Afección del vertedero de residuos sólidos urbanos de La Mina en el acuífero kárstico de Marbella (Málaga)

Affection of the Urban Solid Waste Landfill of La Mina in the karstic aquifer of Marbella (Málaga)

I. Vadillo Pérez, B. Andreo Navarro y F. Carrasco Cantos [1]

[1] Grupo de Hidrogeología. Departamento de Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga. Campus de Teatinos s/n, 29071-Málaga.

ABSTRACT

The affection in groundwater by leachate produced in La Mina landfill has been controlled during a 600 days period by means of hydrochemistry monitoring in springs, wells and piezometers. Hydrochemistry diagrams and statistical tools allow (1) a differentiation between points affected by leachate infiltration, from those others belonging to the non-contaminated groundwater and (2) to separate groups of waters with different grades of affection. The contaminated waters are of chloride-sodium type, but several points presents a mixed bicarbonate-chloride sodium type of water. Evolution of chloride, as a conservative parameter, permits to follow the contamination trend. In the non-affected groundwater, chloride concentration is always below 20 mg/l, with a natural fluctuation due to the dry and wet seasons of the year.

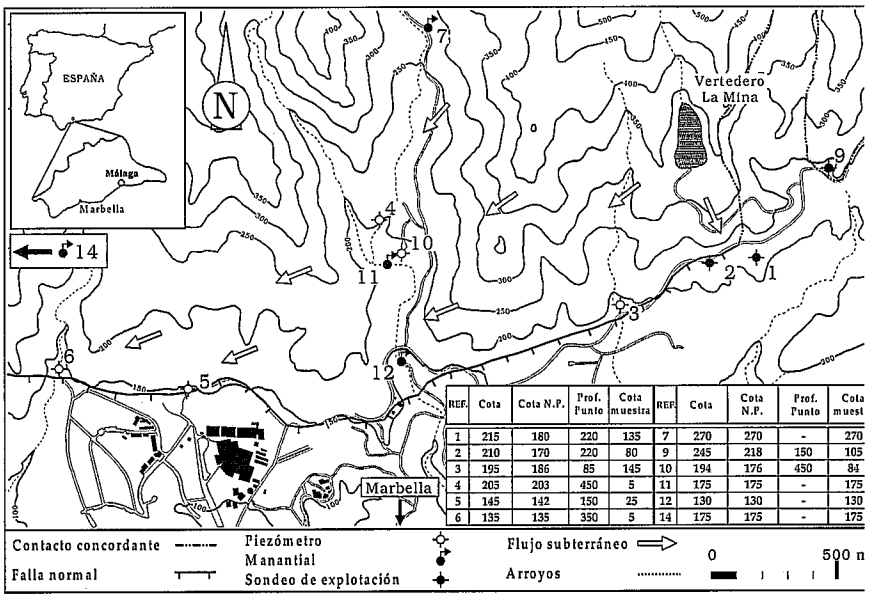
***Key words**: La Mina landfill, leachate, karstic aquifer, groundwater contamination, hydrochemistry.*

Geogaceta, 31 (2002), 91-94
ISSN:0213683X

Introducción

El vertedero de La Mina está situado a 60 km al Oeste de la ciudad de Málaga y a unos 2 kilómetros al Norte de la localidad de Marbella (Fig. 1), un municipio turístico de alta variabilidad estacional en la población: 98.823 habitantes de hecho y hasta 350.000 personas en verano. En el vertedero de La Mina se ha acumulado la basura generada por el municipo de Marbella, es decir, los residuos tienen un origen principalmente urbano, pero la gestión no controlada permitió la acumulación de residuos de origen sanitario e industrial, según entrevistas realizadas a operarios del propio vertedero. Los deshechos comenzaron a acumularse en el año 1975 y el vertedero se clausuró a finales del año 1999, alcanzando en sus últimos años un área aproximada de 40.000 m^2 (Vadillo *et al.*, 1999a). No está dotado de sistemas de impermeabilización en su base por lo que la basura está en contacto directo con la roca subyacente.

