

ÍNDICE

ÍNDICE	1
1. ANEXO A: PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN PARA AGUAS Y SUELOS	3
1.1. Normas aplicables en los países de la CEE.....	3
1.2. Ley de Aguas y Reglamento Español.....	5
Ley de Agua. Capítulo II, De los Vertidos.....	5
Reglamento del Dominio Público Hidráulico	6
1.3. Criterios para la determinación de zonas sensibles y menos sensibles	9
A. Zonas sensibles	9
B. Zonas menos sensibles.....	9
1.4. Contaminación de suelos	10
2. ANEXO B: ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS	13
2.1. Conductividad Hidráulica (K).....	13
2.2. Geoprobe™	13
2.3. Pruebas de bombeo.....	14
2.4. Pruebas de “slug”	14
2.5. Porosidad	15
2.6. Gradiente hidráulico	16
2.7. Dirección y velocidad del flujo de agua subterránea	16
3. ANEXO C: MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA	17
3.1. Revisión de los modelos de flujo de agua subterránea.....	17
3.1.1. Conceptos de la modelización del flujo de agua subterránea	17
A. Desarrollo del modelo conceptual	17
B. Selección del Modelo.....	17
C. Construcción y Calibración del Modelo.....	19
D. Ejecución del modelo	20
3.1.2. Modelos de simulación de barreras permeables	20
A. MODFLOW y programas asociados	20
B. FLOWPATH	21
C. FRAC3DVS.....	22
D. GROWFLOW.....	22
E. Modelos de Diseño pantalla-puerta (FGDM)	23
F. FLONET	24
3.1.3. Estudios de modelización previos para aplicaciones de barreras permeables	24



3.2. Ilustración de los métodos de modelización hidrológica para aplicaciones de barreras permeables.....	26
3.2.1. Acuíferos homogéneos.....	26
3.2.2. Acuíferos heterogéneos.....	37



1. ANEXO A: PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN PARA AGUAS Y SUELOS

1.1. Normas aplicables en los países de la CEE

Las normas aplicables a los países integrados en la C.E.E. se plasman en las siguientes Instrucciones del Consejo.

- Instrucción del Consejo, de 16 de Junio de 1975, relativa a la calidad requerida a las aguas superficiales destinadas a la producción de agua para la alimentación de los Estados Miembros (75/440/CEE). Ratificada por Orden de 11 de Mayo de 1988 (B.O.E. n.º 124, de 24-5-88), y modificada por Orden de 15 de Octubre de 1990.

- Instrucción del Consejo, de 8 de Diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas destinadas a baños (76/160/CEE). Ratificada por Real Decreto 734/1988 de 1 de Julio (B.O.E. n.º 167, de 13-7-88) y Anexo 2 del Reglamento del R.D. 927/1988, de 29 de Julio.

- Instrucción del Consejo, de 4 de Mayo de 1976, sobre la contaminación causada por ciertas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad (76/464/CEE).

- Instrucción del Consejo, de 18 de julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas dulces que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida piscícola (78/659/CEE). Ratificada por Orden de 16-12-88 (B.O.E. n.º 306, de 22-18-88) y Anexo 3 del Reglamento del R.D. 927/1988 de 29 de Julio (B.O.E. n.º 209, de 31-8-88).

- Instrucción del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por ciertas sustancias peligrosas (80/68/CEE).

Otras normas de interés son:

- Instrucción del Consejo (81/855/CEE), de 19 de octubre de 1981, por la que se adapta la Instrucción 79/869/CEE, relativa a los métodos de medición y frecuencia de los muestreos y del análisis de las aguas superficiales, destinadas a la producción del agua potable en los Estados Miembros. Ratificada por Orden 8 de febrero de 1988 (B.O.E. n.º 53, de 2-3-88).
- Instrucción (82/176/CEE), de 22 de marzo de 1982, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio del sector de la electrólisis de los cloruros alcalinos. Ratificada por Orden de 12 de Noviembre de 1987 (B.O.E. n.º 280, de 23-11-87).
- Decreto 252/1982, de 30 de julio, aprovechamiento para riego de aguas residuales depuradas.
- Instrucción del Consejo (83/513/CEE), de 26 de septiembre de 1983, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos del cadmio. Ratificada por Orden de 12 de Noviembre de 1987 (B.O.E. n.º 280, de 23-11-87).
- Instrucción del Consejo (84/156/CEE), de 8 de marzo de 1984, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio en los sectores



- distintos de la electrólisis de cloruros alcalinos. Ratificada por Orden de 12 de Noviembre de 1987 (B.O.E. n.º 280, de 23-11-87).
- Instrucción del Consejo (84/491/CEE), de 8 de octubre de 1984, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de hexaclorociclohexano. Ratificada por Orden de 12 de Noviembre de 1987 (B.O.E. n.º 280, de 23-11-87).
 - Instrucción del Consejo (86/280/CEE), de 12 de junio de 1986, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas (tetracloruro de carbono, DDT y Pentaclorofenol) comprendidas en la Lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE. Ratificada por Orden de 12 de Noviembre de 1987 (B.O.E. n.º 280, de 23-11-87).
 - Rectificación a la Instrucción del Consejo (86/280/CEE), de 12 de junio de 1986, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la Lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE ("Diario Oficial de las Comunidades Europeas" n.º L 181, de 4-7-86).
 - Instrucción del Consejo (86/278/CEE), de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de lodos en agricultura.
 - Instrucción del Consejo (88/347/CEE), de 16 de junio de 1988, por la que se modifica el Anexo II de la Directiva 86/280/CEE sobre valores límite y objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas [aldrín, dieldrín, endrín, isodrín, hexaclorobenceno (HCB), hexaclorobutadieno (HCBC) y cloroformo] comprendidas en la Lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE. Ratificada por Orden de 13 de marzo de 1989 (B.O.E. n.º 67, de 20-3-89).
 - Real Decreto 258/1989, de 10 de marzo, sobre normativa general de vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al medio marino.
 - Propuesta de Instrucción del Consejo de 8 de febrero de 1990, por la que se modifica la Directiva 76/464/CEE relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.
 - Instrucción del Consejo (90/415/CEE), de 27 de julio de 1990, por la que se modifica el Anexo II de la Instrucción 86/280/CEE relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas [1,2 dicloroetano (EDC), tricloroetileno (TRI), percloroetileno (PER), triclorobenceno (TCB)] comprendidas en la Lista I del Anexo de la Instrucción 76/464/CEE.
 - Instrucción del Consejo (91/271/CEE), de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.
 - Instrucción del Consejo (91/676/CEE), de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en agricultura.
 - Orden de 13 de Julio de 1993 por la que se aprueba la Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar.
 - Ley 10/1993, de 26 de Octubre de 1993, sobre vertidos líquidos industriales al sistema integral de saneamiento. Comunidad Autónoma de Madrid.
 - Orden de 26 de Octubre de 1993 sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.



1.2. Ley de Aguas y Reglamento Español

La ley de Aguas (Ley 29/1985, del 2 de Agosto, B.O.E. núm. 189 de 8 de agosto; correcciones de errores B.O.E. 243, 10 de octubre de 1985) y el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (B.O.E. núm. 103 del 30 de abril de 1986) regulan diferentes aspectos de la política a ejercer con respecto a los recursos hídricos y la contaminación por vertidos. A continuación se adjuntan artículos de ambos documentos referidos a la contaminación por vertidos contaminantes.

Ley de Agua. Capítulo II, De los Vertidos

Artículo 92: Toda actividad susceptible de provocar la contaminación o degradación del dominio público hidráulico y, en particular, el vertido de aguas y de productos residuales susceptibles de contaminar las aguas continentales requiere autorización administrativa.

A los efectos de la presente Ley, se considerarán vertidos los que se realicen directa o indirectamente en los cauces, cualquiera que sea la naturaleza de éstos, así como los que se llevan a cabo en el subsuelo o sobre el terreno, balsas o excavaciones, mediante evacuación, inyección o depósito.

Artículo 93

1. Las autorizaciones de vertido concretarán todos los extremos que por vía reglamentaria se exijan.

En todo caso, quedarán reflejados en ellas las instalaciones de depuración necesarias y los elementos de control de su funcionamiento, así como los límites que se impongan a la composición del afluente y el importe del canon de vertido definido en el artículo 105.

2. En la autorización podrán estipularse plazos para la progresiva adecuación de las características de los vertidos a los límites que en ella se fijen.

Artículo 105

1. Los vertidos autorizados, conforme a lo dispuesto en los artículos 92 y siguientes de esta Ley, se gravarán con un canon destinado a la protección y mejora del medio receptor de cada cuenca hidrográfica.
2. El importe de esta exacción será el resultado de multiplicar la carga contaminante del vertido, expresada en unidades de contaminación, por el valor que se asigne a la unidad.



Se entiende por unidad de contaminación un patrón convencional de medida, que se fijará reglamentariamente, referido a la carga de contaminante producida por el vertido tipo de aguas domésticas, correspondiente a 1000 habitantes y al período de un año. Asimismo, por vía reglamentaria se establecerán los baremos de equivalencia para los vertidos de aguas residuales de otra naturaleza.

El valor de la unidad de contaminación, que podrá ser distinto para los distintos ríos y tramos de río, se determinará y revisará, en su caso, de acuerdo con las previsiones de los Planes Hidrológicos respecto a la calidad de las aguas continentales, de modo que se cubra la financiación de las obras necesarias para el cumplimiento de dichas previsiones.

3. Este canon será percibido por los Organismos de cuenca, y será destinado a las actuaciones de protección de la calidad de las aguas que hayan sido previstas en los Planes Hidrológicos de cuenca, a cuyo efecto se pondrá a disposición de los organismos competentes.
4. Cuando el sujeto pasivo del canon de vertido viniera obligado a soportar otras cargas económicas, ya establecidas o que puedan serlo por las Comunidades Autónomas o por las Corporaciones Locales, en el ejercicio de sus competencias, para financiar planes o programas públicos de depuración de aguas residuales, el Consejo del Agua determinará anualmente las deducciones que deban realizarse en el importe del canon vertido.

Reglamento del Dominio Público Hidráulico

290. El canon que se establece en el artículo 105 de la Ley de Aguas se denominará “canon de vertido” y es objeto del mismo el vertido de aguas residuales procedentes de saneamientos urbanos, establecimientos industriales y otros focos susceptibles de degradar la calidad de las aguas.
291. La obligación de satisfacer el canon tendrá carácter periódico y anual, y nace en el momento en que sea otorgada la autorización de vertido. Durante el primer trimestre de cada año natural deberá abonarse el canon correspondiente al año anterior.
292. Están obligadas al pago del canon de vertido los titulares de las autorizaciones.



Tablas de los parámetros característicos que se deban considerar, como mínimo, en la estima del tratamiento del vertido:

Parámetro - Unidad	Nota	Tabla 1 (Valores límite)	Tabla 2 (Valores límite)	Tabla 3 (Valores límite)
pH	(A)	Comprendido entre 5,5 y 9,5	Comprendido entre 5,5 y 9,5	Comprendido entre 5,5 y 9,5
Sólidos en suspensión (mg/l)	(B)	300	150	80
Materias sedimentables (ml/l)	(C)	2	1	0,5
Sólidos gruesos	-	Ausentes	Ausentes	Ausentes
D.B. Q5 (mg/l)	(D)	300	60	40
D.Q.O. (mg/l)	(E)	500	200	160
Temperatura (°C)	(F)	3°	3°	3°
Color	(G)	Inapreciable en disolución 1/40	Inapreciable en disolución 1/40	Inapreciable en disolución 1/40
Aluminio (mg/l)	(H)	2	1	1
Arsénico (mg/l)	(H)	1,0	0,5	0,5
Bario (mg/l)	(H)	20	20	20
Boro (mg/l)	(H)	10	5	2
Cadmio (mg/l)	(H)	0,5	0,2	0,1
Cromo III (mg/l)	(H)	4	3	2
Cromo VI (mg/l)	(H)	0,5	0,2	0,2
Hierro (mg/l)	(H)	10	3	2
Manganeso (mg/l)	(H)	10	3	2
Níquel (mg/l)	(H)	10	3	2
Mercurio (mg/l)	(H)	0,1	0,05	0,05
Plomo (mg/l)	(H)	0,5	0,2	0,2
Selenio (mg/l)	(H)	0,1	0,03	0,03
Estaño (mg/l)	(H)	10	10	10
Cobre (mg/l)	(H)	10	0,5	0,2
Cinc (mg/l)	(H)	20	10	3
Tóxicos metálicos	(J)	3	3	3
Cianuros (mg/l)	-	1	0,5	0,5
Cloruros (mg/l)	-	2000	2000	2000
Sulfuros (mg/l)	-	2	1	1
Sulfitos (mg/l)	-	2	1	1
Sulfatos (mg/l)	-	2000	2000	2000
Fluoruros (mg/l)	-	12	8	6
Fósforo total (mg/l)	(K)	20	20	10
Idem	(K)	0,5	0,5	0,5
Amoníaco (mg/l)	(L)	50	50	15
Nitrógeno nítrico (mg/l)	(L)	20	12	10
Aceites y Grasas (mg/l)	-	40	25	20
Fenoles (mg/l)	(M)	1	0,5	0,5
Aldehídos (mg/l)	-	2	1	1
Detergentes (mg/l)	(N)	6	3	2
Pesticidas (mg/l)	(P)	0,05	0,05	0,05



NOTAS: General. Cuando el caudal vertido sea superior a la décima parte del caudal mínimo circulante por el cauce receptor, las cifras de la tabla 1 podrán reducirse en lo necesario, en cada caso concreto, para adecuar la calidad de las aguas a los usos reales o previsibles de la corriente en la zona afectada por el vertido. Si un determinado parámetro tuviese definidos sus objetivos de calidad en el medio receptor, se admitirá que en el condicionado de las autorizaciones de vertido pueda superarse el límite fijado en la tabla 1 para tal parámetro, siempre que la dilución normal del efluente permita el cumplimiento de dichos objetivos de calidad.

