

# Tratamiento de aguas subterráneas contaminadas mediante ensayos de laboratorio y experiencias piloto: Aplicación al acuífero de la Cubeta de la Llagosta (Barcelona)

A. Navarro Flores

Dpto. M. Fluidos, ETSEIAT, Universidad Politécnica de Cataluña, Colón 7, 08222 Terrassa, Spain.  
Tel.: 34 93 739 82 64, fax: 34 93 739 81 01.  
E-mail: navarro@mf.upc.edu

## RESUMEN

Se ha evaluado la descontaminación de las aguas subterráneas del acuífero de la Cubeta de La Llagosta (Barcelona) mediante dos tipos de experiencias: ensayos en laboratorio con materiales reactivos (óxido de magnesio y carbón activo) susceptibles de ser empleados en una barrera reactiva permeable y un ensayo de campo donde se ha estudiado el papel del acuífero como elemento de atenuación de los contaminantes procedentes de la recarga inducida por bombeo desde el río Besós. Los resultados obtenidos en los ensayos de lixiviación con materiales reactivos (carbón activo y óxido de Mg) son, en general, satisfactorios obteniéndose una buena eliminación de algunos metales pesados y metaloides. En relación con dichos resultados merece la pena señalar la reducción de los sulfatos y nitratos y la retención Cd, Cu, Mn y Sb. Los resultados del ensayo de campo (bombeo y recarga inducida desde el Besós) indican, únicamente, la presencia de F y Mn en concentraciones por encima de las normas de potabilidad del agua. En el caso del Mn su alta concentración podría estar originada tanto por el agua subterránea original como por el agua del río ya que en ambos casos son elevadas. En relación con otros contaminantes potencialmente procedentes del río en cantidades apreciables como Al, As, Ni y Zn, se observa una importante atenuación, probablemente asociada a fenómenos de adsorción/precipitación en los oxi-hidróxidos de Fe y Mn, además de los materiales arcillosos existentes en los sedimentos del acuífero.

Palabras clave: contaminación de aguas subterráneas, materiales reactivos, metales, recarga inducida

## ***Contaminated groundwater treatment evaluated by laboratory assay and pilot site: Cubeta de la Llagosta Aquifer Case***

### ABSTRACT

*Ground water treatment of La Llagosta aquifer was evaluated by means of two experiments: laboratory-column experiments with reactive material (MgO and active carbon) which may be used as permeable reactive barriers, and a field-assay which showed the possible attenuation of contaminants because the pumping-induced recharge from the river Besós. The results from reactive materials experiments were, generally, satisfactory, reaching the removal of heavy metals and metalloids. Thus, concentrations of nitrate and sulfate decreased significantly and Cd, Cu, Mn and Sb were also removed. The field-assay (well pumping and induced recharge from the river Besós) showed, only, concentrations of F and Mn above the potability limits. The high Mn concentrations may be originated both by the ground water and the river water. Al, As, Ni and Zn, which showed high amounts in river water, may be attenuated by sorption-precipitation processes associated to oxy-hydroxides of Fe and Mn and clay minerals of aquifer sediments under the watercourse.*

*Key words: groundwater contamination, induced recharge, metals, reactive materials*

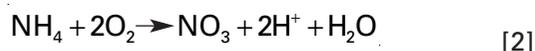
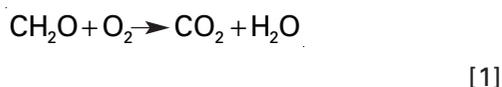
## Introducción

La explotación de las aguas subterráneas en acuíferos situados en áreas urbanas o industriales supone, en la mayoría de ocasiones, la captación de aguas que presentan problemas de contaminación a causa

del vertido incontrolado de aguas residuales y el lixiviado procedente de residuos enterrados o por "lavado" de suelos contaminados, entre otros posibles mecanismos de contaminación. Las aguas subterráneas bajo zonas urbanizadas suelen presentar problemas de contaminación caracterizados por la presen-

cia de cantidades elevadas de metales, metaloides y otros elementos traza, así como de una amplia variedad de compuestos orgánicos (Navarro, 1989; Navarro *et al.*, 1991a, b, c; Villanueva *et al.*, 1991; Custodio, 1997; Vidal *et al.*, 2000;). En ocasiones la infiltración de aguas residuales no sólo provoca problemas de contaminación (Navarro y Carbonell, 2004; 2007a), sino que también puede llegar a constituir una importante fuente de recarga del acuífero (Edmunds *et al.*, 2002; Foster y Chilton, 2004).

Cuando se produce la infiltración de aguas residuales domésticas a partir de redes de alcantarillado en mal estado o de fosas sépticas, el fenómeno conduce a la presencia de cantidades elevadas de nitratos y dureza total en el agua subterránea, cuando el medio es aerobio y permite la nitrificación del amonio. Por el contrario, cuando el medio es anaerobio o estamos en las proximidades del foco de contaminación (Wilhem *et al.*, 1994; Navarro y Carbonell, 2007a), se detectan elevadas concentraciones de amonio (Robertson *et al.*, 1991, 1995; Robertson y Cherry, 1992). Así, las zonas con altos contenidos en nitratos y dureza total podrían explicarse gracias a las dos reacciones básicas que se producen, en el caso de infiltración de agua residual, cuando el medio es oxidante, como son la degradación de la materia orgánica (CH<sub>2</sub>O) y la nitrificación del amonio de la siguiente forma:



En primer lugar, la nitrificación del amonio y la oxidación de la materia orgánica disuelta provocan un incremento de las concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>2</sub> y H<sup>+</sup> y de otros constituyentes disueltos. En otras zonas donde el vertido de materia orgánica puede ser muy importante, parece probable que la oxidación de la materia orgánica disuelta (DOC) requiera "aceptores de electrones" alternativos, produciéndose de acuerdo con la esperable secuencia de aceptores terminales de electrones para la materia orgánica, la desnitrificación, seguida de la disolución reductiva de los óxidos de Mn y de la disolución reductiva de los oxihidróxidos de Fe. Otros contaminantes frecuentes en este tipo de situaciones son el ion fosfato, así como la presencia de cantidades elevadas de Cl, Na, Ca, K, alcalinidad, DOC, y valores bajos de pH y oxígeno disuelto (Harman *et al.*, 1996; Ptacek, 1998; McQuarrie *et al.*, 2001). En el caso de los rellenos en antiguas

extracciones de áridos, la movilización de los contaminantes se suele producir a causa de los ascensos y descensos piezométricos que producen un lavado de los residuos (Navarro *et al.*, 1992; Navarro y Font, 1993a; Navarro y Font, 1993b; Noguera *et al.*, 2003; Navarro y Carbonell, 2007b; Navarro *et al.*, 2007c), que conduce a un incremento de la salinidad y a la solubilización de muchos de los contaminantes presentes en los residuos enterrados.

