

Eliminación de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Impacto sobre el sistema solución del suelo-agua subterránea

L. Moreno⁽¹⁾, M.^a C. Liquiñano⁽²⁾, J. C. Rubio⁽³⁾ y J. M. Murillo⁽¹⁾

(1) Instituto Tecnológico Geominero de España. Dirección de Aguas Subterráneas y Geotecnia. C/ Ríos Rosas 23. 28003 Madrid. l.moreno@itge.mma.es - jm.murillo@itge.mma.es

(2) Departamento de Edafología de la Universidad Complutense de Madrid. Plaza de Ramón y Cajal s/n. 28040 Madrid. c.liquinano@amena.com

(3) Instituto Tecnológico Geominero de España. Oficina Regional de Granada. C/ Neptuno 1, 5º Izqda. 18002 Granada. granada@itge.mma.es

RESUMEN

La infiltración directa sobre el terreno es, en poblaciones pequeñas sin vertidos industriales, una alternativa viable, eficaz y de bajo costo a los métodos convencionales de depuración de aguas residuales urbanas (ARU). En este trabajo se estudia la evolución que ha seguido la composición de la solución del suelo y las aguas subterráneas subyacentes tras casi un año de infiltración en una instalación experimental a escala real de eliminación de ARU mediante infiltración rápida. La solución del suelo se ha muestreado mediante un sistema de pozos de gran diámetro con drenes horizontales y las aguas subterráneas a través de cinco sondeos piezométricos, un pozo de riego y otro de abastecimiento. Las tasas de depuración conseguidas en las muestras tomadas a 3 metros de profundidad son notables. La eliminación de sólidos en suspensión es mayor del 90%, la de la turbidez del 80%, la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) supera el 90% y la demanda química de oxígeno (DQO) el 70%. La disminución promedio del carbono orgánico total (COT) oscila entre el 70 y el 80%. El amonio es eliminado eficazmente, entre el 67% y el 88%. La tasa media de eliminación de fósforo, menor de la esperada, oscila en torno al 60%. No se ha detectado impacto apreciable sobre la calidad de las aguas subterráneas.

Palabras clave: Aguas residuales urbanas, Agua subterránea, Depuración, Infiltración rápida, Solución del suelo.

Elimination of urban wastewater by soil direct infiltration. Impact on soil solution-groundwater system

ABSTRACT

Soil direct infiltration is, in small villages with no industrial spills, a viable, effective and low cost alternative to the conventional wastewater purification methods. In this paper, the evolution of soil solution and groundwater after almost one year of infiltration in an experimental plant for wastewater removal is shown. Soil solution has been sampled in great diameter wells with horizontal drains and groundwater in seven monitoring wells. Purification ratios reached in the samples taken at 3 meters depth are remarkable; so the suspended solids removal is over 90%, reduction of turbidity is always greater than 80%, BOD₅ diminishing exceeds 90% and QOD 70%, total organic carbon (TOC) average diminishing oscillates between 70% and 80%. Amonium is effectively removed, between 67% and 88%. Phosphorus removal ratio is less than expected and it oscillates around 60%.

Key words: Depuration, Ground water, Rapid infiltration, Soil solution, Urban waste water.

INTRODUCCIÓN

La depuración de las aguas residuales urbanas constituye un objetivo prioritario de la adminis-

tración local y estatal existiendo un riguroso calendario de adaptación a la directiva 91-271CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (CEE, 1991). Sin embargo, los métodos conven-

cionales de depuración son de difícil aplicación en municipios pequeños en los que los gastos energéticos y de mantenimiento de una planta depuradora son inabordables. Se hace pues necesario disponer de tecnología alternativa (Boutin *et al.*, 1993; Kruzic, 1994) que, como la infiltración directa sobre el terreno, permita la eliminación segura de los efluentes urbanos con unos costos de instalación y mantenimiento reducidos.

La experiencia a nivel internacional con este tipo de instalaciones, es amplia (Ryan y Loehr, 1981; Reed, 1983; Brissaud *et al.*, 1993; Kruzic, 1994; Brissaud, 1999), aunque referida a grandes sistemas de depuración que procesan efluentes que han recibido al menos un tratamiento secundario, pero es mucho más modesta en sistemas de pequeño volumen o diseñados para el tratamiento de efluentes primarios. En España existe muy poca experiencia en el uso del suelo como depurador de efluentes sin tratar (Nieto y Alamy, 1994; Nieto y Brissaud *et al.*, 1993), pues la mayor parte de los trabajos existentes han sido encaminados hacia la recarga de acuíferos (Custodio, 1986) o a la eliminación de efluentes que han sufrido al menos un tratamiento secundario (Brissaud, 1999).

Este trabajo aborda la viabilidad de la infiltración directa sobre suelos de permeabilidad reducida como sistema para la eliminación de aguas residuales urbanas, procedentes de poblaciones pequeñas no industrializadas cuyas aguas residuales urbanas (ARU) han sido sometidas únicamente a un pretratamiento. Se presentan los resultados obtenidos desde el punto de vista del impacto del sistema sobre la solución del suelo (Adams, 1974; Kim, 1982; Sposito, 1984; Jeffers, 1994; Moreno, 1998) y el agua subterránea.

Marco geográfico, geológico e hidrogeológico

La zona de trabajo, en la que se ha construido el modelo experimental, está situada en la cuenca hidrográfica del río Guadalquivir, sobre el acuífero aluvial del río Guadahortuna, en la población de Dehesas de Guadix (provincia de Granada). El acuífero está constituido fundamentalmente por sedimentos detríticos del Holoceno, teniendo como impermeable de base las margas del

Tortonense (Mioceno Superior). En su conjunto se puede considerar como un acuífero libre. Los valores de transmisividad (T) medidos son del orden de 700 m²/día, y la permeabilidad (K) promediada se sitúa entorno a los 65 m/día, considerada como alta (ITGE, 1999).

La población del municipio de Dehesas de Guadix es de 699 habitantes sin variaciones estacionales apreciables. Dispone de una red de saneamiento unitario, en la que se consideran prácticamente despreciables las pérdidas, ya que ésta es bastante reciente y está construida en su totalidad de PVC, no existen vertidos industriales. El volumen de agua residual generado en la población es de aproximadamente 80 m³/día que tras un pretratamiento (desbaste, desarenado y desengrasado) se vierte a un filtro verde claramente subdimensionado, o directamente al río Guadahortuna.

Las instalaciones están situadas en una parcela

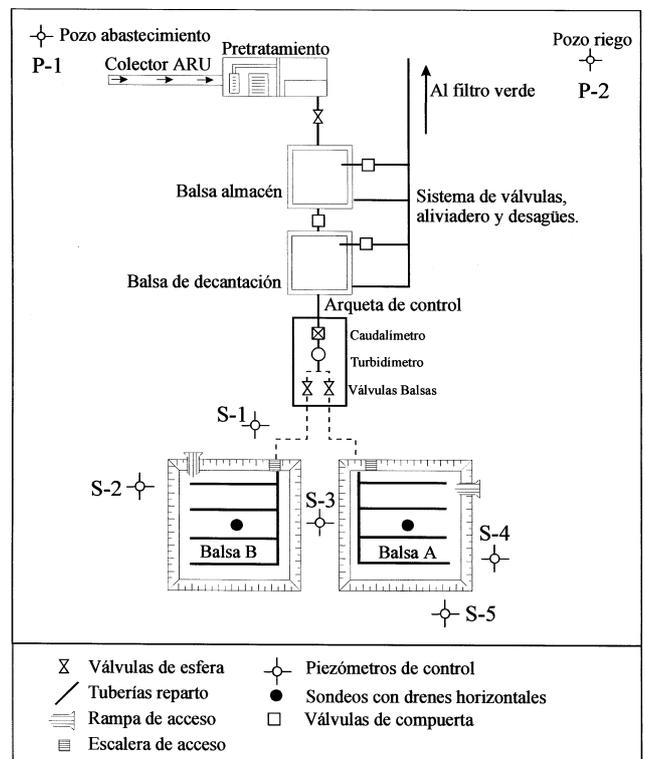


Fig. 1 Esquema simplificado de las instalaciones.

Fig. 1 Plant simplified outline.

que forma parte de la finca conocida como "Chozones", a unos 500 m, al nordeste, del casco urbano, lindando al norte con el río Guadahortuna.

