Efecto depurador de la zona no saturada sobre efluentes urbanos utilizados para riego
Investigación en Zona No Saturada. pp: 77 -98
Ed. I. Morell. 1994

EFECTO DEPURADOR DE LA ZONA NO SATURADA SOBRE EFLUENTES URBANOS UTILIZADOS PARA RIEGO

Ignacio MORELL, M. Vicenta ESTELLER y Angel DURAN

Departamento de Ciencias Experimentales, Universitat Jaume I, Carretera de Borriol, km 1, 12004 CASTELLON.

RESUMEN

En el acuífero de la Plana de Castellón se está llevando a cabo una experiencia controlada de riego con efluentes urbanos depurados con objeto de establecer la capacidad de depuración de la zona no saturada y la posible afección que puede sufrir el agua subterránea por efecto de la infiltración del agua depurada.

Se ha instalado una parcela experimental con muestreadores de cápsula de cerámica porosa a diferentes profundidades para la obtención de muestras de agua intersticial a lo largo de la zona no saturada. Los parámetros físico-químicos controlados en estas muestras han sido múltiples, prestando especial atención a los que caracterizan la carga contaminante del agua residual depurada, como son los iones nitrito, amonio, nitrato, potasio, boro, fosfato, así como las demandas química y biológica de oxígeno.

Los resultados muestran una importante pérdida de la carga contaminante del agua en los primeros 120 cm de profundidad, por efecto de los procesos físicos, químicos y biológicos que se producen en la zona no saturada.

INTRODUCCION

La zona no saturada ha sido durante muchos años una especie de "caja negra" en los estudios hidrogeológicos, pues la mayoría de investigaciones se centraban solamente en la zona saturada. Desde hace algunos años, se han llevado a cabo numerosos trabajos, tanto en laboratorio como en campo, en los que la zona no saturada es estudiada en todos sus aspectos; desde el punto de vista hidráulico (régimen del flujo del agua, propiedades hidrodinámicas, conductividad hidráulica, etc.) e hidroquímicos (relaciones agua-medio sólido, reacciones de intercambio iónico, de precipitación, oxidación, reducción, procesos biológicos, etc.).

La mayoría de estas investigaciones van encaminadas a estudiar la lixiviación de sustancias contaminantes que son aplicadas en la superficie del terreno y que dan lugar, una vez que alcancen el acuífero, a la contaminación de las aguas subterráneas. En la actualidad, se presta especial atención a la contaminación originada por el uso de fertilizantes que producen un aumento en el contenido de nitratos de las aguas; los estudios de este tipo se centran en el análisis de las condiciones en que se realiza el lixiviado del exceso de fertilizantes nitrogenados a través del medio no saturado y en los procesos de transferencia de agua y solutos en este medio. Ejemplos de estos estudios llevados a cabo por diversos grupos de investigación españoles son los de

Sanchis, (1991); Guimerà, (1992); Sánchez et al., (1994); Ramos y Varela, (1993), Grande et al., (1994) y Arrate et al., (1994). También se ha investigado el movimiento de plaguicidas a través de la zona no saturada; un ejemplo de este tipo de estudio es el llevado a cabo por el ITGE y el Grupo de Investigación de Medio Ambiente y Recursos Naturales (GIMARN) de la Universitat Jaume I de Castellón (1993).

Otros estudios se han centrado en el diagnóstico del poder depurador de la zona no saturada en técnicas de eliminación por aplicación en el terreno o por reutilización para riego de aguas residuales, ya que el medio no saturado adquiere un papel de gran relevancia en la eliminación de sustancias contaminantes presentes en el agua residual que se lixivia hacia el acuífero. Este poder depurador es consecuencia de la multitud de procesos de diversa naturaleza y origen que se dan en este medio; procesos tales como reacciones de precipitación, de intercambio iónico, redox, nitrificación, desnitrificación, adsorción, etc. Algunos trabajos que estudian la capacidad de depuración de la zona no saturada en el caso de lixiviados procedentes del riego con aguas residuales de fábricas alcoholeras son los de Bustamante, (1988, 1990); Martínez y Sastre, (1992) y Virgós y Varela, (1992). En estos trabajos se exponen las variaciones en profundidad de diversos parámetros físico-químicos analizados en muestras de agua recogidas bien con cápsulas de succión de cerámica o con lisímetros.