- (A) La dispersión del efluente a 50 metros del punto de vertido debe conducir a un pH comprendido entre 6,5 y 8,5.
- (B) No atraviesan una membrana filtrante de 0,45 micras.
- (C) Medidas en cono Imhoff de dos horas.
- (D) Para efluentes industriales, con oxidabilidad muy diferente a un efluente doméstico tipo, la concentración límite se referirá al 70 por ciento de la D.B.O. total.
- (E) Determinación al dicromato potásico.
- (F) En ríos, el incremento de temperatura media de una sección fluvial tras la zona de dispersión no superará los 3° C.

El lagos o embalses, la temperatura del vertido no superará los 30 °C.

- (G) La apreciación del color se estima sobre 10 centímetros de muestra diluida.
- (H) El límite se refiere al elemento disuelto, como ión o en forma compleja.
- (J) La suma de las fracciones concentración real / límite exigido relativa a los elementos tóxicos (arsénico, cadmio, cromo VI, níquel, mercurio, plomo, selenio, cobre y cinc) no superará al valor 3.
- (K) Si el vertido se produce a lagos o embalses, el límite se reduce a 0.5 en previsión de brotes eutróficos.
- (L) En lagos o embalses el nitrógeno total no debe superar 10 mg/l expresado en nitrógeno.
- (M) Expresado en $C_6O_{14}H_6$.
- (N) Expresado en lauril-sulfato.
- (O) Si se tratase exclusivamente de pesticidas fosforados puede admitirse un máximo de 0.1 mg/l.



1.3. Criterios para la determinación de zonas sensibles y menos sensibles

A. Zonas sensibles

Se considerará que un medio acuático es zona sensible si puede incluirse en uno de los siguientes grupos:

- a) Lagos de agua dulce naturales, otros medios de agua dulce, estuarios y aguas costeras que sean eutróficos o que podrían llegar a ser eutróficos en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.

Podrán tenerse en cuenta los siguientes elementos en la consideración del nutriente que deba ser reducido con un tratamiento adicional:

- 1) Lagos y arroyos que desemboken en lagos/embalses/bahías cerradas que tengan un intercambio de aguas escaso y en los que, por lo tanto, puede producirse una acumulación. En dichas zonas conviene prever la eliminación de fósforo a no ser que se demuestre que dicha eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización. También podrá considerarse la eliminación de nitrógeno cuando se realicen vertidos de grandes aglomeraciones urbanas.
 - 2) Estuarios, bahías y otras aguas costeras que tengan un intercambio de aguas escaso o que reciban gran cantidad de nutrientes. Los vertidos de aglomeraciones pequeñas tienen normalmente poca importancia en dichas zonas, pero para las grandes aglomeraciones deberá incluirse la eliminación de fósforo y/o nitrógeno a menos que se demuestre que su eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización.
- b) Aguas dulces de superficie destinadas a la obtención de agua potable que podrían contener una concentración de nitratos superior a la que establecen las disposiciones pertinentes de la Directiva 75/440/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados Miembros si no se toman medidas de protección.
- c) Zonas en las que sea necesario un tratamiento adicional al establecido en el artículo 4 para cumplir las directivas del Consejo.

B. Zonas menos sensibles

Un medio o zona de agua marina podrá catalogarse como zona menos sensible cuando el vertido de aguas residuales no tenga efectos negativos sobre el medio ambiente debido a la morfología, hidrología o condiciones hidráulicas específicas existentes en esa zona. Al determinar las zonas menos sensibles, los Estados miembros tomarán en consideración el riesgo de que la carga vertida pueda desplazarse a zonas adyacentes y ser perjudicial para el medio ambiente. Los Estados miembros reconocerán la existencia de zonas sensibles fuera de su jurisdicción nacional.



Para determinar las zonas menos sensibles se tendrán en cuenta los siguientes elementos:

Bahías abiertas, estuarios y otras aguas costeras con un intercambio de agua bueno y que no tengan eutrofización o agotamiento del oxígeno, o en las que se considere que es improbable que lleguen a desarrollarse fenómenos de eutrofización o de agotamiento del oxígeno por el vertido de aguas residuales urbanas.

1.4. Contaminación de suelos

Se entiende por suelo contaminado aquel que, a causa de su uso anterior o actual, contiene contaminantes en concentraciones superiores a las que le son propias, que afectan a sus funciones y suponen un riesgo para las personas y/o el ecosistema (Junta de Residuos, 1997).

En España, la aparición del Real Decreto 9/2005 constituye un punto de inflexión en materia de suelos contaminados, estableciendo niveles genéricos de referencia de contaminantes para protección de la salud humana y los ecosistemas en función del uso del suelo. Este Real Decreto establece tres categorías de uso:

- Uso industrial del suelo: Aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades industriales, excluidas las agrarias y ganaderas
- Uso urbano del suelo: Aquel que tiene como propósito principal el de servir para el desarrollo de actividades de construcción de viviendas, oficinas, equipamientos y dotaciones de servicios, y para la realización de actividades recreativas y deportivas.
- Otros usos del suelo: Aquellos que, no siendo ni urbano ni industrial, son aptos para el desarrollo de actividades agrícolas, forestales y ganaderas.

El origen principal de los suelos contaminados es su uso indiscriminado para cubrir las necesidades de la actividad humana. En la mayoría de países, el suelo no es sólo el soporte de la vida sino también de una intensa actividad socio-económica. Se trata de un recurso no renovable a corto y medio plazo, por lo que presenta una capacidad limitada para soportar el creciente impacto que se ejerce sobre él. Las causas principales de la contaminación de suelos pueden agruparse en tres grupos principales (Junta de Residuos, 2003):

- mala gestión de residuos: vertederos incontrolados, acumulaciones incorrectas, abandono de industrias, etc.
- prácticas incorrectas en instalaciones industriales: fugas en conducciones y tanques, almacenamiento incorrecto de productos y materias primas, etc.
- accidentes: durante el transporte, el almacenamiento y la manipulación de productos químicos.

Niveles genéricos de referencia

El concepto de nivel genérico de referencia (NGR) corresponde a la concentración de una sustancia contaminante que no conlleva un riesgo superior al máximo aceptable para la salud humana o los ecosistemas (RD 2005). En el caso de los contaminantes metálicos, el Real Decreto 9/2005 deja en manos de las comunidades autónomas el establecimiento de los niveles de referencia, estableciendo criterios para su cálculo.



En Catalunya se disponía desde 1997 de los llamados Criteris de Qualitat del Sòl (CQS). Estos criterios son niveles de concentración de sustancias en el suelo establecidos de manera que la superación de los mismos implica llevar a cabo acciones para evaluar la situación o emprender acciones correctivas (Junta de Residus, 1997). Se definen criterios para uso industrial y no industrial.

A partir de la publicación del RD 9/2005, de 14 de enero, se han establecido unos niveles de referencia para metales y protección de la salud humana aplicables a Cataluña, que se muestran en la tabla 1.5:

	Uso industrial (mg/kg)	Uso urbano (mg/kg)	Otros usos (mg/kg)
Antimonio	30	6	6
Arsénico	30	30	30
Bario	1.000	880	500
Berilio	85	40	10
Cadmio	55	5	1
Cobalto	90	45	20
Cobre	1.000	310	50
Cromo (III)	1.000	1.000	100
Cromo (VI)	20	10	1
Estaño	1.000	1.000	50
Mercurio	30	3	2
Molibdeno	65	7	3
Níquel	1.000	460	45
Plomo	540	55	55
Selenio	70	7	0,7
Talio	40	4	1
Vanadio	1.000	190	130
Zinc	1.000	640	100

Tabla1.4 Niveles genéricos de referencia para metales y protección de la salud humana aplicables a Catalunya (Agència Catalana de Residus, 2006)

Proceso de gestión de suelos contaminados

A continuación se muestran las cuatro fases de las que consta el proceso de gestión de un suelo contaminado según la normativa catalana vigente:

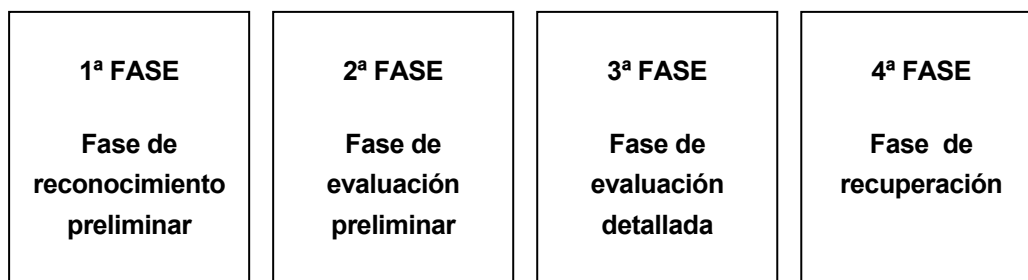


Figura A-4 Diagrama de gestión de un suelo contaminado (Agència Catalana de Residus, 2005)



- **Fase de reconocimiento preliminar:** Consiste en la recopilación de información que permita valorar la posibilidad de que se hayan producido o se produzcan contaminaciones significativas en el suelo sobre el que se ha desarrollado una actividad. En esta fase se identifican dos orígenes de emplazamientos diferentes: Aquellos emplazamientos en que se desarrolla o se ha desarrollado una actividad potencialmente contaminante del suelo de acuerdo con lo que establece el RD 9/2005; y aquellos relacionados con denuncias de vertidos incontrolados, accidentes donde se vean involucrados productos químicos peligrosos, cambios en los usos del suelo, etc.

La documentación presentada en esta fase debe permitir determinar si existen indicios de contaminación el suelo.

- **Fase de evaluación preliminar:** La existencia de indicios de contaminación comportará la necesidad de ampliar la información disponible realizando un informe de evaluación preliminar.

Se ha de disponer de una primera aproximación real a la magnitud de la problemática, definir el origen y naturaleza del foco de contaminación, los vectores de transferencia y los sujetos a los que se ha de proteger, así como definir actuaciones de emergencia en caso necesario.

En esta fase se realizan muestreos de suelos, sedimentos, y agua, comparándose los resultados analíticos con los NGR establecidos en el RD 9/2005:

- Si no se superan, el suelo estudiado no presenta alteraciones en su calidad química que indique la necesidad de llevar a cabo nuevas fases de investigación, es decir, se trataría de un suelo no contaminado.
- Si este hecho depende del uso del suelo, se deberán establecer medidas de control en caso de cambio de uso.
- Si se superan, el suelo presenta una alteración en su calidad química y, por tanto, se deberá llevar a cabo una nueva fase de estudio.

- **Fase de evaluación detallada:** Consiste en la realización del informe de evaluación detallada que debe permitir caracterizar con precisión el/los focos de contaminación, delimitar el alcance de la contaminación, determinar si el riesgo es aceptable o inaceptable y, en este segundo caso, obtener la información suficiente para pasar a la siguiente fase del estudio, en la que el análisis de riesgo determinará si:

- El riesgo es aceptable, considerándose el suelo como no contaminado.
- Si este hecho depende del uso del suelo, se deberán establecer medidas de control en caso de cambio de uso.
- El riesgo es inaceptable, y por tanto el suelo se considera como contaminado.

- **Fase de recuperación:** consideración de un suelo como contaminado comporta la obligación de desarrollar las actuaciones de recuperación ambientales del emplazamiento. Esta fase de recuperación consta de tres etapas:

- Redacción de un proyecto de recuperación, a partir del análisis de las alternativas según criterios técnicos, económicos y medioambientales.
- Ejecución del proyecto una vez aprobado. Comporta la necesidad de realizar un seguimiento y control de la evolución del medio y, en determinados casos, la realización de un análisis de riesgo residual.
- Comprobación final de la efectividad de las actuaciones mediante monitoreo a medio o largo plazo. En caso de que los resultados no se ajusten a los valores establecidos sería necesario implementar propuestas adicionales.



2. ANEXO B: ESTIMACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS

Los parámetros del acuífero que se necesitan recoger o determinar como parte de la caracterización completa del lugar, serán, la conductividad hidráulica (K) de los materiales del acuífero, tanto en la dirección horizontal como en la vertical, la porosidad del medio geológico, las componentes tanto laterales como verticales del gradiente hidráulico del flujo de campo y las direcciones y velocidades del flujo del agua subterránea.