Dispositivo experimental

El sistema de infiltración de ARU (figura 1) (López Geta *et al.* 2000) consiste básicamente en dos balsas de decantación de 50 m³ de capacidad útil, en las que se almacena el ARU después de someterla a un desbaste, desarenado y desengrasado, y dos balsas de infiltración, de 35 x 35 metros de superficie filtrante (cada balsa está dividida longitudinalmente en dos semibalsas), en las que se vierte el agua con períodos alternos de humectación-desechado de 10 días de duración. El excedente de agua se trata en un filtro verde (chopera) que ha sido el sistema empleado hasta ahora para la eliminación de las ARU pero que

actualmente se encuentra colmatado por falta de mantenimiento.

El IARA (Instituto Andaluz para la Reforma Agraria), para la realización del proyecto, ha cedido al ITGE temporalmente 2.500 m² de terreno, situados en la finca contigua a las instalaciones de pretratamiento. El ayuntamiento también ha cedido el terreno necesario para la construcción de las balsas de decantación y almacén. La proximidad de este terreno a la planta de tratamiento de agua residual ha facilitado la construcción de las instalaciones y el transporte del agua. Además, no existen abastecimientos humanos en las proximidades.

Toma de muestras

Con el fin de obtener una solución del suelo en el estado físico-químico más parecido posible al

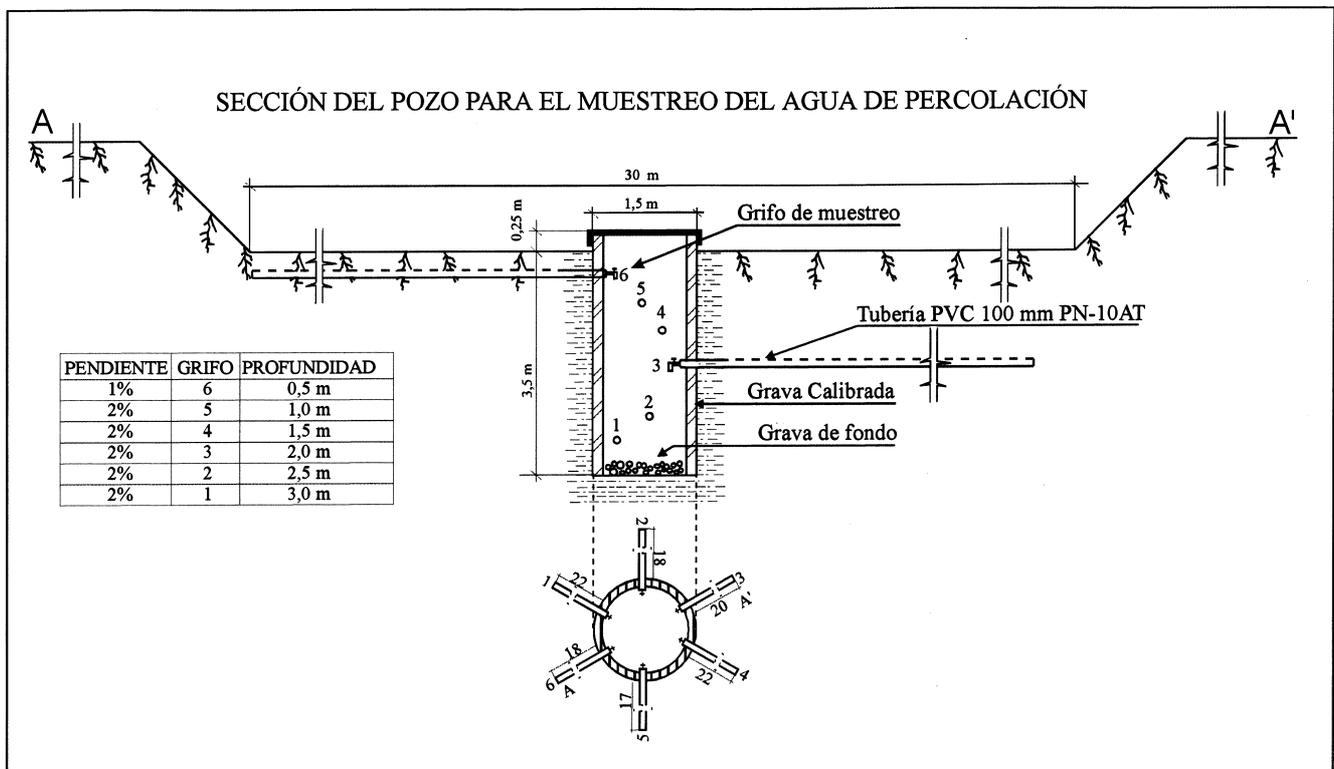


Fig. 2 Esquema de construcción de los pozos para el muestreo de la solución del suelo.

Fig. 2 Constructive outline of soil solution sampling wells.

que presenta en el espacio poral, se han desestimado los métodos que como las cápsulas de succión, o la extracción en laboratorio (mediante desplazamiento, compactación, centrifugación o saturación) someten a la muestra a un gran estrés, alterando notablemente su composición final (Stumm y Morgan, 1986). Por ello se ha optado por la construcción de un sistema de lisímetros (pozos con drenes horizontales) que además presenta numerosas ventajas respecto del resto de los sistemas: es selectivo en profundidad, permite muestrear microorganismos, no altera las condiciones naturales del material filtrante, permite obtener volúmenes importantes de muestra, no somete la muestra a condiciones anormales de presión o vacío y por último es fácil de mantener y operar. En total se han construido tres pozos (dos en las balsas y uno en el filtro verde) de gran diámetro dotados de drenes horizontales en estrella separados verticalmente 50 cm y rotados 60° uno respecto del otro. En la figura 2 se muestra un esquema constructivo de dichos pozos.

Como únicamente han estado funcionando las semibalsas más próximas a las balsas de decantación los drenes activos han sido los orientados hacia el río Guadahortuna (tres en cada balsa). No obstante, la captación de pequeños niveles colgados pueden hacer que drenes orientados hacia la zona de las balsas en las que no se infiltra agua proporcionen muestra. En el pozo A sólo se ha obtenido muestra del dren 1, situado a 3 metros de profundidad (12 muestras). El pozo B ha permitido muestrear los drenes 1 (11 muestras), 2, 2,5 m de profundidad (una muestra), 4, 1,5 m de profundidad (12 muestras) y 5, 1 m de profundidad (7 muestras), mientras que en el pozo C se ha obtenido muestra de los drenes 1, (5 muestras) y 2, (5 muestras). En total se dispone de 63 análisis de la solución del suelo.

En total se dispone de doce campañas de muestreo de solución del suelo, (que se han designado de la letra A a la L) correspondiendo a los meses de septiembre (A, B), octubre (C, D), noviembre (E, F) y diciembre (G, H) de 1998 (muestreo quincenal) y enero (I), febrero (J), marzo (K) y abril (L) de 1999 (muestreo mensual).

El agua subterránea ha sido muestreada en cinco sondeos de control construidos en las inmedia-

ciones del sistema de infiltración y en el pozo de abastecimiento a la población (P1), situado aguas arriba de las instalaciones (200 m), y en un pozo de riego (P2) situado a aproximadamente 300 metros aguas abajo de las mismas

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan y discuten en este apartado los resultados analíticos obtenidos. En las gráficas, además de la evolución de los principales componentes, se ha representado mediante líneas transversales la composición media de las aguas residuales, del agua subterránea y del extracto de suelo (lecho de las balsas) antes de comenzar los vertidos (tabla 1). Esta representación permite analizar mejor la evolución de las diferentes muestras y la alteración que el vertido puede causar sobre el medio natural.

Sobre las balsas se ha vertido un total de 6.313,43 m³ de agua residual en la balsa A y 6.525,16 m³ en la balsa B. El aporte más importante es el de ión

	pH	C.E.	DOO	DBO ₅	S.S.	Turb.	COT
ARU	7,2	3424,1	875	412	233,6	100,6	56,4
AS	7,6	2243	1,1	0	23,2	0,15	2,7
ES	7,0	393,3					
	Cl	SO ₄	HCO ₃	Na	Mg	Ca	K
ARU	443,4	724,5	705,1	418,3	111	208	41
AS	233,6	603,7	290,5	200,4	85,6	178	9
ES	26,2	108,1	61,2	55,1	5,8	23,2	6,7
	NO ₃	NO ₂	NH ₄	P ₂ O ₅			
ARU	0	0	73,4	32,9			
AS	40,08	0,0089	0,003	0,015			
ES	10,8	0,5	10,8	1,1			

Todas las unidades en mg/L excepto C.E. (µS/cm), Turbidez (U.N.F.), y pH
C.E.: conductividad eléctrica. DOO: demanda química de oxígeno, DBO: demanda bioquímica de oxígeno. S.S.: sólidos en suspensión. Turb: turbidez, COT: carbono orgánico total.