En estas áreas urbanas, donde el consumo de agua es elevado y los recursos hídricos subterráneos no son despreciables, no sólo es importante detectar y caracterizar los focos de contaminación, sino también evaluar la aplicación en las posibles zonas contaminadas de medidas de "remediación", especialmente de aquellas que tiendan a favorecer los procesos naturales de atenuación de la contaminación, u otras técnicas "pasivas", especialmente las de bajo coste económico. Dentro de ellas se pueden mencionar las capas reactivas o de inactivación de los metales en el suelo y las barreras reactivas permeables (PRB), basadas en el empleo de sustancias de carácter reactivo como biosólidos, hidróxidos, etc. (EPA, 1998; Ludwig *et al.*, 2002; Bolzicco *et al.*, 2001; Blowes *et al.*, 2004; McGovern *et al.*, 2002; Naft *et al.*, 2002; Navarro *et al.*, 2001, 2002, 2003, 2006; Navarro, 2005; Vidic *et al.*, 1996; USACE, 2001).

Por todo ello, se plantea la posible recuperación de las aguas subterráneas de la cubeta de La Llagosta mediante su tratamiento con carbón activo y óxido de magnesio, material que con anterioridad ha probado su eficiencia en la eliminación de metales y metaloides del agua subterránea (Navarro *et al.*, 2006). También se analiza el posible incremento de los recursos subterráneos mediante la recarga inducida desde el río Besós, teniendo en cuenta el posible papel de "filtro" que pueden ejercer los sedimentos del acuífero, ante un agua superficial que presenta diversos problemas de contaminación.

### Marco hidrogeológico

La cubeta de la Llagosta (fig. 1) es la unidad hidrogeológica que abarca el acuífero aluvial del río Besós en el entronque de las comarcas del Vallés Oriental y Occidental. La cubeta ocupa una superficie asimilable a un rectángulo de 7 x 2 km, orientado de NE a SW y cuyos límites son la Cordillera Litoral al SE, el estrecho de Montmeló al N, el estrecho de Montcada al S y los relieves de la Depresión del Vallés al NW.

Se trata de un acuífero aluvial formado por gravas y arenas principalmente, sobre las cuales existen niveles limosos de origen coluvial. Estos depósitos

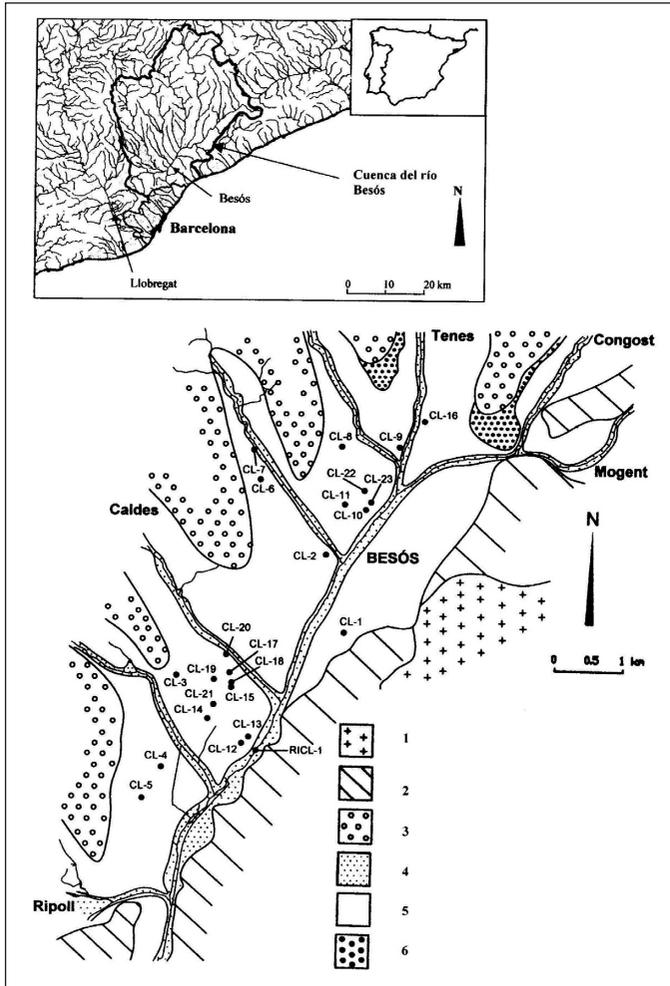


Fig. 1. Situación del acuífero de la Cubeta de La Llagosta y ubicación de los puntos de muestreo de agua subterránea. 1: Paleozoico (granitos y rocas afines), 2: Paleozoico (pizarras y esquistos), 3: Terciario, 4: Terraza Inferior, 5: Terraza Media, 6: Terraza Superior  
 Fig. 1. Situation of La Llagosta aquifer and groundwater sampling points. 1: Paleozoic (granites and related rocks), 2: Paleozoic (shales and schists), 3: Tertiary, 4: Lower Terrace, 5: Middle Terrace, 6: Upper Terrace

constituyen las terrazas media e inferior del río Besòs, presentando un espesor saturado que varía considerablemente (4-10 m) a causa de la existencia de una red de "paleocanales" excavados en el substrato miocénico y que sitúan la base impermeable a profundidades de 10-15 m, aproximadamente. Los ensayos de bombeo a caudal constante, realizados entre Diciembre de 2005 y Junio de 2006 (Navarro *et al.*, 2007c), mostraron que en ningún caso se ha observaba claramente el típico comportamiento de los acuíferos no confinados y el fenómeno del drenaje diferido, comportándose el sistema como un medio

hidráulicamente similar a los sistemas confinados y que presenta una transmisividad que varía entre los 200 m<sup>2</sup>/día y los 5000 m<sup>2</sup>/día, en la mayor parte del acuífero. Las entradas más importantes al acuífero se producen por infiltración del río Besòs, existiendo una clara relación entre los periodos de avenida o de caudales altos y los ascensos piezométricos (fig. 2).

Por otro lado, las extracciones de agua subterránea han disminuido enormemente en los últimos años a causa del abandono de pozos de abastecimiento público y la desaparición de industrias consumidoras de agua subterránea. Así, en 1970 las extracciones sumaban 11,2 hm<sup>3</sup>/año, siendo en 1984 de 8.3 hm<sup>3</sup>/año, mientras que en la actualidad (2007) tan sólo suponen unos 2.8 hm<sup>3</sup>/año, aproximadamente. De hecho, las salidas más importantes de agua se producen por la "Acequia Condal" (fig. 3), una antigua galería de varios km de longitud, cuyo caudal circulante se ha evaluado en 255.8 L/s, es decir, unos 10 hm<sup>3</sup>/año. Los análisis del agua subterránea que drena dicha galería filtrante indican que únicamente se superan cuatro de los parámetros contemplados en la normativa de potabilidad de aguas (Directiva 98/83/CE): suma de disolventes halogenados, antimonio, amonio y manganeso.

