e inferiormente. El agua del terreno se introduce en el filtro y asciende por uno o dos tubos, normalmente de PVC, hasta la altura que corresponda en función de la presión de agua en el punto en que se situa la pieza filtrante. Sus prestaciones son similares a las del piezómetro de Casagrande, aunque sus menores dimensiones pueden permitir introducir varios filtros estancos (figura 3.11) en el interior de un mismo sondeo y así observar la variación de cargas hidráulicas en profundidad.

Piezómetros cerrados

Tienen un elemento sensible situado en el interior de una cámara rellena de material poroso, normalmente arena, que envía señales a una unidad de lectura exterior. En función de las características del elemento sensor se distinguen:

- *Piezómetro neumático con señal eléctrica*. Se instalan principalmente para medir presiones de agua en terrenos poco permeables. Llevan un cuerpo de acero inoxidable, cerrado en su parte inferior con un filtro que permite la entrada de agua en su interior. La presión del agua que llega sobre el *sufflet* es equilibrada con una presión neumática enviada desde el exterior a partir de una bombona de nitrógeno, a través de un sistema de cables huecos. Al alcanzarse las condiciones de equilibrio una señal luminosa o acústica se

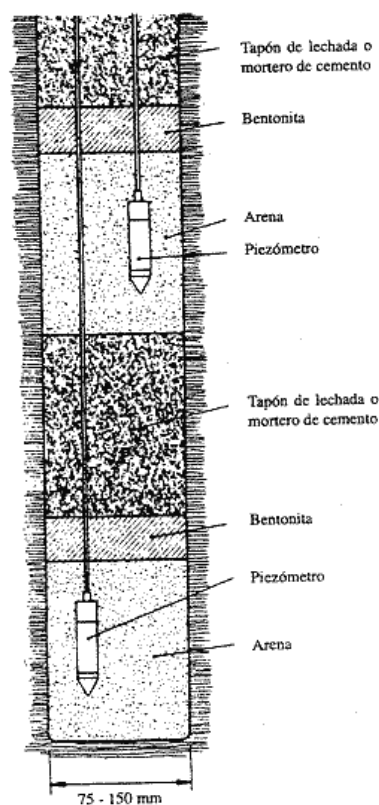


Figura 3.11. Dispositivo de varios piezómetros en un mismo sondeo.

enciende en la unidad de medida exterior. La zona filtrante puede ser saturada en agua a través del sistema de cables que conduce a la sonda. Las medidas efectivas de presión de agua se hacen a partir de la tarjeta de calibrado individual del piezómetro instalado. Su mayor ventaja es que no se requiere que el agua del terreno entre en el sistema de medida. Permite medir presiones de agua en materiales poco permeables y su tiempo de respuesta es corto. Se aconsejan para distancias entre el sensor y la unidad de lectura inferiores a 200 metros.

- *Piezómetro eléctrico.* Al igual que el anterior permite medir presiones de agua en terrenos poco permeables. Lleva un cuerpo de acero inoxidable o materiales sintéticos. En su interior se encuentra un puente extensible eléctrico dispuesto sobre un diafragma deformable, que está en contacto con la cámara hidráulica. Al deformarse el diafragma por presión varía la tensión eléctrica a la salida del puente y este valor es enviado a una central de lectura digital exterior, que puede efectuar registros puntuales o continuos en el tiempo. Su mayor inconveniente es que para utilizar estos piezómetros es necesario disponer también piezómetros de medida absoluta, su mayor ventaja la comodidad de sus registros. En cualquier caso, pueden resultar desaconsejables por perder precisión con los cambios de temperatura y su posible inestabilidad a largo plazo.

- *Piezómetro de cuerda vibrante.* Tiene una sonda de similares características que el anterior. Lleva un cuerpo de acero inoxidable o materiales sintéticos. En este caso, el elemento sensible que permite medir la presión sobre el diafragma está fabricado de cuerda vibrante. Al deformarse el diafragma por presión varía la tensión sobre el sensor y el valor de frecuencia de vibración es enviado a una unidad de lectura digital exterior que puede efectuar los oportunos registros. Sus mayores ventajas son su precisión y la comodidad de sus registros, ya que permiten transmitir la señal a distancias superiores a 1.000 metros, sin pérdidas importantes en la calidad del registro.

En lo que se refiere a sus prestaciones, la tabla 3.6 recoge los tiempos de respuesta que presentan los principales tipos de piezómetros utilizados, lo que nos indica su utilidad en distintas situaciones.

3.3.3. TENSÍOMETROS: LA MEDIDA DE LA TENSIÓN

A diferencia de la situación en la zona saturada, donde el potencial del agua en un punto equivale al peso de la columna de agua que sustenta y tiene un valor positivo, en la zona no saturada presenta valores negativos debido a las fuerzas generadas entre la matriz del suelo y el agua. Por con-

vención se le denomina habitualmente succión capilar o tensión matricial.

Para medir la tensión matricial en un punto del suelo situado a una profundidad determinada se utiliza el tensiómetro. Consta de un tubo, caña, cerrado, de unos 2 cm de diámetro, lleno de agua desgasificada (figura 3.12); un extremo termina en una cápsula de cerámica porosa y en el otro extremo lleva un manómetro o medidor de vacío. Para poder determinar el valor de la tensión en el terreno el aparato se instala introduciendo el conjunto tubo-cápsula cerámica dentro de un sondeo realizado en el suelo, con diámetro ligeramente superior, hasta la profundidad deseada.

Si no se dan las condiciones de saturación, el agua contenida dentro de la cápsula pasa a través de los poros de la cápsula hacia el terreno, debido a la diferencia de presión a ambos lados de las paredes, indicando el manómetro el valor de la succión, generalmente en centibares. Al humedecerse el terreno, como consecuencia de lluvias o riegos, el flujo se invierte y el agua pasa del terreno al interior de la cápsula; la magnitud de la succión disminuye y la lectura del manómetro desciende. En los dos casos, cuando se alcanza el equilibrio a ambos lados de las paredes de la cápsula cerámica, la lectura del manómetro permite obtener el valor del potencial matricial a la profundidad en que está situada la cápsula.

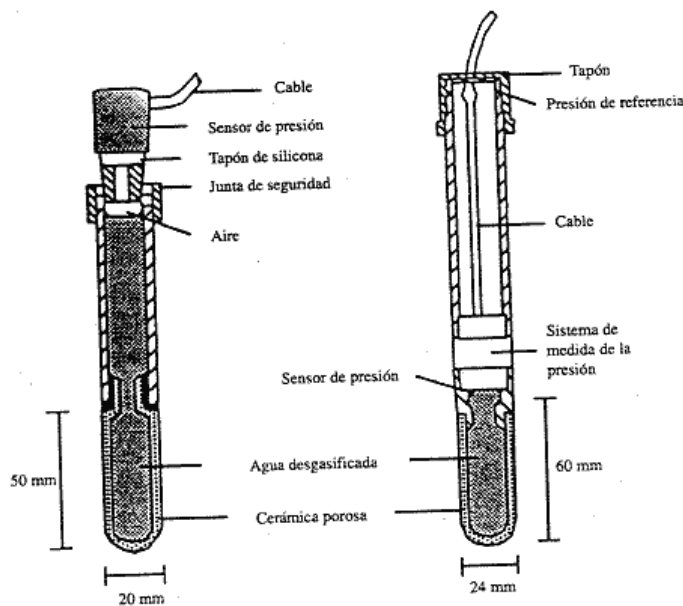


Figura 3.12. Esquema de distintos tensiómetros con transductores de presión.

Tipo de piezómetro	Material		
	Arena/grava	Limo/arena limosa/ grava limosa	Arcilla/arcilla limosa
Tubo abierto (diámetro: 5 a 10 cm)	aprox. 1 día	10-100 días	sin reacción
Filtro de cuarzo	minutos a horas	una o varias horas	semanas a meses
Electro-pneumático, Eléctrico	inmediato	inmediato	menos de 1 día

Tabla 3.6. Campos de aplicación y tiempo de respuesta de distintos tipos de piezómetros.

Con respecto a estas medidas es preciso decir que debido a los procesos de histéresis la curva característica o curva de retención del suelo, que relaciona los parámetros de succión y el contenido de humedad, no es única, por lo que un mismo valor de lectura puede corresponder a diferentes contenidos de humedad, según que la medida corresponda a la fase de secado o de humedecimiento.

Los tensiómetros se instalan en cada punto del suelo cuya humedad se quiere medir: más largos para las zonas profundas y más cortos para las zonas más someras, si se instalan verticalmente. También se pueden instalar formando distintos ángulos con la superficie del terreno e incluso horizontalmente a partir de una zanja en el terreno.

Su limitación más importante es que sólo pueden medir tensiones de hasta 0,8-0,9 bares (para succiones superiores penetraría aire a través de las paredes de la cápsula), por lo que deben instalarse a profundidades menores a 8,7 m, y por otra parte son sensibles a los cambios de temperatura.

Existen distintos tipos de tensiómetros:

- *Tensiómetros con manómetro convencional.* El conjunto tubo-cerámica porosa introducido en el suelo para medir el estado hídrico incorpora un manómetro convencional. Generalmente vienen calibrados en centibares. El manómetro se cierra herméticamente en fábrica, a nivel del mar. A altitud superior hay que ajustar la aguja del dial a cero.

- *Tensiómetros con manómetro de mercurio.* El conjunto tubo-cerámica porosa saturado de agua introducido en el suelo incorpora un tubo reserva unido a un manómetro de mercurio. El conjunto, estanco al aire, está totalmente lleno de agua por purgado. Cuando el suelo está saturado de agua, no

hay ningún intercambio entre el interior de la cerámica y el suelo. La subida de mercurio en la columna de medida es nula. Si el suelo está seco se produce una depresión en el interior del sistema que se traduce en una subida de mercurio. En el caso de sequedad absoluta del suelo, la depresión puede tender hacia la tensión de vapor del agua. En el caso general, la subida de mercurio en la columna será directamente función del estado de desecación del suelo. Generalmente estos modelos vienen calibrados en milibares.

- *Tensiómetros con transductores de presión.* El conjunto tubo-cerámica porosa es similar al tensiómetro con manómetro convencional, pero la salida de información del tensiómetro es en forma de señal eléctrica relacionada de un modo lineal con la presión que ejerce la humedad del suelo dentro de la caña tensiométrica. Estas señales pueden ser almacenadas en un data-logger para su posterior estudio.

La exactitud de las medidas que se obtienen en el campo dependen esencialmente del cuidado dado a la preparación de las cañas tensiométricas, tanto en su preparación en laboratorio como en su instalación en el terreno. Todo tensiómetro mal preparado dará medidas erróneas. La dificultad principal reside en la necesidad absoluta de obtener una saturación completa de todos los poros de la cerámica para la eliminación total de las burbujas de gas que pueda contener el agua. Hace falta pues usar agua desmineralizada desgasificada, bien por ebullición, bien por depresión (bomba de vacío). En previsión de posibles heladas, para evitar que el agua del tensiómetro pueda congelarse y romper el aparato, se suelen añadir sustancias anticongelantes en el agua desgasificada (metanol, etilen-glicol,...).

Para la instalación de los tensiómetros en el terreno, y elegidos los emplazamientos de las cañas tensiométricas, se perforan los agujeros de alojamiento con la ayuda de una barrena. Se introducen dentro de cada agujero algunos cm³ de lodo semilíquido, hecho con la tierra fina extraída en la perforación, sin cuerpos gruesos y duros, recubriendo igualmente la cerámica porosa de este lodo. Se introduce la caña en el agujero, procurando que la extremidad superior sobresalga unos 10 cm por encima del nivel del suelo. Finalmente se procede a la purga del sistema, llenando completamente cada caña de una mezcla de agua desmineralizada desgasificada y anticongelante si procede.

Respecto al mantenimiento en campo hay que restaurar periódicamente el sistema manométrico, porque el aparato se vacía en exceso o bien se llena con agua del suelo que está sin desgasificar y que llena la caña de burbujas de aire. Después de la instalación deberán pasar algunas horas hasta que se puedan leer valores correctos de succión del suelo debido a la distorsión que

sufre el suelo durante la instalación. Este tiempo es más corto en suelos húmedos que en secos.

3.4. RED DE CONTROL DE CALIDAD DE LAS AGUAS

Previamente a entrar en materia conviene hacer una reflexión sobre el significado del concepto de *calidad*. La calidad del agua es el resultado de dos mecanismos principales: las acciones antrópicas, por una parte, y la dinámica del ciclo hidrológico, y de sus interacciones en el espacio y en el tiempo, por otra. Por tanto, la gestión de la calidad de las aguas debe considerar ambos mecanismos aunque trate de controlar sólo uno de ellos: las acciones antrópicas. Ambos mecanismos pueden ser descritos como procesos estocásticos en la medida que, en uno u otro grado, están gobernados por las leyes del cambio. Así, la calidad del agua, desde una perspectiva amplia de gestión, puede ser considerada como una **variable aleatoria** (Sanders *et al.*, 1983).

Sólo recientemente se ha reconocido la influencia que sobre la naturaleza aleatoria de la calidad del agua tienen los métodos usados para el *seguimiento* de la misma. Así, se viene imponiendo la necesidad de tratar el *seguimiento* como un proceso de muestreo estadístico. La estadística del muestreo y la calidad del agua son componentes inseparables en un programa de *seguimiento*.

3.4.1. TOMA DE MUESTRAS

Como se ha mencionado con antelación un programa de *seguimiento* supone la toma de datos adecuados, representativos del problema a estudiar, tendente a clarificar las incertidumbres que hubiera de manera que conduzcan a tomar la mejor decisión posible (figura 3.2). La toma de datos se realiza en una serie de puntos que son los que conforman la red de *seguimiento*. En lo que sigue, al hablar de *toma de muestras* nos referimos fundamentalmente a los aspectos de dónde y cuándo tomarlas, sin entrar en los aspectos del cómo que aún siendo, por supuesto, importantes son cuestiones posteriores al dónde-cuándo.

En la fase de muestreo deben extremarse las precauciones. Hay aspectos que conviene siempre tener presentes. Así, el equipo a utilizar debe estar previamente descontaminado y calibrado. Para su limpieza puede ser necesaria, en algunos casos, la utilización de disolventes específicos. Si la descontaminación del equipo no fuera posible deberá ser reemplazado.

En los muestreos en los pozos de la red la primera operación debe ser determinar la posición del nivel de agua y observar, en su caso, la posible existencia de una fase no acuosa flotando sobre el agua. Antes de proceder a la toma de la muestra es conveniente purgar el pozo. Para ello se extrae un volumen varias veces la capacidad del pozo, hasta que los parámetros físico-químicos controlados del agua extraída se estabilicen; normalmente los más fáciles de controlar son pH y conductividad (figura 3.13). La muestra debe tomarse al alcanzar la estabilización. En todo caso, la velocidad del purgado debe ser suficientemente lenta para evitar turbulencias en el pozo. Cuando el purgado produce el vaciado del pozo, se esperará hasta una recuperación próxima al 80% antes de tomar la muestra; en este caso, pueden producirse pérdidas significativas de volátiles.

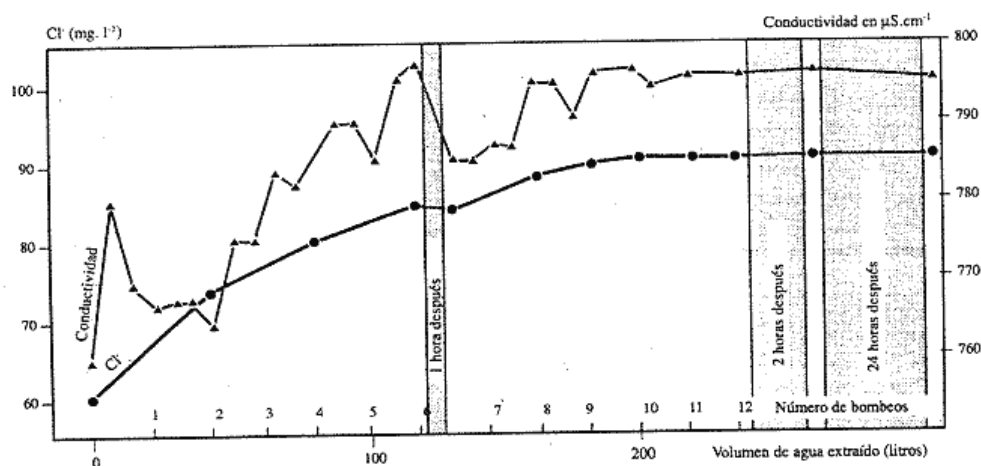


Figura 3.13. Evolución de los cloruros y de la conductividad eléctrica de las aguas de un acuífero aluvial a lo largo de un ensayo de bombeo (Sánchez-Pérez, 1992).

Cuando el muestreo se realiza sobre el nivel freático, se utilizan tomamuestras de succión con una cápsula cerámica en su base. En estos casos, los aceites y algunos productos químicos pueden llegar a inutilizar estas cápsulas. Además, estos materiales cerámicos pueden retener elementos falseando así los resultados.

La toma de muestras debe efectuarse de forma que se minimicen las posibles pérdidas por volatilización (tabla 3.7). Los botes de muestreo se rellenarán completamente antes de ser cerrados, etiquetados e introducidos en un contenedor isotérmico. Cuando se trabaje con contaminantes metálicos o las aguas sean turbias puede ser necesario un filtrado previo de las muestras. En

cualquier caso, existen protocolos estandarizados para la operación de la toma y de su conservación hasta el laboratorio, en función del tipo concreto de elementos que se desee determinar. Una síntesis de estos protocolos se recoge en la tabla 3.7.

3.4.1.1. Toma de muestras en zona saturada

La delimitación del penacho contaminante es un objetivo principal en cualquier estudio de contaminación de aguas subterráneas. Esa delimitación plantea previamente el problema de cómo caracterizar la distribución de los contaminantes en el medio, o, lo que es lo mismo, cómo asegurar que el muestreo que se realice sea realmente **representativo** de tal distribución. El mayor interés a la hora de la toma de muestras reside en el propio diseño del muestreo, es decir, en la correcta localización, en el espacio y en el tiempo, de las muestras, teniendo en cuenta las características y la complejidad del flujo de las aguas subterráneas.

Usualmente se presta poca atención al diseño del muestreo, siendo habitual que se usen a tal fin piezómetros instalados para el control de las fluctuaciones del nivel piezométrico, sin tomar en consideración la posición que en ellos ocupa la rejilla. Veamos la figura 3.14. En lo que se refiere a la medida de la carga hidráulica no habría diferencias notables en las mediciones realizadas en los cuatro piezómetros, a pesar de que la longitud de la rejilla de entrada de agua es diferente en cada uno de ellos, debido a que, habitualmente, en buena parte de los medios permeables el gradiente hidráulico suele ser pequeño.

Sin embargo, la utilización de estos piezómetros para la toma de muestras, y consiguiente delimitación de la mancha contaminante, puede producir errores importantes de interpretación. Las concentraciones medidas en las muestras de los cuatro piezómetros van a variar considerablemente en función de la longitud de rejilla y su posición, de manera que a mayor longitud mayor dilución se produce si en la muestra correspondiente coexiste agua contaminada con agua que no lo está.

Se puede afirmar que solamente un **muestreo puntual** (con rejilla bien localizada) proporciona valores apropiados para el conocimiento de la distribución del contaminante. Las concentraciones aportadas por los piezómetros de amplia longitud de rejilla pueden conducir a errores en la interpretación a causa de la mezcla de aguas de diferente grado de contaminación. De todas formas, en este último caso el análisis de las muestras serviría al menos para indicar *presencia* o *ausencia* de tal o cual contaminante.

FASE	OBJETIVOS	RECOMENDACIONES
Medidas hidrológicas	Establecimiento del nivel estático en pozos y sondeos.	Aproximación en la medida de ± 0.3 cm.
Purgado del pozo	Extraer el agua estancada en el pozo.	Bombear agua hasta que los parámetros de purgado del sondeo (conduct., pH, T, etc.) se estabilicen en $\pm 10\%$ en dos volúmenes de pozo purgados sucesivamente.
Recogida de muestras	Toma de muestras en el pozo sin crear perturbaciones.	Los caudales de bombeo deben limitarse a ~ 100 ml/min para evitar variaciones en volátiles orgánicos y otros parámetros sensibles.
Filtración/conservación	La filtración permite determinar constituyentes solubles y es una forma de preservación. Debería hacerse en el campo tan pronto como se haya tomado la muestra.	Filtrar en determinaciones de metales traza, aniones y cationes inorgánicos, alcalinidad. No filtrar en muestras para determinar TOC, TOX y compuestos orgánicos volátiles; en otras muestras de compuestos orgánicos, filtrar solo cuando sea necesario.
Determinaciones de campo	Las determinaciones de campo evitan desviaciones en medidas relativas a parámetros y constituyentes inestables (gases, alcalinidad, pH).	Si es posible, las determinaciones de gases, alcalinidad y pH deben ser efectuadas en el campo.
Estándares	Permiten corregir resultados analíticos en el caso de cambios que pueden ocurrir tras la recogida de muestras, su preservación, almacenamiento y transporte.	Los estándares de cada parámetro sensible deben realizarse en el campo cada día de muestreo.
Transporte y almacenamiento de muestras	Se recomienda mantener las muestras refrigeradas y protegidas para minimizar su alteración química con anterioridad a su análisis.	Observar los períodos máximos de almacenamiento recomendados por la EPA.

Tabla 3.7. *Protocolo general de muestreo de aguas subterráneas (EPA, 1987).*

Como el muestreo puntual implica la toma de un pequeño volumen de agua los sistemas de muestreo deben diseñarse de manera que tengan un reducido volumen interno, es decir, que el entubado sea de pequeño diámetro y alcance exclusivamente la zona objeto de interés para la toma. En las entubaciones de gran diámetro y excesiva profundidad se pueden producir mezclas de diferentes aguas lo que dificulta la observación y suele conducir a error.

La localización de los puntos de muestreo debe realizarse considerando el carácter y la complejidad del flujo. En algunos casos, la delimitación vertical del penacho contaminante puede ser dificultosa si el penacho en cuestión es

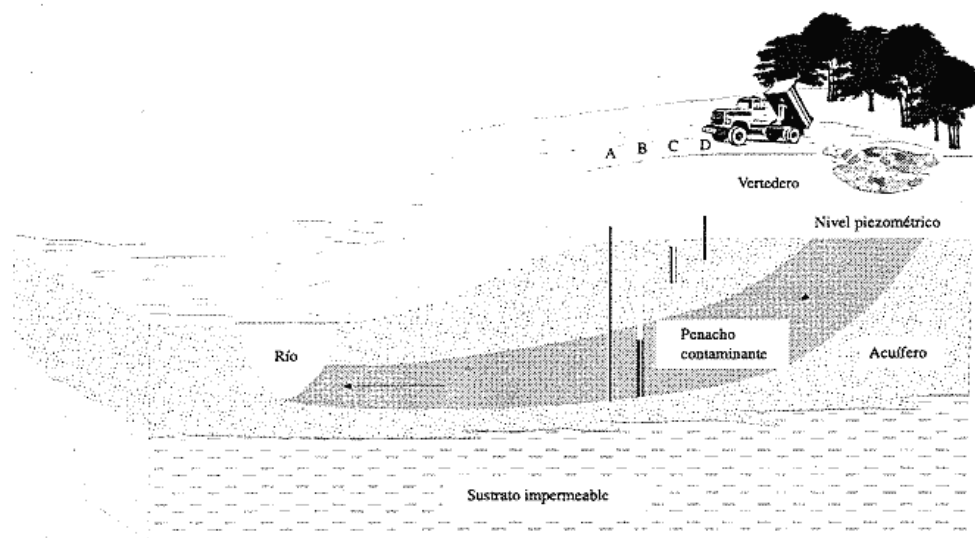


Figura 3.14. Efecto de la longitud de rejilla sobre el muestreo de calidad de aguas. El piezómetro A intersecta el agua contaminada pero la concentración será menor que la real, debido a la dilución. Sin embargo, la concentración medida en B es representativa de la situación real. C y D aportan información sobre la situación del nivel piezométrico pero no cortan el penacho contaminante (Fetter, 1993).

de escaso espesor. Valga como ejemplo el caso de la figura 3.15, tomado de Domenico y Schwartz (1990). Los autores comparan la variación vertical de la concentración de nitratos observada en cuatro piezómetros con la observada en un muestreador multinivel. Este muestreador permite la toma de muestras puntuales y próximas entre sí. Es evidente la pérdida de resolución en la delimitación de la contaminación con los datos de los piezómetros.