2.1. Conductividad Hidráulica (K)

K es la medida de la facilidad del acuífero para transportar agua y está expresada como la velocidad a la cual el agua puede moverse a través de una unidad de espesor de medio permeable. La K es quizás el parámetro más importante del acuífero en lo referente al gobierno del flujo de fluido en el subsuelo. La velocidad del movimiento del agua subterránea y la migración de contaminantes disueltos están directamente relacionadas con la K de la zona saturada. Además, las variaciones de K en la subsuperficie influyen directamente en el destino y el transporte de contaminante por aparición de sendas preferenciales para la migración de este. Las estimaciones de K son utilizadas para determinar velocidades de flujo y tiempos de viaje tanto del agua subterránea como de los contaminantes. En lugares heterogéneos, la mayoría del flujo de agua subterránea y el transporte de contaminante en acuíferos puede estar restringido a zonas con altas K. Es importante el delinear estas sendas preferenciales mediante una combinación de caracterizaciones geológicas e hidrológicas de tal modo que las barreras permeables puedan ser emplazadas a través de esas zonas.

Los métodos más comunes utilizados para cuantificar la K son las pruebas en pozos (únicos o múltiples) en el acuífero y las pruebas de "slug". Un inconveniente de las pruebas en pozos es que los valores resultantes de K representan magnitudes porcentuales de la conductividad sobre la longitud del pozo de supervisión utilizado. Además, es importante equilibrar la escala de las pruebas en el acuífero con la escala del área de estudio de interés. En lugares con heterogeneidad vertical importante o anisotropía, es útil el estimar la K vertical. Esta información puede ser importante en el momento de estimar la magnitud de sobreflujos, infraflujos y flujos de formación transversal. La K vertical se puede determinar mediante pruebas de bombeo o aplicando pruebas en el laboratorio de los sedimentos obtenidos en las muestras "testigo". Además de la K, algunas pruebas en los acuíferos proporcionan una estimación de la transmisividad (τ). Este parámetro es simplemente un múltiplo de K y del espesor del acuífero y proporciona una medida específica de la facilidad del acuífero en particular para transportar agua.

2.2. Geoprobe™

Se trata de una tecnología desarrollada por Texaco en 1997. Convierte los datos sísmicos en una vista panorámica, de 2.5 a 7.5 metros, tridimensional, de la capa subterránea de la tierra. La tecnología, que costó \$3 millones de dólares en su desarrollo, permite a quien la utilice analizar en un solo día datos que antes requerían tres o cuatro meses. Con GeoProbe, el usuario aumenta sus opciones de perforación y permite a los técnicos ser mucho más exactos cuando excavan un pozo. Además, esta nueva tecnología permite determinar el impacto ecológico que la perforación de un pozo pudiera causar en una zona determinada.



2.3. Pruebas de bombeo

Las pruebas de bombeo incluyen el bombeo de los pozos de prueba y la observación de las presiones de bombeo en el área circundante mediante medidas de los niveles piezométricos en el pozo de bombeo y en varios pozos de observación circundantes. Se puede encontrar una completa descripción de la teoría y la aplicación de las pruebas de bombeo en Domenico y Schwartz (1990) y Fetter (1994). Kruseman y De Ridder (1991), también proporcionan una completa descripción de las pruebas de bombeo y de varios métodos que pueden ser utilizados en el análisis de la información recogida durante este tipo de pruebas.

Las pruebas de bombeo dan generalmente la información más fiable sobre K, aunque pueden ser difíciles de llevar a cabo en áreas contaminadas debido a que el agua producida durante la prueba normalmente deberá ser conservada y tratada. Además, se requerirán pozos con un diámetro mínimo de 10 centímetros para llevar a cabo las pruebas en acuíferos altamente transmisivos debido a que las bombas sumergibles de 5 centímetros actualmente disponibles no son capaces de producir caudales lo suficientemente grandes como para inducir un bombeo significativo. En áreas con acuíferos bastante uniformes, u homogéneos, las pruebas de bombeo se deberán llevar a cabo en áreas no contaminadas, y los resultados podrán ser utilizados para estimar la K en el área contaminada. Una de las desventajas de las pruebas de bombeo es que son relativamente caras y consumen mucho tiempo. Por consiguiente, en lugares altamente heterogéneos, puede ser difícil llevar a cabo un número suficiente de pruebas para estimar las variaciones de K en todas las unidades estratigráficas de interés.

Es importante que las pruebas de bombeo se lleven a cabo en pozos que sean capaces de proporcionar la cantidad de agua requerida para ser bombeada durante las pruebas sin que las propiedades del flujo dentro del pozo se vean significativamente afectadas. Si esto ocurriese, las pruebas de bombeo no estarían probando la facilidad del acuífero para transportar agua si no la capacidad transmisiva del pozo de supervisión. Además, es importante que las pruebas de bombeo se lleven a cabo durante un espacio de tiempo suficiente. Esto es particularmente básico para acuíferos no confinados, en los cuales se podría dar una respuesta tardía del propio acuífero. La práctica estándar es llevar a cabo pruebas de bombeo durante 72 horas en acuíferos no confinados.

2.4. Pruebas de “slug”

Las pruebas de “slug” o pruebas de inyección son una alternativa comúnmente utilizada a las pruebas de bombeo. Una prueba de “slug” consiste en la inserción o separación de un “slug” o volumen conocido de agua, o el cambio de lugar del agua mediante la utilización de un objeto sólido. El agua desplazada causa una presión en la formación del acuífero, la cual es supervisada a través del cambio y recuperación del nivel piezométrico o nivel de agua. Una limitación de las pruebas de “slug” es que el método da generalmente información acerca de K solo para el área inmediatamente circundante al pozo de prueba. Las pruebas de “slug”, sin embargo, tienen 2 ventajas exclusivas respecto a las pruebas de bombeo; pueden ser llevadas a cabo en pozos de pequeño diámetro, y no producen agua contaminada que deba ser tratada y/o separada. Si las pruebas de “slug” se llevan a cabo para ser utilizadas como parte de un esfuerzo de caracterización de un lugar para determinar la distribución de la K en el acuífero, es importante que se desarrollen pruebas de “slug” múltiples. No es aconsejable el confiar en la información de una sola prueba de “slug” en un único pozo de prueba.



Las pruebas deberán ser llevadas a cabo haciendo copias en tantos pozos de prueba o supervisión como sea posible.

Una de las principales ventajas de las pruebas de “slug” respecto a las pruebas de bombeo es que se pueden realizar una gran cantidad de pruebas en el tiempo y con el coste que se necesita para una sola prueba de bombeo. Por consiguiente, estas pueden ser utilizadas para estimar las variaciones espaciales en la K en lugares heterogéneos. Una descripción de la teoría y la aplicación de las pruebas de “slug” es proporcionada por Fetter (1994), y fue realizada una completa descripción del análisis de la información de las pruebas de “slug” por Kruseman y De Rider (1991).

2.5. Porosidad

La porosidad del material del acuífero es el porcentaje de rocas o sedimentos del suelo que conforman un espacio vacío. La porosidad de una muestra del material del acuífero puede ser determinada de forma relativamente fácil en el laboratorio. Se hace por secado de la muestra para eliminar cualquier humedad que se haya aferrado a las superficies de la propia muestra pero no del agua que se encuentra en forma hidratada como parte de ciertos minerales. La muestra seca es entonces sumergida en un volumen de agua conocido que se encuentra en una cámara sellada permaneciendo en ella hasta que se sature. El volumen de espacios vacíos es igual al volumen de agua original menos el volumen en la cámara después que la muestra haya sido extraída. Este método excluye los poros no lo suficientemente grandes para contener moléculas de agua y aquellos los cuales no están interconectados.

La porosidad total puede ser estimada a partir de la ecuación:

$$n=100[1-(P_b / P_d)]$$

donde n = porosidad (porcentaje)

P_b = densidad del material del acuífero (g/cm^3)

P_d = densidad de partícula del material del acuífero (g/cm^3)

La densidad del material del acuífero es la masa de la muestra después del secado dividida por el volumen original de la muestra. La densidad de partícula es la masa secada en hornos dividida por el volumen de la materia mineral en la muestra tal y como fue determinada por las pruebas del desplazamiento de agua. (Fetter, 1994) La siguiente tabla da los diferentes rangos de porosidad que se pueden esperar para algunos sedimentos típicos.

Grava o arena clasificada	25-50%
Arena y grava mezcladas	20-35%
Tierras de cultivo	10-20%
Sedimentos	35-50%
Arcilla	33-60%

Tabla 2.1 Porosidad para sedimentos (Fetter, 1994)



2.6. Gradiente hidráulico

El gradiente hidráulico se define como el cambio que se produce en la nivel piezométrico asociado con el cambio en la distancia en la dirección la cual da una tasa máxima de disminución de este nivel. El gradiente hidráulico puede ser determinado a partir de mapas de niveles de agua o superficies potenciométricas utilizando medidas de niveles de agua tomadas en el lugar objeto de estudio durante un tiempo específico. Es importante estimar valores de los gradientes hidráulicos tanto verticales como laterales del lugar. Los gradientes verticales son útiles en la evaluación del potencial para analizar las direcciones de flujo por capas superiores o inferiores así como la capacidad de fluir del agua subterránea entre acuíferos adyacentes. Los gradientes hidráulicos verticales pueden ser determinados mediante comparación de niveles de agua en múltiples pozos con supervisión en puntos individuales a diferentes profundidades verticales.

2.7. Dirección y velocidad del flujo de agua subterránea

Las direcciones del flujo del agua subterránea pueden ser también determinadas a partir de mapas de superficie potenciométrica o de niveles de agua basados en medidas tomadas en el lugar objeto de estudio. Los flujos de agua subterránea perpendiculares a las líneas equipotenciales se expresan en el mapa como contornos de elevaciones superficiales potenciométricas o de las tablas de agua.

El porcentaje de la velocidad linear del flujo del agua subterránea se puede determinar a partir de la K del acuífero, el gradiente hidráulico del sistema de flujo, y la porosidad efectiva del propio acuífero. El porcentaje de la velocidad linear del flujo del agua subterránea puede ser calculado por la ecuación:

$$V_x = \frac{K(dh/dl)}{n_e}$$

donde,

- V_x = el porcentaje de la velocidad linear del flujo de agua subterránea.
- K = La K del material del acuífero (L/t)
- dh/dl = Gradiente hidráulico
- n_e = Porosidad efectiva

Las direcciones y velocidades del flujo de agua subterránea pueden ser también calculadas usando el método del problema de los tres puntos, el cual permite el cálculo de velocidades en dimensiones de tres espacios a partir de las medidas de los niveles piezométricos tal y como describieron Pinder y Abriola (1982). Recientemente, algunas técnicas de medidas de direcciones se han desarrollado usando sensores de flujo in situ (Ballard, 1996) muy útiles para estimar velocidades y direcciones de flujo. El diseño final de la barrera permeable deberá incorporar el efecto de variación máxima en las direcciones de flujo para evitar simulaciones futuras donde la pluma pueda desviarse de la barrera.



3. ANEXO C: MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA

3.1. Revisión de los modelos de flujo de agua subterránea

Esta sección presenta los conceptos generales de la modelización del flujo del agua subterránea y describe varios códigos de modelización que pueden ser utilizados en el diseño y en la evaluación de los sistemas de barreras permeables.

3.1.1. Conceptos de la modelización del flujo de agua subterránea

Para ayudar en el diseño de un sistema de barrera permeable y en la interpretación del campo de flujo resultante, se recomienda construir un modelo de flujo de agua subterránea utilizando la información de la geología e hidrología específica del lugar recogida como parte del esfuerzo de caracterización del propio lugar. El modelo puede ser utilizado para evaluar el área de influencia, optimizar el diseño, y diseñar la red de supervisión de la actuación para el sistema de barrera permeable. Wang y Anderson (1982) y Anderson y Woessner (1992) incluyeron en sus trabajos una completa descripción de la modelización del flujo de agua subterránea y sus términos matemáticos. Los pasos incluidos en la construcción y ejecución del modelo se discuten a continuación.

A. Desarrollo del modelo conceptual

El primer paso en cualquier esfuerzo de modelización es el desarrollo de un modelo conceptual. El modelo conceptual es una representación tridimensional del flujo de agua subterránea y el sistema de transporte basado en todos los datos geológicos, hidrogeológicos y geoquímicos disponibles del lugar. Un modelo conceptual completo incluirá mapas geológicos y topográficos del lugar, representaciones de las secciones transversales, la hidrología y geología del lugar, una descripción de los parámetros físicos y químicos asociados al acuífero (s), la concentración de contaminantes y los mapas de distribución. El propósito del modelo conceptual es la integración de los datos disponibles en una representación coherente del sistema de flujo para ser modelizado. El modelo conceptual se utiliza para ayudar en la selección del modelo, en su construcción y en la interpretación de los resultados del propio modelo.

B. Selección del Modelo

Para poder ser utilizados para simular el flujo en las barreras permeables, los modelos de flujo del agua subterránea requieren varias características y capacidades especiales. Los requerimientos más importantes derivan de la necesidad de simular un profundo contraste de conductividad hidráulica (K) en la intersección del acuífero con las paredes de las pantallas (en sistemas pantalla-puerta). Los requerimientos específicos y las recomendaciones para los modelos de simulación de barreras permeables incluyen:

- Los modelos de flujo de dos o tres dimensiones pueden ser utilizados para simular el sistema de flujo bajo consideración. Se recomienda un método de modelización en tres dimensiones para que pueda ser examinada la posibilidad de existencia de flujo por capas inferiores o superiores a la barrera así como de interacciones entre el acuífero adyacente, la barrera permeable y su vecindad. Las velocidades de flujo verticales y los tiempos de viaje serán valores críticos en el diseño de sistemas en lugares con significativos gradientes verticales de flujo o en casos donde las barreras no estén insertadas dentro de la capa confinante que realiza la función de base.