Tabla 1.- Composición media de las aguas residuales (ARU) del agua subterránea (AS) y del extracto de suelo (ES)

Table 1.- Average composition of waste water (ARU), groundwater (AS) and soil extract (ES)

bicarbonato del cual se han vertido un total de 10.483,8 kg, no obstante, este valor, como todos los correspondientes a carga inorgánica, excepto el fósforo y en menor medida el sodio y el cloruro, se debe, a la composición propia del agua de abastecimiento en origen.

El aporte de fósforo ha sido de 408,5 kg, en su práctica totalidad de origen doméstico. Entre los cationes destaca el aporte de sodio, que en total ha supuesto 5.362,5 kg. En cuanto a los indicadores de contaminación orgánica, en total han sido vertidos 6.869,6 kg de DQO y 2.842,5 de DBO₅ y de nitrógeno 790,4 kg (expresado como NH₄). Entre los metales pesados, el único significativo es el zinc, con un aporte de 0,69 kg.

Evolución de la solución del suelo

El pH varía en un rango que va de 7 a 7,5 unidades, valores compatibles con los pH típicos de las aguas subterráneas y suelos desarrollados sobre material de naturaleza caliza. Hay que considerar que el medio se encuentra fuertemente tampnado debido a la presencia de CaCO₃ en la matriz y a la intensa producción de CO₂ por la acción bacteriana. En general los pH observados se parecen más a los de las aguas residuales que a los de las aguas subterráneas que son entre 0,3 y

0,4 unidades más alcalinas. Existe una ligera tendencia a aumentar a lo largo del tiempo debido al incremento de amonio en la solución. En profundidad se aprecian fluctuaciones importantes. El pH no sufre un impacto apreciable debido al fuerte efecto tampón de la matriz sólida.

La conductividad eléctrica (figura 3) es muy elevada al principio, incluso notablemente superior a la del agua residual, esto es natural pues al comienzo de la experiencia el agua de infiltración añade a las sales que transporta, las que disuelve según atraviesa la formación, con el transcurso del tiempo el valor de esta variable tiende a uniformizarse y agruparse en los alrededores de la línea promedio de las aguas de vertido.

El comportamiento de la DBO₅ y de la DQO (figura 4) es muy parecido, esto era previsible pues la mayor parte del poder reductor lo aporta la materia orgánica. Los valores de la DQO son mayores porque también es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por vía química que biológica. Se observa al comienzo de los ciclos de recarga una reducción de la DBO de más del 90 % y de la DQO de más del 70 % en los drenes profundos, estas proporciones se mantienen a lo largo del período de muestreo en niveles muy parecidos, no obstante aparece algún pico atribuido a un mal funcionamiento de los drenes.

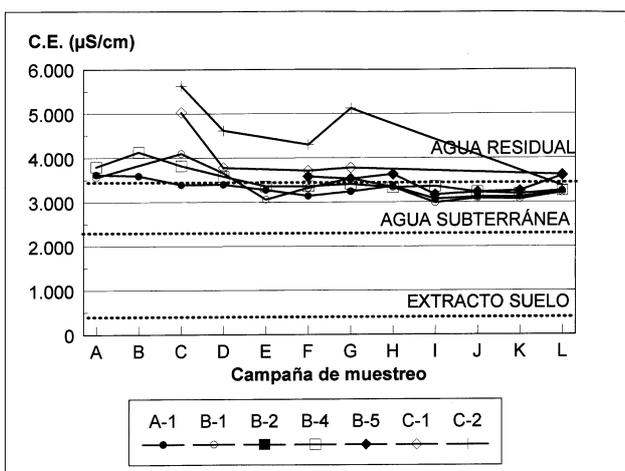


Fig. 3 - Evolución de la conductividad eléctrica en la solución.

Fig. 3 - Electric conductivity evolution of soil solution.

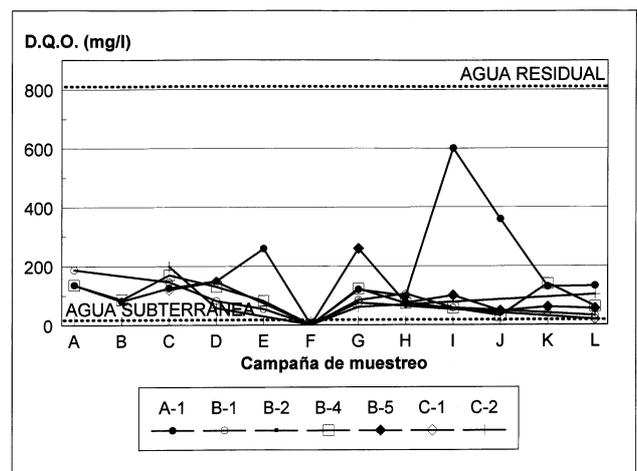


Fig. 4 - Evolución de la D.Q.O. en la solución del suelo.

Fig. 4 - Q.O.D. evolution of soil solution.

La reducción típica de la turbidez oscila dentro del rango del 80-90%, dado el material que debe atravesar el agua, arenas limosas y limos arcillosos, la materia en suspensión es eliminada con gran eficacia debido al efecto combinado de la decantación y filtrado mecánico que se produce en los primeros milímetros del lecho. En contra de lo que era de esperar, la turbidez no presenta una correlación positiva con los sólidos en suspensión ($r=0,22$), tampoco se ha encontrado correlación con la DQO ($r=0,39$) esto es debido a que los sólidos en suspensión han sido filtrados en su mayor parte y es la materia coloidal la que determina la turbidez.

El contenido en sílice de los drenes se encuentra en la franja delimitada por la concentración media de las aguas subterráneas y las aguas residuales, en alguna ocasión, sobre todo en los más profundos, está ligeramente sobre este valor. El factor que más afecta a su solubilidad es el pH cuyo aumento favorece la presencia de sílice disuelta. La concentración de sílice está determinada principalmente por la que presenta el agua residual.

Se observa una disminución promedio del carbono orgánico total (figura 5) presente en el ARU que oscila entre el 70 y el 80% del contenido original, aunque en las dos últimas campañas todas

las muestras aumentan ligeramente su contenido en carbono orgánico (también lo hace en las aguas residuales). Se puede considerar que la eliminación es un proceso eficaz pues no se observa acumulación de materia orgánica en los horizontes.

Las tasas de eliminación de los sólidos en suspensión son elevadas, entre el 70% y más del 94%. La evolución temporal tiende a mantener los niveles en el entorno de los correspondientes a las aguas subterráneas y en general, en los drenes más profundos el contenido en sólidos en suspensión es menor.

En formaciones ricas en carbonatos el fósforo es rápidamente retirado de la solución por formación de fosfatos tricálcicos muy poco solubles. Las concentraciones halladas en los drenes (figura 6) pueden ser consideradas muy elevadas sobre todo las del A1 que en una ocasión llega a superar la concentración media de las ARU. Se puede observar un incremento muy rápido desde las primeras campañas de muestreo aunque en general no puede hablarse de una evolución definida. Dada la naturaleza cálcica de los suelos, y los pH alcalinos, la inmovilización del fósforo debe ser rápida, la explicación de los elevados niveles encontrados puede ser enfocada desde una perspectiva múltiple (Stevenson, 1986) que

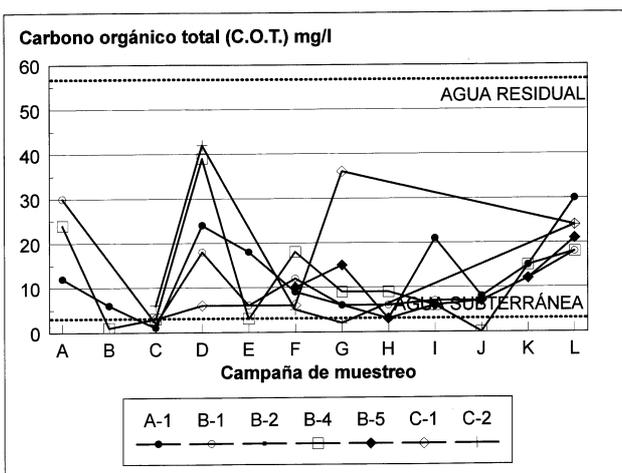


Fig. 5 - Evolución del carbono orgánico total en la solución del suelo.

Fig. 5 - Total organic carbon evolution of soil solution.