Para la correcta determinación de los límites del penacho contaminante es necesario instalar piezómetros adecuados tanto dentro como en las proximidades del mismo, es decir, aguas arriba, abajo y lateralmente al foco contaminante para tener referencias y caracterizar la contaminación producida por el foco en cuestión. Una serie de piezómetros alineados según el eje longitudinal del penacho determinaría claramente su longitud y su espesor. Por otra parte, una serie de piezómetros alineados perpendicularmente a ese eje determinaría su anchura y su espesor. Este diseño «en cruz» de los piezómetros resulta ser, generalmente, el más idóneo para la delimitación de la mancha contaminante, si bien no siempre es aplicable, como es el caso del medio kárstico y, en general, de los anisótropos (anexo 1).

Loehr *et al.* (1979) trataron en profundidad el tema del diseño adecuado de los muestreos, dirigido, en su caso, al seguimiento de los efectos que el depósito de residuos pudiera llegar a producir sobre las aguas del subsuelo. Estos autores afirman que el diseño sólo puede ser planificado una vez que el contexto hidrogeológico es suficientemente conocido: *An experienced field consultant should do a hydrogeologic assessment of the site early in its design to determine the direction and rate of flow of groundwater both into and away from the site; The layout of the monitoring field can be planned after the hydrogeologic assessment of site.*

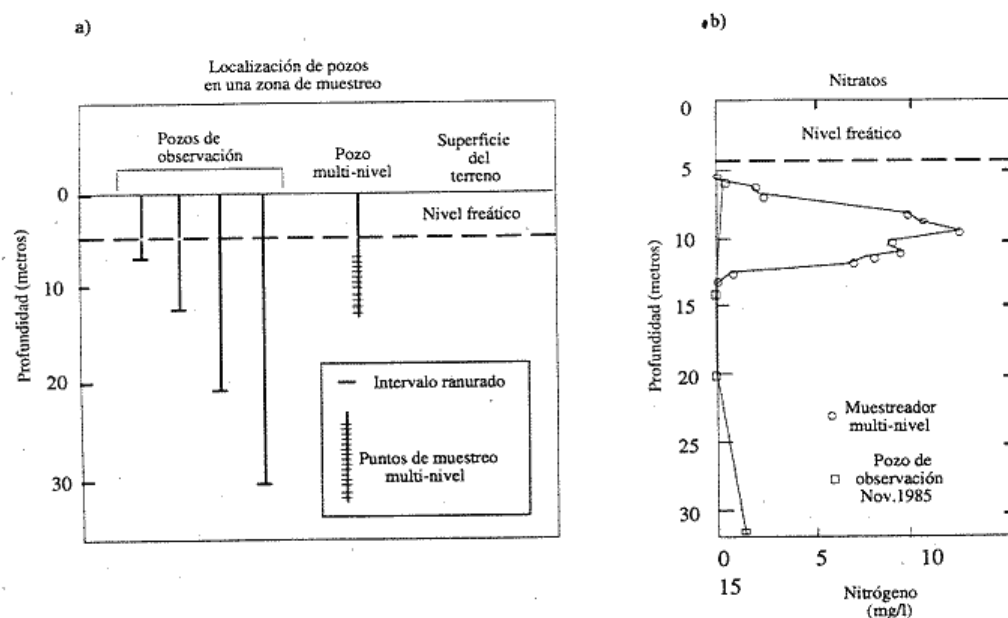


Figura 3.15. Importancia del muestreo vertical a intervalos cercanos. En (a) se muestra la instrumentación, con cuatro pozos de observación con rejilla en la parte más profunda, y con un muestreador multinivel capaz de muestrear en quince puntos concretos y próximos en la vertical. En (b) se comparan los resultados obtenidos.

Concretan estos autores las zonas propicias para la ubicación de piezómetros (para medidas de nivel; para toma de muestras) y que dividen en cuatro grupos:

- Aguas arriba del foco (upgradient): para tener la referencia del movimiento y calidad del agua que fluye hacia el foco contaminante.

- Zona de contacto: para tener controlada la zona de mezcla entre las aguas subterráneas naturales, procedentes de aguas arriba, y las aguas de lixiviación procedentes del propio foco contaminante.
- Aguas abajo (downgradient): para evaluar el movimiento y la calidad del agua que procede de la zona donde se ubica el foco contaminante.
- Localizaciones especiales: puede ser el caso de pozos de captación de agua potable o de manantiales que aún estando «lejos» del foco pudieran ser objeto de cierta sospecha, o simplemente por motivo de simple seguridad.

Resumiendo lo expuesto hasta ahora, un diseño de muestreo, en principio adecuado para la mayoría de casos a considerar, contemplaría una red de piezómetros dispuesta en cruz, con centro en el foco contaminante, con al menos un piezómetro aguas arriba (de referencia) y varios aguas abajo. El número de estos últimos, y su distancia desde el foco, depende de la permeabilidad del medio, de manera que cuanto más permeable sea éste mayores distancias, desde el foco, en el sentido del flujo, habrá que controlar. Por otra parte, esta red de piezómetros deberá permitir muestreos adecuados a las profundidades que interese, en función de la forma del penacho contaminante.

3.4.1.2 Toma de muestras en zona no saturada

El movimiento de contaminantes en la zona no saturada, o vadosa, es de capital importancia en la investigación de la contaminación. El suelo, entendido como la parte más superficial de la zona no saturada, donde los procesos físicos, químicos y biológicos actúan de manera más activa, constituye la primera barrera que se encuentran los contaminantes en su paso hacia las aguas subterráneas, de ahí su importancia hasta el punto que podemos considerarlo como uno de los factores principales de la protección de las aguas. Además, la zona no saturada puede incluir paquetes de muy baja permeabilidad, impermeables a corto plazo, que juegan un papel primordial en la migración de los contaminantes.

La función que cumple la zona no saturada ha venido siendo prácticamente ignorada, hasta hace relativamente poco tiempo, en los estudios relativos tanto a los procesos hidrológicos, en sentido estricto, como a los procesos de migración de contaminantes. Los programas de *seguimiento* de conta-

minación de aguas subterráneas llevados a cabo por la US EPA evidencian la necesidad de extender el seguimiento a la zona no saturada (EPA, 1986a).

A modo de autocritica por la dejación que de la zona vadosa se ha hecho, Everett (1993) escribe que *«philosophically and practically our approach to groundwater monitoring of hazardous waste sites has been flawed»*. Según este autor, diseñar una estrategia de *seguimiento* solamente de las aguas subterráneas con el fin de detectar una potencial contaminación a partir de un foco contaminante puede ser como diagnosticar la salud de un muerto (*is akin to a health monitoring strategy which tells you when the patient is dead*).

En efecto, en la mayor parte de los casos, cuando una contaminación, por ejemplo de LNAPL (Light Non Aqueous Phase Liquid) o de DNAPL (Dense Non Aqueous Phase Liquid), alcanza la zona saturada el impacto ha podido ya ser muy grande y el coste del saneamiento puede ser desorbitante (para esos contaminantes concretos ver anexo 2). La filosofía de controlar un foco contaminante por medio de pozos que afectan solamente a la zona saturada es indicativo de una estrategia errónea.

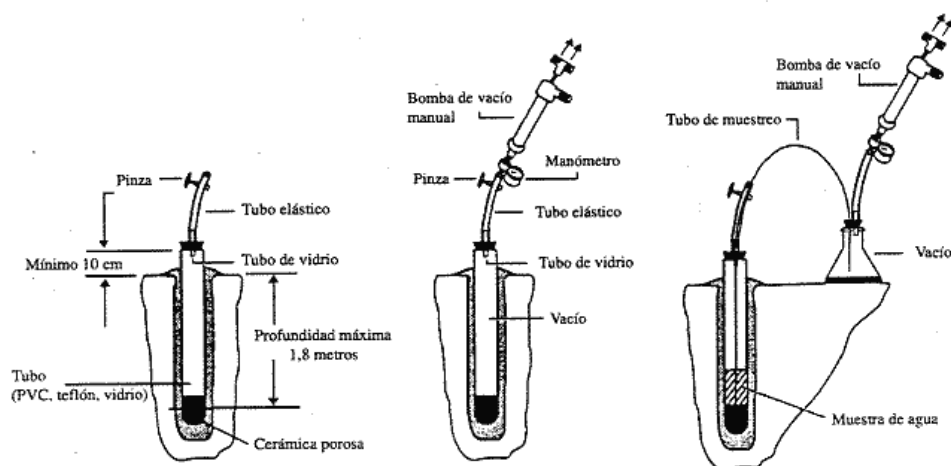


Figura. 3.16. Diversos tipos de tomamuestras de succión.

El *seguimiento* de la zona no saturada va a convertirse a corto plazo en una operación rutinaria, debido a que procesos decisivos que afectan a la

calidad de las aguas subterráneas tienen lugar precisamente en esa zona. Además, si se conoce lo que está ocurriendo en la zona no saturada puede ser posible tomar a tiempo las medidas preventivas necesarias para proteger las aguas subterráneas.

La mejor manera de estudiar la influencia que ejerce la zona no saturada es el control mediante muestreo en profundidad de la composición química del agua del suelo, antes de que ésta alcance la zona saturada. Este control va acompañado del muestreo del propio suelo, con objeto de definir sus características granulométricas, geoquímicas e hidrodinámicas.

Las técnicas utilizadas habitualmente para el estudio de la composición química del agua del suelo pueden clasificarse en tres grupos: los métodos destructivos, que consisten en muestrear el suelo en el campo y extraer la solución intersticial en laboratorio (Candela, 1993); los métodos basados en la utilización de lisímetros, que permiten recoger el agua gravífica del suelo; y los muestreadores de succión, que permiten el muestreo de la solución intersticial del suelo en condiciones de depresión controladas.

Cada uno de estos métodos tiene sus ventajas e inconvenientes con relación a los otros. Los muestreos de suelo proporcionan medidas bastante fiables, pero no permiten llevar a cabo un seguimiento temporal en el terreno al ser métodos destructivos, es decir, de extracción de muestra. Los lisímetros, por su parte, permiten cuantificar de forma precisa la recarga subterránea, pero controlan solamente el agua libre de circulación gravífica, no las soluciones intersticiales, además de que su instalación suele perturbar el perfil del suelo.

Por último, los tomamuestras de succión presentan la ventaja de perturbar relativamente poco el medio, aunque tienen algunas limitaciones de uso para ciertos elementos químicos, que pueden quedar retenidos en los tomamuestras. Un tomamuestras de succión está constituido por una cápsula de cerámica, teflón u otros materiales, que se coloca al final de un tubo de PVC, teflón, vidrio o aluminio, de longitud variable y cerrado, en el otro extremo, por un tapón equipado con uno o dos tubos de vidrio por los que se realiza el vacío del tomamuestras y el muestreo de la solución del suelo (figura 3.16); en ocasiones un mismo tubo cumple las dos funciones.

Generalmente, la instalación de los tomamuestras de succión es en posición vertical (figura 3.17), aunque pueden también instalarse horizontalmente desde una zanja lateral, llegando cada uno de ellos a una determinada

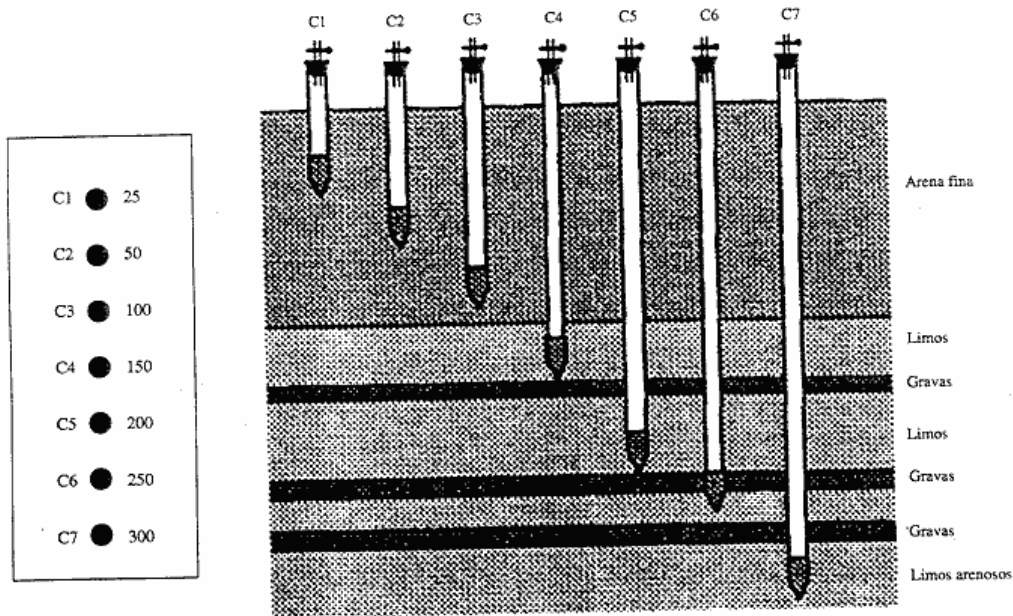


Figura. 3.17. Dispositivo de varios tomamuestras de succión a distintas profundidades (Morell et al., 1995).

profundidad dentro de la zona no saturada. Se posibilita así la toma de muestras de soluciones acuosas a diferentes profundidades permitiendo el seguimiento de la evolución del contaminante hasta su incorporación, en su caso, a la zona saturada.

Para proceder a la toma en este tipo de dispositivos de succión es necesario, en primer lugar, proceder a una depresión en el interior del tubo, normalmente entre 0.3 y 0.8 bares, de forma que se facilite la entrada del agua intersticial, a presión inferior a la atmosférica, al tubo; posteriormente la solución es extraída por succión. El volumen de solución que se puede extraer, así como el tiempo que debe pasar entre dos extracciones sucesivas, va a depender de las características del suelo (textura, conductividad hidráulica, contenido en humedad).

Lo hasta ahora comentado para la zona no saturada hay que considerarlo conjuntamente con lo antes expuesto para el muestreo en zona saturada, de

forma que el diseño que se realice permita la toma de muestras tanto en una como otra de las zonas, permitiendo así, en cualquier momento, un conocimiento adecuado de la migración del contaminante (figura 3.1).

3.4.2. FRECUENCIA DE MUESTREO

La frecuencia de muestreo es la variable más importante en el diseño de una red de observación dentro del marco del *seguimiento*. Esto no significa que la frecuencia de muestreo (cuando) sea más importante que la ubicación (donde) de los puntos a muestrear o que la selección de parámetros (que) a analizar. La importancia atribuida a la frecuencia de muestreo se debe al hecho de que su concreción suele resultar difícil, y cambiante a lo largo de un programa de *seguimiento*, además de que los costes de un tal programa están directamente relacionados con la frecuencia del muestreo.

Si se muestrea con demasiada frecuencia la información obtenida puede ser redundante y, por consiguiente, puede suponer un cierto derroche presupuestario teniendo en cuenta que una parte importante de los gastos del programa se debe a la analítica de las muestras tomadas. Por otra parte, si el tiempo entre dos observaciones es excesivamente prolongado algunas informaciones importantes, relativas a cambios en la variable a observar, puede que no sean detectadas incumpliendo así el objetivo del programa de *seguimiento*. La pregunta a hacer es entonces ¿cuál es la frecuencia apropiada para la observación o el muestreo?. La respuesta a esta pregunta supone tener presente el objetivo último del programa concreto de *seguimiento* en el cual se enmarca el muestreo y su frecuencia: *definir, con la precisión necesaria en cada caso, la situación real del medio, tanto en lo referente a la cantidad como a la calidad de las aguas subterráneas.*

En efecto, la situación del medio subterráneo viene caracterizada por la distribución, en el espacio y en el tiempo, de la carga hidráulica y de las concentraciones de los constituyentes hidroquímicos (naturales o antrópicos). Esa situación puede ser descrita definiendo la *tendencia*, las *fluctuaciones periódicas* y la *media* de la componente estacionaria de las variables citadas (carga hidráulica y concentraciones). Así, la frecuencia del muestreo debe ser tal que garantice, con cierta precisión, esa descripción estadística, por lo que un cierto conocimiento de la evolución espacio-temporal de las variables a observar es necesario como paso previo al establecimiento de una frecuencia de muestreo a más largo plazo.

No se hace mención aquí de las herramientas matemáticas habituales para la detección de esas componentes (tendencia, fluctuaciones periódicas, media), ya que están ampliamente documentadas en la abundante literatura referente al análisis de las series temporales (vease, por ejemplo, Salas, 1993, con aplicaciones concretas en hidrología). Vease un ejemplo en la figura 3.18. En la presente guía interesa más la valoración del significado de la frecuencia del muestreo en el marco del *seguimiento* y de la toma de decisiones.

3.4.2.1. Significado de la tendencia

La tendencia en la evolución de una variable puede ser definida en forma cualitativa como el *cambio a lo largo del tiempo, o del espacio*, del valor de esa variable en un conjunto de puntos en los cuales se llevan a cabo las observaciones. Esta definición no resulta siempre clara, ya que para el análisis de una serie de observaciones es necesario tener en cuenta la escala, de tiempo o de espacio, a la que se quiere relacionar la tendencia.

En el caso de las aguas subterráneas el periodo de tiempo necesario para observar una tendencia en la calidad de las aguas como respuesta a una modificación cualquiera puede ser, previsiblemente, largo, bastante mas largo, por lo general, que para el caso de las aguas superficiales. En aquéllas se puede hablar incluso de años, mientras que en estas últimas las tendencias pueden llegar a observarse en meses, o incluso en semanas. En consecuencia, en el dominio subterráneo un problema habitual es que el periodo de interés para la identificación de tendencias suele ser mucho más largo que el periodo de registro usualmente disponible.

Por esta razón, en los organismos que tienen la responsabilidad de controlar y proteger los recursos hídricos subterráneos, cada vez toma más fuerza la necesidad de establecer programas de *seguimiento* de la calidad de las aguas subterráneas (lo mismo se podría decir de la carga hidráulica) a **largo plazo**, superando así las dificultades de identificación de tendencias inherentes a las observaciones, incluso frecuentes y de buena calidad, en periodos cortos. Un ejemplo de este interés es el National Water Quality Assessment Program (NAWQA) del Servicio Geológico de los EE.UU., puesto en marcha en 1991; este programa plantea un periodo de tres años de toma de datos intensiva seguido de un periodo de seis años de muestreos menos intensos, y repitiendo este ciclo a escala regional en el futuro (Leahy *et al.*, 1993).

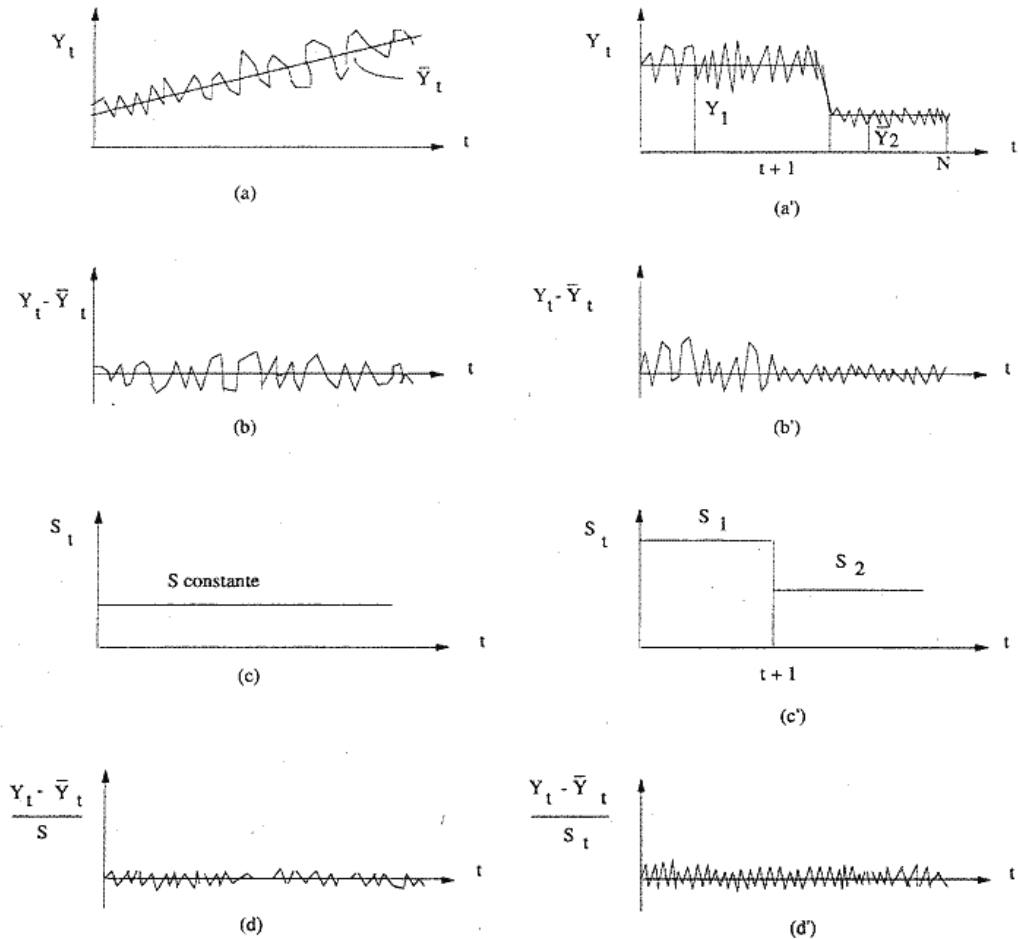


Figura 3.18. Descomposición de una serie temporal con tendencia lineal en la media (a) y con tendencia por salto en la media y en la varianza (a'). b y b' representan las series una vez separada la tendencia. c y c' representan la varianza y d y d' son las series estandarizadas, es decir, las series residuales una vez separadas las tendencias en media y varianza, y que pueden a su vez presentar una estructura de autocorrelación (Salas, 1993).

En la figura 3.19 se representa la evolución temporal de la concentración en el agua de un determinado elemento. Si preguntamos si hay tendencia en la serie graficada la mayoría de las personas, a la vista del periodo completo de observaciones, diría que sí, que hay una tendencia creciente. Sin embargo, el periodo de registro considerado (20 días) puede que no corresponda al periodo que sería necesario para la identificación de la tendencia en un estudio concreto (efecto de escala).