Los resultados obtenidos en una parcela experimental para riego con aguas residuales de origen urbano instalada en el Llano de Palma se exponen en Monserrat (1993). Las muestras de agua intersticial se recogían por medio de cápsulas cerámicas para su posterior análisis; los datos obtenidos también permitían comprobar la capacidad de depuración de la zona no saturada.

En el acuífero de la Plana de Castellón la demanda de agua para abastecimiento urbano, agrícola e industrial se cubre, casi en su totalidad, con agua procedente del acuífero. Esta demanda de agua ha ido creciendo con el tiempo provocando un precario equilibrio recursos-demanda que se traduce en un fuerte descenso del nivel piezométrico en algunos sectores del acuífero y en la aparición de fenómenos de intrusión marina.

Ante esta problemática, se plantea la necesidad de un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos existentes en el área, entre los cuales cabe considerar las aguas residuales urbanas depuradas.

En este contexto se ha realizado un estudio sobre la reutilización de aguas residuales urbanas para riego. El objetivo principal que se ha perseguido con esta investigación ha sido el estudio de la incidencia de la utilización en regadío del agua depurada, tanto en la zona no saturada como en las aguas subterráneas de la Plana de Castellón.

Para llevar a cabo esta investigación se ha utilizado una metodología específica aplicada al estudio de la zona no saturada. Esta metodología se basa en la toma de muestras de agua intersticial a diferentes profundidades y en el estudio de las características físicas y químicas del terreno; para ello se acondicionó una planta experimental dividida en varias parcelas donde se instalaron cápsulas de succión de cerámica porosa a diferentes

profundidades y tensiómetros para conocer los potenciales de succión. Asimismo, se tomaron muestras de suelo para su caracterización físico-química.

Para el riego de dos de las parcelas se utilizó agua residual depurada procedente de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de la ciudad de Castellón y para el resto de parcelas se utilizó agua subterránea.

En las publicaciones de Esteller y Morell, (1993); Lapeña et al., (1993, 1994) y Esteller et al., (1994) se exponen los primeros resultados obtenidos en la parcela experimental ubicada en el acuífero de la Plana de Castellón, que es objeto de estudio en este trabajo. En estos trabajos se constata la existencia de una serie de procesos que provocan la disminución de la carga contaminante del agua infiltrada en profundidad después de efectuarse el riego en la parcela.

DESCRIPCION DE LA PARCELA EXPERIMENTAL

La planta experimental está situada en las inmediaciones de la Estación Depuradora de la ciudad de Castellón, que se encuentra a unos 2 Km de la ciudad (Figura 1). Esta planta experimental, con una extensión aproximada de 50 m^2, ha sido subdividida en varias parcelas, en las cuales se han realizado diversas experiencias de riego tanto con agua subterránea como con agua residual depurada. El equipamiento y las operaciones ejecutadas en cada una de estas parcelas fue el siguiente:

Parcela A: Con una extensión de 8 m^2 y equipada con siete cápsulas de succión a profundidades de 15, 30, 60, 90, 120, 150 y 220 cm. Esta última cápsula entró en funcionamiento en enero de 1993. Se realizó riego con agua subterránea y un ensayo de trazador con KBr.

Para el seguimiento del trazador se llevaron a cabo muestreos en las cápsulas y muestreos del suelo a profundidades de 15, 30, 60, 90, 120, 150, 180, 220 y 250 cm. mediante una barrena helicoidal.

Parcela B: Instalada con cuatro tensiómetros a profundidades de 15, 30, 60 y 90 cm. para medidas en situ de potenciales de succión a dichas profundidades. Se aplicaron las mismas pautas de riego que en el resto de las parcelas, empleando agua subterránea. Su superficie es de 7 m^2.

Parcela C: Con una extensión de 12 m^2, consta de nueve cápsulas de succión a profundidades de 30 (2 cápsulas), 60 (2 cápsulas), 90 (2 cápsulas), 120 (2 cápsulas), 180 (2 cápsulas) y 240 cm. El riego se realizó con agua residual depurada.

Parcela D: Equipada con cuatro cápsulas de succión a 30, 60, 90 y 120 cm. de profundidad y con una superficie de 6 m^2 en esta parcela se cultivaron plantones de cítricos. La pauta y dosis de riego, así como la periodicidad del muestreo fue igual que en el resto de las parcelas, utilizándose agua residual depurada.