El balance medio entre entradas y salidas de agua al acuífero, para el período 1990-2000, indica una diferencia casi inapreciable, mostrando una situación de equilibrio en el sistema, donde las entradas más importantes se producen a partir de la infiltración desde el río Besòs y de los aportes subterráneos de los acuíferos colaterales (fig. 4). Con estos datos, cabe plantearse un incremento de la explotación equiva-

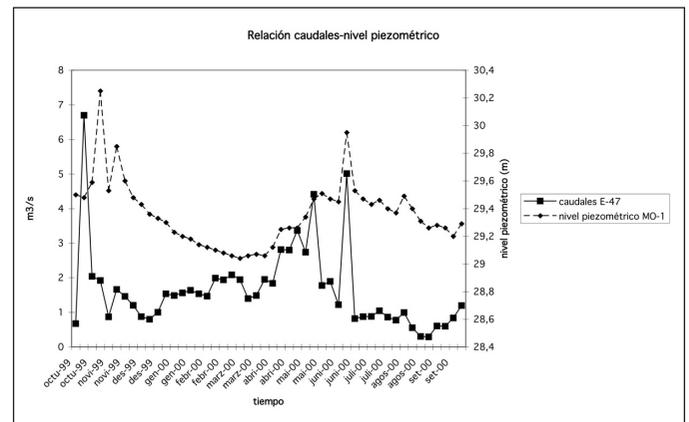


Fig. 2. Relación entre los caudales circulantes por el río Besòs y los niveles piezométricos en el piezómetro MO-1, situado al final de la cubeta

Fig. 2. Flow-rate of river Besòs and piezometric levels at piezometer MO-1 located at the aquifer termination



Fig. 3. Vista de la Acequia Condal en Montcada y Reixach  
Fig. 3. View of Condal canal at Montcada y Reixach

lente a la diferencia entre entradas medias anuales renovables y salidas por extracción en los pozos y que sería de  $13.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ .

Los dos principales focos de contaminación a los que se añaden la contaminación localizada por la existencia de suelos contaminados y el vertido incontrolado de residuos industriales (Navarro *et al.*, 1995; Navarro y Collado, 1996), son los siguientes:

- Vertidos originados por la infiltración de agua residual en zonas urbanas, a causa de pérdidas de la red de alcantarillado y/o fosas sépticas y vertido de agua residual industrial a partir de redes de alcantarillado, pérdidas de tanques y/o accidentes y/o escapes puntuales en instalaciones industriales.
- Vertido de residuos urbanos, industriales y restos de obras en antiguas extracciones de áridos (zonas de relleno).

En relación con el vertido incontrolado de agua residual, se detectan elevadas concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas que alcanzan valores de  $20\text{-}120 \text{ mg/L}$ , y que parecen congruentes con los contenidos de amonio detectados en las aguas residuales sin depurar ( $37 \text{ mg/L}$  de amonio). Dichas concentraciones descienden y se estabilizan alrededor de los  $20 \text{ mg/L}$  cuando el agua subterránea se aleja de las zonas urbanizadas, y discurre bajo las zonas industriales o poco urbanizadas que rodean a las áreas urbanas de los principales núcleos habitados (Mollet del Vallés, Montmeló, Martorelles y La Llagosta). En estas zonas, también se ha observado

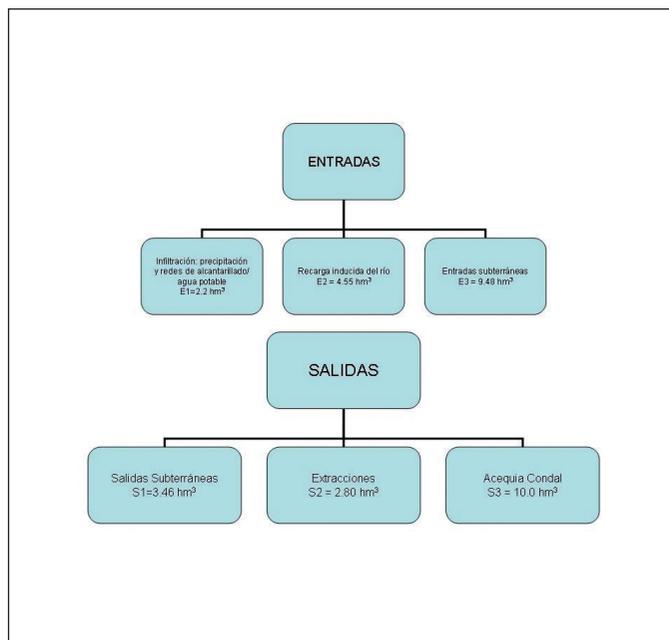


Fig. 4. Balance entre entradas y salidas al acuífero  
Fig. 4. Acuífero balance between intakes and discharges

un descenso del pH producido por la degradación de la materia orgánica y la nitrificación del amonio. La disminución del pH, en un medio rico en sedimentos carbonatados como el estudiado debería ir acompañada de una posible disolución de los minerales carbonatados, y por tanto del incremento del Ca y Mg disueltos, fenómeno que parece producirse cuando se comparan las elevadas concentraciones de Ca y Mg disueltos con las concentraciones de dichos cationes fuera de las áreas urbanas. La presencia de otros contaminantes metálicos en las aguas subterráneas próximas a las instalaciones industriales como son Ni, Pb y Zn debe atribuirse a la infiltración de aguas residuales donde dichos metales están presentes.

Los mayores problemas de contaminación se asocian a las "zonas de relleno", donde las aguas subterráneas que circulan a través de ellas, muestran un sustantivo incremento del contenido en sulfatos, llegando a los  $1300 \text{ mg/L}$ , para descender hasta valores inferiores a los  $200 \text{ mg/L}$ , aguas debajo de las zonas contaminadas. En el caso del ion cloruro también se observa un aumento significativo del mismo, pasando de valores inferiores a los  $100 \text{ mg/L}$  en el agua subterránea no contaminada a valores superiores a los  $200 \text{ mg/L}$  en la zona contaminada, y que al igual que en el caso anterior descienden por debajo de los  $200 \text{ mg/L}$  aguas abajo, lejos del foco de conta-

minación. Los bicarbonatos, por el contrario, no aumentan de forma tan significativa, aunque ascienden desde valores próximos a los 300 mg/L hasta concentraciones de 470 mg/L, lo que podría indicar una posible degradación de la materia orgánica.

También se detectan elevadas concentraciones de Sb (0.47-100 µg/L), Fe (30-2410 µg/L) y Mn (0.4-1010 µg/L), que pueden indicar una posible solubilización de los oxi-hidróxidos de Fe y Mn a causa de la degradación de la materia orgánica presente en los residuos abandonados. En relación con otros focos de contaminación (suelos contaminados y vertidos puntuales de residuos industriales), se detectan zonas contaminadas por la presencia de cantidades significativas de Co (0.02-3.0 µg/L), Ba (35-324 µg/L), Cr (1-35.4 µg/L), Hg (0.2-2.3 µg/L), Pb (0.11-30.5 µg/L), Zn (2.3-552 µg/L) y Cd (0.1-0.78 µg/L) cuyo origen está todavía en discusión. También se ha detectado en amplias zonas del acuífero la presencia de sustancias halogenadas (PCE y TCE, principalmente) que parecen proceder de instalaciones industriales y también de posibles vertidos sobre el terreno en acuíferos colaterales.

### Ensayos con materiales reactivos

En los experimentos en columna realizados, se ha utilizado una columna que consiste básicamente en un cilindro de metacrilato de 750 mm de longitud, un diámetro exterior de 150 mm y 5 mm de grosor (Fig. 5). En la parte inferior de la columna y sujeto a la misma se encuentra un embudo plástico de 222 mm de longitud y 186 mm de diámetro interior, en el interior del cual se ha instalado una plancha de fibra de vidrio agujereada, que tiene la finalidad de actuar como soporte del metacrilato de la columna, recubierta por una malla que actúa de filtro y retiene el medio poroso. Todo el dispositivo se encuentra montado sobre una estructura metálica que permite regular tanto la altura sobre la superficie como la verticalidad de la columna. La entrada del fluido a la columna se realiza mediante un simulador de lluvia conectado a una bomba dosificadora marca PROMINENT®BETA® modelo BT4a que proporciona un caudal máximo de 10 l/hora.