Si el periodo de registro es de 20 días, resultaría demasiado corto para representar un cambio importante (una tendencia) en la calidad de las aguas subterráneas, aunque pudiera ser adecuado para reflejar una tendencia en otros casos, por ejemplo en la calidad del efluente de salida de una planta depuradora. Si el periodo de registro fuese de 20 años sí que podríamos realmente hablar de una tendencia creciente cuyo significado habría que buscarlo en cambios en el uso del suelo o en la hidrodinámica del medio. A pesar de todo, habría intervalos, como del año 13 al 20, con tendencia decreciente, o del 1 al 8, con mayor tendencia creciente, que se separan de la tendencia general. Todo esto implica la necesidad de una mayor concreción de la tendencia, una definición cuantitativa, basada en la estadística de los datos de calidad disponibles (Loftis, 1996; Zhou, 1996).

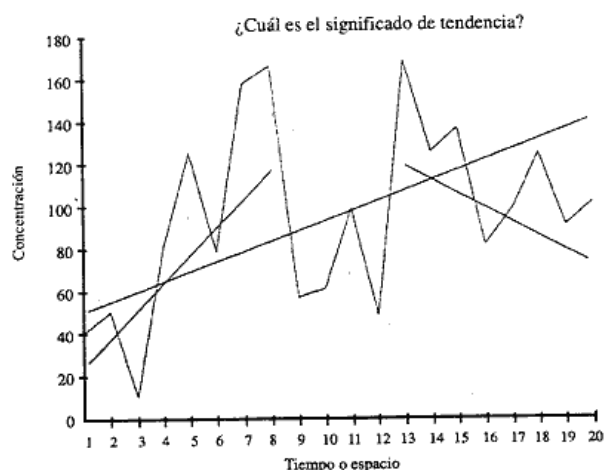


Figura 3.19. Serie temporal hipotética de calidad de un agua subterránea. La «tendencia» tiene diferentes significados (Loftis, 1996).

En cualquier caso, una adecuada evaluación de la tendencia en la calidad de las aguas subterráneas solamente puede darse en el contexto del sistema de flujos subterráneos. La interpretación de las series de datos requiere el conocimiento de cómo han sido tomadas y analizadas las muestras, así como de la parte del acuífero que cada una de las muestras representa, horizontal y verticalmente; se debe también conocer con precisión el tipo de pozo en el que se ha muestreado, sus aspectos constructivos, la profundidad y longitud de la rejilla.

3.4.2.2. Estimación de la frecuencia de muestreo

Barcelona *et al.* (1985) describen un procedimiento general para la estimación de la frecuencia de muestreo con objeto de detectar el penacho con-

taminante. El procedimiento está basado en parámetros hidrogeológicos del medio (gradiente, conductividad hidráulica, porosidad eficaz y distancia desde el foco). La figura 3.20 muestra el nomograma que esos autores proponen cuando los parámetros citados son conocidos. En el ejemplo de la figura se trata de estimar la frecuencia de muestreo (F en días) en un pozo localizado a 0.4 metros de distancia del foco contaminante conociendo la permeabilidad del medio (10^{-1} cm/sg), el gradiente hidráulico (10^{-4}) y la porosidad eficaz (30%). El resultado es el muestreo cada 13.8 días.

Esta forma de estimación de la frecuencia de muestreo puede ser considerada como una referencia, como una primera aproximación en aquéllos casos en los que no haya otros criterios más específicos del área bajo investigación. De todas maneras, una estimación precisa de la frecuencia debe basarse en el conocimiento de las condiciones propias del problema a estudiar, ya que como afirman Barcelona *et al.* (1985) el establecimiento de una frecuencia óptima general es impracticable en la mayor parte de los estudios.

Trabajos concretos de campo, citados por esos autores, muestran que concentraciones de tetracloroetileno en las aguas subterráneas presentaban notables variaciones a lo largo del año (un factor de uno a dos), siendo necesario un muestreo intensivo durante cuatro años antes de poder estimar la frecuencia óptima de muestreos futuros con el objeto de determinar la variabilidad estacional de las concentraciones.

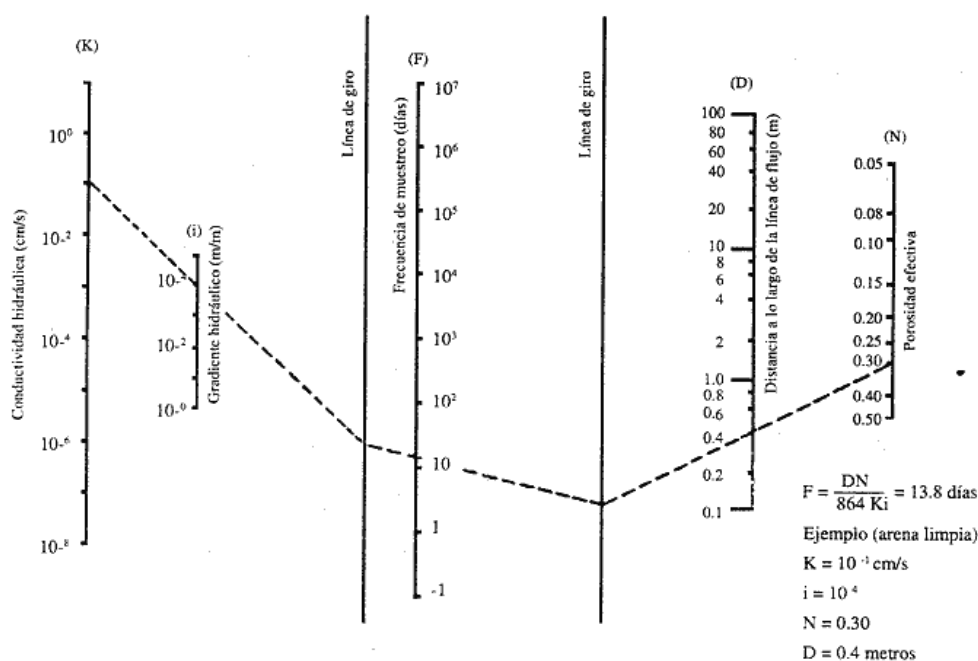


Figura 3.20. Nomograma para estimar la frecuencia de muestreo (Barcelona et al., 1985).

3.4.2.3. Estimación óptima de la frecuencia de muestreo

Como se ha mencionado, una estimación precisa de la frecuencia de muestreo debe sustentarse en un conocimiento previo suficiente del medio a muestrear. En este sentido, la American Society for Testing and Materials (ASTM), cuyo objetivo es, entre otros, presentar estándares para la realización de tests, ha publicado recientemente (ASTM, 1995) una guía para el diseño del *seguimiento* de las aguas subterráneas en acuíferos kársticos y fracturados. Si bien este tipo de acuíferos presentan características específicas, relacionadas con su heterogeneidad, hay aspectos de la guía que son de utilidad independientemente del tipo de medio del que se trate. En este sentido, se comentan aquí aquéllos relativos a la frecuencia del muestreo.

Los parámetros de calidad del agua pueden llegar a ser extremadamente variables. Esto es particularmente cierto durante e inmediatamente después de los episodios de recarga que causan rápidos cambios en la descarga de manantiales y en el nivel de los pozos. *Para que las muestras sean representativas de las condiciones del acuífero la frecuencia de muestreo deberá ser seleccionada de manera que refleje esta inherente variabilidad.*

Ahora bien, la correcta interpretación de la variación de la calidad del agua con vistas a determinar una adecuada frecuencia de muestreo no puede ser hecha con confianza a menos que se sepa que los datos disponibles no están sujetos a *aliasing*, fenómeno éste en el que una señal de alta frecuencia puede ser interpretada como de baja frecuencia o tendencia debido a que el muestreo fue demasiado infrecuente para caracterizar la señal con precisión.

La determinación de una frecuencia apropiada de muestreo debe estar basada **en la interpretación del comportamiento de algunos parámetros físico-químicos**, de fácil medida, en manantiales y pozos: caudal o carga hidráulica, conductividad eléctrica, temperatura, turbiedad. Estos parámetros deberían ser medidos en algunos puntos representativos de la red de muestreo de manera continua o casi-continua, para evitar el ya comentado fenómeno de *aliasing*, en periodos de algunas semanas a algunos meses, y como mínimo hasta que eventos mayores de recarga hayan ocurrido. La frecuencia de muestreo se determinará de manera que capture la variabilidad del parámetro más variable.

En el caso de una investigación sobre un foco de contaminación habrá que establecer la relación y el desfase temporal existente entre la variación de los contaminantes específicos objeto de interés y la de los parámetros habitualmente controlados, como paso previo a la determinación de la frecuencia de muestreo propia para esos contaminantes. Según esto, puede resultar que la frecuencia óptima de muestreo del contaminante no sea a paso de tiempo

fijo sino variable, en función de las fluctuaciones observadas en algunos de los parámetros de referencia (por ejemplo, el muestreo con los niveles piezométricos más altos, o con los valores más bajos de la conductividad, o incluso en relación con las lluvias, etc.); los modernos dispositivos de muestreo automático permiten la selección variable, condicionada, del momento del muestreo. En cualquier caso, hay que tener presente que *la frecuencia puede ser cambiante a medida que se van interpretando los nuevos datos recogidos*.

Normalmente, para el caso de algunas sustancias contaminantes que pueden provocar riesgo a la salud, son los valores máximos de su concentración en el agua los que interesa tener bajo control con la frecuencia de muestreo elegida. Conociendo, por los datos previos, la relación de esos máximos con las fluctuaciones de los parámetros de referencia el muestreo será más frecuente en los momentos de mayor posibilidad de máximos, momentos que son indicados por el seguimiento regular de los parámetros referenciales.

Para otras sustancias contaminantes, sin embargo, los datos de interés pueden ser los valores medios de sus concentraciones durante un determinado periodo de tiempo. En tales situaciones la frecuencia de muestreo vendrá condicionada por la evolución de los caudales, o niveles, buscando que esa frecuencia abarque las diferentes situaciones del flujo (aguas altas, aguas medias, aguas bajas) para poder así ponderar las concentraciones y estimar con una cierta precisión la masa de contaminantes puesta en juego durante el periodo de observación.

Finalmente, hay otro aspecto de interés a señalar, relacionado con el mayor coste que suele suponer una mayor frecuencia en el muestreo. Según el criterio elegido para la fijación de la frecuencia puede resultar que el número de muestras recogidas sea elevado. En tal caso, conviene elegir muestras salteadas para efectuar en ellas las oportunas determinaciones analíticas y a partir de los datos correspondientes ver si es necesario analizar las muestras intermedias o no. Este procedimiento resulta en un menor coste analítico final. Por otra parte, se ha insistido anteriormente en la importancia del *seguimiento* durante los eventos de recarga mayores. Cuando una precipitación fuerte comienza no es fácil saber cual va a ser su importancia en la recarga. Aún así, ante la duda conviene efectuar el muestreo de las aguas subterráneas y en todo caso, con posterioridad, valorar el interés de analizarlas.

3.4.3. CONTROL DEL AIRE DEL SUELO

El aire es uno de los constituyentes del suelo, no en vano, éste es un sistema trifásico compuesto por una fase líquida, una fase sólida (minerales, materia orgánica) y una fase gaseosa.

Desde que se dió comienzo a los estudios de suelos contaminados, los esfuerzos estuvieron siempre dirigidos a estudiar tanto el medio sólido como el medio acuoso, olvidando por completo el tercero que puede proporcionar una gran información acerca de la zona objeto de estudio.

En la naturaleza existen sustancias que debido a ciertas propiedades intrínsecas pueden volatilizarse fácilmente. Lo que ocurre es que como no se ven, uno tiende a olvidarse de ellas y a centrar su atención en cosas que puede ver, tocar y oler (agua, suelo). Un buen ejemplo de estas sustancias lo constituyen los disolventes clorados (ej: tricloroetileno) cuya presión de vapor es tan alta que pasan muy fácilmente de líquido a gas. Del mismo modo en que estas sustancias contaminan el agua subterránea y el suelo, también pueden contaminar el aire de éste y es precisamente eso lo que hacen, puesto que al volatilizarse pasan directamente a los espacios porosos libres que existen entre las partículas del suelo o de los materiales del acuífero.

El origen de los vapores contaminantes puede estar tanto en la zona vadosa como en el agua subterránea ya contaminada. La distribución de la concentración de los vapores es reflejo del grado y extensión de la contaminación del acuífero pudiéndose delimitar la extensión de la pluma contaminante. Si los vapores contaminantes provienen del agua subterránea, se podrá delimitar la extensión lateral y longitudinal de la pluma de agua subterránea contaminada. Los análisis de los vapores a diferentes profundidades permiten también establecer gradientes de concentración y una estimación del comportamiento vertical del flujo de vapor.

La principal ventaja de la toma de muestras de aire del suelo radica en que éstas se llevan a cabo a poca profundidad dentro de la zona vadosa y que pueden proporcionar una información importante sin necesidad de tener que hacer sondeos hasta alcanzar el agua subterránea con la consecuente pérdida de tiempo y dinero. Es decir, para poder delimitar la contaminación de las aguas subterráneas se pueden analizar muestras de aire tomadas en la zona vadosa, lo que disminuye considerablemente los gastos que serían necesarios si únicamente se llevaran a cabo tomas de muestras en aguas subterráneas.

Para tomar muestras de aire del suelo se pueden utilizar dos procedimientos diferentes; el directo y el indirecto. En el primero de ellos se toma una muestra de aire mediante una jeringa y se lleva al laboratorio donde posteriormente se analiza. En el segundo, en cambio, se hace pasar al aire del suelo a través de una columna de carbón activo, donde las sustancias orgánicas volátiles quedan adsorbidas. Posteriormente se analiza el carbón activo mediante cromatografía de gases.

Las heterogeneidades hidrogeológicas podrían elevar los vapores del

contaminante hacia la superficie del terreno. La presencia de acuíferos colgados, variaciones litológicas pronunciadas, variaciones del contenido en arcilla y mezclas de las propias sustancias contaminantes pueden originar enormes variaciones en las concentraciones de las muestras y la aparición de flujos de vapor horizontales bajo la superficie del terreno.

La toma de muestras y análisis de gas del suelo deben llevarse a cabo mediante un número razonable de puntos, ya que los análisis realizados en puntos aislados no van a servir de mucho desde un punto de vista práctico, puesto que no van a ser representativos de toda la zona contaminada y tampoco van a facilitar un volumen importante de información. Está claro que cuanto más densa sea la red de muestreo, mejor se definirá la configuración de la pluma contaminante. No obstante, hay que tener presente que la densidad de la red de muestreo depende del grado de representatividad que deseemos en los datos y de los costes de construcción y mantenimiento.

Grupo/Contaminantes	Aplicabilidad de técnicas de investigación de gas en suelo
<u>Grupo A: Metanos Halogenados, Etanos y Etenos</u>	
Cloroformo, cloruro de vinilo, tetracloruro carbono, triclorofluorometano, TCA, EDB y TCE	Detectable en la fase gaseosa del suelo en un rango amplio de condiciones ambientales. La fase líquida densa no acuosa (DNAPL) penetrará en el acuífero en caso de que esté presente en forma líquida.
<u>Grupo B: Propanos Halogenados, Propenos y Bencenos</u>	
Clorobenceno, triclorobenceno, 1,2 dicloropropano	Valor limitado; detectable solo cuando las muestras pueden tomarse cerca del suelo o del agua subterránea contaminada. DNAPL.
<u>Grupo C: Policíclicos Aromáticos Halogenados</u>	
Aldrina, DDT, clordano, heptacloro, PCBs	En circunstancias normales no se reparten adecuadamente en la fase gaseosa, como para ser detectados en el gas del suelo. DNAPL.
<u>Grupo D: C₁ - C₈ Hidrocarburos del Petróleo</u>	
Benceno, tolueno, isómeros de xileno, metano, etano, ciclohexano, gasolina, JP-4	Más fáciles de detectar en el caso de acuíferos superficiales o escapes de tanques de almacenamiento subterráneo si las muestras pueden tomarse cerca del foco de contaminación. Las fases líquidas ligeras no acuosas (LNAPLs) flotan en forma de lámina sobre el nivel freático. Pueden actuar como disolvente de los DNAPLs, manteniéndolos relativamente cerca de la superficie del terreno.
<u>Grupo E: C₉ - C₁₂ Hidrocarburos del Petróleo</u>	
Trimetilbenceno, naftaleno, decano y combustibles de reactor tipo A	Valor limitado; detectable por técnicas de muestreo de gas del suelo, solo cuando las muestras pueden ser tomadas cerca del suelo contaminado o aguas con diesel. DNAPL.
<u>Grupo F: Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos</u>	
Antraceno, benzopireno, fluoranteno, criseno, aceites de motor y alquitranes	No hay partición suficiente en la fase gaseosa como para detectarse en el gas del suelo en circunstancias normales. DNAPL.
<u>Grupo G: Compuestos Oxigenados de Bajo Peso Molecular</u>	
Acetona, etanol, formaldeídos, metilacetona	LNAPLs disueltos rápidamente en el agua subterránea. Se pueden detectar en la fase gaseosa del suelo en caso de que procedan de un escape o derrame en un suelo relativamente seco.

Tabla 3.8. Características de los contaminantes en relación a la investigación del gas del suelo (Russell, 1995).

En las zonas en las que el agua subterránea es más vulnerable a la contaminación (ej.: zonas kársticas), los componentes volátiles de las sustancias contaminantes pueden migrar libremente hacia la superficie a través de los grandes conductos existentes sin encontrarse con ningún tipo de obstáculo. Este es el caso en el que más fácilmente se puede detectar y delimitar la pluma del contaminante.

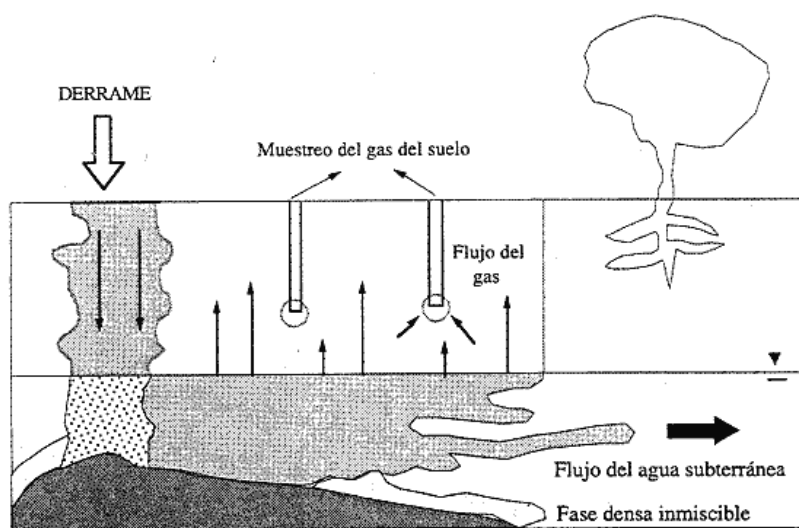


Figura 3.21. Se muestra el esquema de un caso real en el que se refleja el movimiento de gases hacia la superficie, liberados desde la zona saturada contaminada por una fase densa inmisible (DNAPLs). Se observa también la existencia de dos pequeños sondeos mediante los cuales se bombea el aire del suelo para hacerlo pasar a través de la columna de carbón activo (procedimiento indirecto). Water Science and Technology (1991).

Por otra parte, debido a su bajo coste, la extracción de vapor del suelo es una alternativa utilizada también para sanear suelos cuyo aire está contaminado. En Alemania y Estados Unidos por ejemplo es un proceso que se aplica con éxito desde hace algunos años.

Antes de aplicar estas técnicas, es necesario conocer detalladamente todos los aspectos relacionados con el terreno y con las sustancias en cuestión; pautas de comportamiento de los contaminantes, sus propiedades intrínsecas, geología e hidrogeología del terreno, tipos de migración (difusión, advección) etc.

3.5. EVALUACION DEL SEGUIMIENTO EN EL MARCO DEL ANALISIS DE DECISION

Cuando hay incertidumbres afectando a una decisión la información adicional que pueda ser obtenida tiene un valor en la medida que sirve para la reducción de las incertidumbres. En la teoría de la decisión el concepto de «valor de la información» deriva del hecho de que una decisión tomada con incertidumbre puede ser equivocada, significando que habrá costes que no tendría que haber si la decisión se hubiera tomado sin incertidumbres o con incertidumbres menores.

El objetivo del *seguimiento* es la reducción de las incertidumbres para la toma de decisiones (figura 3.2). Ahora bien, es necesario contar con métodos de análisis que permitan una evaluación cuantitativa de los beneficios del *seguimiento*, estableciendo el «valor de la información». Así, se tendrían criterios objetivos para elegir entre diferentes estrategias de *seguimiento*, o para decidir si la información ya disponible es suficiente para la toma de la decisión. **La información del *seguimiento* tiene valor en la medida que sirva para alterar una decisión.**

La primera cuestión del análisis es tener claro cual es el tipo de decisión que se quiere tomar, ya que ello va a condicionar el diseño del *seguimiento* a realizar. Por ejemplo, en el caso de la evaluación del riesgo a la salud el objetivo será estimar concentraciones de contaminantes en puntos de exposición potencial. A la hora de evaluar el valor de la información deberán hacerse preguntas como ¿qué decisión deberá tomarse sobre la base de las concentraciones estimadas?, ¿deberá un pozo de captación ser clausurado?, ¿qué tipo de saneamiento deberá llevarse a cabo?. Es obvio que no todas las informaciones presentan el mismo valor a la hora de las respuestas.

3.5.1. EL VALOR DE LA INFORMACION

Reichard *et al.*, (1990) presentan un procedimiento general para evaluar el *valor* de los datos en problemas de contaminación de aguas subterráneas. Estos autores consideran, y cuantifican, el *coste económico* de las medidas de cada una de las posibles acciones a realizar para descontaminar el lugar, así como la *eficiencia* esperada de cada una de ellas en la reducción de la contaminación, y el coste económico que supone el *riesgo residual*, es decir, el riesgo derivado de que una determinada acción no sea totalmente eficaz en el objetivo de saneamiento y deje un riesgo residual, a la salud o al medio, que, evidentemente, va a suponer un coste añadido. El coste total de una acción tiene que considerar esos tres componentes.

Para un nivel de **riesgo** determinado se debería elegir la acción remediadora que presentara el coste total más bajo. Está implícita la asunción de que los objetivos de eficiencia inicialmente previstos se van a cumplir con precisión, aunque en realidad la eficacia práctica de las medidas adoptadas para reducir el riesgo puede ser muy variable, lo cual, a su vez, supondría una nueva incertidumbre a considerar en el análisis decisional.

Frecuentemente, el verdadero nivel de riesgo es desconocido y sólo puede ser representado como una función de densidad de probabilidad. Por tanto, a la hora de la toma de decisiones *se deberá de elegir la acción remediadora que tenga el más bajo coste total esperado, promediando todos los posibles niveles de riesgo*. El *seguimiento* de las aguas subterráneas debe buscar la reducción de la incertidumbre en la estimación del riesgo, y para ello debe buscar la reducción de la incertidumbre en la propia determinación de las concentraciones de las sustancias peligrosas en los distintos puntos de agua de exposición potencial.

En referencia al riesgo a la salud humana el tipo de concentraciones a estimar varía según el problema planteado, es decir, si de lo que se trata es de evaluar el riesgo de afección por enfermedades crónicas el objetivo será estimar con precisión las *concentraciones medias* durante un largo periodo de tiempo. Si el problema principal está en relación con afecciones agudas puntuales el objetivo del *seguimiento* será estimar con precisión las *concentraciones máximas* probables en los puntos de exposición.