- Los códigos deben ser capaces de simular grandes contrastes de K en las paredes de la pantalla. La mayoría de los diseños de barreras permeables incluyen una célula reactiva con una alta K en comparación con aquella correspondiente al acuífero y a la que flanquea las paredes de la pantalla, esta última con una sumamente baja permeabilidad. Las pantallas pueden consistir en una pared de lechada, la cual puede tener varios metros de ancho, o en tablaestacas, las cuales son normalmente menores a los 20 centímetros en anchura. Por consiguiente, en la intersección del acuífero con las células reactivas, se producen grandes contrastes de K, y muchos modelos son incapaces de resolver estos problemas debido a las inestabilidades numéricas. En muchos casos, las paredes de la pantalla se simulan asignando una conductividad muy baja a las células del modelo, representando así las localizaciones de la pantalla. Para simulaciones más precisas, las medidas de estas “células de pantalla” deben ser las mismas que las de las paredes de lechada. Las tablaestacas son incluso más delgadas que las paredes de lechada y las medidas de las células requeridas pueden ser incluso menores. Para simular grandes áreas con resolución suficiente cerca de las pantallas pero grandes células fuera de ellas, se recomiendan los modelos capaces de incorporar bloques de celdas o nodos de tamaño variable. Han sido desarrollados algunos métodos alternativos para simular las paredes de la pantalla de baja K. Son discutidos junto con las descripciones del modelo apropiado en la posterior sección “Modelos de Simulación de Barreras Permeables”.
- Hay lugares con heterogeneidades significativas, lo cual provoca la aparición de sendas preferenciales a través de las cuales se suceden la mayoría de los movimientos de agua subterránea. El propio diseño de barreras permeables imparte heterogeneidad al sistema. La simulación de estos efectos requiere modelos que puedan manejar heterogeneidades. La mayoría de los modelos analíticos con propósito general están basados en la hipótesis de asumir homogeneidad, pero la mayoría de los modelos numéricos pueden incorporar heterogeneidades.
- Muchos lugares tienen rasgos tales como arroyos, desagües, túneles o pozos en la vecindad de la barrera permeable. Por ejemplo, en algunos lugares, la remediación por bombeo-y-tratamiento puede estar activa en la vecindad de las barreras permeables. Estas situaciones requieren el uso de modelos que puedan simular los efectos de estos sumideros internos o fuentes en los sistemas de barreras permeables.
- Los resultados obtenidos por el modelo deben ser fáciles de utilizar en programas de rastreo de partículas para que puedan ser evaluadas las zonas de captura de las barreras permeables. Deberá ser también posible el calcular los balances de flujo volumétrico para las células reactivas.

Muchos códigos de modelización de flujo de agua subterránea, actualmente en el mercado, cumplen los requisitos anteriormente mencionados. En el documento de la U.S. Environmental Protection Agency titulado *Compilación de modelos de agua subterránea* (van der Heijde y Elnawawy, 1993) se puede encontrar una descripción completa de diferentes códigos de modelización de flujo y transporte tanto por parte del propietario como por parte de otros expertos. Dependiendo de las necesidades del proyecto, el diseñador del sistema de barreras permeables puede necesitar aplicar un código de transporte de contaminante que pueda utilizar la distribución calculada de niveles piezométricos y de campo de flujo obtenida por el procedimiento de modelización del flujo. Si el flujo y el transporte en la zona vadosa son de preocupación, deberán considerarse modelos de transporte y de flujo, saturado o insaturado, acoplado y no acoplado. La intención de este protocolo no es endosar un código específico, sino sugerir un código sin propietario que servirá como ejemplo del tipo de código de modelización que debe ser utilizado.



Los propietarios de los códigos se mencionan solo si han sido utilizados para simular el sistema de barreras permeables del lugar. Los códigos que cumplen la mayoría de los requerimientos para la simulación de sistemas de barreras permeables se discuten en la posterior sección "Modelos de Simulación de Barreras Permeables".

C. Construcción y Calibración del Modelo

La construcción de un modelo consiste básicamente en convertir el modelo conceptual dentro de los archivos de entrada en un modelo numérico. Las unidades hidrostratigráficas definidas en el modelo conceptual pueden ser empleadas para definir el sistema físico o la malla de celdas del modelo numérico. En los modelos de diferencias finitas (tales como MODFLOW) y elementos finitos, se construye una red modelo para discretizar el espacio lateral y vertical que el modelo va a representar. Las diferentes unidades hidrostratigráficas se representan por capas modelo, cada una de las cuales se define por una serie de células de rejilla. Cada célula de rejilla se define por parámetros hidráulicos (e.g., K , espesor de célula, parte superior de la célula, parte inferior de la célula) que controlan el flujo de agua a través de las células.

Los límites del modelo se simulan por medio de la especificación de condiciones de límite que definen la cabeza o flujo de agua que se da en los límites o ejes de la malla modelo. Las condiciones límites describen la interacción entre el sistema que está siendo modelizado y sus alrededores. Estas condiciones límite se emplean para incluir los efectos del sistema hidrogeológico fuera del área que está siendo modelizada y también para hacer posible el aislamiento del dominio del modelo deseado del sistema hidrogeológico principal. Hay tres tipos de condiciones límite que generalmente son utilizadas para describir el flujo de agua subterránea: niveles especificados o fijos (Dirichlet), flujo especificado o fijo (Neumann), y flujo dependiente de los niveles (Cauchy) (Anderson y Woessner, 1992). Los límites internos o presiones hidrológicas, tales como pozos, ríos, desagües y descargas, pueden también ser simuladas utilizando estas condiciones.

La calibración de los modelos de flujo de agua subterránea hace referencia a la demostración de que el modelo es capaz de producir alturas medidas y flujos en los sondeos, alturas y flujos que podrán ser utilizados como valores de calibración o valores para su estimación. La calibración se cumple cuando se encuentra un sistema de parámetros hidráulicos, condiciones límite, y presiones que pueda ser utilizado en el modelo para producir niveles simulados y flujos que emparejarán valores medidos en pruebas de campo en un rango de error preestablecido (Anderson y Woessner, 1992). La calibración del modelo puede ser evaluada a través de comparaciones estadísticas de condiciones medidas en el lugar de estudio con condiciones simuladas.

La calibración del modelo es a menudo difícil, pues los valores de los parámetros de los acuíferos y las presiones hidrológicas típicas son conocidos en relativamente pocas situaciones y sus estimaciones están influenciadas por la incertidumbre. La incertidumbre en el modelo calibrado y sus parámetros de entrada puede ser evaluada llevando a cabo un análisis sensitivo en el cual los parámetros del acuífero, las presiones, y las condiciones límite variarán dentro de un rango establecido. El impacto de estos cambios en las salidas del modelo (o niveles piezométricos) proporcionan una medida de la incertidumbre asociada a los parámetros del propio modelo, las presiones, y las condiciones límite empleadas. Para asegurar una representación razonable del sistema natural, es importante el calibrar con valores que sean consecuentes con los niveles piezométricos medidos en las aplicaciones de campo y los parámetros hidráulicos.



Las técnicas de calibración y la incertidumbre incluida en la calibración del modelo se describen con detalle en Anderson y Woessner (1992).

D. Ejecución del modelo

Una vez el modelo ha sido calibrado para condiciones ya observadas, este puede ser utilizado en simulaciones interpretativas o predictivas. En una simulación predictiva, los parámetros determinados durante la calibración son empleados para predecir la respuesta del sistema de flujo en eventos futuros, tales como la disminución en K con el tiempo o el efecto de bombear en la vecindad de la barrera permeable. Los requerimientos predictivos del modelo determinarán la necesidad de simulación en estado estacionario o transitorio, lo cual acomodará las condiciones cambiantes y las presiones a través del tiempo. La salida del modelo y los niveles piezométricos pueden interpretarse a través del uso de programas informáticos y los resultados deberán ser aplicados a simulaciones de rastreo de partículas para calcular sendas de agua subterránea, tiempos de viaje, y flujos a través de la célula. Establecer los tiempos de viaje a través de la célula es una función clave de la modelización, ya que permite un posterior cálculo del espesor de la célula permeable.

3.1.2. Modelos de simulación de barreras permeables

Esta sección describe varios códigos de simulación por ordenador, que cumplen los requerimientos mínimos para las simulaciones de flujo de agua subterránea y movimiento de partículas en los lugares con barreras permeables. Algunos de los códigos ya han sido aplicados en algunas instalaciones de barreras permeables. Prácticamente todos se encuentran disponibles ya sea a través de sus autores, sus agencias de patrocinio o sus revendedores. El propietario de los códigos se incluye únicamente si estos han sido aplicados en lugares con barreras permeables. Programas avanzados, tales como HST3D (Kipp, 1987), los cuales pueden simular el flujo de agua subterránea en la vecindad de las barreras permeables, están de hecho diseñados para simulaciones de procesos más complejos, por lo que no son tratados en este documento.

A. MODFLOW y programas asociados

Quizás es el código de modelización de agua subterránea más versátil, el más ampliamente utilizado y el más ampliamente aceptado. Perteneciente al U.S. Geological Survey modular, se trata de un modelo en 3-D y trabaja bajo el método de las diferencias finitas (McDonald y Harbaugh, 1988). El MODFLOW simula el flujo transitorio de agua subterránea en dos dimensiones y casi o completamente en 3 dimensiones en sistemas de acuíferos anisotrópicos, heterogéneos y estructurados por capas. El MODFLOW calcula distribuciones de niveles piezométricos, de velocidades de flujo y de balances de agua; esto incluye módulos para flujos hacia pozos, a través de cauces y en desagües. Otros módulos se ocupan de la evapo-transpiración y recarga. Disponibles en el mercado se encuentran pre- y post-procesadores textuales y gráficos que facilitan el uso del código así como el análisis de los resultados de simulación. Estos incluyen GMS (Groundwater Modeling System) (Brigham Young University, 1996), Model Cad (Rumbaugh, 1993), Visual MODFLOW (Waterloo Hydrogeologic, Inc., 1996), y Groundwater Vistas (Environmental Simulations, Inc., 1994).

Están disponibles también módulos de simulación adicionales. Uno de estos módulos es el paquete informático o código para barreras de flujo horizontal, Horizontal Flow Barrier (HFB)



(Hsieh y Freckleton, 1993). Es especialmente útil en simulaciones de diseño de sistemas pantalla-puerta. En casos normales, las paredes de lechada se simulan por células de pequeño tamaño y de baja K, incrementándose drásticamente el número de células en el modelo. El código informático HFB permite al usuario el asignar los lados de ciertas células como planos de baja K, mientras todavía se utiliza un gran tamaño de célula en las paredes de la pantalla. Los planos HFB de baja conductividad restringen el flujo de agua dentro de las células por las caras que representan paredes de lechada o tablaestacas. Otra adición útil es el código ZONEBUDGET (Harbaugh, 1990), el cual permite al usuario determinar el balance de flujo para cualquier sección del modelo. Estos códigos pueden ser utilizados para evaluar flujos volumétricos a través de células para varios escenarios de diseño.

Los resultados del MODFLOW pueden ser aplicados en códigos de rastreo de partículas, tales como el MODPATH (Pollock, 1989) y el PATH3D (Zheng, 1989), para calcular sendas de agua subterránea y tiempos de viaje. El MODPATH es un código de post-procesado utilizado para computar líneas de sendas de agua subterránea tridimensionales basadas en la información de salida de simulaciones en estado estacionario obtenidas por el código de modelización MODFLOW. El MODPATH usa un esquema semi-analítico de rastreo de partículas, basándose en la hipótesis de que cada componente de velocidad direccional varía linealmente dentro de una célula de rejilla en su propia dirección de coordenada. El PATH3D es un programa de rastreo de partículas general para calcular sendas de agua subterránea y tiempos de viaje en campos de flujo transitorios y tridimensionales. El programa incluye 2 principales segmentos, un interpolador de velocidad, el cual convierte los niveles piezométricos generados por el MODFLOW en un campo de velocidad, y un programa de resolución numérica de cuarto orden basado en el método numérico de Runge-Kutta con ajuste del tamaño de intervalo de tiempo automático para el rastreo del movimiento de las partículas de fluido (van der Heijde y Elnawawy, 1993). El código RWLK·D, desarrollado por Battelle (Naymik y Gantos, 1995), también ha sido empleado junto al MODFLOW para simular el movimiento de partículas en las células permeables a escala piloto instaladas en Moffet Federal Airfield (Battelle, 1996a). Este es un código de rastreo de partículas y transporte tridimensional basado en el método de Random Walk para simulación de transporte de soluto.