Parcela E: Fue utilizada para la toma de muestras de suelo. Tiene una superficie de 4 m2.

Parcela F: Con idéntico equipamiento que en la parcela D, pero regada con agua subterránea. Su extensión superficial es de 5 m^2.

INSTRUMENTACION Y MUESTREO

Cápsulas de succión

La toma de muestras del agua intersticial de la zona no saturada se ha realizado mediante muestreadores de cápsulas de succión de cerámica porosa; estas cápsulas tienen un diámetro interno de 32 mm. y una longitud de 85 mm. El modelo usado consiste en un tubo cilíndrico de PVC, con una longitud en relación a la profundidad en que se desea instalar el muestreador, que lleva sellado en uno de sus extremos la cápsula de cerámica y en el otro extremo un tapón, que sirve de cierre, en el que va insertado un tubo de acceso por el cual se realiza el vacío que se aplica mediante una bomba manual. El agua recogida permanece en el interior del tomamuestras hasta su extracción, utilizando para ello un tubo de teflón conectado a una jeringuilla.

La succión ejercida en los tomamuestras ha sido siempre la misma, con un valor de 60 cbar, aplicada instantes antes de efectuarse el riego.

La instalación de las cápsulas de succión tuvo lugar en Marzo de 1992. Se realizó mediante la perforación manual de sondeos con una barrena helicoidal de tipo Edelman, a diversas profundidades, entre 0.15 m y 2.60 m. Una vez introducidos los tomamuestras en su emplazamiento se recubre y rellena el orificio con el mismo material extraído durante la perforación, compactándolo de forma que se restablezca en la mayor medida posible las condiciones naturales, y conseguir de este modo evitar vías de circulación preferente del flujo de agua alrededor de los tubos de los muestreadores.

Un problema añadido es la liberación de ciertos iones por las cápsulas durante los primeros periodos de utilización. En la presente investigación se ha comprobado este proceso de liberación de iones mediante ensayos de laboratorio, utilizando para ello muestreadores de cápsulas de cerámica idénticos a los que se han utilizado en la parcela experimental; estos muestreadores se introdujeron en un recipiente con 500 ml de agua desionizada, aplicando a continuación vacío para que el agua circulase a través de las paredes de la cápsula. El agua almacenada dentro de la cápsula se recogía para su posterior análisis. Este ensayo se repitió varias veces utilizándose siempre la misma cápsula de cerámica y un mismo volumen de agua desionizada, que presentaba una conductividad inferior a 2 µS/cm.

Los resultados analíticos obtenidos para las diferentes muestras de agua recogida en los sucesivos ensayos se exponen en la tabla 1. El agua extraída en el primer ensayo presentó una conductividad en torno a 1.000 µ S/cm como consecuencia del enriquecimiento en iones calcio, cloruro, bicarbonato y sulfato, fundamentalmente, mientras que la contaminación por liberación de nitrato fue prácticamente inapreciable.

La conductividad y la concentración de los diferentes iones fue disminuyendo a medida que los lavados se repetían, hasta alcanzar la conductividad un valor de 67 µS/cm. Después del quinto ensayo ya no se aprecian modificaciones notables de los diferentes parámetros controlados, por lo que se puede asumir una conductividad residual que viene determinada por la presencia de bicarbonato y calcio.

Ensayo	pH	Cond.	HCO_3^-	CO_3^{2-}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+
		µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1	8.44	1046	30.5	18.9	563	3.2	10.6	277.5	2.3	2.0	0.4
2	9.08	464	20.7	5.9	215	0.7	7.5	110.7	0.6	0.3	n.d
3	9.45	169	15.3	9.6	38	0.4	3.7	79.2	0.2	0.1	n.d
4	9.45	104	16.8	9.6	15	0.3	3.7	69.2	0.3	0.1	n.d
5	8.90	67	20.1	4.2	10	0.2	3.7	69.0	0.5	0.1	n.d

Tabla 1.- *Resultados analíticos de las muestras de agua recogidas en la cápsula de cerámica durante la operación de lavado realizada con agua desionizada.*

En otro ensayo similar realizado con este mismo tipo de cápsulas de cerámica pero de una serie de cocción diferente, se obtuvieron resultados similares. Se constató con el primer lavado la liberación de iones sulfato, bicarbonato y calcio y en menor medida de sodio y potasio mientras que la contaminación por presencia de las diferentes formas nitrogenadas y de fosfatos fue casi inexistente. En las siguientes etapas de lavado se produjo una disminución regular del contenido iónico del agua hasta llegar a un valor en torno a 100 µS/cm, a partir del cual ya no se alcanzaron descensos significativos. En este ensayo se detectó una contaminación residual por presencia de sulfato (Sánchez y Morell, 1994).