Desde el punto de vista hidrogeológico, el vertedero se ubica encima de los mármoles dolomíticos y calizos que constituyen el sistema acuífero de Marbella



REF.	Cota	Cota N.P.	Prof. Punto	Cota muestra	REF.	Cota	Cota N.P.	Prof. Punto	Cota muest
1	215	180	220	135	7	270	270	-	270
2	210	170	220	80	9	245	218	150	105
3	195	186	85	145	10	194	176	450	84
4	205	203	450	5	11	175	175	-	175
5	145	142	150	25	12	130	130	-	130
6	135	135	350	5	14	175	175	-	175

Fig. 1.- Situación geográfica y marco hidrogeológico del área de estudio. El punto 14 (manantial de Nagüeles) se encuentra a más de 2 km al Oeste de los límites de la figura. Los valores de la tabla interior están en metros (Prof. punto) y en metros sobre el nivel del mar (cota de referencia, cota N.P y cota de la muestra). Los sondeos 1 y 2 captan los mármoles acuíferos en profundidad.

Fig. 1.- Geographical situation and hydrogeological frame of the research zone. Point 14 (Nagüeles spring) lies more than 2 km to the West of the figure limits. Values in inset table are in metres (depth of point) and in metres above sea level (elevation, water level elevation and sample elevation). Wells 1 and 2 catch the marble aquifer in depth.

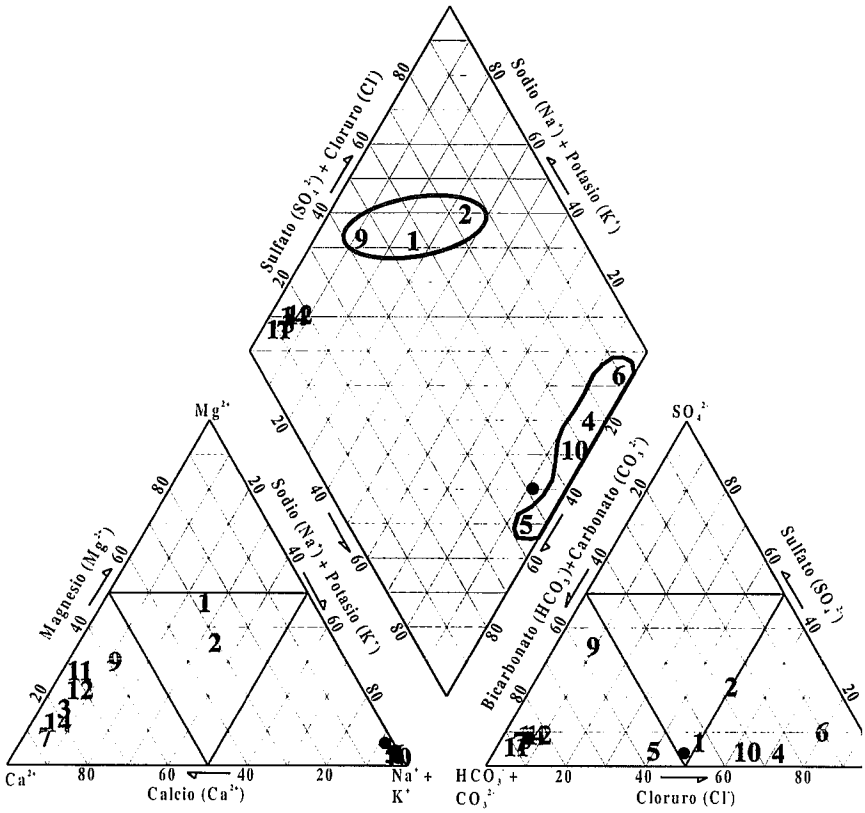


Fig. 2.- Diagrama de Piper para valores medios de los parámetros hidroquímicos en los puntos de control. El lixiviado está representado con el círculo negro.

Fig. 2.- Piper diagram for average values of physical-chemical parameters in control points. Leachate sample is represented in the black circle.

(Andreo, 1997). Este acuífero comprende la parte meridional de Sierra Blanca y está delimitado al Sur y Oeste por sendas fallas normales, que ponen en contacto los mármoles con los materiales impermeables (esquistos y gneises) del bloque hundido (Fig. 1). La descarga del sistema se produce de modo natural por varios manantiales repartidos por el borde meridional de Sierra Blanca, entre los cuales destaca el manantial de Nagüeles (punto 14, Fig. 1), aunque en el entorno del vertedero de La Mina existen otros manantiales de menor importancia. El acuífero de Marbella presenta un funcionamiento de tipo kárstico, ya que los manantiales responden rápidamente ante las precipitaciones con aumentos del caudal de varios órdenes de magnitud (0-800 l/s, en el manantial de Nagüeles) y disminuciones de la mineralización y temperatura del agua asociadas también a los periodos de recarga (Andreo *et al.*, 1997, Andreo y Carrasco, 1999). Las medidas de nivel piezométrico realizadas en la zona de estudio permiten deducir que el flujo subterráneo se produce de NE a SO.