En los ensayos realizados los materiales de relleno de la columna se han dispuesto en tres capas (fig. 5) de arriba hacia abajo de la siguiente forma:

- capa de poliestireno (0.06 m)
- capa de óxido de Mg (0.27 m)
- capa de carbón activo (0.14 m)
- capa de poliestireno (0.07 m)

El carbón activo empleado es un material de origen

vegetal con un diámetro equivalente comprendido entre 1.25 y 3.15 mm y que presenta además las siguientes características:

- Humedad: 2.5 %
- Contenido en cenizas: 2%
- Densidad: 200 kg/m<sup>3</sup>
- Punto de inflamación: 430 °C

El óxido de magnesio utilizado para las pruebas lo suministra la empresa Magnesitas Navarras S.A. y tiene la denominación CALIDAD "L". Su composición básica es la siguiente: SiO<sub>2</sub> (8%), CaO (10.1%), Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (2.9%) y MgO (77.3%).

El agua contaminada empleada procede de un pozo situado en la mayor zona de relleno en la parte central de la cubeta de La Llagosta, donde se alcanzan concentraciones de sulfatos superiores a 1200 mg/L. Durante el ensayo se midieron "in situ" los siguientes parámetros: pH, Eh, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica. Los lixiviados obtenidos se han analizado mediante ICP-OES y cromatografía en Actlabs (Ontario, Canadá), habiéndose contrastado los resultados con la muestra de referencia NIST 1640 y el análisis de duplicados. Los ensayos se han llevado a cabo durante 260 minutos y a razón de un caudal de inyección de agua contaminada de 3.3 L/h, aproximadamente. La determinación durante el ensayo de algunos parámetros "in situ", indica un pH algo elevado (>12) y una alta conductividad eléctrica, resultado de un posible proceso de lixiviación a partir del material reactivo. Los resultados obtenidos son, en general, satisfactorios obteniéndose una buena eliminación de algunos metales pesados y metaloides (Tabla 1). En relación con dichos resultados mere-



Fig. 5. Columna de lixiviación con óxido de Mg y carbón activo  
Fig. 5. Leaching column with MgO and active carbon

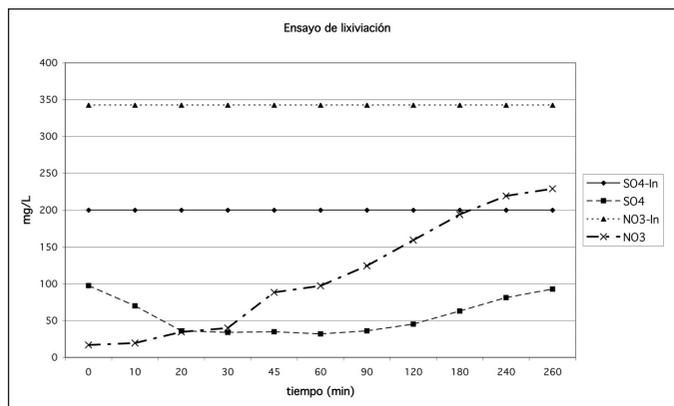


Fig. 6. Evolución de los sulfatos y nitratos en el ensayo de lixiviación

Fig. 6. Sulfate and nitrate evolution in the leaching test

ce la pena señalar la reducción de los sulfatos y parcialmente de los nitratos, cuya causa está en discusión (fig. 6). Otras sustancias que son eliminadas en cantidades apreciables son: Cd, Cu, Mn y Sb. Por el contrario, durante el ensayo se lixivian: Na, K, Mg, Ca y Ba, entre otras sustancias. La posible movilización de Cr, Fe y Zn puede deberse a la composición química del óxido de Mg, que presenta valores elevados de estas sustancias.

El empleo del código numérico PHREEQC (Parkhurst *et al.*, 1999) y el análisis de los precipitados producidos en experiencias similares, indica un posi-

ble control de los metales por diferentes hidróxidos y sulfatos (Navarro *et al.*, 2006). Tampoco se pueden descartar otros procesos como el cambio catiónico.

### Ensayo de recarga inducida desde el río Besós

Actualmente (2007), en la cubeta de La Llagosta la mayor parte de la demanda de agua se satisface con agua superficial procedente del trasvase del río Ter en Gerona. Dada la práctica imposibilidad de incrementar dichos recursos y la necesidad de contar en épocas de sequía o emergencia, con unos recursos subterráneos que podrían verse incrementados significativamente mediante técnicas como la recarga inducida, se ha analizado el efecto en la calidad del agua de dicha operación. En la recarga inducida, frecuentemente, se trata de favorecer la infiltración desde ríos hacia acuíferos conectados hidráulicamente, deprimiendo el nivel freático mediante zanjas o pozos situados en las proximidades del cauce del río, lo que provoca un incremento de la entrada de agua superficial al acuífero, al incrementarse el gradiente hidráulico. En este tipo de operaciones hay que tener en cuenta, sobre todo si las aguas superficiales presentan algún problema de contaminación, la posible atenuación de los contaminantes en el medio subterráneo, si el tiempo de tránsito es suficiente.

En general, la formación de una capa semipermeable o colmatante en el cauce ordinario por la precipitación de oxi-hidróxidos de Fe y Mn, carbonatos, partículas de pequeño tamaño, microorganismos y

Elemento	Ca	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Mo	Cd	Sb
Unidades	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L
Límite Detec.	700	0.1	0.5	0.1	10	0.005	0.3	0.2	0.5	0.03	0.04	0.1	0.01	0.01
LX1	810000	10	50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	60	<3	>20000	20	<1	21
LX2	910000	10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	100	<3	>20000	<10	<1	42
LX3	990000	10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	>20000	<10	<1	38
LX4	1020000	10	60	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	19600	<10	<1	48
LX5	1050000	20	50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	13100	10	<1	41
LX6	1010000	10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	9700	10	<1	43
LX7	1000000	10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	6170	<10	<1	36
LX8	1130000	10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	4390	<10	<1	42
LX9	1140000	20	<50	<10	1000	<0.5	<30	<20	760	<3	3080	50	<1	43
LX10	1140000	<10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	2400	<10	<1	39
LX11	1170000	<10	<50	<10	<1000	<0.5	<30	<20	<50	<3	2340	10	<1	43
LX0A	200000	<10	<50	280	<1000	1.36	<30	20	56	<3	726	<10	4	68.7

Tabla 1. Principales resultados del ensayo de lixiviación. LX0A: agua de entrada a la columna. LX1: 0 min., LX2: 10 min., LX3: 20 min., LX4: 30 min., LX5: 45 min., LX6: 60 min., LX7: 90 min., LX9: 180 min., LX10: 240 min., LX11: 260 min