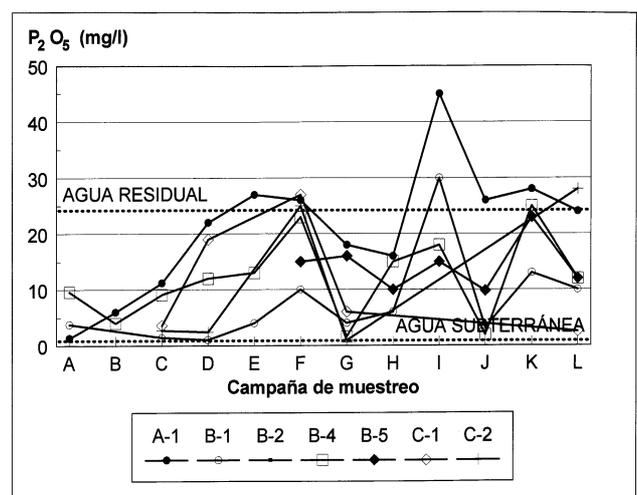


Fig. 6 - Evolución del fósforo en la solución del suelo.

Fig. 6 - Phosphorus evolution of soil solution.

puede justificar la presencia de cantidades elevadas de fósforo en la solución del suelo, aunque no hay que descartar una contaminación puntual del sistema de drenaje.

- Transformación del fósforo insoluble en formas solubles debidos a la acción de ácidos orgánicos y otros quelatos producidos durante la descomposición de los residuos.
- Competencia de los humatos por las posiciones de adsorción.
- Formación de superficies protectoras sobre los sesquioxidos coloidales.
- Importante incremento de la solubilidad de los fosfatos de Ca y Mg debido a la producción de CO₂.
- Mineralización del fósforo orgánico.

El comportamiento de los cationes es muy similar entre ellos y con la conductividad eléctrica aunque el potasio es una excepción. Las concentraciones de calcio son netamente superiores a las de las ARU y claro está a las de las aguas subterráneas. Al comienzo de los ciclos de inundación, la mayoría de los valores superan los 300 mg/L para disminuir lentamente hasta el muestreo de diciembre de 1998 en el que se produce una estabilización en valores superiores a los que presentan las ARU, pero no más de 50-60 mg/L. Se observa como los drenes más profundos tienen concentraciones más próximas a las de las

aguas residuales. El comportamiento del magnesio es similar. Este comportamiento se entiende si se tiene en consideración que la mayor parte del calcio y del magnesio en disolución tiene su origen en los carbonatos, y que la solubilidad de estos está ligada a la presencia de CO₂ proveniente de la actividad biológica que es mucho mayor en los horizontes superiores.

La concentración de sodio en la solución del suelo viene determinada por la del agua residual, a la que hay que añadir una pequeña cantidad procedente del lavado del sedimento, en la practica no se ve afectada por la profundidad de muestreo y se mantiene prácticamente constante. No se ha producido un aumento o disminución significativa a expensas del sodio de cambio por lo que se puede decir que existe una situación de equilibrio.

Las aguas residuales aportan una cantidad notable de potasio (figura 7) que es retirado de la solución al fijarse en posiciones del complejo de cambio. Se observa una ligera disminución del potasio en los drenes más profundos frente a los más superficiales.

La concentración de cloruro (figura 8), como ión conservativo, apenas sufre variación, ni a lo largo del tiempo ni en profundidad, y como sucedía con el sodio, su concentración es ligeramente

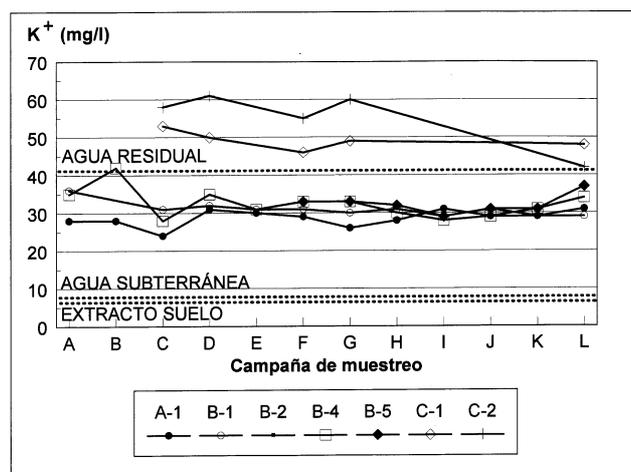


Fig. 7 - Evolución del potasio en la solución del suelo.

Fig. 7 - Potassium evolution of soil solution.

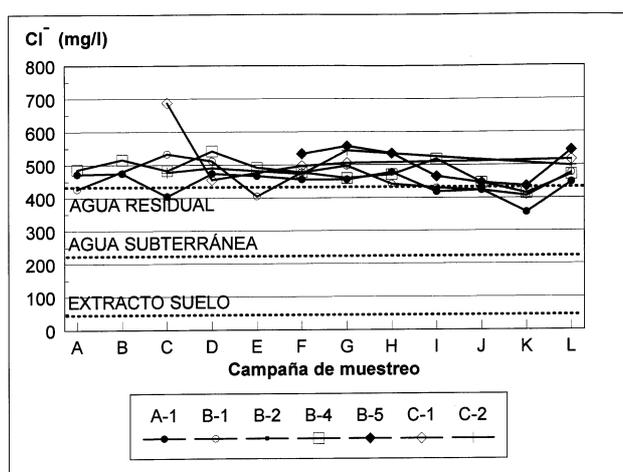


Fig. 8 - Evolución del cloruro en la solución del suelo.

Fig. 8 - Chloride evolution of soil solution.

superior a la del agua residual pues al cloruro aportado por esa agua hay que sumarle el proveniente del lavado del suelo. En cuanto al sulfato sucede algo parecido, aunque podría estar afectado por la acción de bacterias reductoras esto no sucede y su concentración muestra un comportamiento similar al cloruro. Únicamente el dren C2 se sale de la norma pues debía sufrir algún tipo de contaminación al comienzo de la experiencia pues sufre una disminución muy grande en el contenido en sulfato, que en los primeros muestreos eran anormalmente elevado (2.175 mg/L) terminando dentro del rango de valores del resto de las muestras.

El comportamiento de los bicarbonatos es similar al resto de los aniones, contenidos más o menos estables que oscilan alrededor de un valor similar en todos los drenes. Pero existen dos diferencias importantes, por una parte las oscilaciones dentro de un mismo dren son más grandes que en los otros aniones. Esto es debido a que la concentración de carbonatos está determinada por el equilibrio de CO₂ que a su vez depende del contenido en materia orgánica, de la actividad biológica y de la temperatura ambiente. La acción de todas estas variables es compleja y variable a lo largo del año e incluso del día. La otra diferencia es que al llegar el agua saturada en este ión no se observa un aumento de concentración.

En general los compuestos de nitrógeno se com-

portan de forma parecida, caracterizándose por mantener concentraciones más o menos estables con la aparición de picos de elevada concentración.

Al principio de la experiencia se detectaron las mayores concentraciones de nitrito, hasta 43,5 mg/L en el dren C2, las concentraciones descendieron de forma que en diciembre de 1998 estaban todas por debajo de 5 mg/L para ascender ligeramente en posteriores muestreos. En el dren A1, el más profundo, exceptuando un pico al comienzo del período de muestreo no llega el NO₂. Por su parte el amonio (figura 9), presenta una concentración bastante estable en todos los drenes, por debajo de 20 mg/L salvo en el dren A1 en el que se observa un incremento sostenido en el tiempo que pasa de ser del orden de 5 mg/L a 29,5 mg/L en la última campaña.

Es importante controlar la presencia de metales pesados en la solución del suelo pues la aplicación de ARU puede originar a largo plazo su concentración en el suelo (Stevenson, 1986). Los únicos metales pesados encontrados en el sistema han sido el zinc, hierro y cobre. La concentración de zinc se ha mostrado prácticamente constante a lo largo de la experiencia, y en el entorno de los valores en que está presente en las ARU. En cuanto al hierro se observa una ligera tendencia al incremento en las primeras campañas, hasta la última de noviembre de 1998, para posteriormente reducir su concentración y en algunos casos desaparecer, la solubilidad de este metal está directamente ligada a las condiciones redox del medio, la principal fuente de hierro en el agua subterránea es la reducción de óxidos férricos, por lo que el incremento en materia orgánica, el aumento de la actividad biológica y por tanto el paso a un medio reductor favorece su solubilización, la presencia de hierro ferroso favorece la eliminación de nitratos por reducción. El último metal de los encontrados es el cobre, en concentraciones que nunca han superado los 0,1 mg/L (que es el nivel guía impuesto por la normativa de aguas de bebida) y que al final de los muestreos desaparece.