B. FLOWPATH

El FLOWPATH (Waterloo Hydrogeologic, Inc., 1996) es un modelo de líneas de senda y flujo de agua subterránea bidimensional y que trabaja bajo el estado estacionario. El código puede simular acuíferos resquebrajados, confinados y no confinados en medios heterogéneos y anisotrópicos. Se pueden simular condiciones límite complejas. La información de salida del programa incluye niveles piezométricos simulados, líneas de senda, tiempos de viaje, velocidades y balances de agua. Las paredes de las pantallas pueden ser simuladas construyendo una rejilla modelo con tamaños de célula muy pequeños en la vecindad de las células permeables. Debido a la interfaz gráfica, de presentación amable para el usuario, el programa puede ser utilizado para simular rápidamente flujos de campo para un gran número de opciones de diseño. Es por esto que este programa ha sido utilizado en varias instalaciones de barreras permeables. Sin embargo, no puede ser utilizado si el flujo de agua subterránea del lugar es muy complejo debido a flujos verticales o si han de ser simulados los campos de flujo transitorio. Estas situaciones se producirán si existe un potencial para la aparición de corrientes de flujo hacia capas inferiores o si la pared permeable no está insertada en la capa confinante.



C. FRAC3DVS

El FRAC3DVS es un modelo en 3D, basado en el método de los elementos finitos para simular flujos de agua subterránea en estado estacionario o transitorio, saturado o variablemente saturado, así como el transporte de soluto, advectivo-dispersivo, en medios porosos o discretamente fracturados. El código fue desarrollado en la Universidad de Waterloo (Therrien, 1992 y Therrien y Sudicky, 1995) y está siendo comercializado por Waterloo Hydrogeologic, Inc. El código incluye pre-procesadores para mallas de rejillas y generación de archivos de entrada y post-procesadores para la visualización de los resultados de la simulación. Este programa presenta un gran número de características muy avanzadas que no son normalmente requeridas para diseños simples de barreras permeables. Sin embargo se incluye aquí pues este código ha sido aplicado por Schikaze (1996) para simular un diseño hipotético de un sistema pantalla-puerta. Por otro lado, las características del transporte de soluto de este código incluyen la posibilidad de simular transporte de multiespecies de cadenas rectas o ramificadas. Esta característica puede ser empleada para simular el progreso de la reacción y la generación de productos de reacción en el descenso secuencial de los disolventes clorados en las células permeables.

En el trabajo llevado a cabo por Schikaze, las paredes impermeables se implementan como planos en 2D dentro de un dominio computacional en 3D. Esto se hace añadiendo "nodos falsos" dondequiera que se deseen nodos impermeables. Como consecuencia, en las paredes impermeables, existen dos nodos en la misma localización espacial. Estos dos nodos se conectan a elementos en los lados opuestos de la pared, rompiendo esencialmente la conexión entre 2 elementos adyacentes. La red resultante es una pared impermeable simulada como un plano 2D en un dominio 3D. Estas simulaciones asumen que las pantallas son completamente impermeables. Esta hipótesis no puede asumirse de forma realista para simulaciones a muy largo plazo, sobre todo para las paredes de lechada.

D. GROWFLOW

El GROWFLOW es un programa de simulación de barreras permeables innovador. Ha sido desarrollado por Applied Research Associates, Inc. (Everhart, 1996) para la U.S. Air Force. El programa se basa en los conceptos Lagrangianos en hidrodinámica de partículas, tradicionalmente utilizados en la simulación astrofísica. Estos conceptos conforman una metodología de solución en continuo, dinámica, en la cual toda la información histórica e hidrodinámica se encuentra sobre las partículas. En ese sentido, el GROWFLOW es similar a los códigos de rastreo de partículas comúnmente utilizados para desplegar las sendas de flujo calculadas mediante métodos numéricos. Las partículas en el GROWFLOW son puntos de interpolación por Lagrange que interactúan a través del uso de **smoothing kernel**. El **kernel** define una región de influencia para cada partícula y permite aproximaciones a derivadas espaciales para obtenerlas sin necesidad de una malla. Las derivadas espaciales se obtienen de cada partícula usando un método explícito y de integración de tiempo.

El GROWFLOW es un código completamente en 3D, saturado e insaturado que puede ocuparse de geometrías complejas. El dominio del modelo y la barrera permeable son simulados usando paneles de control de flujo exteriores e interiores que lo contienen y de flujo directo. No se requiere una rejilla modelo. En cambio, las localizaciones iniciales de las partículas sirven como puntos de integración para derivadas espaciales. Los paneles de control de flujo forman un límite impermeable que restringe el flujo por los límites externos del modelo o por los paneles internos que representan pantallas impermeables. Los límites externos son simulados asignando modelos fuente a velocidad constante. Estos modelos fuentes son paneles que controlan el flujo dentro del dominio del modelo.



El flujo externo al dominio del modelo es proporcionado mediante un volumen para que el fluido fluya en él; es decir, el dominio del modelo se incrementa.

La información de entrada del GROWFLOW consiste en parámetros de dominio del modelo, propiedades materiales, la **elevation head direction**, las localizaciones de los paneles, la saturación frente a la **head relationship**, la información por intervalos de tiempo, la relación entre la saturación y la conductividad, las localizaciones iniciales de todas las partículas en el sistema, y el volumen de partícula. Además, también se necesita información de la longitud de la región de influencia de las partículas. La información de salida del programa incluye una lista de los parámetros de entrada y las localizaciones de las partículas a intervalos de tiempo específico. La información de salida puede ser trazada para mostrar niveles piezométricos en mapas de contorno y el movimiento de partículas como líneas de sendas.

El GROWFLOW es un código versátil, flexible y altamente innovador para simulaciones y optimización de sistemas de barreras permeables. Sin embargo, este código está todavía bajo desarrollo y deben ser todavía solucionados varios problemas. El más importante es que el código necesita ser validado frente a los códigos analíticos o numéricos y frente a la información de campo para verificar su exactitud numérica. No parece ser un método claro para simular fuentes interiores o sumideros tales como pozos o ríos. En muchos lugares, estas características pueden formar una parte significativa de los balances hidrológicos. Además, no presenta elementos para verificar la masa o el balance de volúmenes en las simulaciones.

E. Modelos de Diseño pantalla-puerta (FGDM)

El FGDM es un programa analítico, que trabaja en el estado estacionario y multicomponente para diseños pantalla-puerta así como para optimizar el coste. Fue desarrollado por Applied Research Asociase (Hatfield, 1996) para la U.S. Air Force. La información de entrada al programa incluye las concentraciones iniciales y las velocidades de reacción de primer orden así como los estándares de la calidad del agua requeridos. Estos son usados para determinar los tiempos de residencia requeridos para el agua en la célula permeable. Los tiempos de residencia críticos son utilizados por el programa junto con las relaciones de la entrada de la pluma con la anchura de la puerta para desarrollar varios diseños pantalla-puerta. Finalmente, el modelo de minimización de costes se utiliza para encontrar los escenarios de diseño de mínimo coste basándose en las unidades de coste de entrada al programa para paredes de la pantalla, paredes de la puerta, medio reactivo y suelo. La minimización del coste por Lagrange se basa en el algoritmo de Newton-Raphson modificado para solucionar ecuaciones no lineales. Debido a que la exactitud de la minimización del coste se basa parcialmente en las estimaciones iniciales para diseños de coste mínimo, es importante tener una estimación preeliminar de la configuración de bajo coste. Parámetros de entrada al programa adicionales son la anchura de la pantalla, el gradiente hidráulico, el espesor del acuífero, K_{acuifero} , la porosidad de la célula reactiva, el ratio del acuífero respecto a $K_{\text{célula}}$ y la profundidad de las paredes del sistema. La anchura de la pantalla, y la anchura total de las paredes de las pantallas y la puerta, se estiman asumiendo una eficacia de captura del 80%. Por ejemplo, para una anchura de pluma de 25 m, se sugiere una anchura de pantalla de 30 m. Esta hipótesis puede necesitar ser corroborada por estudios de campo. El FGDM es una herramienta útil para una rápida evaluación de varios escenarios de diseño en un emplazamiento simple. Sin embargo, no podrá ser aplicado en emplazamientos complejos tales como medios heterogéneos, o para la evaluación de sendas de flujo a través de las células permeables.



F. FLONET

El FLONET (Guiguer et al., 1992) es un modelo de flujo de estado estacionario y en 2D distribuido por Waterloo Hydrogeologic, Inc. El programa calcula potenciales, perfiles aerodinámicos y velocidades y puede ser usado para generar redes de flujo (mapas que muestran líneas de flujo y niveles piezométricos) para acuíferos anisotrópicos y heterogéneos. Las paredes de las pantallas pueden ser especificadas asignando bajas K para elementos que representan estas características. El programa fue empleado por Starr y Cherry (1994) para evaluar varios escenarios de diseño para sistemas pantalla-puerta.

3.1.3. Estudios de modelización previos para aplicaciones de barreras permeables

Una revisión de la información disponible de lugares prevaecientes mostró que el MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988) junto con el rastreo de partículas con códigos tales como el MODPATH (Pollock, 1989), es el código más comúnmente utilizado para simular la tecnología de barreras permeables. Otros programas tales como el FLONET (Guiguer et al., 1992), el FRAC3DVS (Therrien y Sudicky, 1995), el FLOWPATH (Waterloo Hydrogeologic, Inc., 1996) y el RWLK3D (Naymik y Gantos, 1995) también han sido utilizados en algunos lugares. Dos códigos nuevos, el GROWFLOW (Everhart, 1996) y el FGDM (Funnel and Gate Design Model) (Hatfield, 1996) han sido desarrollados recientemente por la U.S. Air Force para simular y optimizar los sistemas pantalla-puerta.

Sin embargo, estos nuevos códigos no han sido hasta ahora aplicados en ningún lugar. Los sitios que usaron el MODFLOW son Sunnyvale, California Site, Moffett Federal Airfield, California (PRC, 1996 y Batelle, 1996a), the Sommersworth Sanitary Landfill, New Hampshire, una construcción industrial en Kansas y aplicaciones GE, Wisconsin. El FLOWPATH ha sido usado para evaluar el diseño en Belfast, Irlanda del Norte, Fairchild Air Force Base, Washington, y las DOE Kansas City, Kansas. Los nombres de los códigos de simulación utilizados en otros lugares no se encuentran todavía disponibles. Las evaluaciones de modelizaciones más completas de la tecnología de barreras permeables son aquellas realizadas por Starr y Cherry (1994) y Schikaze (1996). Estos autores evalúan los efectos de varios parámetros en el diseño y en la actuación de las configuraciones pantalla-puerta hipotéticas, aunque algunas de las conclusiones son aplicables también a barreras reactivas continuas.

Starr y Cherry (1994) usaron un programa de simulación de flujo bidimensional, en estado estacionario, el FLONET (Guiguer et al., 1992), para ilustrar los efectos de la geometría pantalla-puerta (diseño) y la conductividad hidráulica de la célula reactiva ($K_{\text{célula}}$) en el tamaño y la forma de la zona de captura, en el volumen de descarga de flujo de agua subterránea a través de la célula reactiva y en el tiempo de residencia en ella. Solo las configuraciones con barreras que penetran el espesor completo del acuífero y se extienden dentro de la capa confinante que hace las funciones de base de la barrera fueron simuladas. Los sistemas de paredes colgantes no fueron simulados porque podían ser mejor descritos por simulaciones tridimensionales. El sistema simulado tenía propiedades similares a aquellas de los acuíferos superficiales en Canadian Forces Base Borden, Ontario, Canada. El acuífero simulado es isotrópico, con una conductividad hidráulica del acuífero homogéneo ($K_{\text{acuífero}}$) de 8.6 m/día y un gradiente hidráulico de 0.005. Las pantallas se consideraron de 1 metro de espesor del tipo paredes de lechada con una K igual a 0.085 cm/día.



La K de la célula reactiva fue de 86.25 m/día, el valor máximo medido en laboratorio para 100% de hierro, en el caso base. Debe tenerse en cuenta que en otros varios estudios de modelos para instalaciones de células permeables, se han aplicado valores de $K_{\text{célula}}$ de 43.3 metros/día para un 100% de hierro. El rango de los valores de $K_{\text{célula}}$ indican diferencias en la fuente de hierro granular, así como variabilidad de las propias medidas de K . Se utilizó para todos los materiales una porosidad de 0.33. Las siguientes conclusiones fueron hechas por estos investigadores basándose en la simulación de varios escenarios.