A la vista de estos resultados, antes de instalar los tomamuestras en el campo se llevó a cabo una operación de lavado consistente en hacer pasar a través de las cápsulas agua desionizada varias veces mediante la aplicación de vacío y una vez instalados en el campo, los primeros muestreos de agua intersticial fueron desechados.

El volumen de muestra recogida en las diferentes cápsulas durante el periodo de estudio ha sido variable ya que estas cantidades están condicionadas, esencialmente, por el grado de humedad del suelo y por el emplazamiento de las cápsulas, así como por la existencia de posibles fugas que impiden mantener el vacío.

El muestreo de las cápsulas se llevó a cabo cinco días después del riego y de haber aplicado la succión. Igual periodicidad se utilizó para los muestreos efectuados después de fuertes lluvias.

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos en los diferentes muestreos realizados durante el intervalo de tiempo comprendido entre junio de 1992 y septiembre de 1993.

La evolución de los volúmenes de agua extraídos en las cápsulas de la parcela A, situadas a profundidades de 15, 90 y 220 cm, durante el periodo de estudio se muestra en la figura 2. Se observa que los menores volúmenes

se obtienen en la cápsula más superficial a consecuencia, fundamentalmente, de la evapotranspiración. En el tomamuestras correspondiente a 90 cm de profundidad se extraen importantes volúmenes, superándose habitualmente los 500 ml mientras que en la cápsula más profunda los volúmenes obtenidos son menores, quizás debido a problemas para mantener la succión aplicada, a causa de alguna fuga que provoca pérdida del vacío.

En la figura 3 se muestra la evolución de los volúmenes de agua intersticial recogidos en los tomamuestras de la parcela C, instalados a profundidades de 30, 120 y 240 cm.

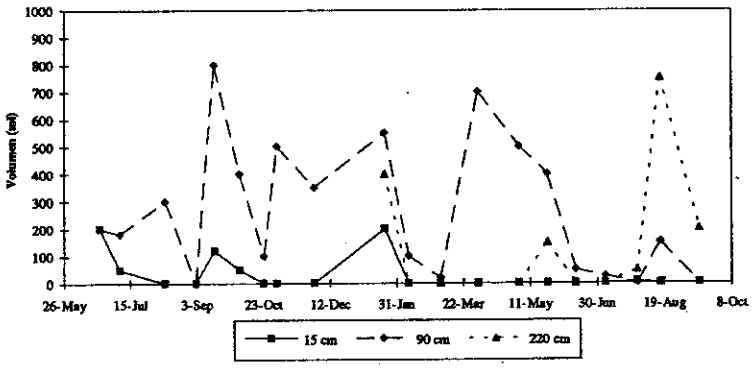

Figura 2.- *Evolución del volumen de muestra recogido en las cápsulas instaladas a profundidades de 15, 90 y 120 cm en la parcela A*

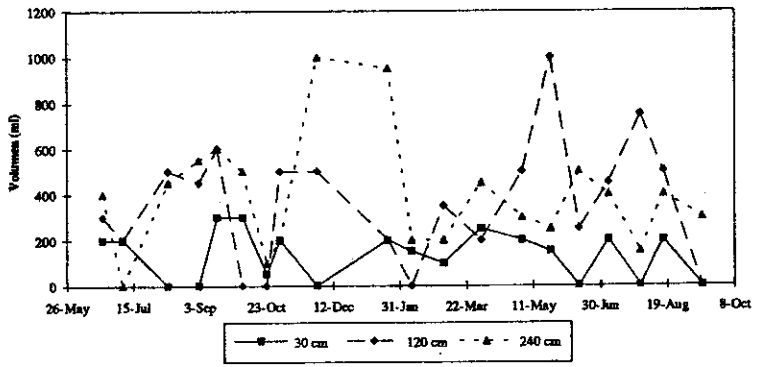

Figura 3.- *Evolución del volumen de muestra recogido en las cápsulas instaladas a profundidades de 30, 120 y 240 cm en la parcela C*

Se comprueba que en el periodo invernal se obtienen mayores volúmenes en las cápsulas más superficiales mientras que en verano el volumen disminuye considerablemente. En el caso de los tomamuestras más profundos no se observan estas diferencias estacionales. También se aprecia que el volumen de muestra después de una precipitación es menor que cuando la extracción se lleva a cabo con posterioridad a un riego.