Table 1. Main results of the lixiviation test. LX0A: water column input. LX1: 0 min., LX2: 10 min., LX3: 20 min., LX4: 30 min., LX5: 45 min., LX6: 60 min., LX7: 90 min., LX9: 180 min., LX10: 240 min., LX11: 260 min

coloides, reduce la conductividad hidráulica del cauce y por tanto la magnitud de la infiltración. Dicho fenómeno cambia drásticamente con las avenidas, al desaparecer casi completamente la capa colmatante, lo que puede aumentar el riesgo ante la posible llegada de contaminantes a los sistemas de bombeo. No obstante, los fenómenos de filtración en el cauce y de atenuación de la contaminación a lo largo del recorrido del agua de recarga hasta el pozo suelen ser bastante efectivos en la eliminación de sólidos en suspensión, sustancias biodegradables, bacterias, virus y parásitos, así como en una eliminación parcial de sustancias susceptibles de adsorción por el medio sólido (Hiscock y Grischek, 2002; Nogeitzig, 2005). Por el contrario, y debido a los cambios en las condiciones redox, puede producirse en el agua mezcla un incremento de la dureza total, amonio, Fe y Mn, cuando los tiempos de tránsito son pequeños y/o la capa colmatante no ejerce su papel habitual de agente biológico activo y como sorbente. Así, y en relación con los contaminantes metálicos como As, Pb y Zn, se ha podido comprobar como la precipitación de oxihidróxidos de Fe en la capa colmatante es capaz de controlar la presencia de estas sustancias en el agua subterránea. En cualquier caso, este fenómeno se puede invertir si desaparece la posibilidad de formación de oxihidróxidos de Fe, o bien estos se solubilizan a causa de fenómenos de disolución reductiva en ambientes anaerobios. Para evaluar la evolución del sistema, en relación con la hidroquímica, se ha construido un pozo experimental junto al río Besós y se ha llevado a cabo una campaña de muestreo durante un ensayo de 24 horas de duración, tomándose un total de 11 muestras (10 de agua subterránea y una del río Besós), habiéndose también terminado distintos parámetros "in situ" como son: conductividad eléctrica, pH, Eh y O<sub>2</sub> disuelto.

En relación con los parámetros "in situ" (fig.7) se observa un incremento y estabilización del oxígeno disuelto y del Eh coincidente con la estabilización de niveles en el pozo. Ello parece atribuible, en una primera aproximación, a la conexión hidráulica con el río Besós. Por ello, y suponiendo que la estabilización de niveles durante el ensayo de bombeo es debida a dicha conexión, y puesto que se produce a los 300-400 minutos, aproximadamente, cabría pensar que el ascenso de oxígeno disuelto paralelo al del potencial redox obedece a la entrada de agua superficial, generalmente con mayor contenido en O<sub>2</sub> y condiciones más oxidantes que el agua subterránea. De hecho se ha estimado, mediante balance con sustancias poco reactivas, que al final del ensayo el agua mezcla tiene una proporción del 25-30 % de agua superficial.

En nuestro caso, el agua muestreada del río pre-

senta contenidos de oxígeno disuelto muy superiores (6.84 mg/L) a los del agua subterránea (1.5-1.9 mg/L), así como valores ligeramente mayores del potencial redox. Por otro lado, la conductividad eléctrica apenas sufre ninguna variación, tal vez porque las diferencias entre el agua superficial y subterránea son pequeñas. Para algunos cationes (Al, Si y K) la evolución es algo distinta a lo observado anteriormente, aunque en el caso del Al y Si parece producirse una estabilización de las concentraciones (fig. 8). El potasio, por el contrario, evoluciona de forma errática, aunque todos los valores detectados son similares a los del agua superficial. En relación con los altos contenidos detectados de Al y dada la proximidad de la zona de ensayo a una antigua extracción de áridos donde se han vertido residuos sólidos urbanos y también a una planta depuradora de agua residual, la presencia de Al en cantidades superiores a los 2 mg/L podría deberse a la disolución de algunos silicatos. Así, la disolución de minerales como albita o feldespato potásico, presentes en los sedimentos del acuífero (Navarro *et al.*, 2007b), a causa de la degradación de la materia orgánica, podría explicar la abundancia de Al en el agua subterránea.

En relación con la evolución del Fe y Mn (fig. 9) puede observarse, de forma análoga a lo que sucede con otros metales, que las concentraciones tienden a estabilizarse a partir de los 310 minutos, aproximadamente, coincidiendo con la estabilización de niveles en el pozo y la posible conexión hidráulica con el río Besós. Así, para el caso del Mn, las concentraciones se hacen estacionarias en valores del orden de 121-115 µg/L, casi idénticos a los detectados en el río (112 µg/L). Todo ello, al igual que la estabilización de nive-

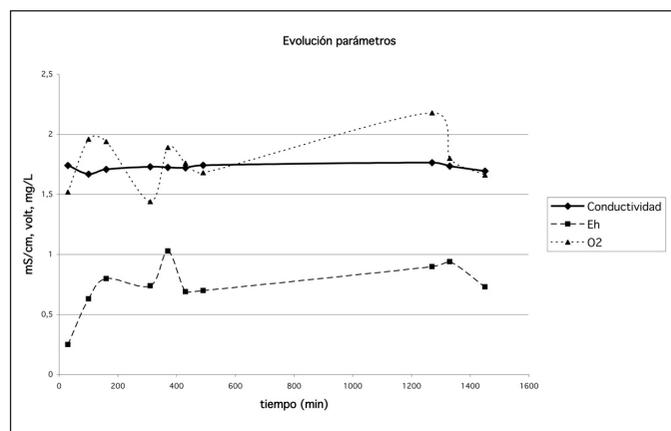


Fig. 7. Evolución de los parámetros "in situ" durante el ensayo de bombeo

Fig. 7. Evolution of "in situ" parameters in the pumping assay

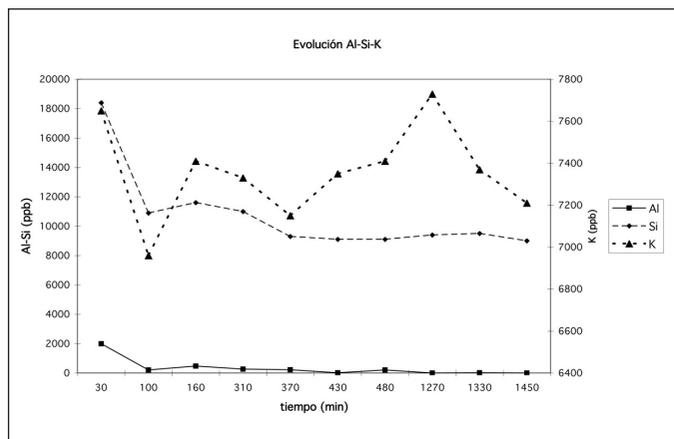


Fig. 8. Evolución de Al, Si y K durante el ensayo de bombeo  
Fig. 8. Evolution of Al, Si and K during the pumping assay