El ejemplo siguiente, tomado de Reichard *et al*, (1990), muestra la sensibilidad de estas dos concentraciones respecto a los parámetros de transporte en la zona saturada. Se ha partido de la forma unidimensional de la ecuación de advección-dispersión.

$$\begin{array}{lll} \partial C / \partial t = D \partial^2 C / \partial x^2 - v \partial C / \partial x & D = \alpha v & C(x, t) = 0 \quad t = 0 \\ (vC - D \partial C / \partial x) |_{x=0} = vC & 0 < t \leq T_0 & \\ (vC - D \partial C / \partial x) |_{x=0} = 0 & t > T_0 & \\ \partial C / \partial x = 0 & x = \infty & \end{array}$$

Los parámetros C_0 (concentración en origen), α (dispersividad), v (velocidad efectiva) y T_0 (tiempo de vertido) son inciertos y sólo pueden ser expresados en términos de **distribución de probabilidad**. Por simplicidad se admite aquí que su distribución es uniforme con los rangos de variación expresados en la tabla 3.9. Una simulación de tipo Monte Carlo (*) se ha llevado a cabo para buscar dos cantidades: la concentración media de 70 años (periodo de vida medio de una persona) y el máximo de concentración que puede

ocurrir durante el periodo de 70 años; siempre en un punto de exposición concreto, que en este ejemplo se supone a 60 metros aguas abajo del foco contaminante

Parámetro	Rango
velocidad (v)	1 - 10 m/año
dispersividad (α)	0.1 - 100 m
concentración en origen (C_0)	10 - 100 $\mu\text{g/l}$
tiempo de vertido (T_0)	1 - 10 años
Concentración media (70 años) ($\mu\text{g/l}$)	Concentración máxima (70 años) ($\mu\text{g/l}$)
Mediana = 3.1	Mediana = 12.0
Percentil superior 95% = 11.1	Percentil superior 95% = 51.3
Factor de incertidumbre = 3.6	Factor de incertidumbre = 4.3

Tabla 3.9. Rangos de los parámetros de transporte y resultados del análisis de sensibilidad.

(*) La simulación de tipo Monte Carlo, habitualmente utilizada en los análisis de sensibilidad, permite cuantificar las influencias recíprocas entre los elementos de un modelo, jerarquizando su importancia sobre determinadas características de las respuestas. Es un proceso que considera para cada simulación una serie particular de valores generados aleatoriamente a partir de la función de distribución de probabilidad asumida para los parámetros de partida. Como la fiabilidad del método está en el tamaño de la muestra suele ser habitual realizar un número considerable de simulaciones. El resultado es la estimación de la función de distribución de probabilidad de los parámetros de respuesta.

La incertidumbre en las dos cantidades objeto de interés en el ejemplo se expresa como la relación entre el valor del percentil superior 95 y el del percentil 50. A partir de los datos de partida, expuestos en la tabla 3.9, el factor de incertidumbre para el valor medio de los 70 años es 3.6, mientras que el de la concentración máxima es 4.3.

La reducción de estos factores de incertidumbre vendrá por una mayor concreción de los valores de los parámetros de partida. Así, en un análisis de sensibilidad del modelo utilizado en el ejemplo se observa (figura 3.22) que la mayor reducción de las incertidumbres asociadas a la estimación del valor de *concentración media* se da cuando los valores de C_0 y T_0 son suficientemente conocidos. Si el valor de C_0 es conocido, entonces el conocimiento de la dispersividad (α) sirve bien, al mismo nivel que V y T_0 , para reducir las incertidumbres en la estimación de la *concentración máxima* (figura 3.23).

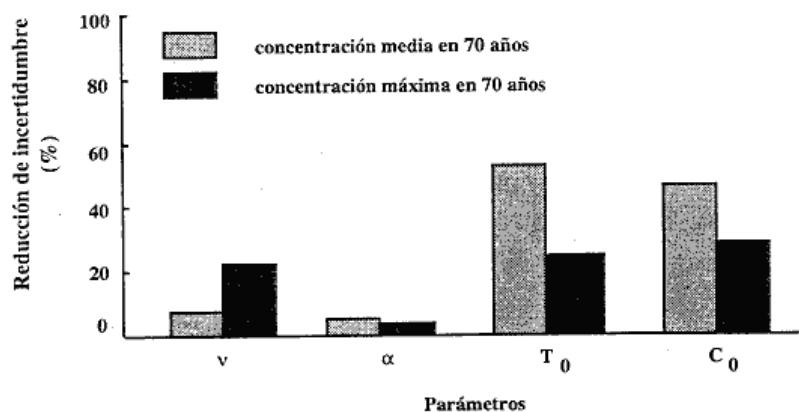


Figura 3.22. Análisis de sensibilidad. Reducción de incertidumbres derivada de una información adecuada de los parámetros del modelo. Parámetros inicialmente desconocidos.

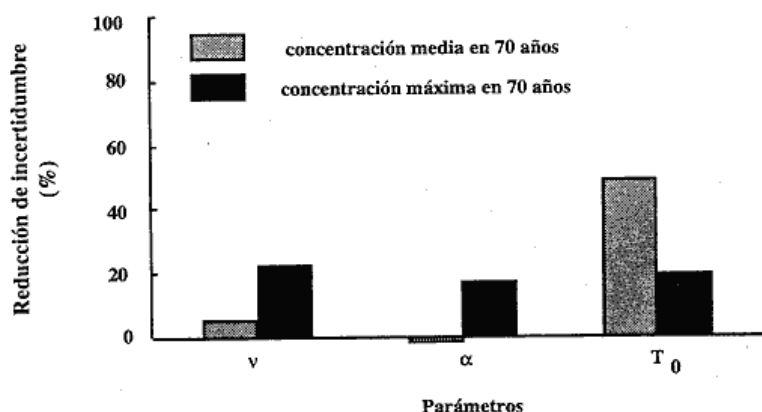


Figura 3.23. Análisis de sensibilidad. Reducción de incertidumbres derivada de una información adecuada de los parámetros del modelo. Concentración inicial conocida.

El análisis ahora efectuado es simple y se presenta sólo como un ejemplo para ilustrar cómo el valor de los datos adquiridos puede diferir según sea el objetivo concreto del análisis de riesgo a efectuar. Según esto, **el seguimiento debería dirigirse al conocimiento de aquellos parámetros que son más sensibles respecto al riesgo concreto objeto de interés** en la investigación. De esta forma, el análisis de sensibilidad ayuda en el diseño del seguimiento. En el caso de contaminaciones ya existentes, y consolidadas, sin embargo, conocer la distribución espacial de la concentración de los contaminantes en el sistema, puede ser más interesante que la estimación precisa de esos parámetros.

Como otro ejemplo concreto, en una aplicación de modelos para el transporte de etilbenzeno por fuga de un tanque subterráneo se encontraron diferencias de hasta un factor de 1500 en la estimación del tiempo de llegada a un punto determinado del acuífero, en función de si viajaba en el agua o en la fase no acuosa del compuesto. Los autores apuntan que a pesar de que los mecanismos de migración e interacción de este tipo de contaminantes en la zona no saturada y en la saturada son razonablemente bien entendidos bajo condiciones de laboratorio, su aplicación a las condiciones reales de campo produce sustanciales diferencias en la estimación del riesgo. Las principales incertidumbres se asocian con la elección de los valores de los parámetros que deben ser introducidos en las ecuaciones que describen el transporte de masa. La investigación de campo debe reducir esas incertidumbres.

El *seguimiento* es necesario para recoger nuevos datos que sirvan para reducir las incertidumbres relativas a la migración de contaminantes. Dados los límites de los recursos disponibles y los altos costes del *seguimiento* deben de establecerse prioridades sobre el tipo de datos que interesa, teniendo siempre presente los tres niveles que intervienen: el vertido de contaminantes, transporte en zona no saturada, transporte en zona saturada; reducir las incertidumbres asociadas a los dos primeros puede ser tan importante como reducir las del tercero.

3.5.2. EL CONTEXTO ECONOMICO DE LAS INCERTIDUMBRES

Uno de los desafíos más importantes a la hora de formular estrategias de protección efectiva de las aguas subterráneas es el grado de incertidumbre asociado al conocimiento de la contaminación y, en consecuencia, del riesgo para la salud. Algunas herramientas económicas aportan información sobre la implicación de las incertidumbres, por ejemplo indicando cuáles influyen más significativamente los costes y los beneficios potenciales de las diversas opciones de gestión, o bien indicando prioridades en el *seguimiento*.

Hay varias fases en la evaluación del riesgo asociado a las aguas subterráneas y en cada una de ellas hay incertidumbres significativas que pueden deberse a errores de medida (datos inapropiados) y a errores en el sistema de gestión de los datos (modelos inapropiados). Además, como las fases son sucesivas hay también componentes de incertidumbre introducidas por un error potencial de propagación.

A pesar de ello, las opciones de gestión de las aguas subterráneas pueden ser diseñadas, evaluadas y seleccionadas usando técnicas que consideren el valor económico de los beneficios y los costes y aplicando simulaciones de tipo estocástico o simples análisis de sensibilidad que identifiquen las

incertidumbres específicas que tienen mayor impacto sobre una determinada decisión, y que son, por tanto, las que necesitan una consideración adicional. En este sentido, el análisis coste-beneficio supone un marco conceptual para la gestión de las aguas subterráneas en presencia de incertidumbres.

Este análisis proporciona un marco para determinar qué alternativas de actuación generan el mayor grado de protección del medio en relación a los costes que requieren. Por supuesto, el uso de un análisis de este tipo como medio de promover la eficiencia económica presupone un marco normativo en el que la maximización del beneficio social sea un objetivo prioritario.

En el caso de la gestión de la calidad de las aguas subterráneas el principal beneficio a considerar en el análisis es la **reducción del riesgo** a la salud humana. La medida de esta reducción está relacionada con el proceso de **evaluación del riesgo**, ya que es ésta la que proporciona la estimación cuantitativa del nivel de riesgo asociado a cada escenario de gestión.

En un análisis económico la evaluación del riesgo puede hacerse de dos maneras. En una, el análisis compara directamente la reducción del riesgo cuantificado en la evaluación con el incremento del coste debido a la actuación correspondiente, dando un coste por unidad de reducción de riesgo (por ejemplo, dinero gastado por cada caso esperado de cáncer evitado); es un enfoque *coste-eficiencia basado en el riesgo*. Este enfoque permite asignar valor económico a la reducción del riesgo, y puede ser usado para comparar diferentes estrategias de actuación por el valor asignado en cada una a la unidad de reducción de riesgo. Sin embargo, no indica si alguna de las opciones tiene beneficios que superen su coste, es decir, no considera el hecho de que las estrategias mejoren el bienestar social.

La otra manera de afrontar el análisis es asignando valor económico a la reducción del riesgo cuantificado en la evaluación pero comparando los beneficios monetarios con el coste de las actuaciones. Así, las diversas opciones de actuación pueden ser clasificadas según la magnitud de sus beneficios netos (beneficios - costes). Lo que se valora económicamente como beneficio en el análisis no es, por supuesto, el valor de la salud en sí misma sino el valor de un cambio en el nivel de riesgo al que la salud está asociada.

Hay otros beneficios aparte del de la reducción del riesgo. Así, opciones de actuación preventiva que reducen la probabilidad de vertido de un contaminante al medio generan beneficios en términos de «costes evitados», que incluyen, no sólo la no necesidad de medidas correctoras de diversos tipos sino también la de un *seguimiento* tendente a detectar el penacho contaminante. Este tipo de beneficios debe ser valorado económicamente en términos de ahorro de costes, según los precios del mercado.

Otro aspecto a tener en cuenta es la incertidumbre respecto a la oferta (disponibilidad) y demanda futura del recurso, lo que hace que recursos hídricos actualmente no utilizados, o poco, tengan un valor de uso potencial de manera que su protección supone un beneficio. Posponer medidas de protección de estos recursos puede suponer posponer decisiones que mantengan la opción de uso del recurso en un futuro. También se debe considerar como beneficio la satisfacción social de saber que el recurso está siendo protegido en su estado natural y que puede, por tanto, ser utilizado por generaciones sucesivas.

El análisis coste-beneficio está basado en la evaluación del riesgo y, en consecuencia, está sujeto a incertidumbres. La necesidad de asignar valores monetarios a los beneficios (valor de la reducción del nivel de riesgo) y a los daños introduce incertidumbres adicionales en el análisis. En este sentido, cuando se comparan riesgos o beneficios y costes entre distintas opciones de gestión hay que tener presente el aspecto intertemporal, así, la mejor opción a corto plazo quizás no lo sea en un largo plazo.

El análisis coste-beneficio puede ser controvertido, sobre todo cuando se aplica a problemas ambientales y de salud humana, como es el caso de la contaminación de las aguas subterráneas. Hay dos puntos de vista extremos en este análisis, pero el verdadero valor del análisis estaría entre ambos.

- En un extremo está quien piensa que debido a todas las incertidumbres que acompañan al análisis éste es imposible de realizar ya que, de hacerlo, genera conclusiones erróneas. Este punto de vista es excesivamente corto, ya que no reconoce el valor que el análisis tiene cuando se usa para **identificar las incertidumbres que más influyan** en la toma de decisiones o el valor que tiene para comparar entre sí diferentes opciones a tomar.

- En el otro extremo está quien ve en el análisis coste-beneficio la solución para la toma de decisiones y que cualquier decisión debe ser dirigida por el resultado empírico del análisis. Este punto de vista es peligroso porque puede no llegar a reconocer las incertidumbres que son más relevantes en cada caso.

Un punto de vista más razonable es el que reconoce al análisis coste-beneficio como una herramienta útil para el análisis decisional, siempre y cuando sus resultados sean interpretados en el contexto de las incertidumbres asociadas a cada caso. Desde este prisma el análisis proporciona un marco valioso para organizar la información, estructurar las decisiones y establecer prioridades de actuación.

La evaluación del riesgo y la incertidumbre están intrínsecamente uni-

das. De hecho, el procedimiento de evaluación del riesgo ha sido expresamente desarrollado para tratar la información incierta. Hay tres fuentes principales de incertidumbre en lo que se refiere a la evaluación del riesgo por contaminación de las aguas subterráneas: La primera es la incertidumbre en los modelos teóricos y matemáticos que describen los procesos físicos, químicos y biológicos del transporte de contaminantes. La segunda es la incertidumbre en los datos de entrada de esos modelos. Finalmente, hay incertidumbre en el análisis del riesgo y en las decisiones a tomar para su control.

Aunque estas incertidumbres complican enormemente la evaluación del riesgo pueden ser generalmente reducidas, o al menos controladas, si su presencia es identificada y sus causas comprendidas. Cuando no pueden ser reducidas las decisiones pueden todavía tomarse siempre y cuando las implicaciones de las incertidumbres sean reconocidas explícitamente.

3.6. REFERENCIAS

ASTM (1995). «Standard Guide for Design of Ground-Water Monitoring Systems in Karst and Fractured-Rock Aquifers». American Society for Testing and Materials. D 5717-00.

Barcelona, M.J., Gibb, J.P., Helfrich, J.A. & Garske, E.E. (1985). «Practical Guide for Ground-Water Sampling». EPA/600/2-85/104 (NTIS PB86-137304).

Bedient, P., Schwartz, F. & Rifai H. (1993). «Hydrologic Design for Groundwater Pollution Control». In *Handbook of Hydrology*. D. Maidment (Editor). Capítulo 29. McGraw-Hill.

Busquet, E. & Casas, A. (1996). «Caracterización geofísica de residuos almacenados en vertederos incontrolados». Mapfre Seguridad nº 61. 3-13.

Candela, L. (1993). «Toma de muestras de agua: solución del suelo y succión con cápsulas de cerámica». En *La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas: métodos, medición y modelos*. L. Candela y M. Varela (Eds). Ed. CIMNE. Barcelona. 183-197.

Custodio, E. (1995) «The impact of vertical water flow in boreholes on monitoring operations». *Hydrogologie*, nº 3. 3-12.

Domenico, P.A. & Schwartz, F.W. (1990). «Physical and Chemical Hydrogeology». John Wiley & Sons, Inc. 824 p.

Driscoll, F.G. (1986). «Groundwater and Wells». Johnson Filtration Systems, H. Smyth Co.

EPA-Environmental Protection Agency (1986a). «Permit Guidance Manual on Unsaturated Zone Monitoring for Hazardous Waste Land Treatment Units». EPA/530-SW-86-040.

EPA-Environmental Protection Agency (1986b). «Groundwater Monitoring Seminar Series». CER 1-87-8.

EPA-Environmental Protection Agency (1987). «Handbook: Groundwater». EPA 625/6-87-016.

EVE-Ente Vasco de la Energía (1996). «Mapa Hidrogeológico del País Vasco-Euskal Herriko Mapa Hidrogeologikoa». 377 p.

Everett, L.G. (1993). «Vadose Zone Monitoring». In *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. D.E. Daniel (Editor). Capítulo 24. Chapman & Hall, London.

Farvolden, R.N. & Hugues, G.M. (1976). «Hydrogeological Implications in Solid Waste Disposal». *Bull. Intern. Assoc. Sci. Hydrol.*, 146-158.

Fetter, C.W. (1993). «Contaminant Hydrogeology». Macmillan Publ. Comp. 458 p.

Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979). «Groundwater». Prentice Hall. 604 p.

Leahy, P., Ryan, B. & Johnson, I. (1993). «An Introduction to the U.S. Geological Survey's National Water-Quality Assessment Program». *Water Resources Bulletin*, vol 29. 529-532.

Loehr, R.C., Jewell, W.J., Novak, J.D., Clarkson, W.W. & Friedman, G.S. (1979). «Land application of wastes» 2 Vol. Van Nostrand Reinhold Company.

Loftis, J.C. (1996). «Trends in Groundwater Quality». *Hydrological Processes*, vol 10. 335-355.

Milanovic, P.T. (1981). «Karst Hydrogeology». Water Resources Pub. Colorado.

Ministère de l'Environnement du Québec (1988). «Guide d'implantation et de gestion de lieux d'enfouissement de sols contaminés». SD-7. Québec. 41 p.

Morell, I., López-Chicano, M., Pulido-Bosch, A., Gámez, J.A. & Cherif, L. (1995). «Procesos de lixiviados de nitratos en el acuífero detrítico del polje de Zafarraya (Granada)». *Avances en la Investigación en Zona No Saturada*. J. M. Gonzalo e I. Antigüedad (Eds). 63-69.

Palmer, C. (1992). «Principles of Contaminant Hydrogeology». Lewis Publishers. 211 p.

Reichard, E., Cranor, C., Raucher, R. & Zapponi, G. (1990). «Groundwater contamination risk assessment: A guide to understanding and managing uncertainties». IAHS Publ No 196.

Russell, J. (1995). «Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Groundwater Contamination». Lewis Publishers. 948 p.

Salas, J. (1993). «Analysis and modeling of hydrologic series». In *Handbook of Hydrology*. D. Maidment (Editor). Capítulo 19. McGraw-Hill.

Sánchez-Pérez, J.M. (1992). «Fonctionnement hydrochimique d'un écosystème forestier inondable de la Plaine du Rhin». Thèse à l'Université Louis Pasteur-Strasbourg I. 176 p.

Sanders, T., Ward, R., Loftis, J., Steele, T., Adrian, D. & Yevjevich, V. (1983). «Design of networks for monitoring water quality». Water Resources Publications.

Sara, M.N. (1994). «Standard Handbook of Site Assessment for Solid and Hazardous Waste Facilities». Lewis Publishers. 976 p.

Vrba, J. & Pekny, V. (1991). «Groundwater-Quality Monitoring: Effective Method of Hydrogeological System Pollution Prevention». *Environmental Geology*. Vol 17 (1). 9-16.

Zhou, Y. (1996). «Sampling frequency for monitoring the actual state of groundwater systems». *Journal of Hydrology*, vol 180. 301-318.

ANEXO I

UN MEDIO PARTICULAR: EL MEDIO KARSTICO

1. LOS TERRENOS KÁRSTICOS: EL SISTEMA KÁRSTICO

Se conocen como terrenos kársticos (karst) aquéllas regiones constituidas por rocas compactas y solubles, carbonatadas fundamentalmente, en las que como consecuencia de los procesos de disolución (**karstificación**) aparecen formas superficiales y subterráneas características que las diferencian de otro tipo de regiones. El origen y evolución espacio-temporal de estas formas depende de una serie de factores: geológicos, tectónicos, hidráulicos, fisico-químicos y biológicos. El resultado de la actuación de estos factores, cambiantes en el tiempo, es una amplia variedad de tipos de terrenos kársticos.

Es usual referirse a los terrenos kársticos como **Sistema** (Karst Environment System, Karst Water System,...). El interés de esta denominación está en que un Sistema es un **conjunto de procesos que estan interrelacionados, en el espacio y en el tiempo**, de manera que comprende una secuencia de entradas (input), funciones de transferencia y salidas (output). En el karst los procesos (modalidades de recarga y descarga, relación aguas superficiales - aguas subterráneas, disolución, calidad del recurso...) son activos, dinámicos, y además cambiantes en el tiempo, con lo cual toda la secuencia es también cambiante; de ahí la importancia del contexto temporal (figura 1).

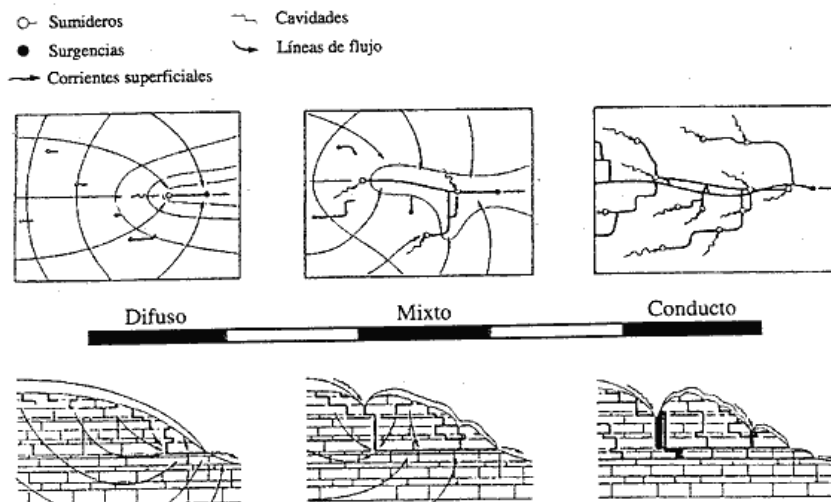


Figura 1. Evolución de la karstificación funcional en un medio kárstico, pasando de un flujo difuso a uno por conductos (Quinlan y Ewers, 1985).

2. ESPECIFICIDADES DE LAS REGIONES KÁRSTICAS

Las regiones kársticas, que pueden incluir materiales no karstificables, tienen unas características específicas, *tanto en lo relativo a la organización de los flujos hídricos superficiales y subterráneos como a la relación entre ambos*, y que diferencian claramente esas regiones de cualquier otra.

* ***Características hidrológicas.*** Las regiones kársticas presentan unas características hidrológicas específicas:

- Ausencia general de flujo superficial permanente. La red de drenaje superficial suele ser discontinua en el espacio, condicionada por la presencia de surgencias y sumideros, y en el tiempo, mostrando un carácter intermitente en el aporte de agua. Usualmente los caudales presentan grandes fluctuaciones.