En general, el funcionamiento de estos muestreadores se considera satisfactorio ya que el volumen recogido es suficiente para realizar las diferentes determinaciones analíticas y, además, después de más de un año de funcionamiento no se han apreciado descensos en los volúmenes extraídos en las diferentes cápsulas.

Tensiómetros y piezómetros

Los tensiómetros utilizados en este estudio consisten en un tubo de PVC con una cápsula cerámica porosa en su extremo inferior, un manómetro en el otro extremo con la escala graduada en centibares, un depósito de relleno con agua y un tapón de cierre (modelo Jet Fill).

Para su instalación se realizaron sondeos a profundidades de 15, 30, 60 y 90 cm. con una sonda manual de tipo barrena helicoidal. Antes de instalar cada uno de los tensiómetros a la profundidad respectiva, se llenaron de agua destilada desgasificada.

La cápsula de cerámica permite que el agua salga o entre al tensiómetro en función del grado de saturación del suelo. Cuando el suelo está seco el agua sale del tensiómetro creándose un vacío en el interior del tensiómetro, que se registra con un aumento en el potencial de succión medido en el manómetro. Cuando el vacío iguala la tensión hidráulica con el suelo se produce un equilibrio, cesando el movimiento del agua hacia el exterior. Si aumenta la humedad en el suelo, el agua entra en el tensiómetro a través de la cápsula, lo cual provoca un descenso en las medidas del manómetro, alcanzándose un valor de cero cuando el suelo está saturado.

Estas medidas son indicativas de las condiciones de humedad del suelo y del movimiento del flujo del agua a través de la zona no saturada, ya que permite caracterizar la componente vertical del flujo.

La toma de lectura de los manómetros se realizó antes del riego y en el día que se efectuaba el muestreo. En el intervalo de tiempo entre cada riego o precipitación se llevaban a cabo algunas lecturas, pero sin mantener ninguna pauta temporal.

Para el control del nivel piezométrico en el área donde se ubica la parcela experimental se utilizaron dos piezómetros, uno de 3 metros de profundidad (piezómetro nº 1) situado dentro de los límites de la parcela y un segundo localizado a 15 metros de la parcela y con una profundidad en torno a los 20 metros (piezómetro nº 2).

Muestreos de suelo

Durante la realización de los sondeos efectuados para la instalación de los muestreadores y de los tensiómetros se tomaron muestras a distintas profundidades para la determinación de diversos parámetros físico-químicos.

También se llevaron a cabo varios muestreos en la parcela A para el seguimiento del ensayo de trazador con KBr. En las muestras recogidas se realizaron medidas de humedad y de contenido en bromuro.

CARACTERISTICAS DE LA ZONA NO SATURADA

Para caracterizar la zona no saturada de la parcela experimental se emplearon los sondeos efectuados para la instalación de los tomamuestras y tensiómetros. En las muestras obtenidas se determinaron en laboratorio la granulometría, el contenido de materia orgánica y el pH; asimismo se analizaron por difracción de rayos X las arcillas presentes en las muestras.

A partir de los datos tomados en el campo sobre litología en los diversos sondeos efectuados se pudo apreciar que las diferentes columnas levantadas en los diversos puntos presentan una misma secuencia de superposición de los materiales sin ningún cambio lateral de facies, con materiales más finos en los niveles más superficiales, aumentando su granulometría hacia niveles más profundos.