- Para sistemas con pantallas a 180 grados (pantallas rectas), la descarga a través de la puerta y la anchura de la zona de captura hidráulica se incrementan a la vez que la anchura de la pantalla se incrementa. Sin embargo, el incremento en la descarga no es directamente proporcional a la anchura de la pantalla. De hecho, la descarga relativa a través de la puerta decrece drásticamente cuando la anchura de la pantalla se incrementa. La descarga relativa, se refiere al ratio entre la descarga a través de la puerta y la descarga a través del área en ausencia del sistema pantalla-puerta.
- Para una anchura de pantalla constante, la descarga absoluta y relativa a través de la puerta (y la anchura de la zona de captura) se incrementa con el incremento en la anchura de la propia puerta. Por consiguiente, es deseable tener una puerta tan ancha como práctica.
- Para un diseño pantalla-puerta dado, la descarga a través de la puerta incrementa con el incremento en la $K_{\text{célula}}$ relativa a la K_{acuifero} . Sin embargo, hay un pequeño incremento relativo en la descarga cuando la $K_{\text{célula}}$ es al menos 10 veces mayor que la del K_{acuifero} . Esto implica que mientras es deseable una más alta conductividad de la célula reactiva que de la K_{acuifero} , la $K_{\text{célula}}$ no debe ser mucho mayor a la K_{acuifero} . Este es un resultado útil ya que el gran tamaño de grano requerido para valores de alta $K_{\text{célula}}$ daría como resultado un descenso del área superficial total para las reacciones y menores tiempos de residencia.
- Para todas las orientaciones al gradiente de flujo regional, la descarga máxima absoluta se da en los ángulos de apertura (los ángulos entre dos pantallas) de 180 grados (barrera recta). Sin embargo, para ángulos de apertura entre 127 y 233 grados, existe un pequeño efecto en la descarga. Fuera de este rango, la descarga decae rápidamente. Esto implica que no hay ninguna ventaja significativa entre un sistema pantalla-puerta ligeramente anguloso respecto a una barrera recta, y viceversa. Los ángulos de pantalla más profundos pueden, sin embargo, reducir la descarga.
- Para todos los ángulos de apertura, la máxima descarga se da cuando la pantalla es perpendicular al gradiente de flujo regional.
- Los modelos de flujo de agua subterránea pueden ser aplicados de manera efectiva para diseñar sistemas pantalla-puerta en lugares con requerimientos especiales de diseño debido a lo complejo de los campos de flujo, las fluctuaciones estacionales, o las restricciones de acceso. Estos pueden incluir sistemas con pantallas con ángulos, puertas múltiples, pantallas asimétricas o sistemas pantalla-puerta en forma de U.
- Se debe lograr un equilibrio entre la maximización de la zona de captura de la puerta y la maximización de los tiempos de residencia del agua contaminada en la propia puerta. En general, la descarga y los tiempos de residencia son inversamente proporcionales. Los tiempos de residencia pueden generalmente ser incrementados sin afectar la zona de captura por incremento de la anchura de la puerta.



Schikaze (1996) utilizó el código FRAC3DVS para examinar el flujo tridimensional de agua subterránea en la vecindad de un sistema pantalla-puerta parcialmente penetrado (paredes colgantes) para 16 combinaciones diferentes de parámetros. Todas las simulaciones fueron para flujo de agua subterránea totalmente saturado y en estado estacionario. Las 16 simulaciones consistieron en variaciones en cuatro parámetros dimensionales; el ratio entre $K_{célula}$ y $K_{acuifero}$; el ratio entre la anchura de una única pared de la pantalla y la profundidad del sistema pantalla-puerta; el ratio entre la anchura total de la pantalla y la anchura de la puerta; y el gradiente hidráulico. Las siguientes conclusiones fueron obtenidas en estas simulaciones:

- La descarga absoluta a través de la puerta se incrementaba cuando el gradiente hidráulico se incrementaba. Sin embargo, casi no existen efectos del gradiente hidráulico en la descarga relativa o en el tamaño de la zona de captura relativa (anchura de la zona de captura hidráulica ÷ anchura total del sistema pantalla-puerta).
- Para valores más altos de $K_{célula}$ frente a $K_{acuifero}$, hay un incremento en la descarga absoluta y relativa a través de la puerta así como en el tamaño relativo de la zona de captura. Así las más altas $K_{célula}$ tienden a arrastrar más flujo hacia la puerta.
- Valores altos del ratio de anchura de una única pared de pantalla (un ala) respecto a la profundidad del sistema pantalla-puerta resulta en una menor descarga relativa y absoluta y en menores zonas de captura. Esto es debido al hecho de que en casos de paredes anchas pero poco profundas, hay un incremento en el componente de flujo que es desviado bajo la barrera en lugar de a través de la puerta.
- Valores altos del ratio de la anchura total de la pantalla respecto a la anchura de la puerta resultan en descargas absolutas más altas pero descargas relativas menores y menores zonas de captura hidráulica. Esto implica que, para más anchas paredes de pantalla, el incremento en la descarga a través de la puerta no es proporcional al incremento en el área de la pantalla.

3.2. Ilustración de los métodos de modelización hidrológica para aplicaciones de barreras permeables

La siguiente metodología sirve como ilustración del diseño de métodos de modelización para barreras permeables en acuíferos homogéneos y heterogéneos. La modelización puede ser utilizada para diseñar la localización, la configuración y las dimensiones de la barrera permeable, así como para desarrollar un plan de actuación de supervisión.

3.2.1. Acuíferos homogéneos

El MODFLOW puede ser utilizado para desarrollar una aproximación numérica en estado estacionario del campo de flujo de agua subterránea así como para calcular balances de flujo a través de la puerta. Las técnicas de rastreo de partículas bajo condiciones de flujo advectivo solo pueden ser utilizadas para delinear zonas de captura y tiempos de viaje en la vecindad de las pantallas y la puerta. El código RWLK3D (Prickett et al., 1981) o cualquier otro código similar de rastreo de partículas puede ser utilizado para simular sendas de partículas. Las simulaciones del modelo pueden ser llevadas a cabo para ayudar en la fase del diseño y de evaluación de los sistemas de barreras permeables para la contención y la remediación del agua subterránea contaminada.



Estas simulaciones pueden construirse sobre esfuerzos de modelización previos llevados a cabo por Starr y Cherry (1994). Los objetivos específicos pueden incluir la determinación de que cambios en la conductividad de la célula reactiva respecto al tiempo afectarán a la anchura de la zona de captura, a los tiempos de retención para el movimiento de agua subterránea y a los volúmenes de flujo a través de la puerta.

El dominio del modelo y el tamaño de la rejilla son normalmente determinados basándose en las condiciones específicas del lugar. El criterio primario es que el dominio debe ser lo suficientemente grande para que las condiciones límite no afecten al flujo en la vecindad de la barrera permeable. Además, el tamaño de la célula del modelo en la vecindad de la barrera debe ser lo suficientemente pequeño para proporcionar una resolución suficiente para los cálculos de los tiempos de retención. Las configuraciones pantalla-puerta modelizadas en la ilustración configuran una barrera piloto en la base de la U.S. Navy en California (ver Figura C-1). La pantalla consiste en dos tablaestacas de 6 metros de longitud orientadas perpendicularmente para que el agua subterránea pueda fluir a cada lado de la célula reactiva de 3x3 metros que representa la puerta. La célula reactiva está limitada en sus lados por tablaestacas de 3 metros de largo. La propia puerta consiste en dos zonas de 0.6 metros de largo de grava gorda y de 2 cm de espesor localizadas en las partes de entrada y salida de la célula reactiva, la cual tiene un espesor por el que atraviesa el flujo de 1.8 metros.

Para este modelo de un sistema pantalla-puerta, el dominio consiste en una capa única de 150 metros de largo y 90 metros de ancho. La rejilla tiene 98 filas y 106 columnas dando como resultado un total de 10,388 nodos. Los nodos de la rejilla son de 3x3 metros en su máximo (en el área de dominio general) y de 0.15x0.15 metros en la región de la propia puerta. Los nodos específicos de la entrada fueron fijos a lo largo de las primeras y últimas filas del modelo para establecer un gradiente de 0.006. Ninguna condición de flujo era fija a lo largo de las primeras y últimas columnas del modelo.

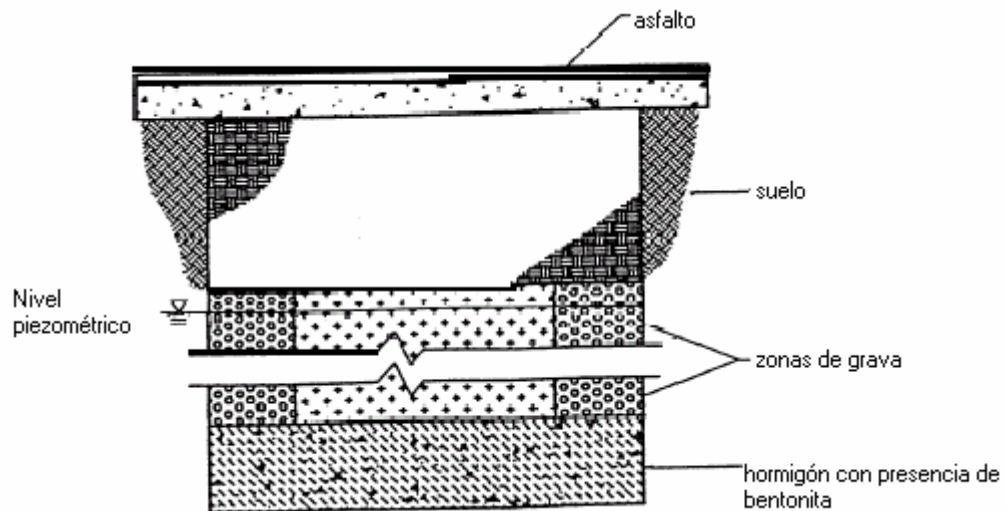


Figura C-1 Sistema pantalla-puerta a escala piloto instalado en Moffet Federal Airfield, CA



La pantalla (tablaestacas) fue simulada como una barrera de flujo horizontal con una K de 6.1×10^{-5} cm/día. Para la configuración de barreras reactivas continuas, se puede excluir la pantalla del modelo. A la grava gorda le fue asignada una K de 0.86 m/día. La célula reactiva consistía en hierro granular al que se le asignó una K de 86.25 m/día, el máximo valor medido en el laboratorio para el 100% de hierro. Debe tenerse en cuenta que no se trata de un valor absoluto, pues por ejemplo en algunos estudios de modelización (e.g., Thomas et al., 1995), ha sido utilizada una célula reactiva con K de 43.25 m/día para el 100% de hierro. En general, el valor de K para un medio reactivo debe ser determinado por las pruebas de permeabilidad de laboratorio. La porosidad se mantuvo constante a un valor de 0.3 para todos los materiales en cada una de las simulaciones.

Para esta ilustración, la K_{acuifero} simulada varió entre 0.15, 0.30, 0.6, 1.5, 3, 6, 15.25, y 30.5 m/día para representar acuíferos de alta y baja permeabilidad. Una vez se estableció el escenario base, se llevaron a cabo las simulaciones para evaluar las reducciones en la $K_{\text{célula}}$ respecto al tiempo que podrían potencialmente ser causadas por la formación de precipitados. Para determinar los efectos del descenso de la permeabilidad de la célula reactiva sobre un periodo de operación, la $K_{\text{célula}}$ fue reducida en incrementos de un 10% del valor inicial 86.25 m/día a 8.62 m/día para cada valor de K_{acuifero} . Se llevaron a cabo un conjunto adicional de simulaciones cuando la $K_{\text{célula}}$ se redujo un 95% dando como valor 4.3 m/d, resultando en un total de 11 simulaciones para cada valor de K_{acuifero} . Para cada simulación individual, fue utilizado un único valor de K_{acuifero} . Los efectos de heterogeneidades geológicas no fueron considerados en estas simulaciones. Los resultados a partir de las 88 simulaciones se utilizaron para evaluar el impacto de las variaciones en $K_{\text{célula}}$ y K_{acuifero} , en la anchura de la zona de captura, en los volúmenes de flujo y en los tiempos de viaje (tiempos de retención) a través de la puerta.

La Tabla C-1 incluye el número, la conductividad de la puerta, la conductividad del acuífero, el ratio de la conductividad entre la célula reactiva y el acuífero, la anchura de la zona de captura, los tiempos de residencia dentro de la célula reactiva y la descarga de agua subterránea a través de la puerta. La anchura de la zona de captura en cada una de las simulaciones se determinó por rastreo de partículas a través de la puerta. 200 partículas (1 partícula cada 0.15 m) fueron observadas a lo largo de una línea de 30 metros de largo con inicio aguas arriba de la barrera. Las localizaciones del flujo divididas entre las partículas que pasan a través de la puerta y aquellas que pasan alrededor del final de la pantalla fueron utilizadas para determinar la anchura de la zona de captura. Los tiempos de residencia dentro de la puerta para cada simulación se determinaron a partir del tiempo requerido por las partículas para pasar a través de la célula reactiva. La Figura C-2 ilustra la determinación de las divisiones de flujo y los tiempos de viaje para la simulación número 57, la cual tiene una conductividad de acuífero de 6 m/d y una conductividad de célula reactiva de 86.25 m/d. Las sendas seguidas por las partículas han sido cubiertas sobre la superficie de nivel freático calculado. Las sendas de las partículas y los espacios de tiempo intermedios dentro de la célula reactiva también se muestran. En algunos casos, habrá variaciones significativas en los tiempos de residencia entre los lados de la célula reactiva y sus centros. Por ejemplo, Vogan et al. (1994) mostró que los tiempos de residencia simulados en un sistema pantalla-puerta (con células reactivas situadas en cajones extraíbles) eran de 29 horas en los extremos y de 82 horas en el centro de la célula reactiva.



La descarga a través de la puerta se determinó del MODFLOW calculado célula a célula en archivos de flujo usando el código MODUTILITY ZONE BUDGET (Harbaugh, 1990). Las correlaciones entre K_{acuifero} y $K_{\text{célula}}$, el tiempo de retención, la descarga y la anchura de la zona de captura pueden ser determinadas por trazado de los resultados de las 88 simulaciones entre sí. Algunas relaciones básicas se pueden inferir de forma inmediata.