En el marco del presente trabajo se tomaron muestras de lixiviado y de agua subterránea durante un periodo de 600 días, desde Septiembre de 1996 hasta Abril de 1998, con una periodicidad mensual. Las muestras de agua se tomaron en manantiales (puntos 7, 11, 12 y 14 en la figura 1), sondeos de explotación (puntos 1, 2 y 9) y piezómetros (puntos 3, 4, 5, 6 y 10). En estos últimos las muestras se recogieron cada 10 metros con un tomamuestras manual. El lixiviado se muestreó en el punto situado a cota más baja del vertedero, donde existía una surgencia que permitía recoger la muestra y realizar las medidas *in situ*. En todas las muestras se han realizado las determinaciones analíticas de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+, NH_4^+, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} y NO_3^-. Las medidas de los parámetros de campo (pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto), los muestreos y las determinaciones analíticas se han realizado siguiendo las normas aceptadas internacionalmente (APHA, 1989).

Para caracterizar el agua subterránea muestreada en los piezómetros 3, 4, 5, 6 y 10 se tomaron muestras localizadas siempre a la misma profundidad en cada punto. En el caso de piezómetros afectados por el lixiviado se seleccionaron las muestras de aquellas profundidades que presentaban los máximos valores de conductividad eléctrica y mayores contenidos en cloruros.

Caracterización química del lixiviado y de las aguas no contaminadas del acuífero

El lixiviado presenta una conductividad eléctrica media de 22.184 µS/cm (Tabla 1), un pH básico (8,25) y contenidos en oxígeno disuelto bajos (0,3 mg/l). En cuanto a cationes predominan Na^+ (2.760 mg/l) y NH_4^+ (2.499 mg/l), mientras que HCO_3^- (8.067 mg/l) y Cl^- (4.618 mg/l) son los aniones principales (Vadillo *et al.*, 1999b).

Se han representado en un diagrama de Piper (Fig. 2) los valores medios del lixiviado y del agua subterránea recogida en cada punto (Tabla 1) para diferenciar el agua del acuífero no afectada por el lixiviado. Se observa una agrupación de los puntos 3, 7, 11, 12 y 14, que representan la facies bicarbonatada cálcico-magnésica debida a la circulación del agua a través de los mármoles calizos y dolomíticos. Son aguas con altos contenidos en oxígeno (> 3,8 mg/l), caracteriza-

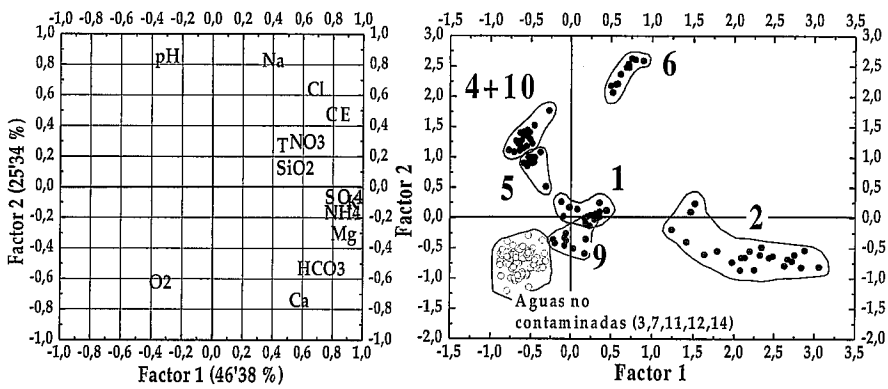


Fig. 3.- Gráfico de las variables (izquierda) y unidades estadísticas (derecha) para el plano I-II del ACP realizado con los datos disponibles.