- Pueden darse retenciones temporales de agua en superficie en zonas cerradas, como en los poljes, siendo posteriormente drenadas por sumideros (ponors).

- Hay una estrecha interrelación entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas de estas regiones, de manera que la hidrología y la hidrogeología están íntimamente unidas. Esta relación puede ser cambiante en el espacio y en el tiempo.

* ***Características hidrogeológicas.*** Hidrogeológicamente la investigación en el karst implica tener un esquema conceptual previo de lo que es el acuífero kárstico (figura 2). El karst es un medio con una gran heterogeneidad espacial, y temporal, pero una heterogeneidad organizada. Si bien no es posible extrapolar a un acuífero kárstico desconocido el funcionamiento de otro conocido, aunque esté próximo y sea aparentemente idéntico, sí que existe un esquema conceptual del karst, que presenta aspectos como:

- Diferentes modalidades de infiltración, lenta y rápida, con distinta influencia en la respuesta energética (cantidad de agua) y química (calidad) de las surgencias. La porosidad eficaz de la zona de infiltración está limitada, en general, a 1 % ó 2 %.

- Eventual existencia de un acuífero superficial, epikarst, con un desigual filtrado temporal de la infiltración y con una fuerte porosidad eficaz (entre 5 % y 15 %).

- Presencia de bloques de baja permeabilidad (llamados sistemas anexos), con función capacitiva, y presencia de conductos de muy alta permeabilidad (red kárstica), con función conductora; estos últimos actúan a modo de colectores del drenaje de los bloques, que pueden ser independientes entre sí. La

relación hidráulica bloques - conductos puede ser de doble sentido (inversión de gradiente). La porosidad eficaz del conjunto de la zona saturada puede alcanzar hasta el 20 %, en los casos más favorables, mientras que la red kárstica (los conductos) no llega a representar más que el 0.5 %.

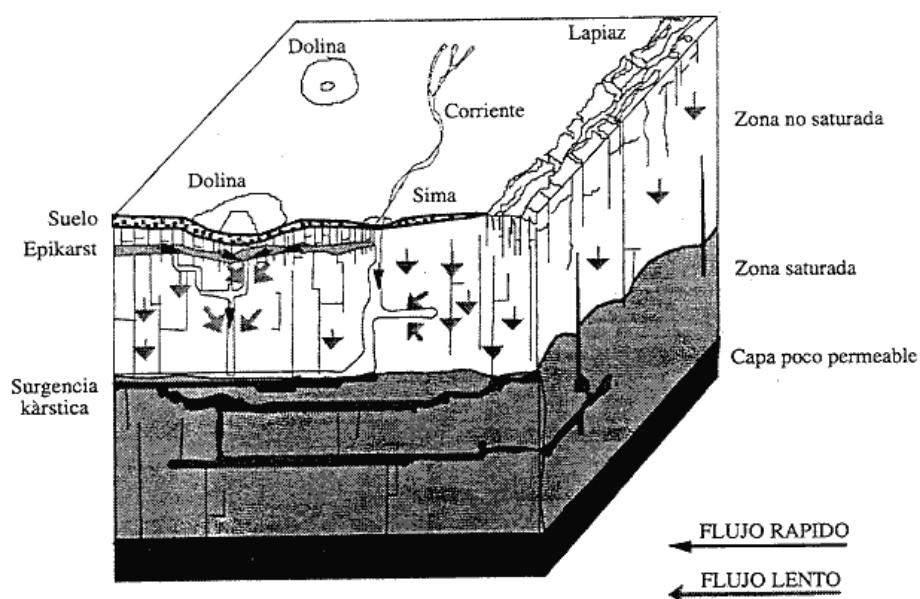


Figura 2. Modelo conceptual de un sistema acuífero kárstico (COST, 1995).

- Frecuentemente el acuífero kárstico está alimentado por aportes superficiales procedentes de terrenos no kársticos que terminan infiltrándose de forma concentrada (sumideros) en las rocas carbonatadas. En estos casos hablamos de karst binario.

- No necesaria relación entre karstificación superficial y profunda. El desarrollo de la disolución dependerá de factores hidráulicos y físico-químicos.

- La disolución (karstificación) origina una red organizada de drenaje hacia la cual convergen los flujos subterráneos. Esta red finaliza en surgencias que, normalmente, presentan notables caudales. Esta jerarquización del drenaje es el motivo por el cual en los terrenos kársticos hay pocas, pero importantes, zonas de descarga (surgencias).

- La variabilidad de caudales en las surgencias es consecuencia de la dife-

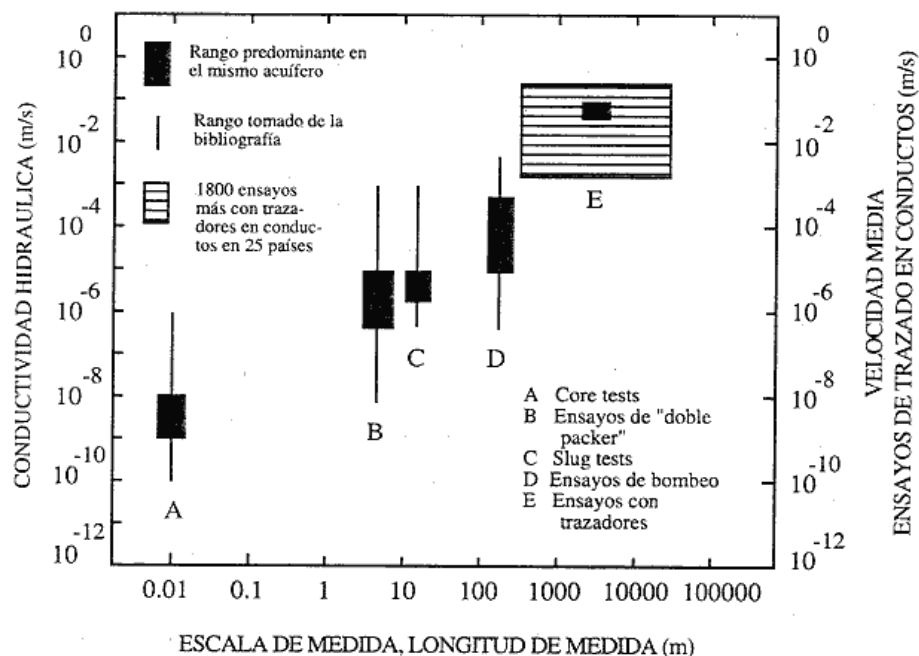


Figura 3. Variación de la conductividad hidráulica y de la velocidad media en acuíferos kársticos en función de la escala de las medidas (ASTM, 1995).

rente importancia relativa que en el funcionamiento hidrogeológico del acuífero kárstico tienen la red de conductos y los bloques capacitivos.

- Los acuíferos kársticos son, por lo general, muy vulnerables a la contaminación. Esta va a depender de la organización del flujo y de las relaciones entre los bloques y los conductos.

Es fundamental tener en cuenta el **factor escala**, es decir, el valor de los parámetros hidrogeológicos va a depender de la escala de la investigación. Así, en la figura 3 se observa la variabilidad de la conductividad hidráulica y de la velocidad del flujo en función de la escala de las observaciones.

Son éstos los aspectos que hay que identificar en el acuífero kárstico, para conocer su **funcionalidad espacio-temporal**. Y no olvidemos que lo funcional, lo dinámico, es la base para la correcta gestión de los recursos hídricos, *lejos de la simple cuantificación anual del balance o del establecimiento de un mapa de flujos*. El nivel funcional supone identificar la variación espacio-temporal de los procesos dinámicos del sistema kárstico, de sus mutuas implicaciones, y de sus influencias en la relación entrada-salida.

Debido a las especificidades del medio kárstico, los métodos de la hidrogeología tradicional (localización de pozos, ensayos de bombeo, redes

de control de la calidad..) no suelen dar buenos resultados en este medio. Pero, sin embargo, cuando la investigación conduce a un conocimiento adecuado de esas especificidades (presencia de la red organizada de drenaje, relación conductos-bloques, relación aguas superficiales-subterráneas...) la explotación del karst puede proporcionar muy buenos resultados (pozos de notable caudal, mantenimiento de la calidad del agua...).

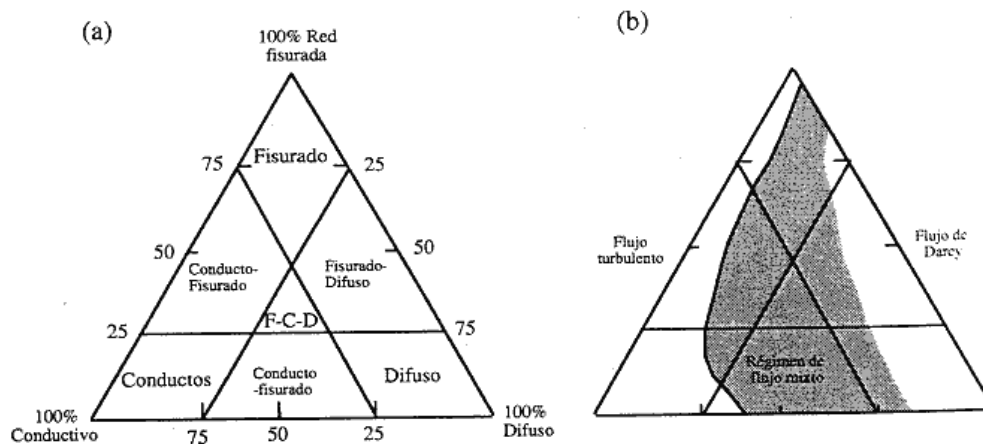


Figura 4. Clasificación conceptual de acuíferos kársticos (a) y regimenes de flujo predominantes (b). Tomado de Atkinson, 1986.

***Tipología de acuíferos kársticos.** Al ser la karstificación un fenómeno sometido a cambios en función de los factores (climáticos, morfológicos, geológicos) que lo limitan, el resultado es la existencia de una gran variedad de acuíferos kársticos (dependiendo de la presencia y relación entre bloques y conductos), comprendidos (Atkinson, 1977) entre los de **flujo difuso** (*diffuse flow aquifers*) y los **kársticos «sensu stricto»** (*conduit flow aquifers*). Los de flujo difuso tienen una caracterización próxima a la de los medios porosos, a pesar de desarrollarse en formaciones carbonatadas; en estos casos es dudoso hablar de karst desde un punto de vista hidrogeológico, es decir, teniendo en cuenta su funcionalidad.

El karst, en su sentido hidrogeológico más estricto, corresponde al acuífero en el cuál el flujo se realiza casi exclusivamente a través de la red de conductos; en estos casos, debido a la gran velocidad que puede tener el flujo (regimen turbulento) *la ley de Darcy puede no ser aplicable*. Las figuras 1, 4 y 5 reflejan aspectos relacionados con los diferentes tipos de los llamados, en general, acuíferos kársticos.

3. VULNERABILIDAD DEL MEDIO KÁRSTICO A LA CONTAMINACIÓN

El medio kárstico es altamente vulnerable a la contaminación debido a su particular estructura del drenaje. El problema aumenta al comprobar que, con frecuencia, las depresiones exokársticas, como dolinas, o los huecos dejados por la actividad extractiva de las canteras han venido siendo utilizados como lugar de depósito incontrolado de diferentes tipos de residuos. Un acuífero kárstico presenta, en general:

- zonas de drenaje (*red de conductos*), que transmiten rápidamente el contaminante, sin apenas modificación.
- zonas de almacenamiento (*bloques capacitivos*), más o menos aisladas de las zonas de drenaje, que mantienen el contaminante durante un tiempo, más o menos largo, incorporándolo al agua allí almacenada, lo que origina dilución.

En consecuencia, el devenir de una contaminación será bien diferente según el lugar y modo por donde el contaminante entre al acuífero kárstico. Si es en el **eje del drenaje** el contaminante se va a transmitir directa y masivamente hacia la surgencia, sufriendo una cierta dilución, pero sin depuración; el agua de la surgencia recupera rápidamente su calidad química inicial una vez que cesa la contaminación, si ésta ha sido puntual en el tiempo. De todas formas, en aguas altas puede ocurrir que el eje del drenaje, los conductos, tenga más carga hidráulica que los bloques capacitivos de manera que haya inversión de gradiente y el contaminante pueda pasar a los bloques, para ser de nuevo drenado al eje pero en una posterior situación de aguas bajas.

Si el contaminante es introducido en las **zonas de almacenamiento**, se va a transmitir mucho más lentamente; puede llegar a darse una cierta depuración, pero será sobre todo la dilución por mezcla con aguas no contaminadas la que va a contribuir a reducir el límite de la contaminación en la surgencia. En estos casos, si los bloques capacitivos son independientes entre sí sólo alguno de ellos se verá afectado por la contaminación. Finalmente, el contaminante, diluido, será descargado, desfasado en el tiempo, bien a través de alguna surgencia conectada directamente al bloque capacitivo, o bien por la surgencia principal a través del eje principal de drenaje.

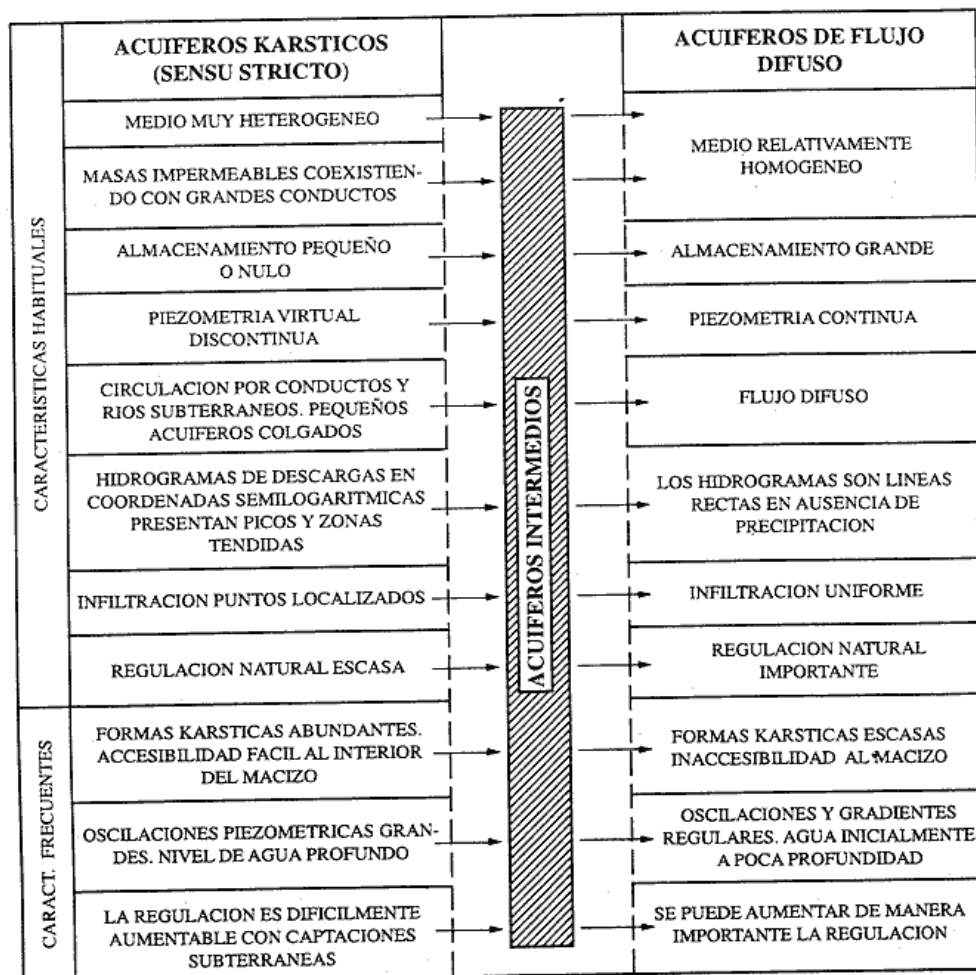


Figura 5. Características de los tipos básicos de acuíferos en rocas carbonatadas (Bayó et al, 1986).

Por tanto, para la protección de los recursos hídricos en el karst es necesario un estudio detallado, determinando la posición de las zonas más sensibles, vulnerables, a la contaminación (el/los eje/s del drenaje) y de las zonas mejor protegidas (los bloques capacitivos). El diagrama de la figura 6 muestra la relación del flujo en los bloques (*flujo difuso*) con el flujo en el eje del drenaje (*dren*) y su influencia en la propagación de contaminantes desde un foco (*vertedero*). Debe señalarse la gran importancia que tiene el suelo, cuando existe, para la efectiva protección de las aguas subterráneas, debido a los procesos bio-geoquímicos y de filtración que en él tienen lugar. **Es esencial una buena ordenación del uso del suelo en las regiones kársticas como medida de protección de la calidad del agua.**

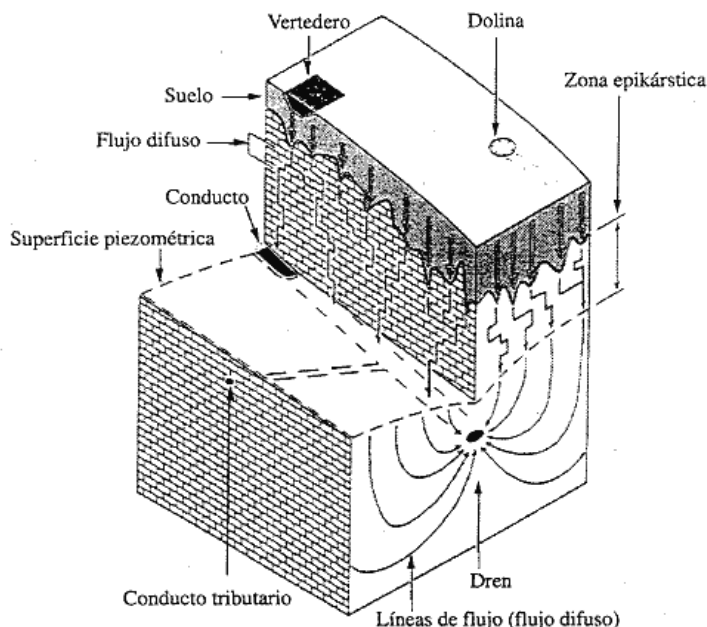


Figura 6. Esquema conceptual de flujos y de la propagación de contaminantes en un medio kárstico (Quinlan y Ewers, 1985).

Los ensayos con trazadores, fundamentales en los estudios de detalle comentados, evidencian velocidades habituales en el eje del drenaje del orden de algunas decenas de metros por hora en situación de aguas bajas, y mayores, del orden de varios centenares de metros por hora en aguas altas. En la figura 7 se muestra la estructura de drenaje rápido del sistema kárstico de Apodaka, en el País Vasco, deducida a partir de varios ensayos con trazadores, así como su relación con la geología, geomorfología y ríos superficiales.

En cualquier caso, y de forma general, debe señalarse que el medio kárstico es el medio más vulnerable. Esta vulnerabilidad está relacionada con el desarrollo de los procesos de karstificación. La escasa capacidad de depuración en el medio kárstico es debida a:

- La superficie disponible para colonización de microorganismos y procesos de adsorción y cambio iónico es muy inferior a la de medios porosos.
- La rápida infiltración de aguas en el karst reduce la pérdida de volátiles, lo que es importante, sobre todo en el caso de compuestos orgánicos altamente volátiles, como los disolventes y muchos pesticidas.

- La filtración física es poco efectiva en un karst con conductos bien desarrollados. De esta forma, los sedimentos y microorganismos son rápidamente transportados por el karst.

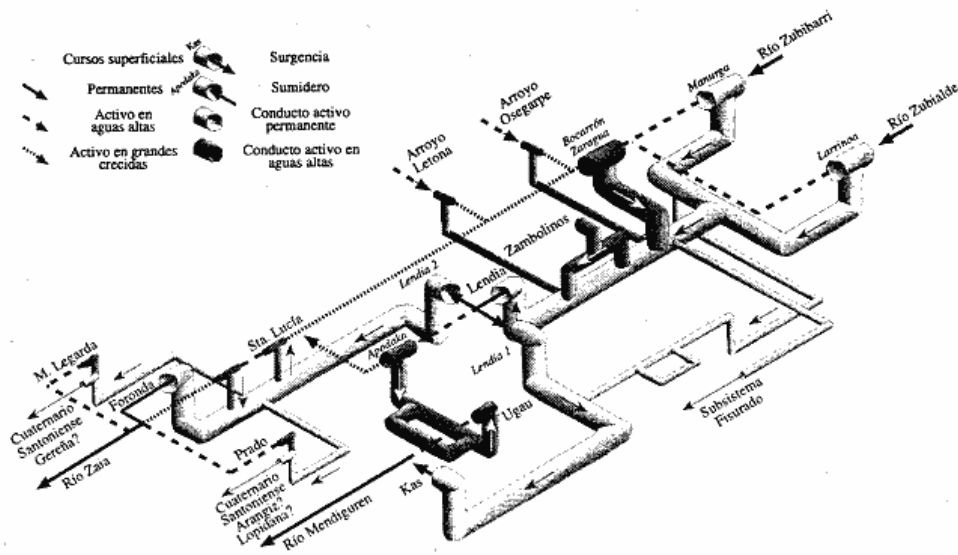
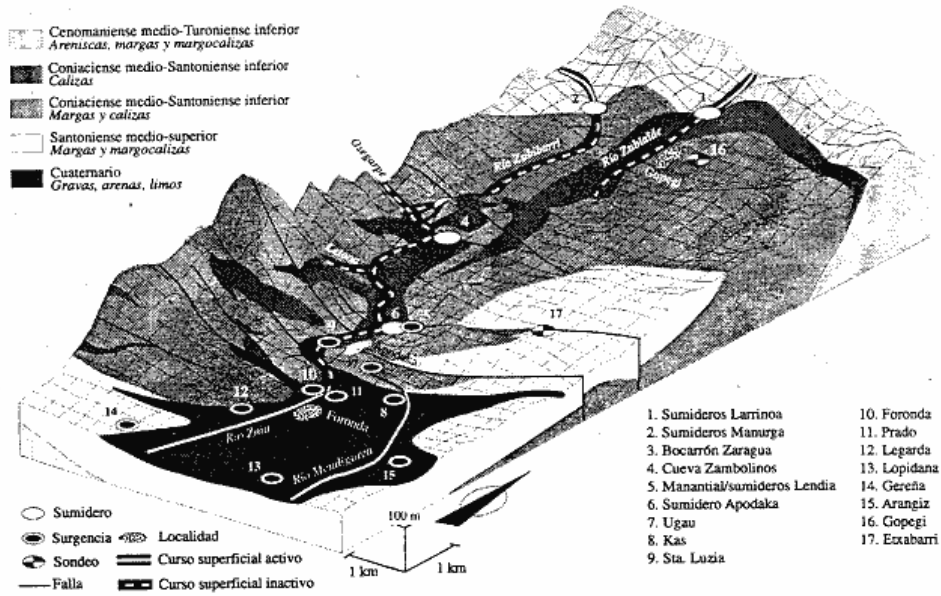


Figura 7. Estructura de un karst del País Vasco deducida de trazados (Arrate, 1994).

- La rapidez del flujo en el interior del sistema favorece la transmisión de materia particulada y contaminantes en general.
- Los mecanismos de depuración tiempo-dependientes (de bacterias y virus, por ejemplo) están minimizados y llegan a resultar ineficaces debido al rápido flujo en el sistema.