El agua captada en los drenes está en evolución hacia el equilibrio con los materiales de la formación acuífera. Este equilibrio se ve modificado

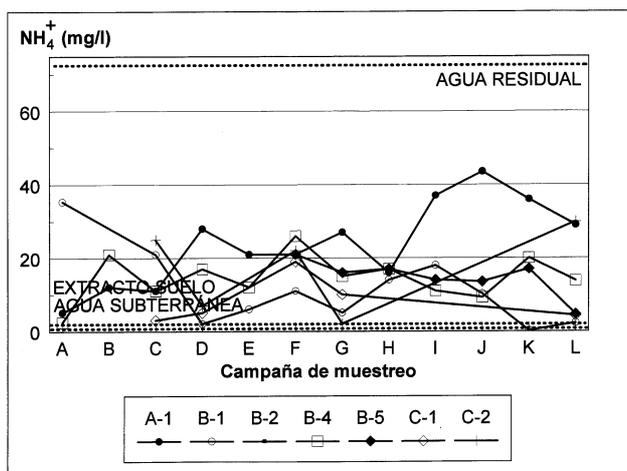


Fig. 9 - Evolución del amonio en la solución del suelo.

Fig. 9 - Ammonium evolution of soil solution.

por la interacción con la microflora y microfauna del suelo, con la atmósfera y con los gases del suelo, e incluso, en el período de almacenamiento previo a la infiltración, el agua está sometida a la acción de la luz solar con el consiguiente desarrollo de algas, producción de O_2 y CO_2 , y una importante cantidad de biomasa.

Los factores que más influyen en la composición final del agua pueden dividirse en dos grupos: internos al sistema, entre los que se encuentra la composición previa del agua residual y el tiempo de almacenamiento en las balsas almacén y de decantación, y factores externos como son la temperatura ambiente y el número de horas de luz, el momento del ciclo de humectación deseado en el que se encontraba la balsa en el instante de infiltrar el agua, la profundidad del dren del que ha sido obtenida la muestra, la actividad microbiológica del suelo, etc.

Evolución de la composición del agua subterránea

La evolución de la conductividad eléctrica (figura 10) es un buen indicador del comportamiento del resto de parámetros determinados en el agua subterránea. En un principio se observa la existencia de una importante dispersión de valores, de hecho en el primer muestreo oscilan desde un

mínimo de $1.583 \mu S/cm$ en el sondeo P5 a valores tan elevados como $3.551 \mu S/cm$ en el sondeo S3. Con el tiempo se produce una clara tendencia a la estabilización y a la desaparición de la citada dispersión, de forma que al final del período de muestreo las diferencias entre unos puntos y otros se habían reducido al mínimo, $2.440 \mu S/cm$ en el sondeo S4 y $2.270 \mu S/cm$ en el pozo P5. Otro hecho remarcable es que en general, a pesar del aporte de sales, la C.E. desciende.

La explicación de este comportamiento, que por extensión puede aplicarse a la mayoría de las especies principales en solución, se puede abordar desde dos puntos de vista: de una parte la construcción de los sondeos de investigación altera notablemente la composición de las aguas al introducir contaminación procedente del suelo, de los materiales removidos y principalmente de los aditivos de perforación. Con el tiempo los sondeos se van lavando y las diferencias en la composición entre unos y otros disminuye aproximándose al fondo natural de las aguas del lugar. El segundo enfoque permite afirmar que la estabilización y la no existencia de diferencias significativas entre la composición de los sondeos de investigación y los pozos de control al finalizar la experiencia, son indicios claros de que el sistema de balsas de infiltración no está afectando a la composición de las aguas subterráneas.

El pH (figura 11) varía en una franja relativamente estrecha de valores, siempre por encima de la neutralidad e incluso en ocasiones alcalinos, entre un máximo de 8,5 unidades en el sondeo S1 y un mínimo de 7,1 unidades en el sondeo S2, en todos los casos dentro de los rangos de variación normal en las aguas subterráneas y de los materiales en estudio. Es importante resaltar que, sucede con el pH pero también con la mayoría de los parámetros determinados, las variaciones temporales producidas en los sondeos de control se ven reflejadas de forma similar en los pozos testigo, que con seguridad no están influenciados por las balsas de infiltración, eso es especialmente relevante porque pone de manifiesto que las alteraciones en el pH, y en todos los parámetros que muestren este comportamiento, se deben, no a la llegada de agentes exógenos procedentes de las balsas de recarga, sino a la variabilidad natural del acuífero y a los agentes

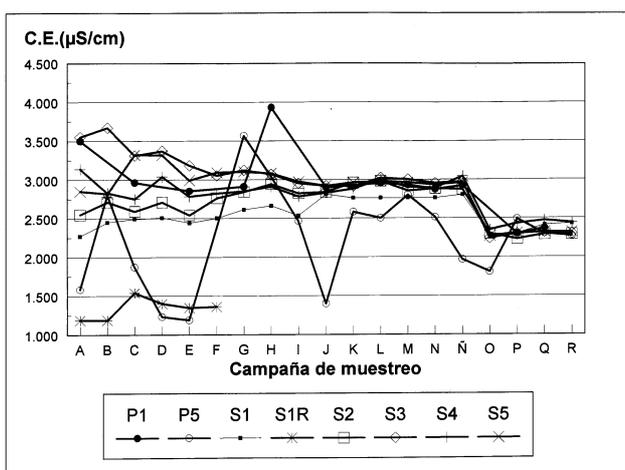


Fig. 10 - Evolución de la conductividad eléctrica (CE) en el agua subterránea.

Fig. 10 - Electric conductivity (CE) evolution of groundwater.

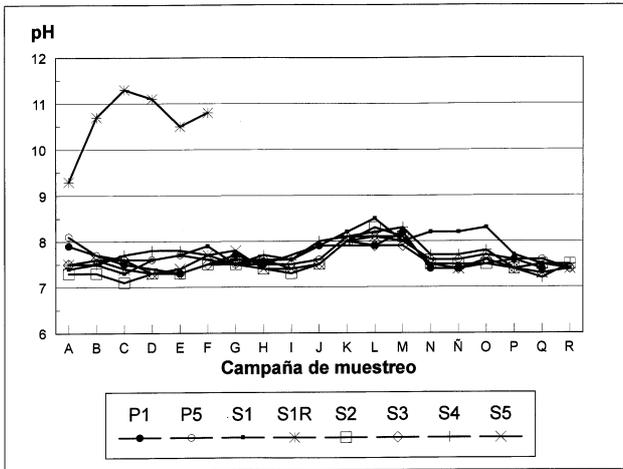


Fig. 11 - Evolución del pH en el agua subterránea.

Fig. 11 - pH evolution of groundwater.

modificadores naturales: lluvia, flujo del agua, etc.

Los valores típicos de Demanda Química de Oxígeno en las aguas subterráneas se encuentran normalmente entre 1 y 5 mg/L de O_2 , hasta 15 mg/L en aguas no contaminadas. En la zona de Dehesas los valores de fondo oscilan generalmente entre 1 y 2 mg/L de O_2 . Se puede ver cómo, en general, en la primera campaña de muestreo los valores encontrados en los sondeos son notablemente superiores a los pozos, y la evolución a largo plazo es a una disminución generalizada en todos los puntos de muestreo hasta el nivel de fondo, siempre inferiores a 5 mg/L de O_2 a partir de la campaña F (noviembre 1998).

En las dos últimas campañas, especialmente en la última, se observa un importante incremento en el valor de la DQO (figura 12) en los sondeos S1, S2 y S3 pero también en el pozo P1 que llega a los 10 mg/L de O_2 . Este hecho y el que este aumento en la DQO no esté acompañado de ninguna variación significativa en la evolución de compuestos de nitrógeno y que en todos los casos, sin excepción, la DBO_5 se encuentre bajo el límite de detección, hace sospechar que se trata de un fenómeno puntual no necesariamente ligado a la afección del acuífero por el sistema de depuración. Otro dato a tener en consideración a la hora de interpretar los valores de DQO es que

ésta valora también la presencia de hierro, manganeso o amonio en solución, y en general de cualquier material oxidable químicamente, por lo que estos cationes interfieren con la determinación, de hecho se ha encontrado una fuerte correlación positiva entre los valores de hierro y la DQO.

Los valores de sodio son elevados en las aguas de este acuífero, muestran un comportamiento prácticamente idéntico en todos los puntos controlados alcanzando al final concentraciones muy similares en todos los puntos. El pozo P5 que es del que se abastece la población de Dehesas presenta una conductividad algo inferior al resto de las captaciones, pues al estar intensamente bombeado, las aguas en el captadas son representativas de un amplio entorno de la captación. Las muestras D, E y J corresponden a períodos de precipitaciones de primavera.