Fig. 3.- Plot of variables (left) and statistical units (right) in the factorial plane I-II of the PCA made with the available data.

das por una baja conductividad eléctrica (378-528 µS/cm), cuyos iones predominantes son HCO_3^- (233,5-344,5 mg/l) y Ca^{2+} (72,8-101,9 mg/l). Los contenidos en Cl^- de las aguas subterráneas son bajos (11,1-20,6 mg/l), y muestran las variaciones anuales asociadas a los periodos de estiaje y recarga (Fig. 4). Las concentraciones en SO_4^{2-} son inferiores a 20 mg/l y la temperatura no sobrepasa los 19,6 °C. La concentración en NH_4^+ ha sido siempre inferior al límite de detección del aparato.

Grado de afección y evolución de la contaminación

La proyección de las muestras en el gráfico romboidal de Piper (Fig. 2) permite diferenciar dos grupos de aguas cuya composición química difiere de las aguas naturales del acuífero: los puntos 1, 2, y 9, que son sondeos de explotación cercanos al vertedero, y los piezómetros 4, 5, 6 y 10. La facies hidroquímica de las aguas muestreadas en los piezómetros 4, 6 y 10 es del tipo clorurada-sódica y muestra una facies similar a la que presenta el lixiviado del vertedero. El punto 5 en el diagrama de aniones, se sitúa en una posición intermedia entre las aguas naturales del acuífero y el lixiviado, dada la mayor proporción de HCO_3^- en el agua que es de facies bicarbonatada-clorudada sódica. Los sondeos 1, 2 y 9 tienen una facies hidroquímica mixta (Fig. 2) que no está provocada por una mezcla simple entre el lixiviado y agua del acuífero.

Se ha realizado un análisis de componentes principales (ACP) para determinar con mayor exactitud los diferentes grupos de aguas. La matriz de datos está compuesta por 14 variables y 168 muestras de los 12 puntos de control. Las dos primeras componentes (Fig.3, izquierda) explican casi el 72% de toda la información generada por la matriz de datos. La componente 1 explica el 46,38% de la varianza y agrupa en su parte positiva las variables CE, Mg^{2+}, K^+, NH_4^+, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-} y NO_3^-. El factor 2 explica el 25,34 % de la varianza y enfrenta los valores de pH, Na^+ y Cl^-, en su parte positiva, con los contenidos en Ca^{2+}, HCO_3^- y O_2. Este factor distingue las aguas más contaminadas (contenidos elevados de Na^+ y Cl^- y mayores valores de pH) de aquellas que caracterizan el acuífero carbonatado (mayores concentraciones en HCO_3^-, Ca^{2+} y O_2). La representación del plano factorial I-II en el campo de las unidades estadísticas (Fig. 3, derecha), permite distinguir las aguas más mineralizadas del punto 6, de las de

REF.	N	CE	T	pH	O_2	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	NO
L	32	22.184	25,3	8,25	0,3	77,6	147,6	2.760	1.876	2.499	8.067	4.618	503,7	392
1	16	1.032	20,9	7,47	1,7	63,4	60,7	62,1	4,1	2,3	304,5	200,5	28,2	7
2	23	2.499	21,1	7,01	2,6	160,1	100,5	176,1	31,9	23,8	482,6	505,2	285,7	13
3	12	528	19,5	7,20	3,9	101,9	11,3	8,3	0,8	< l.d.	342,4	14,7	17,1	1
4	14	1.002	20,1	8,92	1,1	6,3	0,7	203,5	2,0	0,5	180,9	288,4	9,5	6
5	13	759	20,4	8,82	1,3	6,3	1,0	170,3	4,5	0,6	283,3	113,5	10,1	3
6	12	3.230	20,2	8,36	1,8	13,4	4,9	666,1	6,3	1,1	241,4	906,9	124,5	16
7	17	480	18,6	7,18	5,2	99,8	4,4	6,6	0,7	< l.d.	316,3	11,1	13,8	2
9	13	700	21,4	7,51	6,1	100,9	29,0	20,2	3,8	0,3	279,3	27,0	126,5	18
10	6	871	19,5	8,91	1,4	3,4	1,6	174,8	2,3	0,5	183,9	197,9	9,1	5
11	18	515	17,4	7,33	7,0	80,2	17,9	7,4	0,5	< l.d.	344,5	13,7	11,4	2
12	7	512	18,3	7,35	3,8	80,0	13,2	8,7	0,9	< l.d.	317,7	20,6	18,8	2
14	17	378	19,6	7,38	7,2	72,8	5,4	6,3	0,7	< l.d.	233,5	12,6	15,4	2

Tabla 1.- Valores medios de los parámetros físico-químicos del agua en cada punto de control (ver situación en figura 1). La columna N refleja el total de muestras recogidas en cada punto. Todos los valores están expresados en mg/l, excepto CE en µS/cm y T en °C. L= lixiviado, l.d.= límite de detección.