Las conductividades del acuífero y de la célula reactiva fueron trazadas frente a la anchura de la zona de captura. Existe una correlación general entre un incremento en la K (y descarga a través de la puerta) y la anchura de la zona de captura. Mientras K se incrementaba, la anchura de la zona de captura generalmente se incrementaba a su vez. Sin embargo, la anchura de la zona de captura parece ser más sensible a la longitud de las paredes de pantalla y se observó que esta anchura ocupaba al menos la mitad de la longitud de la pared de las pantallas situadas a cada lado de la puerta. Las anchuras de las zonas de captura se movían aproximadamente entre 0.06 y 0.6 metros más allá del punto medio de la pared de la pantalla. Las reducciones en la $K_{\text{célula}}$ fueron simuladas para representar el potencial obturamiento de la célula reactiva por causa de la precipitación de minerales. El declive porcentual en la descarga a través de la puerta fue determinado para cada disminución en K_{cn} . Cuando la conductividad del acuífero es de 0.15 m/d, la conductividad de la célula reactiva es mucho mayor para cada una de las 11 simulaciones llevadas a cabo, y el descenso porcentual en la descarga es solo un 1% del descenso en la descarga a través de la puerta. A medida que la conductividad del acuífero era incrementada, sucedía una mayor reducción en la descarga a través de la puerta cuando la conductividad de la célula reactiva disminuía. Para conductividades de acuífero de 3 a 30 m/d, la descarga a través de la puerta descendía aproximadamente un 27 y un 71% respectivamente, sobre la misma disminución en la conductividad de la puerta. En ambos casos, el ratio entre $K_{\text{célula}}$ y el K_{acuifero} se acerca o se convierte a un valor menor que 1 cuando la $K_{\text{célula}}$ desciende. Por consiguiente, los efectos de la formación de precipitados en la célula reactiva son candidatos a manifestarse de forma más temprana en acuíferos de alta permeabilidad. Sin embargo, como se discute a continuación, hay una considerable atraso antes de que sean patentes tales efectos.



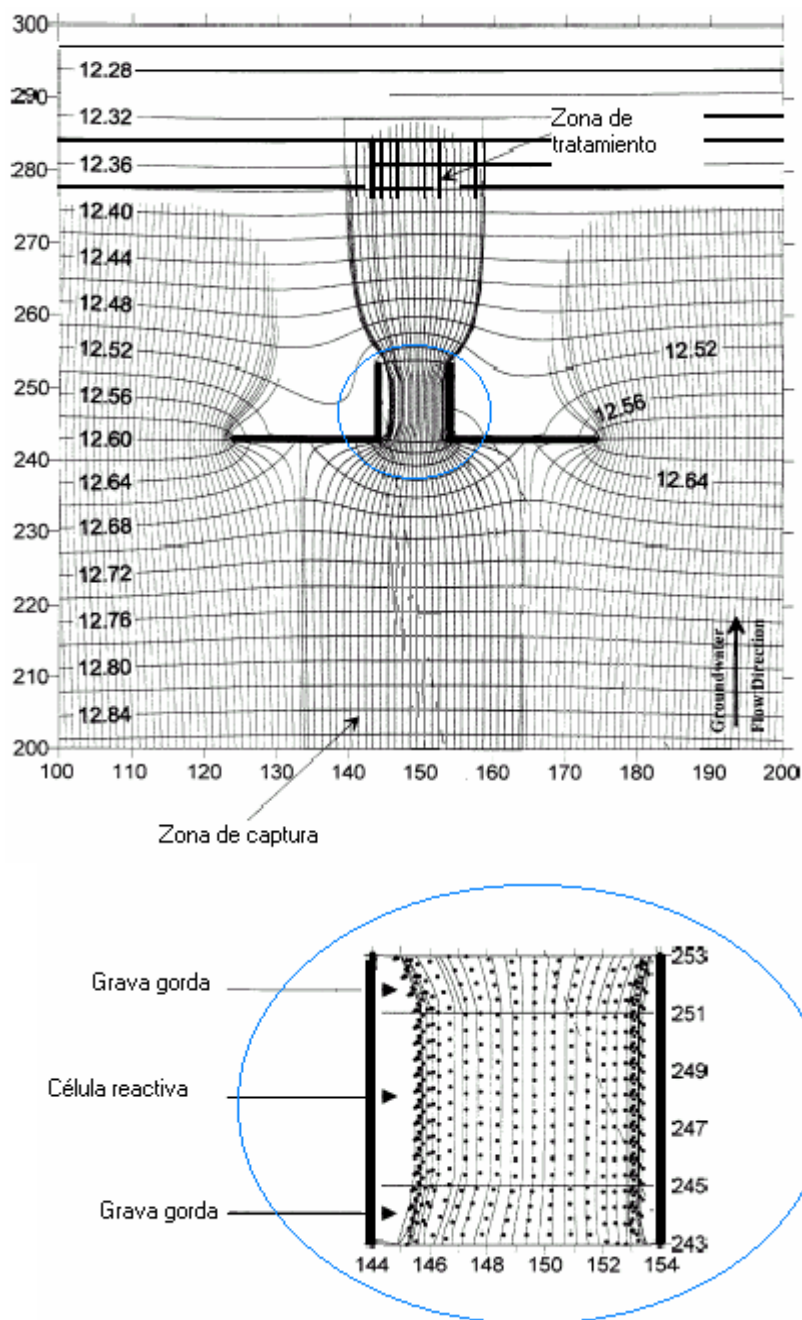


Figura C-2. Sendas de partículas simuladas cubiertas sobre los niveles piezométricos



Tabla C-1. Resumen de las pruebas del modelo Pantalla-puerta.

Run #	Kpuerta (m/d)	Kacuifero (m/d)	Kp/Kac	Anchura Captura (m)	Cu Descarga m/d	Tiempos de residencia (días)	Descarga relativa
1	86.26	0.03	2830	NA	NA	NA	NA
2	86.26	0.15	566	10.36	0.718	219	1
3	77.72	0.15	510	NA	0.718	220	1
4	68.88	0.15	452	NA	0.718	218	1
5	60.35	0.15	396	NA	0.718	219	1
6	51.82	0.15	340	NA	0.717	220	0.999
7	43.28	0.15	284	NA	0.717	219	0.999
8	34.44	0.15	226	NA	0.717	218	0.999
9	25.91	0.15	170	NA	0.717	220	0.998
10	17.37	0.15	114	NA	0.716	220	0.998
11	8.53	0.15	56	NA	0.714	220	0.995
12	4.27	0.15	28	NA	0.714	NA	0.991
13	86.26	0.30	283	9.98	1.442	107	1
14	77.72	0.30	255	NA	1.442	107.5	1
15	68.88	0.30	226	NA	1.442	107.5	1
16	60.35	0.30	198	NA	1.441	107.5	0.999
17	51.82	0.30	170	NA	1.441	107.5	0.999
18	43.28	0.30	142	NA	1.440	107.5	0.998
19	34.44	0.30	113	NA	1.439	107.5	0.998
20	25.91	0.30	85	NA	1.437	107.5	0.997
21	17.37	0.30	57	NA	1.434	108	0.994



22	8.53	0.30	28	NA	1.424	108.5	0.987
23	4.27	0.30	14	NA	1.403	110	0.973
24	86.26	0.61	141.5	NA	2.888	52.5	1
25	77.72	0.61	127.5	NA	2.887	52.5	1
26	68.88	0.61	113	NA	2.886	52.5	0.999
27	60.35	0.61	99	NA	2.884	52.5	0.999
28	51.82	0.61	85	NA	2.882	52.5	0.998
29	43.28	0.61	71	NA	2.879	52.5	0.997
30	34.44	0.61	56.5	NA	2.875	53	0.995
31	25.91	0.61	42.5	NA	2.868	53	0.993
32	17.37	0.61	28.5	NA	2.854	53.5	0.988
33	8.53	0.61	14	NA	2.811	54.5	0.973
34	4.27	0.61	7	NA	2.729	56	0.945
35	86.26	1.52	56.6	9.8	7.197	21	1
36	77.72	1.52	51	NA	7.191	20.9	0.999
37	68.88	1.52	45.2	NA	7.184	21	0.998
38	60.35	1.52	39.6	NA	7.173	21.1	0.997
39	51.82	1.52	34	NA	7.161	21.1	0.995
40	43.28	1.52	28.4	NA	7.142	21.1	0.992
41	34.44	1.52	22.6	NA	7.115	21.3	0.989
42	25.91	1.52	17	NA	7.070	21.4	0.982
43	17.37	1.52	11.4	NA	6.983	21.6	0.97
44	8.53	1.52	5.6	NA	6.731	22.6	0.935
45	4.27	1.52	2.8	NA	6.278	24	0.872



46	86.26	3.05	28.3	9.8	14.145	10.6	1
47	77.72	3.05	25.5	9.8	14.121	10.6	0.998
48	68.88	3.05	22.60	9.81	14.0723	10.8	0.995
49	60.35	3.05	19.80	9.85	14.0330	10.7	0.992
50	51.82	3.05	17.00	9.85	13.9812	10.9	0.988
51	43.28	3.05	14.20	9.91	13.9074	10.9	0.983
52	34.44	3.05	11.30	9.60	13.7995	11	0.976
53	25.91	3.05	8.50	9.65	13.6438	11	0.965
54	17.37	3.05	5.70	9.70	13.2789	11.4	0.939
55	8.53	3.05	2.80	9.81	12.3633	12.3	0.874
56	4.27	3.05	1.40	NA	10.8600	13.9	0.768
57	86.26	6.10	14.15	9.70	27.8871	5.4	1
58	77.72	6.10	12.75	NA	27.8096	5.4	0.997
59	68.88	6.10	11.30	NA	27.8377	5.5	0.998
60	60.35	6.10	9.90	NA	27.3985	5.6	0.982
61	51.82	6.10	8.50	NA	27.2071	5.6	0.976
62	43.28	6.10	7.10	NA	26.9379	5.6	0.966
63	34.44	6.10	5.65	NA	26.4286	5.7	0.948
64	25.91	6.10	4.25	NA	25.6416	5.8	0.919
65	17.37	6.10	2.85	NA	23.9820	6.3	0.86
66	8.53	6.10	1.40	NA	22.3732	6.7	0.802
67	4.27	6.10	0.70	NA	18.1362	8.3	0.65
68	86.26	15.24	5.66	9.60	67.4964	2.3	1
69	77.72	15.24	5.10	NA	66.9859	2.3	0.992



70	68.88	15.24	4.52	NA	66.3641	2.3	0.983
71	60.35	15.24	3.96	NA	65.5884	2.4	0.972
72	51.82	15.24	3.40	NA	64.5947	2.4	0.957
73	43.28	15.24	2.84	NA	63.0951	2.4	0.935
74	34.44	15.24	2.26	NA	61.1901	2.5	0.907
75	25.91	15.24	1.70	NA	58.0827	2.6	0.861
76	17.37	15.24	1.14	NA	52.9422	2.9	0.784
77	8.53	15.24	0.56	NA	41.5000	3.7	0.615
78	4.27	15.24	0.28	NA	28.7759	5.8	0.426
79	86.26	30.48	2.83	9.26	125.0000	1.3	1
80	77.72	30.48	2.55	NA	123.2124	1.2	0.986
81	68.88	30.48	2.26	NA	121.0467	1.2	0.968
82	60.35	30.48	1.98	NA	118.3706	1.3	0.947
83	51.82	30.48	1.70	NA	114.9828	1.3	0.92
84	43.28	30.48	1.42	NA	110.5616	1.4	0.884
85	34.44	30.48	1.13	NA	104.5647	1.5	0.837
86	25.91	30.48	0.85	NA	95.8459	1.6	0.767
87	17.37	30.48	0.57	NA	81.9714	1.8	0.656
88	8.53	30.48	0.28	NA	57.3253	2.7	0.459
89	4.27	30.48	0.14	NA	35.6418	4.2	0.285
90	86.26	60.96	1.42	NA	NA	NA	NA



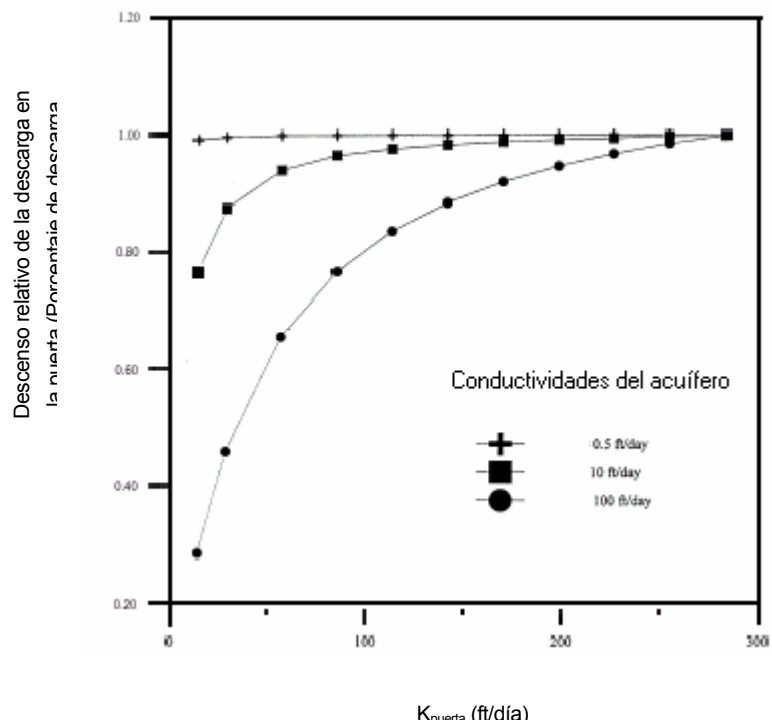


Figura C-3. Correlación entre la $K_{célula}$ y la descarga con $K_{acuífero}$ de 0.5, 10 y 100 pies por día