Se realizó el análisis granulométrico, obteniéndose de las diferentes muestras los resultados que se exponen en la tabla 1. En los 90 primeros centímetros se define un primer nivel donde la fracción más fina presenta un alto porcentaje, para ir disminuyendo gradualmente en profundidad hasta alcanzar porcentajes muy bajos. A partir de los 180 cm predomina la fracción limos + arenas con porcentajes que superan el 90 %. Entre estos dos niveles se puede definir otro nivel, comprendido entre los 120 y 180 cm de profundidad, con una granulometría en la que la fracción arcillosa está presente con un porcentaje en torno al 20 % y la fracción más grosera con porcentajes del 80 %.

Prof (cm)	% Arcilla	% Limo	% Arena	Textura (USDA)
15	24	26	50	Franco arcilloso arenosa
30	22	33	45	Franca
60	27	21	52	Franco arcilloso arenosa
90	30	16	54	Franco arcilloso arenosa
120	18	33	49	Franca
150	20	36	44	Franca
180	2	32	65	Franco arenosa
220	2	49	49	Franco arenosa
260	7	37	56	Franco arenosa

Tabla 1.- *Textura de las muestras de la zona no saturada en la parcela experimental*

Los parámetros hidrodinámicos determinados en estas mismas muestras han sido porosidad eficaz, retención específica y porosidad total. La

cuantificación de estos parámetros se ha realizado por el método de correlación granulométrica (Johnson, 1967). Los resultados obtenidos se indican en la tabla 3.

Profundidad (cm)	15	30	60	90	120	150	180	220	260
Retención específica	50.2	49.2	53.5	56.7	42.7	46.9	16.4	21.9	26.2
Porosidad eficaz	7	9	5	5	11	10	25	22	22
Porosidad total	57.2	58.2	58.5	61.7	53.7	56.9	41.4	43.9	48.2

Tabla 2.- *Parámetros hidrodinámicos de muestras correspondientes a la zona no saturada de la parcela experimental*

Se ha realizado asimismo la determinación del carbono oxidable, de la materia orgánica y pH en estas mismas muestras. Los resultados obtenidos quedan reflejados en la tabla 3.

Prof (m.)	% C.O.	% M.O.T.	pH
15	0.72	1.61	7.62
30	0.60	1.33	
60	0.33	0.74	
90	0.31	0.70	7.45
120	0.27	0.60	
150	0.25	0.56	
180	0.18	0.40	
220	0.03	0.07	
260	0.01	0.03	

Tabla 3.- *Contenido de materia orgánica, carbono oxidable y valor del pH en las muestras de la zona no saturada*

Según el contenido de materia orgánica, la muestra más superficial (15 cm.) representa un suelo adecuado para el cultivo, mientras que la muestra recogida a 30 cm. de profundidad representa un suelo pobre. El resto de las muestras se catalogan como muy pobres.

Para conocer con mayor exactitud la composición mineralógica de las arcillas presentes en la zona no saturada se han analizado po difracción de R-X; técnica con la que se obtiene la identificación, así como una cuantificación aproximada (en porcentajes) del tipo de arcilla existente. Se han aplicado cuatro técnicas de preparación de la muestras: agregados orientados (tamaño inferior a 2 micras), tratamiento de la muestra con dimetilsulfóxido, tratamiento con etilenglicol y calentando la muestra a una temperatura de 550ºC. Las muestras estudiadas corresponden a profundidades de 30, 60, 150 y 220 cm.

Para cada tratamiento realizado en cada una de las muestras se ha obtenido un difractograma. Los resultados más óptimos se han obtenido en aquellas muestras tratadas con dimetilsulfóxido, realizándose la determinación y cuantificación de las arcillas a partir de los difractogramas correspondientes. Los resultados obtenidos a partir de este estudio se presentan en la tabla 4. Se aprecia que las arcillas más abundantes, en todas

las muestras, son las de tipo illita, obteniéndose un máximo de 83% a 60 cm de profundidad y un mínimo del 68% en el nivel más superficial (30 cm). Le siguen en abundancia las esmectitas; su presencia se cuantifica en torno al 15%, con un valor máximo del 23% en la muestra correspondiente al nivel de 30 cm de profundidad. Las arcillas menos abundantes son las del tipo caolinita, con porcentajes que varían entre el 2 y 9%.