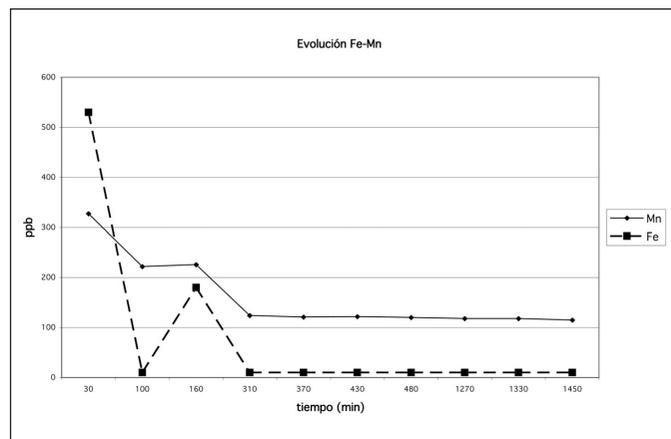


Fig. 9. Evolución de Fe y Mn durante el ensayo de bombeo  
Fig. 9. Evolution of Fe and Mn during the pumping assay

les, sugiere un aporte de agua superficial, que generaría en el agua del acuífero contenidos de Mn semejantes, al igual que sucede en otros acuíferos conectados a ríos contaminados (Thomas *et al.*, 1994; Gounot y Di-Ruggiero, 1991; EPA, 2005). Para el caso del Fe los valores detectados en el ensayo se hacen estacionarios para concentraciones de 10 µg/L, algo por debajo del valor detectado en el río (50 µg/L), lo que podría indicar un proceso de mezcla con dicha agua y/o atenuación de dicho metal en la fase sólida del material acuífero.

En el caso del Co, Ni, Zn y As (fig. 10) los valores también se estabilizan a partir de los 200-300 minutos, aproximadamente, y en concentraciones inferiores a las del río Besós y a las detectadas en el acuífero al inicio del bombeo, lo que sugiere como en el caso anterior una mezcla entre agua subterránea y agua del río libre de metales y en proporciones casi constantes, si se supone que la concentración de dichos elementos traza permanece invariable en el agua superficial. Únicamente, para el caso del Zn y del Ni el valor estabilizado en el agua bombeada está muy por debajo del valor detectado en el río, lo que podría indicar que dichos metales pueden estar siendo retenidos fuertemente en las arcillas y otros posibles materiales reactivos del medio acuífero (oxihidróxidos de Fe y Mn, materia orgánica, etc.).

Para el caso de algunas tierras raras (Nd y Gd) y el Pb (fig. 11) también parece observarse una estabilización de las concentraciones coincidente con el tiempo de estabilización de los niveles en el ensayo de bombeo. De hecho el gadolinio se ha usado como trazador de la contaminación por agua residual urbana (Monteani *et al.*, 2006), aunque en nuestro caso no se han detectado anomalías de este tipo. En relación con

los microcontaminantes orgánicos se tomó una muestra al inicio del bombeo y otra al final del mismo, apareciendo las mismas sustancias y en concentraciones casi idénticas. De entre ellas merece la pena señalar las siguientes:

- 1,1,1-tricloroetano (0.3-0.2 µg/L).
- TCE (0.8-1.0 µg/L).
- PCE (5.1-7.3 µg/L).

En cualquier caso, los análisis realizados durante el ensayo de bombeo podrían ser indicativos de la evolución de la calidad del agua subterránea ante un bombeo próximo al Besós, que favorezca la recarga desde el río (tabla 2).

Así, el conjunto de datos procedentes del control químico durante el ensayo de bombeo (tabla 2) indi-

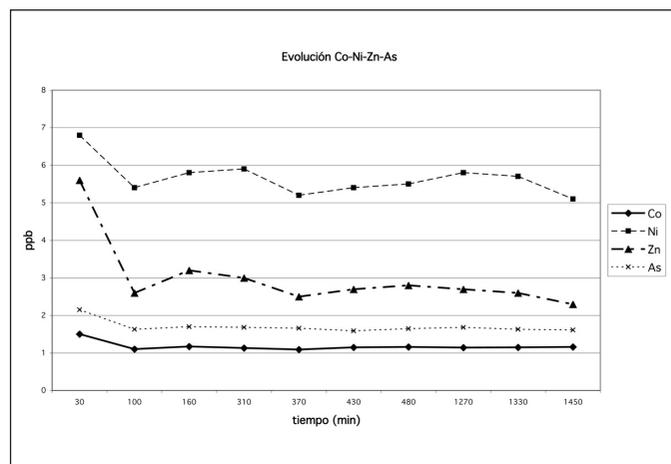


Fig. 10. Evolución de Co, Ni, Zn y As durante el ensayo de bombeo  
Fig. 10. Evolution of Co, Ni, Zn and As during the pumping assay

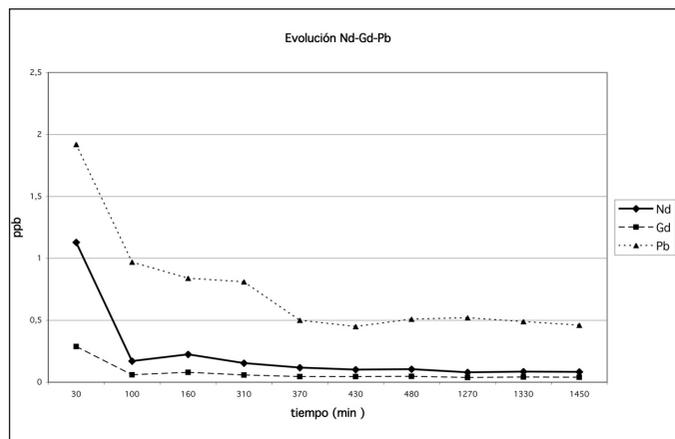


Fig. 11. Evolución de Nd, Gd y Pb durante el ensayo de bombeo  
Fig. 11. Evolution of Nd, Gd and Pb during the pumping assay

can que al final del mismo (muestra EB-11) cuando lo que se bombea es agua mezcla con un porcentaje significativo de agua superficial, únicamente se superarían los valores máximos de los distintos parámetros de calidad del agua para el F y el Mn. En el caso del Mn su alta concentración podría estar originada tanto por el agua subterránea original como por el agua del río ya que en ambos casos son elevadas.

En relación con otros contaminantes potencialmente procedentes del río en cantidades apreciables como Al, As, Ni y Zn, se observa una posible atenuación, probablemente asociada a fenómenos de adsorción/precipitación en los oxi-hidróxidos de Fe y Mn, además de los materiales arcillosos existentes en los sedimentos del acuífero. Por todo ello, parece inicialmente favorable la recarga inducida mediante bom-

Parámetro	D 98/83/CE	Muestra EB-1	Muestra EB-11	Muestra Río Besós
As	10	2.15	1.61	6.12
Sb	5	1.92	1.97	5.45
Cd	5	0.35	0.33	0.21
Cr	50	3.7	3.4	12.8
Cu	2000	<0.2	<0.2	2.7
Cianuros	50	<10	<10	<10
F	1500	400	3000	2000
Pb	10	1.92	0.46	1.83
Hg	1.0	<0.2	<0.2	<0.2
Ni	20	6.8	5.1	53.8
Nitratos	50	30.6	30	79.2
Nitritos	0.5	<0.06	<0.06	<0.09
Pesticidas totales	0.50	ND	ND	ND
Se	10	<0.2	<0.2	<0.2
PCE+TCE	10	5.9	8.3	0.3
Trihalometanos*	100	<2	<2	6.9
Al	200	>2000	4	959
Cl	250	135	141	377
Conductividad	2500 µS/cm	1740	1694	2220
Fe	200	530	<10	50
Mn	50	327	115	112
Amonio	0.5	ND	ND	ND
Sulfatos	250	218	218	209
Na	200	>35	>35	>35
Ag**	100	<0.2	<0.2	<0.2
Zn**	5000	5.6	2.3	105
Ba**	2000	116	76.1	81.1

Tabla 2. Comparación entre las muestras obtenidas durante el ensayo de bombeo y algunos máximos establecidos en la Directiva 98/83/CE. ND: no determinado. Nitratos, nitritos, cloruros, sulfatos, Na y amonio expresados en mg/L, el resto en µg/L.