$K_{célula}$ varía entre 283 y 14.15 pies por día



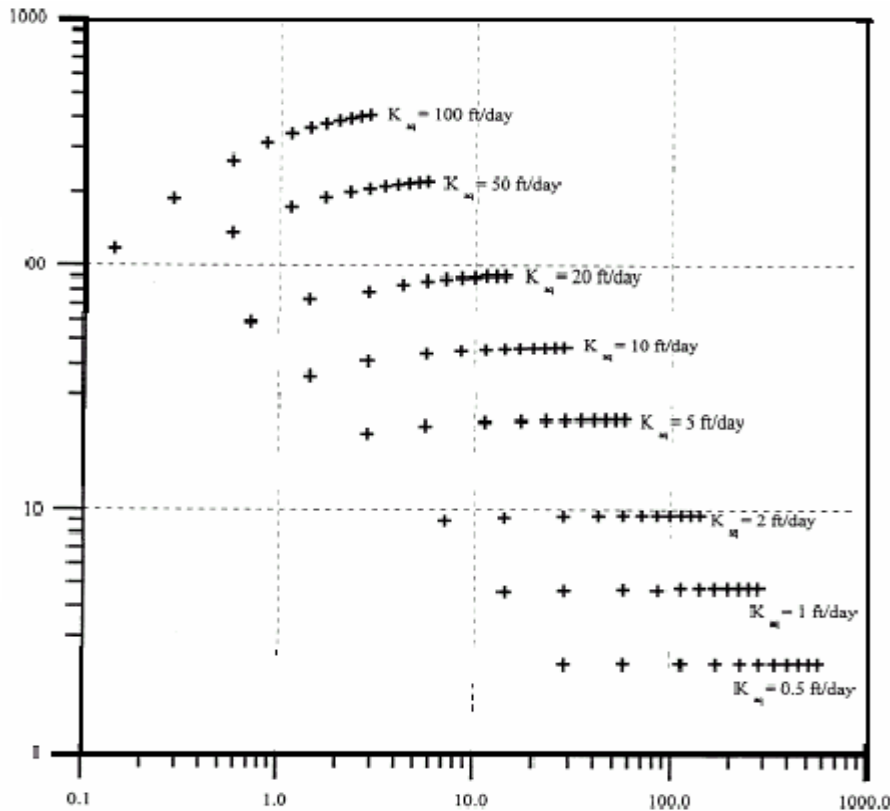


Figura C-4. Correlación entre la relación entre $K_{\text{célula}}:K_{\text{acuífero}}$ frente a la descarga a través de la puerta en un escenario homogéneo de una sola capa.

La Figura C-4 es un gráfico del ratio de $K_{\text{célula}}$ respecto a $K_{\text{acuífero}}$ frente a la descarga a través de la puerta para 88 simulaciones. El gráfico indica que los descensos en la conductividad de células reactivas debido a su taponamiento por la formación de precipitados tiene muy poca influencia en el volumen del agua subterránea que pasa a través de la puerta mientras la conductividad de la célula reactiva es aproximadamente 5 veces mayor a la conductividad del acuífero.

En estos ejemplos, la descarga a través de la puerta permanece a aproximadamente un 95% de la descarga simulada cuando la conductividad de la puerta era de 86.25 m/d. Debido a que la descarga no se ve relativamente afectada, los tiempos de residencia y la anchura de la zona de captura permanecerán relativamente sin cambios para una conductividad de acuífero dada. Mientras el ratio entre $K_{\text{célula}}$ y $K_{\text{acuífero}}$ desciende por debajo de 5, el descenso relativo en la descarga se vuelve mayor y los resultados son el descenso de la anchura de la captura y el aumento en los tiempos de retención. Esto se da, cuando la conductividad hidráulica de una célula reactiva recientemente instalada ha sido diseñada para ser un orden o dos órdenes de magnitud mayor que la conductividad hidráulica del acuífero, existiendo una considerable flexibilidad en los precipitados que se forman sin afectar significativamente la zona de captura hidráulica.



3.2.2. Acuíferos heterogéneos

La mayoría de los estudios de modelización en lugares previos a las barreras permeables fueron basados asumiendo que los sedimentos del acuífero en la vecindad de la barrera permeable eran homogéneos. Sin embargo, en muchos lugares, puede haber una mayor heterogeneidad. Esta heterogeneidad se desarrolla principalmente debido a las variaciones en los ambientes de deposición de los sedimentos. La heterogeneidad implica que sea requerida una mayor caracterización detallada del lugar y los modelos se tornan más complejos. Las zonas de captura simétricas vistas en casos de sedimentos homogéneos se vuelven asimétricas y difíciles de predecir sin una caracterización y una modelización detalladas.

Ejemplos del efecto de la heterogeneidad en las sendas de flujo y en las zonas de captura pueden ser vistas en el trabajo de modelización llevado a cabo para ayudar en el diseño y la actuación de la supervisión para Moffet Federal Airfield (MFA) Site (Battelle, 1996b y PRC, 1996) y en Elizabeth City, NC site (Puls et al., 1995).

La modelización del flujo de agua subterránea para la barrera piloto en MFA mostró que la presencia de heterogeneidades debido a los canales múltiples de subsuelo causa asimetrías en las zonas de captura. La Figura C-5 es un diagrama de caminos de flujo simulados mostrando el resultado del rastreo retroactivo de partículas durante 25 días con partículas que empiezan a ser observadas en el área de la pantalla en capas modelo, distribuyéndose estas capas de la 1 hasta la 4. La célula reactiva se presenta en las capas 2, 3, y 4 del modelo.

La observación más destacable de esta figura es que la zona de captura para barreras permeables en lugares heterogéneos es altamente asimétrica y hay una significativa diferencia en los tiempos de residencia a diferentes niveles de profundidad. Por ejemplo, casi no hay movimiento de partículas durante 25 días en las capas 1 y 2. En la capa 3, el movimiento de partículas es muy rápido en la zona de entrada a la puerta pero muy lento en la zona de entrada a las paredes de las pantallas. En la capa 4, el movimiento es muy rápido en la zona de entrada de la puerta en la pared oeste de la pantalla pero todavía muy lento en la zona de entrada de la pantalla este. Estas diferencias en velocidades de partículas e irregularidades resultantes en las zonas de captura se producen porque la menor parte de la célula reactiva se localiza en un canal de arena de alta permeabilidad, mientras que las paredes de la pantalla y la porción superior de la célula reactiva están localizadas en los depósitos entre canales de menor conductividad. La localización de los canales de arena en el lugar se determinó basándose en la gran cantidad de mapas preexistentes de caracterización del lugar y en la gran cantidad de información específica del lugar obtenida mediante pruebas con penetrómetros.

En Elizabeth City, NC (Puls et al., 1995), la geología del lugar se caracteriza por secuencias complejas y variables de arena superficiales, sedimentos y arcillas. La velocidad de flujo del agua subterránea es extremadamente variable con la profundidad, con una alta capa conductiva situada entre aproximadamente 3.5 y 6 metros por debajo de la superficie terrestre. La zona de metal reactiva se emplazó en este canal de arena (Figura C-6).



Estos ejemplos ilustran la necesidad de emplazar la célula reactiva en una zona de alta conductividad que forme sendas preferenciales para la mayoría del flujo y el transporte de contaminante a través del acuífero. Adicionalmente, la dependencia de las zonas de captura de las heterogeneidades del acuífero ilustra la necesidad de una detallada caracterización anterior al emplazamiento de la barrera permeable.

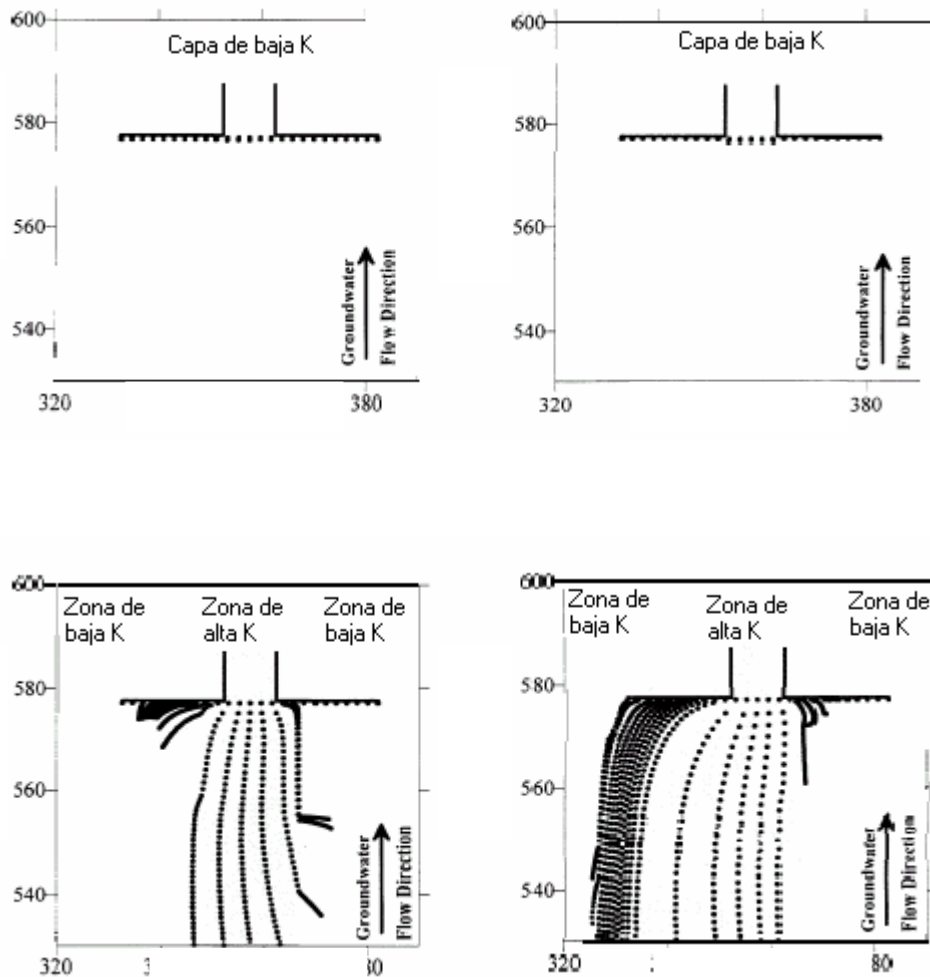


Figura C-5. Rastreo de partículas en MFA, mostrando el efecto de heterogeneidad en las zonas de captura (Batelle, 1996b)



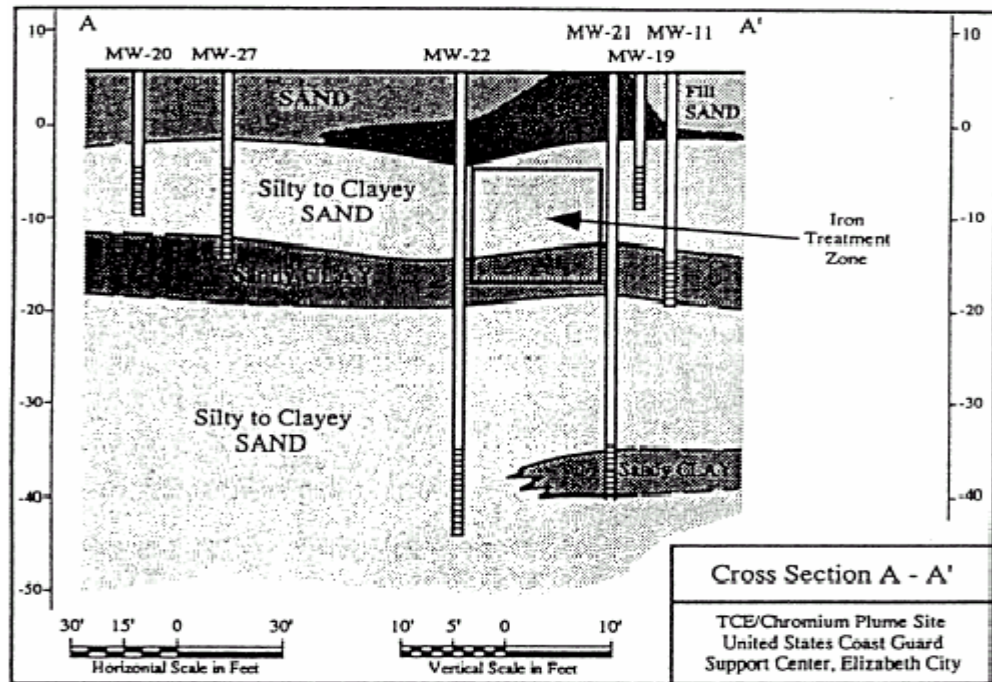


Figura C-6. Localización de una célula reactiva en un canal de arena (Fuente: Puls et al., 1995)