Todos los puntos de muestreo presentan concentraciones y evolución del contenido en potasio similares, con concentraciones oscilantes en los alrededores de 10 mg/L. Excepción a esta regla son los sondeos S1 y S4 que se caracterizan porque en ellos la concentración de potasio es prácticamente el doble que en el resto, y porque siguen una evolución idéntica ya desde antes de comenzar el proceso de infiltración. Este hecho reviste gran importancia a la hora de determinar

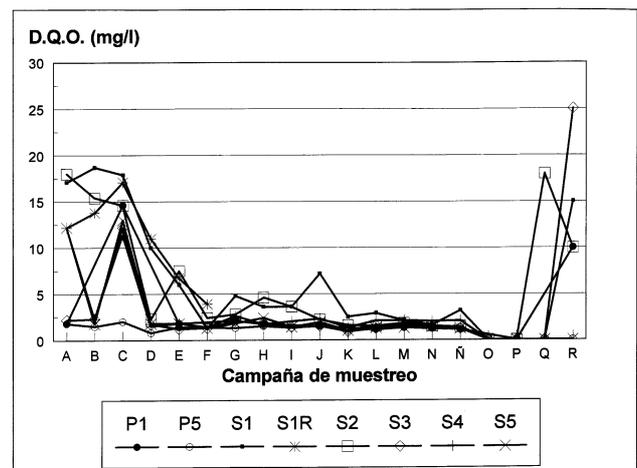


Fig. 12 - Evolución de la D.Q.O. en el agua subterránea.

Fig. 12 - Q.O.D. evolution of groundwater.

si existe afección del acuífero por las aguas residuales. La concentración media de potasio en las aguas residuales es de 41 mg/L, una afección sobre el agua subterránea debería suponer un aumento detectable de este metal de forma inmediata, sin embargo, la evolución pareja y la elevada concentración en los sondeos S1 y S4 se produce desde el principio del muestreo, mucho antes de iniciar el proceso de recarga, por lo que es de prever que el motivo de la elevada concentración de este metal sea, o bien la existencia de un nivel con agua y elevado contenido en micas o arcillas muy alteradas o, y creemos que esta segunda posibilidad es más plausible que la primera, la existencia de un nivel más permeable que ponga en conexión ambos sondeos y los relacione con la infiltración del río y del filtro verde, la elevada correlación entre el potasio y el fósforo abundaría en esta idea, así como la elevada correlación entre el contenido en potasio y el amonio.

La evolución del calcio y el magnesio, figura 13 corren parejas y no merecen ningún comentario especial pues se comportan según el patrón ya descrito, valores relativamente dispersos que según pasa el tiempo se agrupan en torno a los de fondo del acuífero.

Los aniones principales, sulfatos, cloruros y bicarbonatos, evolucionan de forma similar a como lo hacen los cationes que compensan.

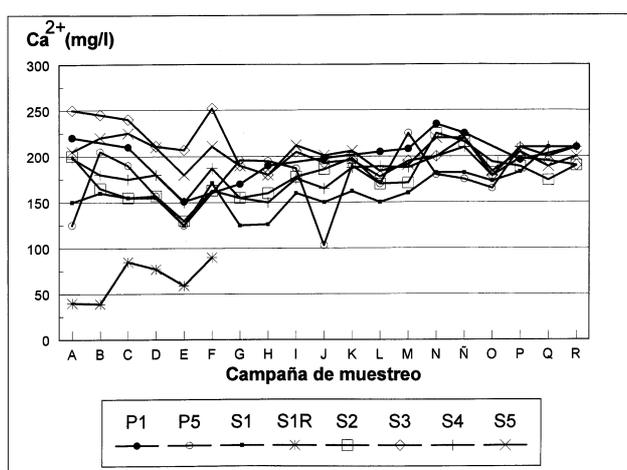


Fig. 13 - Evolución del calcio en el agua subterránea.

Fig. 13 - Calcium evolution of groundwater.

De forma similar a lo que ocurría con los cationes, se observa al comienzo del período de control una notable dispersión de datos entre los diferentes puntos, dispersión que se va anulando según transcurre el tiempo de forma que al final del muestreo los valores tienden a uniformizarse.

Es interesante destacar que la proporción relativa de aniones entre los diferentes puntos de control también se mantiene a lo largo del período controlado y que en general el pozo P5, que es el de abastecimiento a la población, es el que muestra mayor variabilidad en su composición, debido sin duda al intenso bombeo que de él se hace.

Los coeficientes de correlación aniones/cationes, presentan la distribución esperada, similar a la roca que por disolución los cede al agua, así los bicarbonatos se correlacionan principalmente con calcio y magnesio, los sulfatos con magnesio y calcio, aunque también con el sodio, y los cloruros con magnesio, calcio y sodio. Es interesante destacar que el potasio no se correlaciona significativamente con ninguno de los aniones principales, su origen no es la disolución de sales solubles sino más bien el ataque de micas y algunos minerales de arcilla, y la correlación del cloruro con el sodio es menor de la esperada debido al equilibrio de intercambio iónico que modifica estas relaciones.

Como norma general, las aguas en contacto con materiales carbonatados presentan pH básicos, entre 7,5 y 8 unidades, por lo que no debiera encontrarse el ión carbonato en la disolución. No obstante existen tres episodios, muestreos L, M y O en los que aparecen carbonatos en solución. Como era de prever este aumento de carbonatos viene acompañado de pH elevados. Es necesario diferenciar el comportamiento del sondeo S1 de los sondeos S2 y S4. El primero, al estar muy próximo al S1R, apenas a un metro, se ve influenciado directamente por éste y las concentraciones de CO_3 pueden llegar a ser tan elevadas como 24 mg/L, aunque de forma puntual. En los sondeos S2 y S4 las concentraciones no han sobrepasado en ningún caso los 4 mg/L.

Se observa una correlación positiva muy elevada entre carbonatos y amonio, $r^2=0,88$. El amonio es el principal agente "alcalinizante" de estas aguas, que por otro lado, están fuertemente tam-

ponadas frente a ácidos pero débilmente frente a álcalis, de forma que pequeñas cantidades de éstos pueden producir aumentos del pH como así parece suceder. Por tanto puede concluirse que los episodios en los cuales aparecen concentraciones apreciables de CO_3^{2-} en las aguas subterráneas están ligados al aumento del contenido en amonio de las mismas aunque las ocasiones en las que se han detectado pequeñas concentraciones de amonio, aproximadamente hasta 2 mg/L, no se produce un aumento suficiente del pH como para producir la presencia de carbonato en el agua. La elevada correlación entre pH y amonio, $r^2 = 0,79$ confirma las ideas expuestas anteriormente.

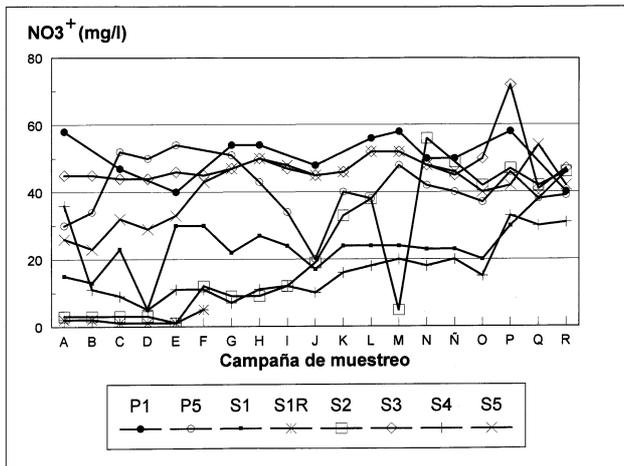


Fig. 14 - Evolución de los nitratos en el agua subterránea.

Fig. 14 - Nitrate evolution of groundwater.

El acuífero se encuentra notablemente afectado por la contaminación por nitratos (figura 14), de hecho las captaciones P1 y P5 muestran concentraciones elevadas, en ocasiones por encima de los 50 mg/L, y relativamente estables que no pueden estar influidas por el sistema de depuración.

A lo largo de la experiencia se puede decir que, obviando las normales fluctuaciones en el acuífero, no se observa una evolución clara del contenido en nitratos, como sucede con otras especies químicas. Los sondeos S1 y S4 evolucionan de forma pareja con un nivel medio, en torno a los 20 mg/L, el pozo P1 y los sondeos S5 y S3 for-

man otro grupo de evolución similar aunque con concentraciones más elevadas que los anteriores, en general sobre los 40 mg/L. El sondeo S2 presenta un comportamiento anómalo, sobre todo al principio cuando las concentraciones de nitrato no alcanzan los 5 mg/L, aunque al finalizar el período de muestreo se iguala al resto de las captaciones.