\*: Suma de cloroformo, bromoformo, dibromoclorometano y bromodichlorometano.

\*\* : Normas EPA, EB-1: inicio ensayo de bombeo, EB-11: final ensayo de bombeo.

Table 2. Comparison between the obtained samples during the pumping-assay and some limits founded in the Directive 98/83/CE. ND: not analyzed. Nitrate, nitrite, chloride, sulfate, Na and ammonium are in mg/L, the remainder in µg/L.

\*: total of chloroform, bromoform, dibromochloromethane and bromodichloromethane.

\*\* : EPA National Primary Drinking Water Standards, EB-1: Beginning of pumping-assay, EB-11: Termination of pumping-assay.

beos próximos al Besós, aunque habría que analizar la evolución de la calidad del agua subterránea a medio plazo y en los posibles puntos de bombeo, ya que la capacidad de atenuación del acuífero debe ser limitada. También se debería tener en cuenta la posible llegada de contaminantes en el agua subterránea, cuando la recarga inducida se realice en zonas próximas a focos de contaminación como los "rellenos" en las antiguas extracciones de áridos y algunos núcleos urbanos o industriales.

## Conclusiones

La explotación de las aguas subterráneas en acuíferos situados en áreas urbanas o industriales, como el acuífero aluvial de la cubeta de La Llagosta, supone, en la mayoría de ocasiones, la captación de aguas que presentan problemas de contaminación a causa del vertido incontrolado de aguas residuales, el lixiviado procedente de residuos enterrados o por "lavado" de suelos contaminados, entre otros posibles mecanismos de contaminación. En el caso de la cubeta de La Llagosta en la cuenca del río Besós (Barcelona), existen dos focos importantes de contaminación de las aguas subterráneas: el vertido incontrolado de agua residual desde las redes urbanas e industriales y el asociado al lixiviado procedente de residuos enterrados en antiguas extracciones de áridos (rellenos), que provoca un incremento de la salinidad del agua y la movilización de algunos metales como Fe, Mn y Sb.

Para evaluar posibles medidas de descontaminación de las aguas subterráneas, se han realizado dos tipos de experiencias: ensayos en laboratorio mediante materiales reactivos (óxido de magnesio y carbón activo) susceptibles de ser empleados como barreras reactivas permeables y un ensayo de campo basado en la utilización del material poroso del acuífero como elemento de atenuación de los contaminantes procedentes de la recarga inducida por bombeo desde el río Besós. Los ensayos de tratamiento en laboratorio del agua subterránea con materiales reactivos, se han llevado a cabo durante 260 minutos y a razón de un caudal de inyección de agua contaminada de 3.3 L/h, aproximadamente, empleándose el agua contaminada de una zona de relleno situada en la parte central de la cubeta de La Llagosta. La determinación durante el ensayo de algunos parámetros "in situ", indica un pH excesivamente elevado (>12) a causa de la disolución parcial de los óxidos de Ca y Mg y una alta conductividad eléctrica, resultado de un posible proceso de lixiviación a partir del material reactivo. Los resultados obtenidos en el ensayo

de lixiviación son, para algunas sustancias, satisfactorios obteniéndose una cierta eliminación de algunos metales (Cd, Cu, Mn y Sb). En relación con dichos resultados merece la pena señalar la eliminación parcial de los nitratos y de los sulfatos, cuya causa está en discusión, aunque se movilizan Cr, Fe y Zn.

Los datos procedentes del control químico durante el ensayo de campo (bombeo y recarga inducida desde el río Besós) indican que al final del mismo, cuando lo que se bombea es agua mezcla, únicamente se superarían los valores máximos de los distintos parámetros de calidad del agua para el F y el Mn. En el caso del Mn su alta concentración podría estar originada tanto por el agua subterránea original como por el agua del río ya que en ambos casos son elevadas. En relación con otros contaminantes potencialmente procedentes del río en cantidades apreciables como Al, As, Ni y Zn, se observa una posible atenuación, probablemente asociada a fenómenos de adsorción/precipitación en los oxi-hidróxidos de Fe y Mn, además de los materiales arcillosos existentes en los sedimentos del acuífero.

## Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado mediante la colaboración entre la Universidad Politécnica de Cataluña, y Aguas del Ter Llobregat (ATLL), Consorci per a la Defensa de la Conca del Besòs y Agencia Catalana del Agua (ACA) (Convenios C-6157 y 6158), durante el periodo 2006-2007. Su elaboración ha sido posible gracias a la colaboración del personal participante del Departamento de Mecánica de Fluidos (UPC) y del Consorci, especialmente la de Manuel Isnard y sus colaboradores.

## Referencias

- Bolzicco, J., Carrera, J., Ayora, C., Cerón, J.C. y Fernández, I. 2001. Comportamiento y evolución de una barrera geoquímica experimental río -Aznalcóllar- España. En: Ballester *et al.* (ed.), *Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados*. IGME, 35-46.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L. y Weisener, C.G. 2004. The Geochemistry of Acid Mine drainage. En: Lollar, B.S. (ed.), *Treatise on Geochemistry, vol. 9*, Elsevier-Pergamon, Oxford, 149-204.
- Custodio, E. 1997. Groundwater quantity and quality related to land and water management around urban areas: Blessings and misfortunes. En: Chilton *et al.* (ed.), *Groundwater in the Urban Environment: Problems and Management*, Balkema, Rotterdam, 11-22.
- Edmunds, W.M., Carrillo-Rivera, J.J. y Cardona, A. 2002.