Table 1.- Average values for the physical-chemical parameters of water for control points (see figure 1 for situation). Column N reflects the total number of samples collected in each point. All values are expresed in mg/l, except CE in µS/cm and T in °C. L= leachate, l.d.= detección limit.

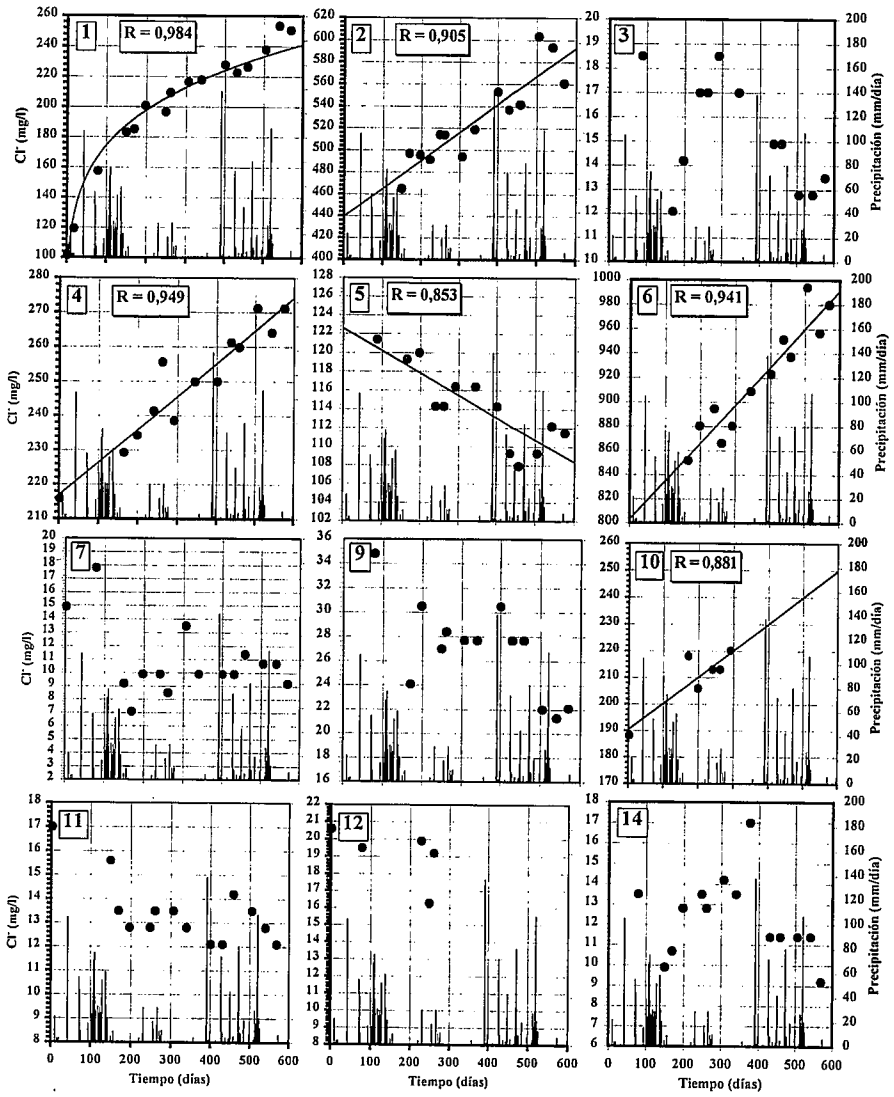


Fig. 4.- Evolución temporal de la concentración de cloruros para los puntos de muestreo. En los puntos afectados por el lixiviado se refleja la correlación lineal y su coeficiente.

Fig. 4.- Temporal evolution of chloride concentration for each sampling points. In points affected by landfill leachates points the linear and correlation coefficient are marked.

las muestras de los puntos 1, 4, 5, 9 y 10. La posición de las muestras correspondientes al punto 2 no se sitúa en una posición cercana al resto de puntos contaminados porque ocurren procesos de disolución extra de la roca carbonatada (aumento de HCO_3^- y Ca^{2+}), por aporte del CO_2 procedente del vertedero (Vadillo *et al.*, 1999).