En estas condiciones resulta evidente el elevado riesgo potencial de contaminación de las aguas asociadas a estos medios, por lo que el control de la calidad del agua en sumideros y manantiales debe estar asegurada.

Además, en el karst las dolinas y otras formas de depresión superficial son lugares habitualmente utilizados para el vertido de residuos aprovechando que en este contexto no dan lugar a una contaminación superficial evidente; la contaminación subterránea que generan es, a menudo, olvidada. Además de ser el medio más vulnerable, la limpieza y restauración del karst requieren esfuerzos técnicos y metodológicos relativamente más sofisticados y costosos que en los acuíferos detríticos.

El establecimiento de áreas de protección de captaciones en el medio kárstico es, evidentemente, más complicado que en otros medios debido a las características específicas de los flujos en el karst. Así, en este medio una mayor distancia desde la captación no necesariamente supone un mayor tiempo de tránsito, ya que hay que considerar la existencia de flujos preferentes, mucho más rápidos, a través de la red de conductos, no siempre fácil de localizar.

Es por esta razón por la que se hace necesaria la búsqueda de criterios propios para la delimitación de zonas de protección en el medio kárstico. Un intento de este tipo se recoge en el programa europeo COST (1995) habiéndose considerado criterios tales como la *presencia de suelo, el tipo de infiltración (difusa o puntual), el grado de desarrollo del epikarst, la estructura del drenaje interno del karst, el tipo de descarga*. El resultado es que para el karst las zonas de protección adquieren unos límites muy irregulares, poco parecidos a los límites regulares, y casi concéntricos, habituales en otros medios.

3.1. RED DE SEGUIMIENTO DE AGUAS EN EL KARST

La instalación de una red de *seguimiento* para observar la evolución de la calidad de las aguas es una herramienta necesaria para el control de la eficacia de las medidas de protección, sobre todo cuando en el medio kárstico existen focos potencialmente contaminantes. Recientemente se ha elaborado

una norma (ASTM, 1995) que especifica con detalle los aspectos a considerar para el diseño de la red de *seguimiento* en el karst.

La determinación de los puntos de *seguimiento* va a depender del modelo conceptual que se tenga del acuífero objeto de investigación. Si éste se separa claramente del modelo conceptual del medio poroso la utilización de pozos probablemente no sirva para un muestreo representativo a menos que se demuestre de forma adecuada (*trazadores*, por ejemplo) que esos pozos están conectados con el foco contaminante a investigar.

En el medio kárstico usualmente son más apropiados **puntos de *seguimiento* alternativos**, como surgencias o ríos subterráneos. Estos puntos interceptan flujos procedentes de áreas más grandes que en el caso de los pozos y, en consecuencia, presentan mayor probabilidad de capturar el drenaje desde un foco contaminante. Los puntos de *seguimiento* que integran el drenaje procedente de una amplia área es probable que muestren concentraciones más diluidas del contaminante que los puntos de *seguimiento* que interceptan drenaje de áreas más pequeñas.

Por tanto, el *seguimiento* en estos puntos de muestreo alternativos requiere una evaluación del significado de la dilución del contaminante. El diseñador de un sistema de *seguimiento* debe sopesar el interés de analizar aguas diluidas que se sabe proceden del foco contaminante versus analizar aguas que no está demostrado que procedan del foco.

La práctica habitual actual utiliza puntos de *seguimiento* aguas arriba (*upgradient*) y aguas abajo (*downgradient*) con objeto de cumplir los requerimientos legales. En el caso de los acuíferos kársticos, rápidas variaciones de la carga hidráulica pueden conducir a cambios, e incluso inversiones, en la dirección de los flujos. En tales situaciones, la determinación de las direcciones de flujo a partir de los mapas piezométricos puede no ser adecuada para determinar la localización de los puntos de muestreo.

3.2. ENSAYOS CON TRAZADORES

Los **trazados** (ensayos con trazadores) deberán usarse para demostrar si los puntos de muestreo a priori elegidos están o no en relación con el foco objeto de *seguimiento*. *No puede asumirse que los puntos de *seguimiento* aguas abajo (*downgradient*) intercepten el drenaje procedente del foco a menos que esa conexión haya sido demostrada.*

Los ensayos que evidencian la presencia o la ausencia del trazador en el

punto de *seguimiento* sirven normalmente para estimar la dirección del flujo y validar el punto en cuestión. Los ensayos en los que se determina además la concentración del trazador en muestras tomadas a intervalos cortos (minutos a horas) sirven también para determinar la frecuencia óptima de muestreo. Sin este conocimiento un gran número de puntos de *seguimiento* puede ser muestreado más o menos frecuentemente que lo necesario para una correcta caracterización.

La medida de la concentración del trazador junto con la del caudal en los puntos de *seguimiento* aporta información sobre el balance de masa, que sirve para un diseño más eficaz del sistema de *seguimiento*. El balance de masa también puede ser utilizado para evaluar la dilución del contaminante. *El uso de este balance es útil para evaluar las consecuencias de vertidos realizados, de forma puntual, directamente a la red kárstica, pero no cuando la contaminación se lleva a cabo en forma difusa.*

Como principio general, la relación coste - beneficio de la medida de la concentración y del caudal aumenta en la medida que aumenta el número de puntos de *seguimiento*. Por ese motivo puede resultar conveniente la realización de trazados cualitativos que eliminen la necesidad de muestrear en aquellos puntos que no reciben el trazador.

3.3. FRECUENCIA DE MUESTREO

Los parámetros de calidad del agua pueden llegar a ser extremadamente **variables** en los terrenos kársticos. Esto es particularmente cierto durante e inmediatamente después de episodios de recarga que causan rápidos cambios en la descarga de manantiales y en el nivel de algunos pozos. *Para que las muestras sean representativas de las condiciones del acuífero la frecuencia de muestreo deberá ser seleccionada de manera que refleje esta inherente variabilidad.*

Ahora bien, la correcta interpretación de la variación de la calidad del agua con vistas a determinar una adecuada frecuencia de muestreo no puede ser hecha con confianza a menos que se conozca que los datos disponibles no están sujetos a *aliasing*, fenómeno éste en el que una señal de alta frecuencia puede ser interpretada como de baja frecuencia o tendencia debido a que el muestreo fue demasiado infrecuente para caracterizar la señal con precisión.

La determinación de una frecuencia apropiada de muestreo debe estar basada en la interpretación del comportamiento de algunos parámetros físico-químicos, de fácil medida, en manantiales y pozos: caudal o carga hidráulica,

conductividad eléctrica, temperatura, turbiedad. Estos parámetros deberían ser medidos en puntos de seguimiento representativos de manera continua o casi-continua, en periodos de algunas semanas a algunos meses, y como mínimo hasta que eventos mayores de recarga hayan ocurrido.

La frecuencia de muestreo se determinará de manera que capture la variabilidad del parámetro más variable. En el caso de una investigación sobre un foco de contaminación habrá que establecer la relación temporal existente entre los contaminantes específicos objeto de control y los parámetros habitualmente controlados, como paso previo a la determinación de la frecuencia de muestreo propia para esos contaminantes. En cualquier caso, *la frecuencia es cambiante a medida que se van interpretando los nuevos datos recogidos.*

4. REFERENCIAS

Arrate, I. (1994).- «Estudio hidrogeológico del acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco)». Tesis Doctoral. *Euskal Herriko Unibertsitatea - Universidad del País Vasco.*

Atkinson, T.C. (1977).- «Diffuse Flow and Conduit Flow in Limestone Terranes in the Mendip Hills (Great Britain)». *Journal of Hydrology*, vol 35, 93-110.

ASTM (1995).- D 5717 «Standard Guide for Design of Ground-Water Monitoring Systems in Karst and Fractured-Rock Aquifers». *American Society for Testing and Materials.*

Bayó, A., Castiella, J., Custodio, E. & Virgos, L. (1986). «Ensayo sobre las diversas tipologías de acuíferos en rocas carbonatadas de España. Identificación, técnicas de estudio y formas de captación y explotación». Jornadas sobre el Karst en Euskadi. Donostia. Tomo 2. 255-340.

COST (1995).- «Hydrogeological aspects of groundwater protection in karstic areas». *COST Action 65.* European Commission DG-XII. EUR 16526.

Quinlan, J. F. & Ewers, R. O. (1985).- «Ground Water Flow in Limestone Terranes: Strategy Rationale and Procedure for Reliable, Efficient Monitoring of Ground Water Quality in Karst Areas». *National Symposium on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring.* National Water Association. Ohio. 197-234.

ANEXO 2

UNA CONTAMINACION PARTICULAR: LOS NAPLs

1. INTRODUCCION

Existen ciertas sustancias tóxicas cuya densidad difiere de la del agua, hecho que complica el transporte de estas sustancias en el medio subterráneo. Es el caso de los NAPLs (non-aqueous phase liquid), hidrocarburos que pueden diferenciarse en DNAPLs y LNAPLs.

El aspecto que permite distinguir entre los dos grupos de hidrocarburos es su densidad. Los DNAPLs son más densos que el agua ($>0,99 \text{ g/cm}^3$) y están representados mayoritariamente por los hidrocarburos clorados, creosota y alquitrán mineral. La densidad de los LNAPLs, en cambio, es inferior a la del agua y se trata de aceites y gasolinas.

ACTIVIDAD	APLICACIÓN
<ul style="list-style-type: none"> • Industria metalúrgica (taller, torno, fundición, etc.). • Industria química (elaboración de plástico, fábricas de lacas y pinturas). • Industria de la electrónica (computadoras). • Industria óptica y fabricación de aparatos de cristal • Industria alimenticia. • Producción de hidrocarburos halogenados ligeros, que se hallan dentro de los frigoríficos. • Industria textil y tintorerías. • Industria papelera y de celulosa. • Otros ramos industriales (laboratorios de técnicas dentales, fábricas de pinturas y lacas, laboratorios químicos, etc.). 	<ul style="list-style-type: none"> • Desengrasantes, anticorrosivos, secado limpieza, desenlacado, etc. • Disolventes, barnices, pegamentos, quitamanchas, detergentes caseros, etc. • Fabricación de láminas conductoras o de piezas electrónicas. • Limpieza de cristales, de lentes y de utensilios ópticos. • Fabricación y disolución de productos aromáticos y extractos; limpieza de máquinas. • Diclorometano e hidrocarburos fluoroclorados. • Limpieza y refino textil y de pieles. • Teñido de papel, disolventes, finalidades de limpieza, etc. • Desengrase, limpieza (limpieza de tubos en fabricación de ventanas, limpieza de jeringas, etc.).

Tabla 1. Actividades industriales generadoras de contaminación por DNAPLs.

La contaminación por DNAPLs está asociada a una gran variedad de actividades industriales, algunas de ellas reflejadas en la tabla 1. Son también comunes los vertidos y derrames de gasolina, keroseno y diesel de tanques de almacenamiento en estaciones de servicio. La posibilidad de que grandes volúmenes de aguas subterráneas resulten contaminados debido a la existencia de NAPLs es alta debido, principalmente, a su uso tan extendido.

Es evidente que el comportamiento de todos estos hidrocarburos en el subsuelo depende tanto de sus características fisicoquímicas como de las características del medio, en base a las cuales cada sustancia va a responder a unas pautas de comportamiento diferentes.

2. FACTORES QUE CONDICIONAN EL COMPORTAMIENTO DE LOS NAPLs EN EL MEDIO SUBTERRÁNEO

Densidad

La densidad de un fluido viene definida como la masa de ese fluido por unidad de volumen (g/cm^3). Es esta propiedad la que, a la larga, va a condicionar que un fluido flote sobre el agua o penetre a través de ella.

Viscosidad

La viscosidad de un fluido es una medida de su resistencia a fluir y su causa principal es la cohesión molecular. La conductividad hidráulica (K) de un medio poroso no depende sólo del medio sino que también está en función de la densidad y de la viscosidad del fluido que lo atraviesa.

Solubilidad

Cuando una sustancia química orgánica se encuentra en contacto físico con el agua, esa sustancia se va a repartir en la fase acuosa. La concentración en equilibrio de esa sustancia orgánica en la fase acuosa se refiere a su solubilidad. Cuanto mayor sea el peso molecular y la complejidad estructural del compuesto orgánico su solubilidad será menor.

En una zona contaminada por NAPLs donde éstos o sus vapores están en contacto con el agua subterránea, a veces la concentración de los componentes de la fase soluble no se puede detectar. El ratio de disolución está en función de las propiedades de los componentes de los NAPLs presentes, de las condiciones de flujo del agua subterránea, de la concentración inicial y del

área de contacto entre los NAPLs y el agua subterránea. Es de esperar que este área de contacto sea heterogénea y difícil de cuantificar. Además, a medida que el tiempo de contacto aumenta entre los NAPLs y el agua, la concentración en la fase acuosa aumenta.

Presión de vapor

La presión de vapor de una sustancia química orgánica es la que determina la rapidez con que los vapores se volatilizan desde la fase líquida pura. La actividad molecular en un líquido tiende a liberar algunas moléculas superficiales, proceso que es directamente proporcional a la temperatura.

Volatilidad

La volatilidad es una medida de la transferencia del compuesto desde la fase acuosa a la fase gaseosa. Los factores que condicionan la volatilización son la solubilidad, el peso molecular, la presión de vapor y la naturaleza de la interfase aire-agua a través de la cual ha de pasar. Puede utilizarse la constante de Henry (presión de vapor/solubilidad en agua) para evaluar la tendencia de un compuesto orgánico a volatilizarse desde el agua. Cuanto mayor sea la constante de Henry, mayor es esa tendencia.

Tensión interfacial

El comportamiento de los NAPLs en el medio poroso se atribuye en gran medida a la tensión interfacial existente entre los NAPLs y el agua, y entre éstos y el aire.

El desplazamiento de agua por NAPLs y viceversa en el medio poroso suele envolver frecuentemente un fenómeno conocido como digitación inmiscible (*immiscible fingering*). Cuanto menor es la tensión interfacial entre líquidos inmiscibles, mayor es la inestabilidad del agua y consecuentemente también la digitación inmiscible. La distribución de ese efecto de digitación en el medio poroso está en función de la densidad, la viscosidad, la tensión superficial, la velocidad de desplazamiento del fluido y de la heterogeneidad del medio poroso.

Franja capilar

A medida que un NAPL llega al nivel freático migra lateralmente, primero bajo la influencia del gradiente hidráulico y posteriormente en respuesta, sobre todo, a las fuerzas de capilaridad. Esta capilaridad dará como resultado una franja capilar de NAPLs por encima del nivel freático.

Saturación residual

Esta se produce cuando la migración capilar de un fluido ocurre de forma muy lenta y eventualmente puede llegar a paralizarse (estabilización). Se produce debido a la atracción del líquido humectante a la superficie sólida, de manera que el fluido es arrastrado hacia el medio poroso y atrapado en el mismo.

Presión capilar (fuerzas capilares)

Es una medida de la tendencia de un medio poroso a sorber el fluido humectante o a repeler el fluido no humectante y es, además, el factor que determina la magnitud de la saturación residual. Cuanto mayor es la presión capilar, mayor es el potencial de la saturación residual.

Humectabilidad

La humectabilidad se refiere a la afinidad de atracción que posee una superficie sólida de cara a varios fluidos (agua, aire y fase orgánica). Sobre una superficie sólida expuesta a dos fluidos diferentes, ésta se puede deducir del ángulo de humedad (figura 1). En general, si el ángulo de humedad es inferior a 90° se denominará al fluido «fluido humectante». En este caso el agua ocupará los intersticios más pequeños. En cambio, si el ángulo de humedad es superior a 90°, el fluido humectante será el fluido compuesto por los DNAPLs.

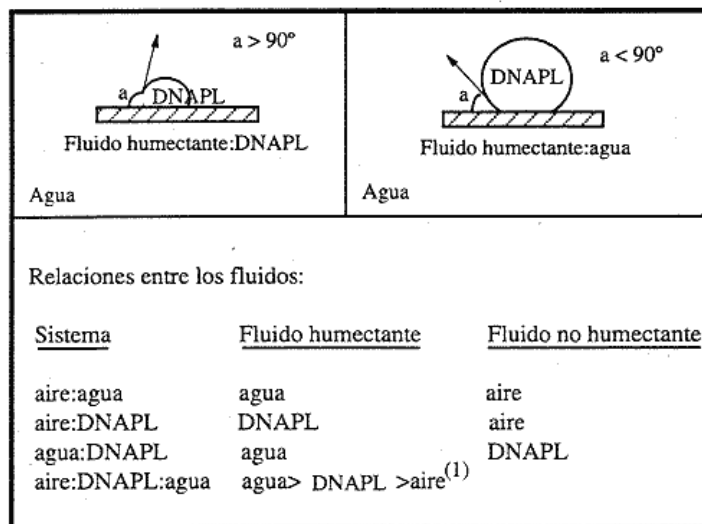


Figura 1. Ángulo de humedad y relación entre el fluido humectante y el no humectante. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

Distribución y/o tamaño de los poros

En los medios porosos naturales la geometría de los espacios porosos es extremadamente irregular y compleja. La heterogeneidad del medio subterráneo (ej.: variabilidad de la distribución del tamaño de los poros) afecta directamente a la distribución de las presiones capilares a lo largo de las interfaces entre fases acuosas e inmiscibles.

Buzamiento de las capas

Los DNAPLs que migran verticalmente pueden alcanzar una zona o unidad estratigráfica de menor permeabilidad vertical. Una reducción en la permeabilidad vertical del medio poroso provocará una propagación lateral de los DNAPLs. El buzamiento de la unidad estratigráfica menos permeable va a determinar la dirección hacia la cual se van a propagar los DNAPLs. Esto es aplicable tanto a la zona no saturada como a la saturada. Es de esperar que en el caso de los LNAPLs esto ocurra únicamente en la zona no saturada. La dirección en la que se propaguen estos componentes orgánicos puede ser distinta a la del flujo del agua subterránea.

Velocidad de flujo del agua subterránea

Se trata de un parámetro dinámico de tensión que tiende a movilizar los hidrocarburos. A medida que la velocidad del agua subterránea aumenta, la presión dinámica y las fuerzas de viscosidad también aumentan. La movilización de los NAPLs ocurre cuando las fuerzas de viscosidad del agua subterránea que actúan sobre los NAPLs exceden las fuerzas capilares del medio poroso que retienen los NAPLs.

3. ASPECTOS DE LA MIGRACIÓN DE LOS NAPLs

3.1. ZONA NO SATURADA

Una vez en el subsuelo, la gravedad hace que los NAPLs migren hacia abajo a través de la zona vadosa como un líquido inmisible. Esa migración vertical viene acompañada de cierta propagación lateral debida a las fuerzas de capilaridad y a la variación espacial de la conductividad hidráulica. Una parte puede quedar atrapada como líquido residual debido a la tensión superficial existente en los espacios porosos del suelo, en forma de diminutos glóbulos aislados que forman una fase discontinua. Además, una pequeña

parte de los NAPLs puede disolverse en el agua residual del suelo y/o volatilizarse en el aire del suelo.

La saturación residual resultante de un derrame de NAPLs en la zona no saturada depende del contenido de humedad en el medio poroso. Cuando esa humedad es baja, las intensas fuerzas capilares en los poros más pequeños van a arrastrar y atrapar los NAPLs imposibilitando su migración durante cierto tiempo. En cambio cuando esa humedad es alta, las fuerzas de capilaridad en los poros más pequeños, donde la presión capilar es mayor, van a retener el agua de los poros produciéndose la migración de los NAPLs a través de grandes poros libres de agua.

En la figura 2 se muestra una emisión de NAPLs en el suelo, los cuales van a migrar verticalmente a través del medio subterráneo, controlados por la gravedad y las fuerzas de capilaridad del suelo, siendo estas últimas responsables de la migración lateral.

En los medios subterráneos, donde la propagación lateral no está limitada, la propagación de los vapores puede ocurrir como se indica en la figura 3. Como consecuencia, un mayor volumen de suelo y de agua subterránea se van a ver expuestos a los vapores de los NAPLs produciéndose una contaminación mayor. La extensión de la contaminación dependerá en gran parte de la repartición de la fase vapor de los DNAPL entre la fase acuosa y la fase inmisible. En la zona vadosa estos vapores suelen tender a hundirse debido a que su densidad es superior a la del aire.

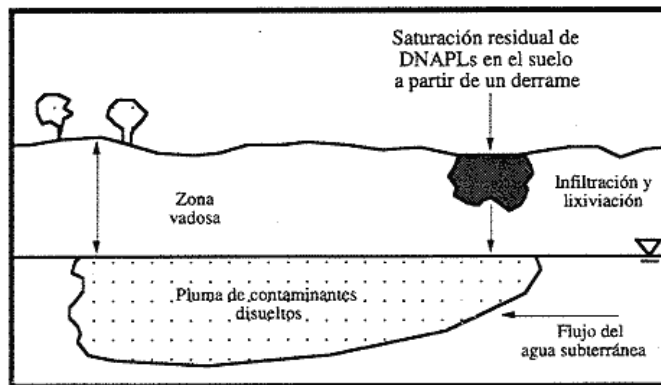


Figura 2. El volumen de NAPLs puede agotarse por saturación residual en la zona vadosa antes de que éstos alcancen el nivel freático. La fase soluble puede ser lixiviada desde la saturación residual de NAPLs y contaminar el agua subterránea. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

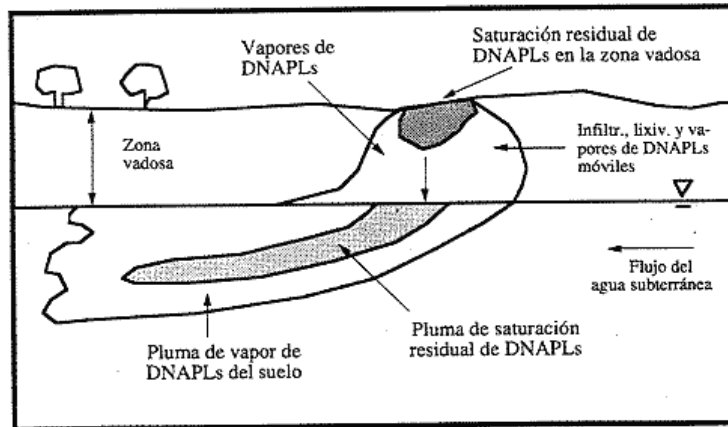


Figura 3. Migración de vapores de DNAPLs desde la zona de vertido y consecuente contaminación del suelo y del agua subterránea. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

- Distribución de fases de los NAPLs - Sistema tetrafásico

La contaminación por NAPLs puede ocurrir en cuatro fases como se describe a continuación:

1. **Fase aire.** Los contaminantes se presentan en forma de vapor.
2. **Fase sólida.** Los contaminantes pueden quedar adsorbidos en el material del suelo/acuífero.
3. **Fase acuosa.** Los contaminantes pueden disolverse en el agua de acuerdo con su solubilidad.
4. **Fase inmisible.** Los contaminantes pueden presentarse en forma de una fase líquida no acuosa.

La distribución de los NAPLs entre esas cuatro fases depende, en gran medida, del sitio y de las características de la matriz de suelo/acuífero y de los propios contaminantes. Además, la distribución entre fases puede variar con el tiempo.

Los componentes de los NAPLs adsorbidos en el suelo se consideran temporalmente inmóviles mientras que se consideran móviles los componentes solubles y volátiles de los NAPLs en el agua y en el aire. Así, la cantidad máxima de fases fluidas potencialmente móviles es tres (aire, agua, fase inmisible).