- Geochemical evolution of groundwater beneath Mexico City. *Journal of Hydrology*, 258, 1-24.
- EPA 1998. *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation*. EPA/600/R-98/125.
- EPA 2005. *Field Study of the fate of Arsenic, Lead and Zinc at the Ground-Water/Surface Water Interface*. 53 pp.
- Foster, S.S.D. y Chilton, P.J. 2004. Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 12, 115-120.
- Gounot, A.-M. y Di-Ruggiero, J. 1991. Rôle géochimique des bacterias dans les eaux souterraines: exemple du cycle du manganèse dans les nappes aquifers. *Hydrogéologie*, 3, 249-256.
- Harman, J.; Robertson, W.D.; Cherry, J.A. y Zanini, L. 1996. Impacts on a Sand aquifer from an Old Septic System: Nitrate and Phosphate. *Ground Water*, 34 (6), 1105-1114.
- Hiscock, K.M. y Grischek, T. 2002. Attenuation of Groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology*, 266, 139-144.
- Ludwig, R.D., McGregor, R.G., Blowes, D.W. Benner, S.G. y Mountjoy, K. 2002. A permeable reactive barrier for treatment of heavy metals. *Ground Water*, 40 (1), 59-66.
- Mc Govern, T., Turlough, G., Horner, S. y Davey, B. 2002. Design, construction and operation of a funnel and gate in-situ permeable reactive barrier for remediation of petroleum hydrocarbons in groundwater. *Water, Air, and Soil Pollution*, 136, 11-31.
- MacQuarrie, K. y Sudicky, E.A. 2001. Multicomponent simulation of wastewater-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers I. Model formulation and performance. *Journal of Contaminant Hydrology*, 47, 53-84.
- Monteani, G.; Möller, P.; Fuganti, A. y Paces, T. 2006. Input and fate of anthropogenic estrogens and gadolinium in surface water and sewage plants in the hydrological basin of Prague (Czech republic). *Environmental Geochemistry and Health*, 28, 257-264.
- Nafit, D.L., Morrison, S.J., Davis, J.A., Fuller, C.C., 2002. *Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers*, Academic Press, New York.
- Navarro, A. 1989. *Estudio de los acuíferos aluviales de la cuenca del río Besós: origen y evolución de la contaminación*, Tesis Doctoral. Dpto. Geoquímica, Petrología y Pr. Geol., Facultad de Geología, Universidad de Barcelona, Inédito. 2 vol.
- Navarro, A. 1991a. Aplicación del Análisis de Componentes Principales (ACP) al estudio de los procesos de diferenciación hidroquímica en aguas subterráneas. *Tecnología del Agua*, 82, 69-80.
- Navarro, A. 1991b. Aspectos microbiológicos de la contaminación del acuífero de la cubeta de la Llagosta. *Tecnología del Agua*, 79, 61-69.
- Navarro, A., Rosell, A., Villanueva, J. y Grimalt, J.O. 1991c. Monitoring of hazardous waste dumps by the study of metals and solvent-soluble organic chemicals. *Chemosphere*, 22 (9-10), 913-928.
- Navarro, A., Carrera, J. y Sánchez-Vila, X. 1992. Contaminación por lavado piezométrico a partir de los vertederos enterrados: aplicación a un acuífero aluvial. *Tecnología del Agua*, 98, 16-35.
- Navarro, A. y Font, X. 1993a. Contaminación de acuíferos a partir de vertederos enterrados: procesos hidrogeoquímicos e hidrodinámicos. *Tecnología del Agua*, 106, 49-61.
- Navarro, A. y Font, X. 1993b. Discriminating different sources of groundwater contamination caused by industrial wastes in the Besós river basin, Barcelona, Spain. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue, 2, 277-279
- Navarro, A., Font, X., Soler, M. y Carmona, J.M.<sup>a</sup> 1995. Movilización de Cr-VI en acuíferos aluviales a partir de suelos contaminados por residuos industriales. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, XX, 543-557.
- Navarro, A. y Collado, D. 1996. Caracterización de la contaminación producida por el vertido incontrolado de hidrocarburos aromáticos. *Tecnología del Agua*, 151, 23-32.
- Navarro, A., Font, X., Carmona, J.M.<sup>a</sup>, Casas, A., Pinto, V., Rivero, L., Cortés, A., Tapies, J.C. y Folch, M. 2001. Relacions entre els nivells de metalls pesants en els sòls i les aigües subterrànies a la conca mitjana del riu Besòs. *Dossier Agraris: Sòls Contaminats*, 7, 37-52.
- Navarro, A y Chimenos, J.M.<sup>a</sup> 2002. Descontaminación de aguas subterráneas mediante barreras reactivas permeables. *Tecnología del Agua*, 230, 38-45.
- Navarro, A. 2003. *Reutilización de las aguas subterráneas de la cuenca del Besós: Informe 2 Cubeta de La Llagosta*. UPC-CDCBesós, informe interno, 92 pp.
- Navarro, A. y Carbonell, M. 2004. Contaminación por As en los acuíferos de la cuenca del río Besós (Barcelona). *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, XXVI, 59-70.
- Navarro, A., Chimenos, J.M., Muntaner, D. y Fernández, I. 2006. Permeable reactive barriers for the removal of heavy metals: lab-scale experiments with low-grade magnesium oxide. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 26 (4), 142-152.
- Navarro, A. y Carbonell, M. 2007a. Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Besós river basin (Barcelona, Spain). *Journal of Environmental Management*, 85, 259-269.
- Navarro, A. y Carbonell, M. 2007b. Assessment of groundwater contamination caused by uncontrolled dumping in old gravel quarries in the Besós aquifers (Barcelona, Spain). *Environmental Geochemistry and Health*, DOI 10.1007/s 10653-007-9123z.
- Navarro, A., Carbonell, M. y Domènech, L.M. 2007c. *Estudio y Modelización del acuífero de la cubeta de La Llagosta*. Informe interno, UPC, Inédito.
- Nogeytzig, A. 2005. *Processes during infiltration at the water-sediment interface*. Memoria de licenciatura. Universidad de Berlín, 67 pp.
- Noguera, J.F., Rivero, L., Font, X. y Navarro, A. 2002. Simultaneous use of geochemical and geophysical methods to characterise abandoned landfills. *Environmental Geology*, 41, 898-905
- Parkhurst, D.L. y Appelo, C.A.J. 1999. *User's Guide to PHREEQC (version 2)-a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse*

- geochemical calculations*. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 99-4259, 326 pp.
- Ptacek, C.J. 1998. Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33, 293-312.
- Robertson, W.D., Cherry, J.A., Sudicky, E.A. 1991. Ground-Water Contamination from Two Small Septic Systems on Sand Aquifers, *Ground Water*, 29 (1), 82-92.
- Robertson, W.D. y Blowes, D.W. 1995. Major ion and trace metal geochemistry of an acidic septic system plume in silt. *Ground Water*, 33, 275-283.
- Robertson, W.D. y Cherry, J.A. 1992. Hydrogeology of an unconfined sand aquifer and its effect on the behavior of nitrogen from a large-flux septic system. *Applied Hydrogeology*, 1, 32-44.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W. y Cook, P.G. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 18-39.
- Thomas, N.E.; Kan, K.T.; Bray, D.I. y McQuarrie, K.T.B. 1994. Temporal Changes in Manganese Concentrations in water from the Fredericton Aquifer, New Brunswick. *Ground Water*, 32 (4), 650-656.
- USACE 2001. *Adsorption design guide*. Design guide 1110-1-2, 99 pp.
- Vidal, M., Melgar, J., López, A. y Santoalla, M.C., 2000. Spatial and temporal hydrochemical changes in ground-water under the contaminating effects of fertilizers and wastewater. *Journal of Environmental Management*, 60, 215-225.
- Vidic, R.D. y Pohland F.G. 1996. *Treatment Walls. Technology Evaluation Report TE-96-01*. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh. USA.
- Villanueva, J., Rossell, A., Grimalt, J. y Navarro, A. 1991. Chemical characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in uncontrolled hazardous waste dumps. *Chemosphere*, 22 (3-4), 317-326.
- Wilhelm, S.R.; Schiff, S.L. y Cherry, J.A. 1994. Biogeochemical Evolution of Domestic Waste Water in Septic Systems: 1. Conceptual Model. *Ground Water*, 32 (6), 905-916.

Recibido: enero 2008

Aceptado: abril 2008