El amonio aparece únicamente en algunas ocasiones puntuales, se trata de un catión que es fácilmente oxidado a nitrato o eliminado por intercambio iónico por el complejo de cambio del suelo, además es muy volátil a pH alcalinos. Curiosamente la mayor concentración detectada, 1,4 mg/L, se ha hallado en el pozo P1 que se emplea para riego. No se observa una evolución hacia el incremento de nitritos en el agua y las apariciones esporádicas parecen no tener más significado que episodios puntuales de contaminación.

En general el agua subterránea sólo contiene nitritos de forma excepcional por lo que los elevados niveles detectados en el sondeo S1, que sólo aparecen de forma muy esporádica y no se mantienen en el tiempo, podrían explicarse basándose en una contaminación puntual, seguramente ligada al empleo de aditivos en el proceso de perforación. Esto también explicaría las concentraciones elevadas que se producen en el resto de los sondeos al principio de las campañas de muestreo y que posteriormente desaparecen.

En cuanto a la evolución que sigue el fósforo (figura 15), destacar en primer lugar el comportamiento del sondeo S1 que presenta unas concentraciones anormalmente elevadas en formaciones calizas, en ocasiones por encima de 2 mg/L, el sondeo S4 como sucede en muchas otras variables, sigue un comportamiento similar pero muy atenuado respecto a S1. La única explicación plausible, considerando que en este tipo de formaciones la inmovilización del fósforo como fosfato tricálcico es muy rápida y eficaz, es un proceso de contaminación puntual, seguramente procedente del filtro verde, y la existencia de un camino de flujo preferencial hacia estos sondeos a través de un paquete más permeable que la matriz limo-arcillosa que constituye la mayor parte de la formación. En el resto de las captaciones el contenido en fósforo se mantiene en todos

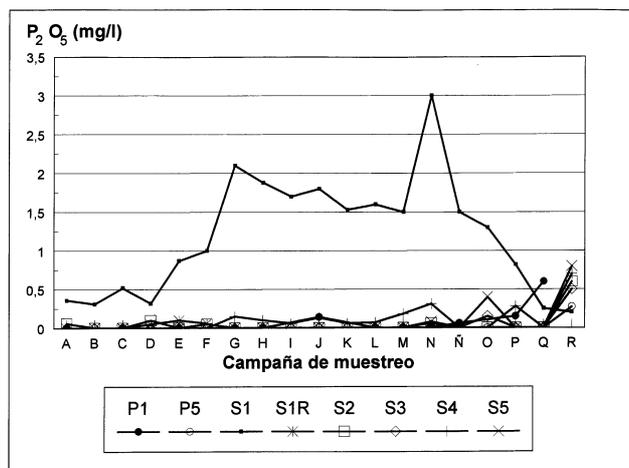


Fig. 15 - Evolución del fósforo en el agua subterránea.

Fig. 15 - Phosphorous evolution of groundwater.

los casos, excepto en el último muestreo, por debajo de 0,5 mg/L, con ligeras variaciones temporales que afectan de forma similar a todos los puntos de control. En el último muestreo se ha observado un aumento importante en el contenido en fósforo, este aumento se produce en todos los puntos, incluidos los pozos de seguimiento por lo que no parece que pueda atribuirse al sistema de depuración sino más bien a una variación general en el acuífero.

El comportamiento de la sílice es similar al de la mineralización total, se mantiene dentro de un rango relativamente estrecho, entre 20 y 25 mg/L, normal en las aguas subterráneas, observándose en todos los puntos de control una evolución similar por lo que no parece que sobre esta especie se produzca la influencia de factores externos a la propia formación acuífera.

Rendimiento del sistema depurador

En la tabla 2 se ha cuantificado la variación en la composición media del agua residual y los drenes de muestreo de la solución del suelo como porcentaje de aumento o descenso respecto a la concentración original. Los valores positivos se corresponden con disminución de la concentración y valores negativos con aumento de la misma.

La composición de la solución del suelo viene condicionada fundamentalmente por la interacción del agua residual con la atmósfera, la matriz sólida y la actividad microbológica del lecho. La matriz sólida carbonatada y la intensa producción de CO_2 por la actividad biológica del suelo ejercen un importante efecto tampón, de forma que el pH es sólo algo menos básico que en el agua de origen. En raras ocasiones, de hecho sólo se ha producido en las muestras procedentes del filtro verde, el pH ha llegado a ser ácido (entre 6,8 y 7 unidades), este valor de pH, que favorece la movilización de metales pesados, no es compatible con la presencia de una matriz carbonatada fuertemente tamponante y se debe a la gran cantidad de materia orgánica insuficientemente degradada que se ha acumulado en el filtro debido a la falta de mantenimiento que ha tenido históricamente.

La conductividad eléctrica tiende a agruparse, en todos los drenes, en torno a los valores medios del agua residual. En los drenes más profundos el valor de la conductividad disminuye ligeramente (entre el 1,9 y el 3,7%) mientras que en el resto aumenta ligeramente. Los drenes situados en el filtro verde presentan un comportamiento diferente, produciéndose un aumento muy grande de la conductividad eléctrica, de hasta el 34,6 % en el C2, debido a la intensa acumulación y evaporación de agua en el propio filtro debido a las causas señaladas anteriormente.

La turbidez disminuye, en la mayoría de los drenes, más del 80% y con frecuencia más del 90% debido fundamentalmente al efecto del filtrado mecánico de las aguas residuales y en segunda instancia a la degradación microbológica de materia orgánica.

Las tasas de eliminación de sólidos en suspensión son muy elevadas, mayores al 90% alcanzando un máximo del 94%. La evolución temporal tiende a mantener esta variable en valores similares a los de las aguas subterráneas. Todo esto no hace sino confirmar la eficacia como filtro mecánico del material del lecho de las balsas de infiltración.

La concentración de sílice es muy estable, oscilando en valores ligeramente por encima de la

Reducciones medias en % respecto del agua bruta									
	DQO	DBO ₅	S.S.	Turb.	COT	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺
Dren-A1	77,2	87,5	70,6	82,3	77,4	-0,2	-1,0	-11,9	4,0
Dren-B1	90,4	96,7	94,0	93,3	80,0	-3,1	-20,4	7,7	5,3
Dren-B2	83,0	95,2	39,2	95,5	46,8	-12,3	20,2	-38,4	-0,4
Dren-B4	88,7	95,0	84,6	87,9	78,6	-8,6	-25,9	0,3	3,8
Dren-B5	88,6	93,2	84,6	92,6	81,3	-13,3	-30,3	6,8	-5,2
Dren-C1	89,7	97,0	94,7	95,9	73,4	-20,0	-54,3	-14,2	-17,1
Dren-C2	88,0	96,1	31,9	91,9	72,0	-12,0	-124,2	3,5	-16,2
	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	PH	C.E.	NH ₄ ⁺	P ₂ O ₅	SiO ₂	Zn
Dren-A1	-10,2	-23,6	30,2	-1,2	3,7	67,5	36,5	-13,9	-16,0
Dren-B1	-17,0	-38,2	24,8	1,3	1,9	84,5	76,1	-5,7	-222,9
Dren-B2	-12,6	-29,5	19,7	-0,9	-9,5	70,4	69,6	-201,9	-44,0
Dren-B4	-21,8	-42,7	21,1	0,0	-1,8	80,1	63,5	-13,6	-30,7
Dren-B5	-17,1	-35,7	21,4	-1,9	-0,1	79,9	56,2	9,3	-247,4
Dren-C1	-34,8	-70,7	-19,8	2,9	-16,3	88,8	64,7	2,8	-143,2
Dren-C2	-57,1	-149,4	-34,4	3,8	-34,6	76,6	64,1	12,6	-124,0

S.S.: sólidos en suspensión. Turb.: Turbidez. COT: carbono orgánico total.
 C.E.: conductividad eléctrica. DQO: demanda química de oxígeno.
 DBO: demanda bioquímica de oxígeno.

Tabla 2.- Variación en la composición media del agua residual bruta y de la solución del suelo.

Table 2.- Changes in waste water and soil solution mean composition.

composición promedio del ARU debido a una ligera solubilización de la matriz.