MUESTRA	Illita (%)	Esmectitas (%)	Caolinitas (%)
30 cm	68	23	9
60 cm	83	15	2
90 cm	79	14	7
150 cm	76	15	9
220 cm	78	15	7

Tabla 4.- *Tipos y porcentajes de arcillas en muestras recogidas a diversas profundidades*

En la figura 4 se muestra la evolución del nivel piezométrico en los dos puntos de observación localizados en las inmediaciones de la parcela experimental. En el caso del piezómetro nº 2 sólo se tiene medidas hasta marzo de 1993, ya que fue cegado a consecuencia de las obras de ampliación de la estación depuradora y para el piezómetro nº 1 hasta abril del mismo año, pues a partir de esa fecha se inició un bombeo continuo en la zona donde se han llevado a cabo las obras de ampliación descendiendo el nivel por debajo de la cota de penetración del piezómetro. Se constata que el nivel piezométrico en el área se encuentra a una profundidad en torno a los 2.90 m, con una variación interanual máxima de 0.10 m (periodo 1992-1993).

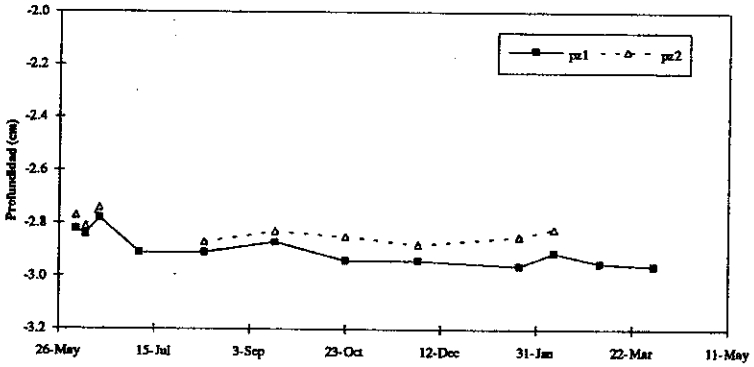

Figura 4.- *Profundidad del nivel piezométrico en el sector de la parcela experimental (periodo 1992 - 1993)*

ACTIVIDADES DESARROLLADAS EN LA PARCELA

Riego

Los riegos se realizaron con agua subterránea procedente de un sondeo que capta el acuífero carbonatado y agua residual depurada de la ciudad de Castellón. Las parcelas A, B, E y F se regaron con agua subterránea y las parcelas C y D con agua residual depurada. Cada vez que se efectuaba un riego se recogía muestra de ambos tipos de agua para su análisis físico-químico, cuya composición media se muestra en la tabla 5.

La dotación, periodicidad y sistema del riego se realizó de acuerdo con las prácticas habituales de riego. En la zona de la Plana de Castellón el riego se realiza por inundación (riego a manta) con dotaciones que oscilan entre los 7.000 y 10.000 m^3/ha/año, llevándose a cabo, fundamentalmente, entre los meses de marzo y octubre, con una frecuencia media de riego de 20 días. Esta distribución temporal depende a su vez de las precipitaciones que acontecen durante el año. La dotación de riego empleada para esta parcela fue de 8.200 m^3/ha/año.

	AGUA SUBTERRANEA				AGUA DEPURADA			
Parámetros	Media	D. S.	Max	Min	Media	D. S.	Max	Min
pH	7.8	0.2	7.9	7.5	7.8	0.4	8.2	7.3
Cond (1)	786	127	950	642	1678	108	1782	1476
HCO_3^-	226.2	10.6	241.8	206.1	434.5	77.3	505.1	242.5
Cl^-	45.2	8.3	57.4	32.5	204.6	48.4	312.0	160.2
NO_3^-	25.0	6.7	43.0	14.9	10.8	8.7	38.6	1.4
SO_4^{2-}	186.8	26.1	250.0	147.5	230.4	32.1	283.9	192.6
Mg^{2+}	28.6	5.1	41.1	21.5	33.2	4.1	38.6	28.0
Na^+	34.1	8.9	58.6	21.8	164.8	23.3	226.2	139.1
Ca^{2+}	116.0	13.8	144.1	84.4	125.3	12.3	164.3	110.3
K^+	1.4	0.3	1.8	1.0	15.2	2.3	20.0	10.8
TAS	0.7	0.2	1.3	0.5	4.7	0.3	5.1	4.4
NH_4^+	0.2	0.5	2.0	0.0	4.8	1.6	7.4	1.5
NO_2^-	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.2	0.7	0.0
M.O. (2)	7.3	3.3	12.9	3.2	34.6	17.1	84.8	20.1
Boro	0.1	0.0	0.2	0.0	1.2	0.3	1.6	0.8
PO_4^{3-}	0.1	0.1	0.2	0.0	10.4	8.5	25.8	2.4
DBO_5 (2)	15.5	11.1	34.2	4.1	52.1	24.6	105.3	15.1
DQO (2)	19.4	6.4	34.0	13.0	91.7	30.7	161.0	56.0