La concentración de Cl^-, como parámetro característico de afección del lixiviado y con un comportamiento conservativo, indica la evolución de la contaminación en cada punto y sus diferentes grados de afección (Fig. 4). Así, el agua de los puntos 3, 7, 11, 12 y 14 presenta normalmente concentraciones en Cl^- por debajo de 20 mg/l y variaciones asociadas a los eventos pluviométricos del periodo de estudio, con máximos en épocas de estiaje y mínimos en épocas de recarga. En el piezómetro 5 el contenido en Cl^- del agua presenta una tendencia decreciente, con un gradiente de -0,7 mg/l/mes, lo que es indicativo de un proceso de dilución en ese punto. Las aguas de los sondeos 1 y 2, y de los piezómetros 4, 6 y 10 muestran altas concentraciones de Cl^- (> 200 mg/l) e incrementos de entre 2,9 mg/l/mes (punto 4) y 9,4 mg/l/mes (punto 6).

Conclusiones

El lixiviado del vertedero de La Mina provoca una afección en la calidad natural de las aguas de su entorno. El control hidroquímico realizado durante casi 2 años (600 días) en manantiales, sondeos y piezómetros de su entorno indica un movimiento de los contaminantes hacia el SO, de acuerdo con el flujo subterráneo, y también hacia el S y SE favorecido por el bombeo en los sondeos de abastecimiento allí existentes. El estudio ha permitido distinguir las aguas naturales del sistema (facies bicarbonatadas cálcico-magnésicas) de aquellas afectadas por la mezcla con el lixiviado (facies cloruradas-sódicas o mixtas), las cuales presentan altos contenidos en alguno de los parámetros caracterizadores de contaminación por lixiviado de vertederos, como la conductividad eléctrica, Cl^- y NH_4^+.

La distribución espacial de la contaminación es irregular. Así, en el punto 3, situado en las proximidades del vertedero no se observan indicios de contaminación, y en el punto 6, situado a más de 2 km es donde se registran los mayores indicios de afección (no existen focos de contaminación distintos del vertedero). Esto se debe a la heterogeneidad del medio kárstico y/o a los procesos físicos de mezcla entre el lixiviado y el agua no contaminada, que son dos líquidos con marcadas diferencias de densidad. La densidad del lixiviado, 1,2 % mayor que la del agua, puede producir (Schincariol & Schwartz, 1990) un efecto de propagación con componente vertical de los contaminantes y una migración del lixiviado mediante líneas de flujo distintas a las del agua subterránea no contaminada.

El grado y evolución de la contaminación en los puntos afectados, muestra diferentes comportamientos. Así, en el punto 5 se registran concentraciones en Cl^- decrecientes con el tiempo. En otros puntos (1, 2, 4, 6 y 10), sin embargo, se constata una tendencia al aumento de la contaminación.

Agradecimientos

Este trabajo es una contribución del Grupo RNM-308 de la Junta de Andalucía a los Proyectos IGCP 448 de la UNESCO y PB98-1397 de la DGES y a la Acción Europea COST 620.

Referencias

Andreo B. (1997): CHSE y Serv. Publicaciones UMA. 489 pp.

Andreo B., Carrasco F. y Sanz de Galdeano C. (1997): *Environ. Geol.*, 30, 163-173.

Andreo B. y Carrasco F. (1999): *Applied Geochemistry.*, 14, 283-299

APHA, AWWA, WPCF (1989): 17th Edition. Cleresci, L.S., Greenberg, A.E. and Trussel, R.R. ed., Washington, 1193 pp.

Schincariol, R. A. y Schwartz, F. W. (1990). *Water Resour. Res.*, 26, 2317-2329.

Vadillo I., Carrasco F. y Andreo B. (1999a): XXIX Congress of International Association of Hydrogeologists, Bratislava. 559-564.

Vadillo I., Carrasco F., Andreo B., García de Torres A. y Bosch, C. (1999b): *Environ. Geol.*, 37, 326-332.

Vadillo I., Carrasco F., Andreo B., García de Torres A. y Bosch C. (1999c): *Geogaceta*, 25, 199-201.