La DBO₅ y DQO se comportan de manera parecida. La reducción es mayor del 90% en la DBO₅ y del 70% de la DQO en los drenes más profundos. La evolución temporal tiende a mantener una concentración constante. La disminución promedio del COT oscila entre el 70 y el 80% del aportado con una ligera tendencia al alza en los últimos muestreos. La eliminación de carbono es muy eficaz, no se observa acumulación en la matriz sólida de las balsas.

A pesar de la naturaleza cálcica de los suelos en estudio el contenido en fósforo especie es anormalmente elevado, encontrándose en ocasiones muy próximo al de las ARU. La tasa media de eli-

minación de fósforo respecto del agua residual oscila en torno al 60%.

Los cationes mayoritarios, calcio, magnesio y sodio evolucionan de forma similar; el potasio es una excepción. Los valores medidos al comienzo del muestreo tienden a agruparse ligeramente por encima de la composición promedio de las aguas residuales a expensas del lavado de la matriz sólida. El potasio, sin embargo, es retirado activamente de la solución en todos los drenes excepto en C1 y C2.

El cloruro y los sulfatos se comportan como conservativos, las concentraciones observadas son las del agua residual más el lavado del sedimento que conforma el lecho filtrante. Debido a la producción de CO₂ a expensas de la descomposición

de la materia orgánica, los carbonatos muestran una concentración oscilante aunque siempre en el entorno de la del ARU donde saturan.

En cuanto a las especies nitrogenadas, el nitrato presenta un comportamiento muy errático con fuertes puntas en los drenes C2 y B1. El amonio es eliminado eficazmente, entre el 67% y el 88%, según los drenes, aunque no se observa una relación clara entre contenido en amonio y profundidad del dren muestreado.

De los metales analizados en la solución del suelo, sólo se ha detectado la presencia de zinc en concentraciones similares al agua residual, y de hierro y cobre en pequeñas concentraciones que desaparecen en los últimos muestreos.

En los primeros muestreos se observa una cierta dispersión en la composición de las aguas subterráneas, que con el tiempo se agrupan dentro de una franja estrecha, en torno a la composición media de las aguas del acuífero. Esto es debido a que los sondeos de investigación requieren un tiempo de estabilización, de dos a cuatro meses, hasta que los aditivos empleados en su construcción y las materias introducidas en el acuífero durante las obras desaparecen.

Las oscilaciones en la concentración de todos los parámetros, incluso en indicadores de afección como nitratos, fósforo o sodio, son similares en todos los puntos controlados, es decir se deben a la variabilidad natural del acuífero y no a la acción puntual de un vertido.

CONCLUSIONES

La infiltración directa sobre el terreno, en condiciones de permeabilidad reducida, se ha mostrado como un eficaz sistema de depuración de aguas residuales urbanas sin componente industrial. Las tasas de depuración conseguidas han sido elevadas: la eliminación de sólidos en suspensión es mayor del 90%, las de la turbidez del 80%, la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) supera el 90% y la demanda química de oxígeno (DQO) el 70%. La disminución promedio del carbono orgánico total (COT) oscila entre el 70 y el 80%. El amonio es eliminado eficazmente, entre el 67% y el 88%. La tasa media

de eliminación de fósforo, menor de la esperada, oscila en torno al 60%.

Los elevados rendimientos obtenidos se deben a la conjunción de diversos factores entre los cuales destacan: el intenso efecto de filtrado mecánico debido a la fina textura del material de lecho filtrante, la reacción alcalina del suelo que favorece la eliminación de nitrógeno en forma de amoníaco a la atmósfera, la naturaleza caliza del suelo que favorece el proceso de retrogradación del fósforo e impide la desestructuración de arcillas por entrada de cationes monovalentes en el complejo de cambio y por último a la intensa actividad metabólica de la población bacteriana de la matriz que permite la degradación completa de la carga orgánica vertida.

Como conclusión final se puede afirmar que las aguas subterráneas no se han visto afectadas por el desarrollo de la experiencia de infiltración de aguas residuales, habiéndose mostrado el suelo como un eficaz sistema de depuración tras casi un año de funcionamiento del modelo experimental.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha contado con la financiación de la CICYT (Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología), proyecto HID96-1326, titulado: "Recarga artificial de acuíferos: evaluación, análisis y seguimiento de condicionantes técnicos y económicos".

No habría sido posible su realización sin la colaboración desinteresada de personas e instituciones que han prestado su apoyo inestimable desde las fases iniciales de diseño de las instalaciones y ejecución de obra, hasta las etapas de mantenimiento, toma de muestras y aplicación de técnicas analíticas; por eso los autores del trabajo quieren expresar su agradecimiento al Ayuntamiento de Dehesas de Guadix, la Diputación de Granada y a la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS

Adams, R. 1974. Soil solution en The Plant Root ant its Environment. The University Press of California. pp. 441-481.

- Boutin, C.; Lienard, A.; Romain, J.L.; Beyeler, L. 1993. Experimental plants for very small communities choice and design criteria for 5 different processes. *Water Science and Technology*. Vol 28, Iss 10, pp 9-16.
- Brissaud, F.; Lesavre, J. 1993. Infiltration percolation in France – 10 years experience. *Water Science and Technology*. Vol 28, Iss 10, pp 73-81.
- Brissaud, F. 1999. La depuració de les aigües urbanes per infiltració percolació. Recursos d'aigua. Fundació AGBAR. Barcelona. pp. 222-240
- CEE. 1991. Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas.
- Custodio, E. 1986. Recarga artificial de acuíferos. Avances y realizaciones. *Boletín de información y estudios* n° 45 MOPU. Servicio Geológico. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.
- Dirección General de Obras Hidráulicas e Instituto Tecnológico Geominero de España (DGOH e IGME). 1990. Unidades hidrogeológicas de la España peninsular e Islas Baleares. Síntesis de sus características y mapa a escala 1:1.000.000. Boletín de Información y estadísticas del SGOP, 52, Madrid, 32 pp.
- EPA U.S. Environmental Protection Agency. 1984. Process design Manual for land treatment of wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow. Center for Environmental Research Information. pp. 121.
- ITGE. 1999. Informe acerca del sistema de depuración de aguas residuales urbanas mediante filtro verde en Dehesas de Guadix. 30 pp. Informe interno.
- Jeffers, D. 1994. Soil solution chemistry. Applications to environmental science and agriculture. John Wiley and Sons, Inc. New York.
- Kim, H. 1982. Principles of soil chemistry. University of Georgia College of Agriculture. Athens College. Marcell De Kker. Inc. New York.
- Krucic, A.P. 1994. Natural Treatment Systems. *Water Environmental Research*. Vol 66, Iss 4, pp 357-361.
- López Geta, J.A.; Moreno Merino, L.; Murillo Díaz, J.M.; Rubio Campos, J. C. 2000. El terreno como depurador natural y almacén estratégico en la reutilización de las aguas residuales urbanas. *Tecno Ambiente* n° 98/99. pp. 61-66
- Moreno Merino, L. 1998. Estudio de la influencia del suelo sobre la composición de las aguas subterráneas através de la solución del suelo. Modelo en fluvisoles calcáricos. Tesis doctoral UCM. 256 pp.
- Navarro Alvargonzález, A. Fernández Úria, A. Gonzalo Doblas, J. 1989. Las aguas subterráneas en España. Estudio de Síntesis. Ed. Instituto Tecnológico Geominero de España. 591 pp.
- Nieto, P. y Alamy, Z. 1994. Depuración natural de aguas residuales brutas mediante su infiltración controlada. Una experiencia en marcha. Parte I. Desarrollo del proyecto. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 105-1. pp. 102-109.
- Nieto, P.; Brissaud, F.; Mottier, V. 1994. Depuración natural de ARU mediante su infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 105-3. A o 1994. pp. 272-277.
- Reed, S.C. 1983. Design, Operation and Maintenance of land application systems for low cost wastewater treatment. *Proceedings of workshop on low cost wastewater treatment*. Clemenson University. Clemenson SC.
- Ryan, J.R. y R.C. Loehr. 1981. Site Selection methodology for the land treatment of wastewater. USACREL SR 81-28. U.S. Army corps of engineers, Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH.
- Soil Science Society of America (SSSA). 1987. Glossary of Soil Science Terms. Madison, WI: *Soil Science Society of America*. 120 pp.
- Sposito, G. 1984. The chemistry of soils. *Oxford University Press*, Inc. New York. 380 pp.
- Stevenson, F.J. 1986. Cycles of soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons (Ed.) New York. 377 pp.
- Stumm, W. y J.J. Morgan. 1986. Aquatic Chemistry (2^a ed.) Wiley & Sons (Ed.). New York.

Original recibido: Marzo de 2000.
Original aceptado: Agosto de 2000.