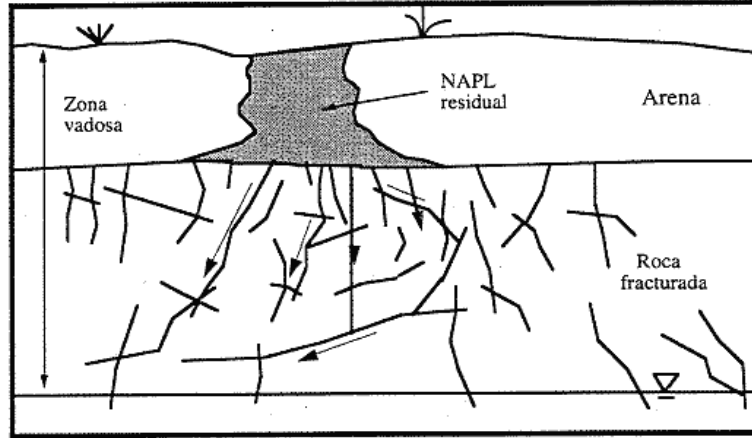


Figura 4. Los NAPLs emitidos sobre un terreno fracturado suelen distribirse de un modo complejo a través de vías preferenciales. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

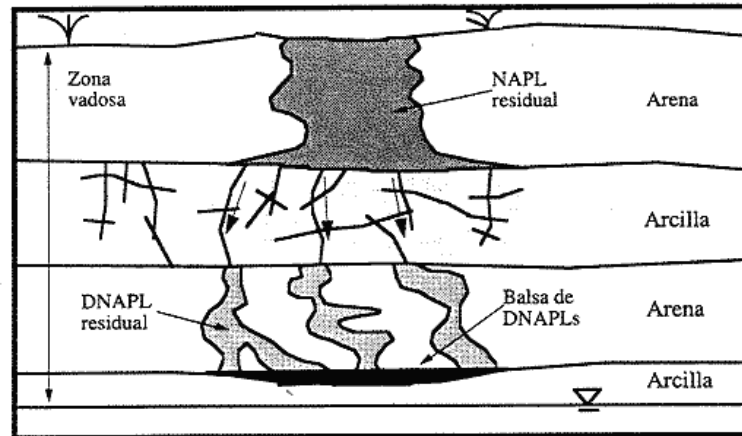


Figura 5. Los NAPLs emitidos hacia una formación de baja permeabilidad pueden distribirse también de un modo complejo a favor de vías preferenciales. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

Generalmente, los acuíferos fisurados presentan fracturas de diferente longitud, anchura e incluso desarrollo. Las zonas no saturadas en este tipo de sistemas contienen caminos preferenciales que van a ser seguidos por los NAPLs (figura 4). Pueden existir también unidades estratigráficas de baja permeabilidad (ej.: arcillas) que contengan en su interior fisuras. Normalmente se asume que las arcillas no dejan penetrar a los NAPLs, sin embargo, la existen-

cia de estas discontinuidades permiten a los NAPLs propagarse a través de las arcillas (figura 5). Los disolventes clorados son capaces de migrar a través de fisurillas microscópicas cuyo espesor es menor al de un cabello humano. Debido a este hecho, el concepto normal de capa impermeable utilizado en hidrogeología puede ser inapropiado para el caso de zonas contaminadas por NAPLs.

3.2. ZONA SATURADA

3.2.1. DNAPLs

A pesar de que los DNAPLs son más densos que el agua, la franja capilar puede impedir la entrada de DNAPLs a la zona saturada. Este es el motivo de que se hayan observado esporádicamente DNAPLs flotando sobre el nivel freático. Cuando se ha liberado un volumen suficiente de DNAPLs y la presión de entrada de éstos supera la presión capilar del agua en la franja capilar, los DNAPLs van a penetrar a la zona saturada y migrar hacia abajo controlados por la gravedad.

El flujo preferencial que estas sustancias van a seguir dependerá de la existencia de fracturas o niveles más permeables. De esta manera los DNAPLs pueden viajar a lo largo de grandes distancias desde el foco principal de la contaminación. La disolución de los constituyentes de una masa de DNAPLs puede dar como resultado la contaminación de grandes volúmenes de agua subterránea. No obstante, este movimiento vertical descendente podría quedar paralizado por procesos de saturación residual o debido a la existencia de formaciones de baja permeabilidad donde comenzarán a migrar lateralmente.

- Distribución de fases de los DNAPLs - Sistema trifásico

Debido a la ausencia de la fase gaseosa, la zona saturada que contiene DNAPLs se considera como un sistema trifásico consistente en sólido, agua e hidrocarburos inmiscibles.

Notar que cuando se representa la saturación residual en un sistema trifásico, la fase móvil está representada por los componentes solubles en agua y la fase inmóvil por los componentes adsorbidos por los materiales del acuífero y por la saturación residual. Cuando los DNAPLs aparecen en forma de fase continua inmisible, ésta se considera también fase móvil.

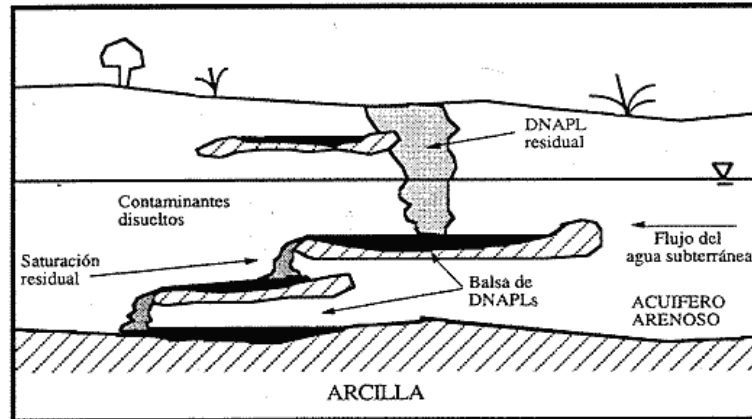


Figura 6. Lentejones y substrato de baja permeabilidad que limitan el paso de DNAPLs y originan pequeñas balsas subterráneas. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

No es extraño observar pequeñas balsas de DNAPLs donde niveles menos permeables interceptan la migración vertical de estos contaminantes. Cuando existe más de un nivel de este tipo y el volumen de DNAPLs es importante, puede observarse la existencia de numerosas balsas como las antes mencionadas (figura 6).

Ocasionalmente el buzamiento de una unidad estratigráfica impermeable puede ser diferente a la dirección del flujo del agua subterránea. Consecuentemente la fase continua de DNAPLs migrará en una dirección diferente a la del flujo del agua subterránea (figura 7). La existencia de unidades estratigráficas no horizontales con conductividades hidráulicas diferentes, puede también hacer que las sustancias contaminantes fluyan en direcciones diferentes al flujo del agua subterránea (figura 8).

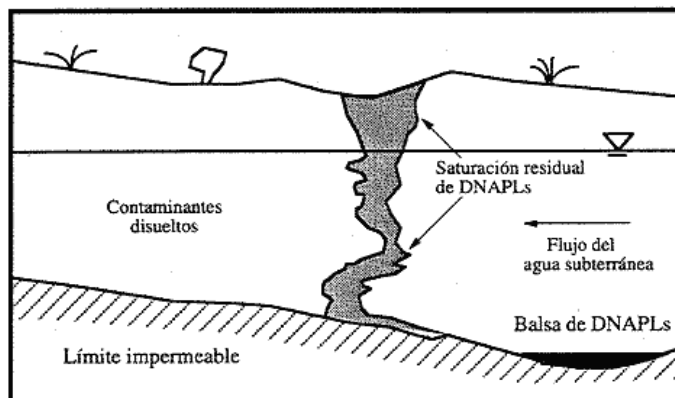


Figura 7. Se observa cómo el buzamiento de una unidad estratigráfica distinto al gradiente hidráulico del agua subterránea puede dar como resultado que la dirección del flujo de agua subterránea y la dirección de la fase continua de DNAPLs sea diferente. Waterloo Centre for Groundwater (1989).

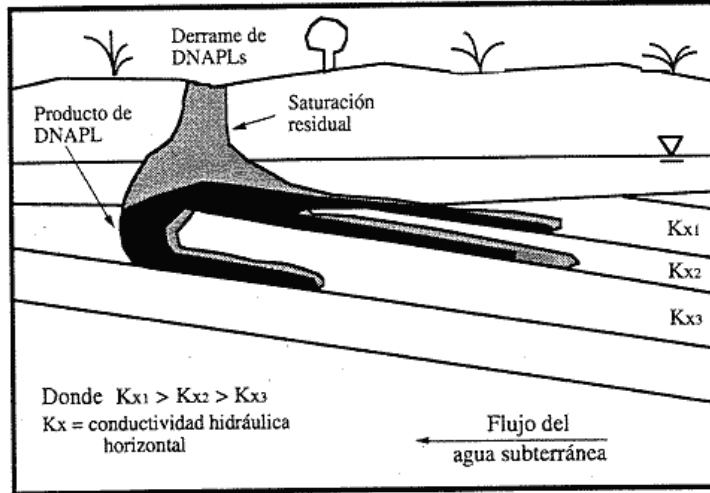


Figura 8. Las unidades estratigráficas no horizontales con permeabilidades diferentes pueden transportar los DNAPLs en una dirección distinta a la del flujo de agua subterránea. Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

Al igual que ocurre en la zona no saturada, en la saturada suelen existir también fisuras y otro tipo de discontinuidades que proporcionan a los contaminantes caminos preferenciales de migración.

La extensión de la contaminación causada por DNAPLs depende del volumen de DNAPLs emitido al medio, de las características físicas de éste, del tiempo transcurrido desde la emisión y de las propiedades físicas de los propios DNAPLs. Las zonas contaminadas por creosota o alquitrán mineral se pueden identificar de un modo más o menos claro. En el caso de los disolventes clorados su identificación no es tan sencilla ya que su pequeña viscosidad, alta densidad y solubilidad causan la propagación relativamente rápida tanto de la fase acuosa como de la no acuosa.

La creosota y el alquitrán mineral poseen viscosidades entre diez y veinte veces superiores a la del agua mientras que su densidad es levemente mayor. Consecuentemente, la fase no acuosa no es tan móvil en el subsuelo y, además, ese movimiento no está tan dominado por la gravedad como los disolventes clorados. La fase acuosa es también menos móvil debido a su menor solubilidad y a la fuerte absorción a la que estos contaminantes se ven sometidos en los materiales del acuífero.

3.2.2. LNAPLs

En el caso de los LNAPLs la migración en la zona no saturada es comparable a la de los DNAPLs. La diferencia entre los dos se da al alcanzar el nivel

freático. La migración descendente de los LNAPLs cesa cuando su frente de avance alcanza el nivel freático. A partir de ese momento una parte considerable de la migración se produce dentro de la franja capilar, muy cerca del nivel freático, y siguiendo su gradiente. Aunque los LNAPLs son inmiscibles en agua y menos densos que ella pueden llegar a deprimir ligeramente el nivel freático.

A medida que los LNAPLs llegan al nivel freático migran lateralmente, primero bajo la influencia del gradiente hidráulico y posteriormente en respuesta, sobre todo, a las fuerzas de capilaridad. La migración capilar se da de forma muy lenta pudiendo llegar a inmovilizarse. Esto ocurre cuando se alcanza la condición conocida como «saturación residual».

El efecto de la fluctuación del nivel freático es de gran importancia. El movimiento vertical del nivel condiciona la presencia del producto libre (fase inmiscible, móvil) y la distribución de los LNAPL residuales, tanto en la zona no saturada como en la saturada. En la figura 9 se muestra esquemáticamente este efecto.

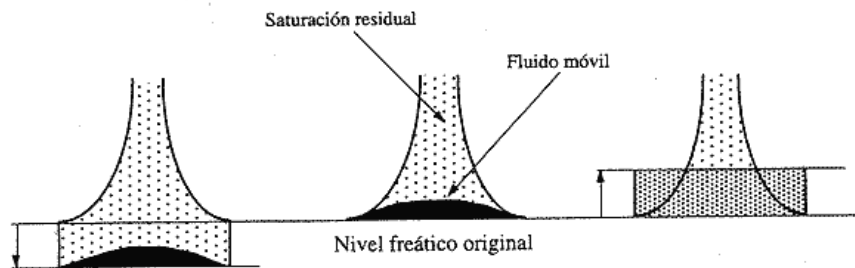


Figura 9. Efecto de la fluctuación del nivel piezométrico sobre los LNAPLs.

Justo por encima del nivel freático hay una zona de saturación residual y una zona de fluido móvil. Cualquier movimiento, ascendente o descendente, reduce la cantidad de fluido móvil e incrementa la cantidad de LNAPLs atrapados en saturación residual. Así, el descenso del nivel ocasiona que buena parte de los LNAPLs que estaban en fase móvil, inmiscible, pasen a LNAPL residual, atrapado por el suelo, en la franja ahora desaturada.

Cuando el nivel asciende, se origina una aparente desaparición de los LNAPLs en fase fluida, móvil. Esto se debe a que en un medio saturado la «saturación residual» es mucho mayor que en un medio no saturado. En consecuencia, al subir el nivel e inundar la fase móvil los LNAPLs son retenidos,

umentando así la cantidad de LNAPL residual. Si después de esta situación, ocurre un nuevo descenso del nivel, el LNAPL residual es removilizado volviendo a dar una fase móvil. En este último caso, la removilización ocurrida puede dar lugar a una interpretación errónea, pensando que se ha producido un nuevo derrame. Por tanto, es importante considerar el papel que juega la fluctuación en estos cambios de fase.

Las consideraciones acerca de la propagación de los contaminantes van a determinar los métodos de caracterización de la zona de estudio y las opciones de saneamiento. Al considerar este apartado es necesario no omitir que un suelo puede estar contaminado por una mezcla de NAPLs de diferentes características físico-químicas que dificulte el proceso de investigación.

3.3. PROPAGACIÓN DE LA FASE GASEOSA

La alta presión de vapor que, en general, presentan los NAPLs, hace que éstos puedan volatilizarse de un modo relativamente fácil pasando a la fase gaseosa y ocupando los pequeños poros y huecos vacíos que existen en el medio subterráneo.

En los estudios de control y seguimiento de terrenos contaminados, el aire del suelo ha estado frecuentemente olvidado, mientras que el medio sólido (suelo/material del acuífero) y el acuoso han sido tratados y estudiados con mayor detalle y énfasis. No obstante, en ocasiones no es posible detectar la contaminación de un suelo analizando únicamente muestras de agua y/o de suelo. Así, el análisis de muestras de aire puede proporcionar una valiosa información que sirva para confirmar o no la existencia de contaminación en el subsuelo.

Se denomina «vapor saturado» al gas que se encuentra en equilibrio con su fase fluida. Debido a la elevada presión de vapor de algunas sustancias, entre las que se encuentran los NAPLs, pueden encontrarse cantidades considerables de éstas en la fase gaseosa. Además, alrededor de la fase libre de NAPLs se forma una envoltura con sus propios gases, cuya concentración disminuye hacia el exterior.

Se supone que en la mayoría de los casos que presentan contaminación por NAPLs, su fase fluida se propaga mediante difusión. En los casos en que las emisiones de NAPLs datan de largo tiempo atrás, no es extraño que la fase fluida haya pasado en su totalidad a un estado gaseoso, lo que puede dar lugar a conclusiones erróneas, ya que si se toman muestras del material del acuífero y no se encuentra fluido contaminante alguno, esto puede hacer

pensar que el fluido ha alcanzado el agua subterránea contaminándola. Esto se refiere sobre todo a materiales de baja capacidad de retención. Si en este caso se tomaran muestras de aire, podría deducirse que la fase fluida ha pasado a un estado gaseoso y no que haya alcanzado el agua subterránea. La difusión de los gases hacia el nivel freático suele darse de un modo más rápido a través de materiales compactos que por medio de la infiltración de agua a través de la zona no saturada.

Según los últimos conocimientos, la propagación de un vapor cuyo origen está en una fase fluida ya agotada, no sucede únicamente por difusión, incluso es posible que en un estado inicial se produzca un fluido viscoso. Esta propagación advectiva del «vapor saturado» se produce rápidamente, mientras que el proceso de difusión es un proceso relativamente largo y continuo.

Ensayos físicos basados en simulaciones numéricas han dado como resultado que la mezcla gas/aire viaja hacia abajo casi verticalmente, con lo cual es posible alcanzar una velocidad de propagación de hasta 3 m/d. Del frente de movimiento inicial con forma digital se pasa a un cuerpo de infiltración en forma de cono, el cuál migra hacia abajo siendo limitado y aplanado por la franja capilar.

Para proceder al reconocimiento y saneamiento de una zona contaminada por NAPLs es necesario saber si la propagación es difusiva o advectiva. En un caso de accidente, inicialmente la mayor cantidad de NAPLs en forma de gas se infiltrará a través del suelo permeable mediante advección condicionada por la gravedad. En cambio, en el caso de emisiones de NAPLs a poca profundidad (ej.: pérdida en forma de gotas desde el suelo) sobre niveles de permeabilidades menores de 10^{-3} m/s, el transporte será predominantemente difusivo.

También en el agua subterránea, los NAPLs disueltos se difunden conforme a los coeficientes de reparto agua/aire como los gases desde la zona no saturada a la zona saturada y pueden ascender hasta la superficie del suelo; la gasificación se favorece, además, en el caso de rocas de alta permeabilidad que facilitan el paso del aire a través de ellas.

La presencia y propagación de los NAPLs en forma de gas es de gran importancia debido a las grandes superficies de contacto agua subterránea/gas y debido también a la consecuente contaminación secundaria de las aguas subterráneas. Aparte de las diferencias en la propagación debidas a las características específicas de cada sustancia, la propagación de los gases en el medio subterráneo está influida por numerosos factores (ej.: presión, temperatura, homogeneidad del medio, porosidad, oscilaciones del nivel freático etc.).

La proporción del transporte del NAPL en forma de gas en el medio subterráneo depende en gran medida de la presencia de huecos mayores de 0,002 mm que no contengan agua. Los poros menores de 0,002 mm suelen estar rellenos de agua (humedad), de manera que la difusión del gas, que decrece exponencialmente cuanto mayor es el contenido de agua en los poros, no es posible si el contenido de agua en los poros es superior a un 60%. En la zona no saturada el agua bloquea el contacto entre los poros dificultando la propagación difusiva de las sustancias volátiles.

Además, el aire de un suelo húmedo contiene menos NAPLs que en un suelo seco, ya que, bajo estas condiciones, la fase residual de NAPLs en el subsuelo experimenta una menor pérdida por evaporación.

La geometría de la pluma de NAPLs en la zona no saturada está influenciada por procesos de adsorción. La adsorción de estas sustancias en las partículas o en los componentes húmicos del suelo es, energéticamente, más favorable que su disolución en el agua.

La materia orgánica contenida en las zonas más superficiales del suelo, es capaz de inmovilizar los NAPLs en forma de gas. De ahí se deduce que el suelo húmico posee una función protectora contra los NAPLs que podrían alcanzar el agua subterránea. Por otra parte los NAPLs contenidos en el medio no pueden escapar a la atmósfera debido también a esa materia orgánica, lo que da lugar a un enriquecimiento del contenido de NAPLs en el subsuelo. Es decir, la materia orgánica no siempre se comporta como una barrera protectora contra la contaminación, sino que a veces puede producir un enriquecimiento de ésta en el medio subterráneo.

Las rocas consolidadas suelen ser más pobres en materia orgánica que las rocas no consolidadas. Así los acuíferos kársticos y fisurados poseen una capacidad de adsorción muy baja y son más vulnerables que los acuíferos porosos ante la contaminación.

Los factores meteorológicos juegan también un papel importante. Sobre todo un frente húmedo que viaja hacia abajo influye en el contenido de NAPLs en el aire del suelo: desorción de las sustancias adsorbidas en los componentes húmicos del suelo, cambios en la distribución de fases agua/aire, producción de un gradiente de presión significativo en la fase gaseosa resultando en un fuerte transporte del contaminante en forma de gas hacia el agua subterránea, así como una reducción de la permeabilidad del gas dominante y por consiguiente la difusión a través de los poros más favorables. En general, se dará una disminución de la concentración de NAPLs en el aire del suelo. Por otra parte, en caso de darse precipitaciones la concentración de NAPLs en el aire del suelo irá subiendo exponencialmente, si los NAPLs han

llegado al subsuelo por medio del aire. Debido a que la propagación del gas en la zona no saturada depende de la constante de Henry, la temperatura juega un papel importante en este proceso.

Las oscilaciones del nivel freático pueden acelerar el intercambio de gas. Durante los ascensos el aire del suelo va a ser desalojado, y en los descensos se aspira aire de la atmósfera, lo que significa lo mismo que una dilución de la concentración de NAPLs en el aire del suelo.

Debido a esas oscilaciones, se va a producir la movilización de los NAPLs adsorbidos o fijados por saturación residual entre los poros de los granos de material. Las propias sondas de pequeño calibre para la toma de muestras de aire, producen cambios en la estructura del suelo disminuyendo los huecos, lo que produce también una disminución del contenido de NAPLs en los poros.

4. CARACTERIZACIÓN Y SEGUIMIENTO DE ZONAS CONTAMINADAS POR NAPLs

Al igual que en zonas contaminadas por otros tipos de contaminantes la caracterización empieza por la revisión referente a la historia del lugar y por la recopilación de toda la información existente de estudios locales y/o regionales ya realizados. Esta información se va a utilizar para formular un modelo conceptual inicial del transporte de los contaminantes en la zona.

Los modelos matemáticos del transporte de contaminantes disueltos, suponen una herramienta útil de caracterización. Sin embargo, hay un número limitado de modelos de flujo multifásico disponibles para modelizar el transporte de NAPLs. Los sistemas difásicos (agua, NAPL) y trifásicos (agua, NAPL, gas) son muy complicados. Son muchas las variables que afectan la propagación de estas sustancias y es prácticamente imposible obtener los datos de campo necesarios para modelizar correctamente el movimiento de los NAPLs en el subsuelo. De acuerdo con esto, actualmente la utilización de la modelización del transporte de NAPLs está muy limitada en comparación con otras aplicaciones de modelización del agua subterránea.

La migración y distribución de los NAPLs están influenciadas por heterogeneidades de pequeña escala en el medio subterráneo, por las fuerzas de capilaridad y por el volumen de NAPLs vertido. Así, su movimiento y distribución son muy difíciles de determinar en detalle, especialmente cuando se trata de NAPLs de baja viscosidad (ej.: hidrocarburos clorados). Esta dificultad aumenta en aquellos lugares donde existen rocas fracturadas, estratos heterogéneos, mezclas de NAPLs o más de un foco de contaminación.

Por estas razones, es importante informarse de las condiciones geológicas con vistas a la adecuada conceptualización y caracterización de la zona. Esto implica un gran esfuerzo dirigido a definir el marco geológico que incluye las características litológicas y estratigráficas de la zona. La existencia de estructuras de origen humano (ej.: canalizaciones), se tendrán también en cuenta, ya que pueden suponer vías de migración preferencial de los NAPLs.

Es importante el riesgo que una perforación del terreno supondría de cara a la posible expansión de la contaminación. Es necesario prevenir la migración descendente de NAPLs móviles. La realización de perforaciones (sondeos) en un terreno contaminado por NAPLs, puede hacer que ésta se propague a mayores profundidades afectando incluso a unidades hidrogeológicas antes libres de contaminación. Este riesgo suele ser mayor cuanto más cerca del foco de contaminación nos encontremos.

Algunos NAPLs pueden pasar desapercibidos durante las actividades de perforación. Es posible perforar zonas contaminadas con DNAPLs (ej.: disolventes clorados) sin llegar a percibir su existencia. Aún conociendo bien la geología y la posición de los NAPLs, la instalación de pozos mediante el uso de las mejores tecnologías disponibles supone un riesgo.

Los métodos utilizados para determinar la presencia de NAPLs, generalmente han solido estar limitados a análisis de muestras de suelo, a observaciones durante los sondeos y otras actividades de campo y a la detección de NAPLs en los pozos. La evaluación de su movilidad se ha limitado a la observación de la fase líquida libre de NAPLs en los pozos.

Algunos NAPLs pueden ser identificados rápidamente mediante una inspección visual del suelo y mediante la toma de muestras durante las investigaciones de campo. La existencia de disolventes clorados suele ser más difícil de identificar debido a que son incoloros, se presentan en muy bajo contenido residual o distribuidos de un modo muy heterogéneo. No obstante, a veces pueden ser identificados a través de muestras de agua subterránea.

Debido a las bajas solubilidades que presentan los DNAPLs (y los LNAPLs) es de esperar que persistan en el subsuelo durante décadas e incluso centenares de años, hasta disolverse completamente en el agua subterránea. En general, la masa inmisible de contaminantes excede de forma importante la masa disuelta en el agua subterránea.

La caracterización de un lugar de este tipo suele conllevar una gran inversión en análisis de aguas subterráneas. No obstante, aunque los análisis de las aguas subterráneas pueden proporcionar una información útil sobre la distribución de los componentes solubles de los NAPLs, la presencia de otras

fases puede quedar enmascarada. Consecuentemente, la investigación debe ser más detallada con el fin de obtener información concerniente a la distribución de las fases de los NAPLs en el lugar. La caracterización requiere realizar análisis de las cuatro fases (acuosa, gaseosa, sólida, inmisible).

Técnicas no invasoras

Se trata de técnicas que pueden proporcionar información muy útil que ayude a caracterizar la zona de estudio y que incluyen análisis del gas del suelo y métodos geofísicos de superficie.

Estos son métodos que se han aplicado hace muy poco tiempo en la detección de contaminantes orgánicos y no son aplicables en muchas zonas. Además, el uso de estas técnicas generalmente no suele eliminar la necesidad de aplicar técnicas invasoras. Por otra parte, los resultados de las técnicas no invasoras proporcionan información para orientar la utilización de las técnicas invasoras.

Dependiendo de las condiciones de la zona, los análisis de gas del suelo pueden ser útiles en el caso en que existan constituyentes volátiles, puesto que pueden facilitar una información indirecta sobre la fase inmisible en la zona no saturada. Si en la zona no saturada se detectan altas concentraciones de constituyentes volátiles, esto implica la existencia de una fase inmisible. Por el contrario, cuando se toman muestras de aire del suelo y no existen constituyentes volátiles de la fase inmisible o ésta se encuentra únicamente en la zona saturada, la concentración de esos constituyentes volátiles será muy baja si no imperceptible.

Los métodos geofísicos de superficie, donde son aplicables, permiten la investigación no invasora de las propiedades físicas y químicas del subsuelo. Los métodos sísmicos, eléctricos y magnéticos proporcionan información sobre la profundidad del nivel freático y del substrato impermeable, condiciones litológicas y estratigráficas, orientación de fracturas, localización de conductos no visibles, distribución del contaminante orgánico etc., todo esto sin riesgo de que la contaminación se expanda.

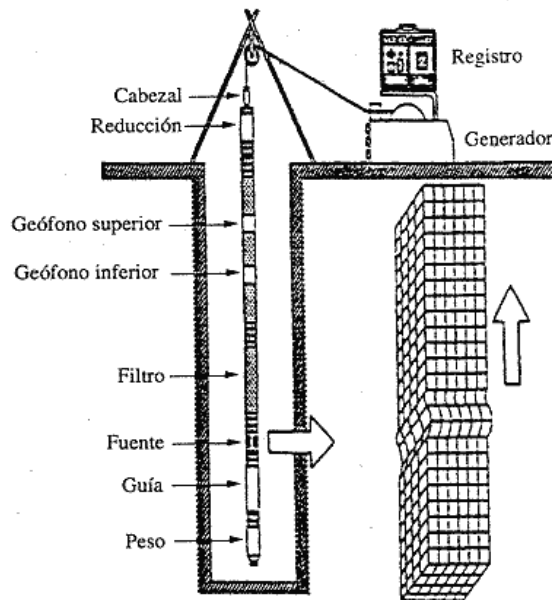


Figura 10. En esta figura se muestra un método sísmico denominado «método de suspensión» que permite deducir las propiedades del subsuelo. El dispositivo se compone de una fuente emisora de ondas sísmicas (P, S) que se propagan hacia arriba a través de una columna de material y de dos geófonos (receptores) que miden el tiempo transcurrido desde la emisión de esas ondas hasta su recepción. La diferencia en las velocidades de propagación proporciona información sobre las heterogeneidades del subsuelo (diferencias de litología, existencia de fallas, presencia de bolsas de agua etc.). La ventaja de este método es su alta resolución, ya que puede proporcionar información hasta una profundidad de 2.000 metros a intervalos de 1 metro. *International Ground Water (1996).*

La utilidad de los métodos geofísicos en la mayoría de los casos no se basa en la detección directa de los NAPLs, sino que ayudan a caracterizar la dirección que éstos pueden tomar en base al contexto geológico. La aplicabilidad de estas técnicas depende de las condiciones específicas del lugar. No todas las técnicas son aplicables en cualquier terreno, cosa que hay que evaluar en base a cada zona específica.

Las dificultades principales en relación al uso de los métodos geofísicos en la caracterización de la contaminación por sustancias orgánicas, se deben en parte a deficiencias en el conocimiento de las propiedades de los contaminantes y de los procesos, pero principalmente debido a la falta de personal con la suficiente experiencia en el tema.

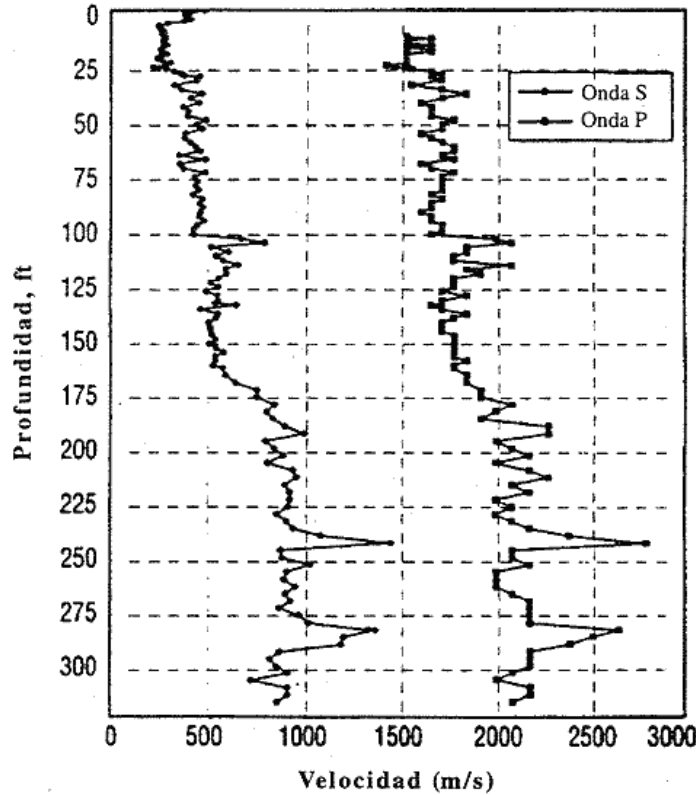


Figura 11. Esta gráfica corresponde a un caso real donde se reflejan las velocidades de las ondas P y S frente a la profundidad. Si se tiene en cuenta que velocidades de las ondas S inferiores a 300 m/s corresponden a materiales arenoso-arcillosos y las superiores a 800 m/s a materiales más cohesivos, se puede obtener una idea suficientemente fiable de la estructuración del subsuelo. *International Ground Water (1996).*

Técnicas invasoras

Estas siguen siendo indispensables para caracterizar la mayoría de las zonas afectadas por NAPLs. Incluyen la toma de muestras de suelo (terreno), piezómetros, instalación de pozos de seguimiento y uso de penetrómetros. Las muestras de suelo, roca y fluidos (agua, aire) tomadas deben ser analizadas lo antes posible, a medida que las actividades de perforación progresan, con el fin de identificar balsas de NAPLs, zonas residuales y posibles barreras. Por otra parte, el tipo y grado de estrategias de caracterización necesarias en un lugar, pueden no ser las óptimas con respecto a otro lugar.

Las estrategias de caracterización apropiadas para zonas afectadas por NAPLs normalmente suelen ser más complejas que las adecuadas para zonas afectadas por otros contaminantes.

Existen dos estrategias que han sido denominadas «*outside-in*» e «*inside-out*»:

*** outside-in**

En la primera de ellas se da comienzo con la caracterización desde la periferia hacia el núcleo, es decir, desde zonas no sospechosas de estar contaminadas por NAPLs hacia el foco de contaminación. Esta tiene la ventaja de obtener datos geológicos e hidrogeológicos con un riesgo relativamente bajo. El problema radica en que si la caracterización comienza muy lejos de la zona sospechosa de contener NAPLs, el proceso puede resultar muy caro tanto temporal como económicamente.

En algunos casos puede ser apropiado evitar perforar directamente en la zona sospechosa de contener NAPLs, aunque a veces es necesario hacerlo para lograr la información necesaria para caracterizar el lugar y para adoptar las medidas necesarias (ej.: evaluar y localizar los NAPLs presentes y aplicar tecnologías de restauración in situ).

*** inside-out**

Se trata, en este caso, de comenzar las actividades de perforación dentro de la zona sospechosa de estar contaminada por NAPLs, pasando posteriormente a zonas más alejadas para definir la extensión de la contaminación. Una posible ventaja de este método es el hecho de que se necesitan relativamente pocos sondeos para determinar la extensión de la contaminación. Obviamente, existe una desventaja relacionada con el incremento del riesgo a que la contaminación se expanda hacia niveles inferiores debida al propio sondeo.

Esta estrategia parece ser más útil en el caso en que los líquidos inmiscibles sean relativamente inmóviles (creosota y alquitrán mineral). La elección de la estrategia de caracterización que se va a utilizar depende del modelo conceptual del sitio y de las propiedades físicas de los contaminantes.

4.1. AGUAS SUBTERRÁNEAS

Los análisis de componentes orgánicos junto con los datos de direcciones del flujo de las aguas subterráneas obtenidos, han sido utilizados para conocer la extensión de la contaminación de NAPLs en el agua subterránea,

para determinar la migración de la pluma contaminante y para identificar los posibles focos de emisión de NAPLs. No obstante existen serias limitaciones como puede ser que los DNAPLs y el agua subterránea se muevan en diferentes direcciones, por lo que el flujo del agua subterránea puede no identificar necesariamente la dirección de la migración de los DNAPLs.

4.2. SUELO/MATERIAL DEL ACUÍFERO

Los análisis fisicoquímicos del suelo y de los materiales del acuífero, mediante sondeos, proporcionan una información útil a la hora de delimitar la distribución horizontal y vertical de la masa de NAPLs.

A pesar de que un exámen visual puede parecer una técnica útil para establecer la existencia o ausencia de contaminación, puede ser engañoso y no sirve para clasificar las fases líquidas diferentes ni la relación de unas con otras. Es necesaria una aproximación cuantitativa para determinar la distribución de los NAPLs.

Existen instrumentos portátiles que sirven para detectar compuestos volátiles en el aire. La identificación de compuestos individuales y sus concentraciones puede confirmarse mediante otros análisis más precisos (ej: cromatografía de gases). Suelen tomarse también muestras del agua adsorbida en los poros de los materiales de la zona no saturada.

4.3. NAPLs

DNAPLs

Es de gran importancia determinar el espesor de los DNAPLs en el subsuelo, con el fin de delimitar la extensión tanto vertical como horizontal de los DNAPLs en una zona de vertido. Existen diferentes métodos que se pueden usar para determinar la presencia de DNAPLs en un pozo de seguimiento. Uno de los métodos radica en la diferencia de conductividad eléctrica entre los DNAPLs y el agua; se introduce un sensor de conductividad dentro del pozo y se mide el perfil. Puede utilizarse también un tomamuestras transparente lastrado y con una válvula en el fondo (bottom-loading bailer) que sirve para medir la potencia de los DNAPLs en el pozo y para tomar muestras de los mismos.

Diversos estudios de campo han demostrado que existen diferencias entre el espesor de DNAPLs medido en el pozo y su espesor real. Si el espacio ranurado de la base del pozo se encuentra íntegramente dentro de la capa de DNAPLs, como ocurre en la figura 12, y el nivel piezométrico en el pozo ha disminuido por bombeo, los DNAPLs ascienden en el pozo para mantener el equilibrio hidrostático. Si, por el contrario, una parte del espacio ranurado de la base del pozo se encuentra dentro del sustrato impermeable de la base del acuífero, figura 13, la medida del espesor de DNAPLs tomada excederá el espesor real. Ambos casos dan como resultado una sobreestimación del espesor real de los DNAPLs.

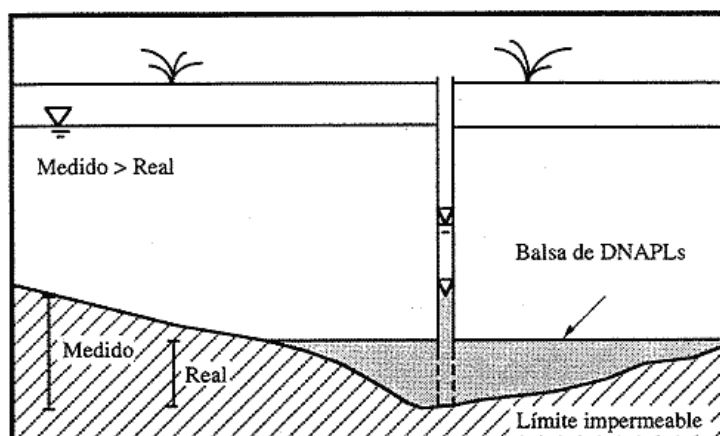


Figura 12. Si el espacio ranurado de un pozo se encuentra íntegramente dentro de la capa de DNAPLs y el nivel piezométrico ha disminuido por bombeo, puede ocurrir que el espesor real de la capa de DNAPLs sea sobreestimado (EPA, 1991).

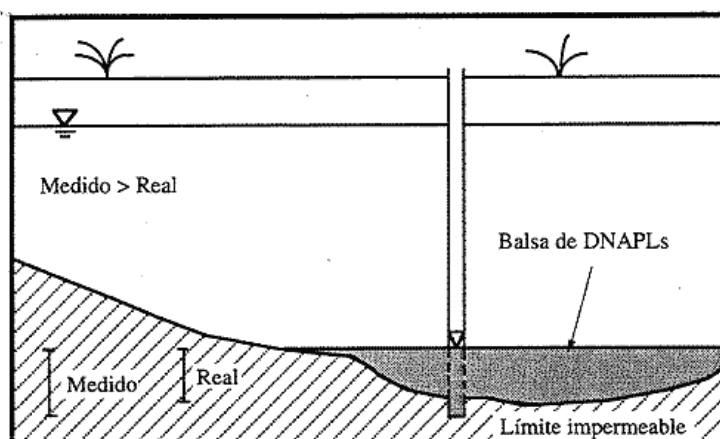


Figura 13. En caso de que una parte del espacio ranurado de la base del pozo se encuentre dentro del sustrato impermeable de la base del acuífero, puede ocurrir que el espesor real de la capa de DNAPLs sea sobreestimado (EPA, 1991).

Es necesario tomar muestras de DNAPLs del pozo para realizar análisis fisicoquímicos de la muestra. Los métodos que se utilizan para este fin son el bombeo peristáltico y el tomamuestras transparente lastrado y con una válvula en el fondo.

LNAPLs

El espesor de la capa de LNAPLs medido en un pozo de observación no suele ser igual a su espesor real en el subsuelo. Esto es consecuencia de que el pozo actúa como punto de acumulación local o sumidero en el que el LNAPL se desagua. En la formación, fuera del pozo, los LNAPL se quedan sobre el nivel freático. En el pozo, en cambio, flotan sobre el nivel freático y producen una depresión del mismo.

En la figura 14 se ha representado la sección de un terreno contaminado por LNAPLs. En el centro de la pluma (pozo de la derecha) el peso de los LNAPLs hace que el nivel freático presente una fuerte depresión. En este pozo, el espesor de LNAPLs medido será el espesor real. Los otros dos pozos se encuentran más alejados del centro y en éstos el ratio del espesor medido con respecto al espesor real crece.

Para obtener una aproximación del espesor real de LNAPLs a partir de los datos obtenidos en el campo, se puede utilizar la siguiente ecuación,

$$hf = hw (*\text{agua} - *\text{LNAPL}) / *\text{LNAPL}$$

donde:

hf: espesor de los LNAPL en la formación.

hw: espesor de los LNAPL en el pozo.

*agua: densidad del agua.

*LNAPL: densidad de los LNAPL.

Debido a que los LNAPL producen la depresión del agua subterránea, tendremos que corregir también las medidas del nivel piezométrico tomadas en los pozos, para hacerlo utilizaremos la siguiente ecuación;

$$WTc = WTm - (Ht \times SGp)$$

donde:

WTc: profundidad del nivel piezométrico (corregido).

WTm: medida tomada del nivel piezométrico.

Ht: espesor medido de los LNAPL.

SGp: densidad específica del producto (LNAPL).

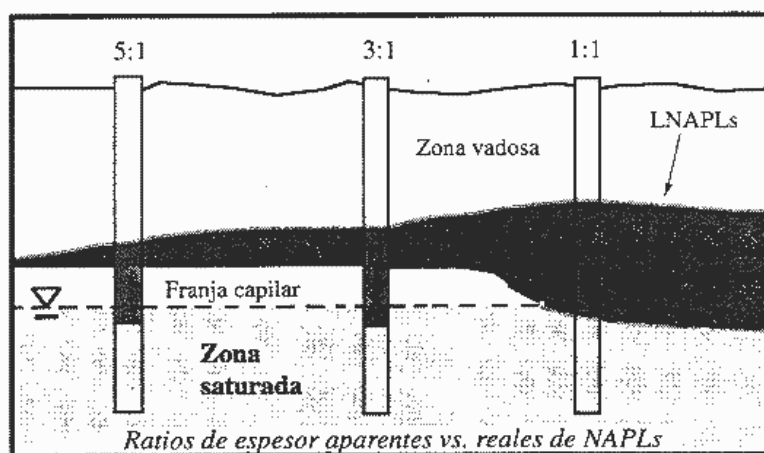


Figura 14. Corte de un terreno contaminado por LNAPLs donde se ve la depresión que éstos causan en el nivel freático. Diferencias del espesor real y el espesor medido de los LNAPLs en cada pozo. *International Ground Water (1996)*.

A la hora de proceder al seguimiento de un terreno contaminado por NAPLs es necesario tener en cuenta una serie de aspectos adicionales intrínsecos a estas sustancias, que en caso de ser omitidos podrían producir errores de gran magnitud que podrían invalidar la totalidad del proceso de seguimiento.

Sus diferentes densidades con respecto al agua, sus características físicas y su facilidad para pasar a la fase gaseosa son, entre otras, características determinantes propias de los NAPLs, las cuales configuran su comportamiento y propagación en el subsuelo y los diferencian de otras sustancias contaminantes. Su comportamiento diferente en la zona saturada y en la zona no saturada y el sistema multifásico que originan dificultan aún más las labores de seguimiento y requieren técnicas precisas que ayuden a aclarar su dinámica.

5. REFERENCIAS

Altenbockum, M., Bantz, I. & Cornelsen, M. (1993). «Sanierung einer Grundwasser verunreinigung mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW)». bbr 4/93, 44. Jahrgang

Benson, D. A., Huntley, D. & Johnson, P. C. (1980). «Modeling Vapor Extraction and General Transport in the Presence of NAPL Mixtures and Nonideal Conditions». 556 *Groundwater*.

EPA-Environmental Protection Agency (1991). «Dense Nonaqueous Phase Liquids - A Workshop Summary». Dallas, Texas. April 16-18.

Hirata, R. C. A. & Cleary, R. W. (1991). «The use of soil-gas sampling in the study of groundwater pollution by volatile solvents (VOC): the example of the Porte Feliz (Sao Paulo, Brazil) case». *Water Science and Technology*. 24/11: 127-138.

Illangasekare, T. H., Ramsey, J. L., Jensen, K. H. & Butts, M. B. (1995). «Experimental study of movement and distribution of dense organic contaminants in heterogeneous aquifers». *Journal of Contaminant Hydrology*. 20: 1-25.

International Ground Water (1996).

Jayaraman, K. M. (1996). «A NAPL Coefficient: Prediction vs. Experiment». *International Groundwater Technology*. 2/5: 7-9. New Hampshire.

Waterloo Centre for Groundwater Research (1989).

Welch, D. J. (1995). «LNAPL Behaviour Complicates Monitoring». *International Groundwater Technology*. 1/4: 17-20. New York.

Wilson, N. (1995). «Soil Water and Groundwater Sampling». CRC Press, Florida.

GLOSARIO

Advección: Movimiento ideal de un soluto o contaminante que es transportado en el seno de un fluido sin desviación del transporte medio del flujo acuoso. Aunque en la presente guía el término advección siempre se utiliza con este significado, en algunos trabajos clásicos de ingeniería se denomina advección a la desviación del flujo ideal advectivo, lo que podría originar una cierta confusión terminológica.

Contaminación: Presencia en el agua de solutos y sustancias relacionadas con actividades antrópicas, independientemente de si las concentraciones alcanzan niveles indicativos de una degradación significativa de la calidad del agua.

Convección: En algunos trabajos clásicos de ingeniería se denomina convección a la advección. En el presente trabajo, y al objeto de evitar errores de interpretación, se prescinde de éste término.

Dispersión: El término dispersión hace referencia a la parte del desplazamiento de una sustancia (soluteo o contaminante) que se aleja de la idealidad que supone el flujo advectivo. Considera, así, el transporte de una sustancia en el agua a una velocidad mayor o menor que la media del flujo acuoso.

Migración: Conjunto de procesos de transporte, almacenamiento, intercambio y transformación, que por causas físicas, químicas y/o biológicas afectan a los solutos y al calor, tanto en la zona del suelo como en la zona de las aguas subterráneas.

Penacho (plume): Forma característica que se relaciona con la propagación de contaminantes a través de un terreno. Su geometría y dimensiones dependen del propio medio de propagación y del contaminante.

Polución: Este término se reserva para aquellas situaciones de contaminación en las que las concentraciones de los contaminantes alcanzan niveles preocupantes.

Seguimiento (monitoring): Implica un control sistemático de áreas de interés, con el fin de establecer los cambios que hayan podido tener lugar en las mismas y predecir posibles cambios futuros. Conlleva, en este sentido, un análisis e interpretación científica de los datos recopilados.

Zona no saturada: Franja de terreno que se desarrolla hasta una cierta profundidad y en la que los huecos están ocupados normalmente por agua y aire.

Zona vadosa: Zona no saturada que puede presentar zonas saturadas colgadas, que no se corresponden con el nivel piezométrico real.