Tabla 5.- *Características físico-químicas del agua de riego, tanto subterránea como residual depurada utilizada en la parcela (unidades en mg/l, excepto (1) en µ S/cm y (2) en mg/l O_2)*

Fertilización

Se han aplicado fertilizantes en todas las parcelas en dos épocas diferentes del año, a finales de marzo y a mediados de junio. El compuesto aplicado en marzo fue nitrosulfato amónico 26% y en junio se utilizó un preparado de turba y sulfato de hierro. El nitrosulfato amónico contiene un 26 % de nitrógeno total, del cual el 19.5 % es en forma de nitrógeno amoniacal y el 6.5 % restante en forma de nitrógeno nítrico. También contiene un 27.5 % de azufre. Se ha aplicado en cantidades del orden de 960 Kg/ha. Se presenta

en forma de granulado sólido. Puede ser empleado en sementera, enterrándolo ligeramente, y en cobertera. Si se aplica en cobertera, tal y como se ha llevado a cabo en las diferentes parcelas, pasa a disposición de la planta más lentamente que los nitratos, pero proporcionando nitrógeno durante un periodo de tiempo más amplio. El preparado de turba contiene nitrógeno en cantidades del 0.042 % y materia orgánica, la que presenta un porcentaje de nitrógeno comprendido entre 6.3 y 8.6 %. Se aplica en dotaciones de 1.200 Kg/ha.

El sulfato de hierro, conocido como Vitriolo o Caparrosa verde ($SO_4Fe.7H_2O$), se utiliza como control preventivo de carencias férricas por adición del suelo. Se aconseja aplicar a la vez que un abonado orgánico (turba y estiércol) durante las labores que se llevan a cabo a finales del invierno o en las presiembras o pretrasplante. Se aplica a mediados de junio junto a la turba, en cantidades de 600 Kg/ha. La composición de este compuesto es hierro procedente del sulfato ferroso en un porcentaje del 18.5 % y agua en un 5.9 %. Su solubilidad a 20ºC es de 450 g/l y su pH en disolución al 10 % es de 2.8.

En la tabla 6 se especifica la cantidad de fertilizantes utilizada para cada parcela, así como el total aplicado en todo el campo experimental. También se indica los aportes de nitrógeno, materia orgánica y hierro que supuso la aplicación de los diferentes compuestos. En total se aportaron unos 1.330 gr de nitrógeno y 434 gr de hierro.

Compuesto		Parcela A	Parcela B	Parcela C	Parcela D	Parcela E	Parcela F	TOTAL
$N\text{-}NH_4$ 26%	gr	749	677	838	599	458	432	3754
	gr N	195	176	218	156	119	112	976
TURBA	gr	936	846	1048	749	573	540	4692
	gr N	0.39	0.36	0.44	0.31	0.24	0.23	1.97
	gr N (M.O.)	70	63	79	56	43	41	352
SO_4Fe	gr	468	423	524	375	286	270	2346
	gr Fe	87	78	97	69	53	50	434

Tabla 6.-. *Fertilización y cantidades de nitrógeno y hierro aplicadas en cada una de las parcelas*

ENSAYO DE TRAZADOR

Descripción del ensayo

Con el fin de estudiar el flujo de agua de infiltración a través de la zona no saturada se efectuó un ensayo de trazador utilizando bromuro potásico. Con este ensayo se pretende, esencialmente, conocer la naturaleza de este flujo y determinar su velocidad.

El ensayo fue realizado en la parcela A, que tiene una extensión de 8 m^2 y está equipada con 7 cápsulas de succión a profundidades de 15, 30, 60, 90, 120, 150 y 220 cm para la recogida de muestras de agua intersticial. Dentro de esta misma parcela existe un área sin equipamiento para la toma de muestras de suelo. El compuesto químico utilizado como marcador fue el KBr, que ha sido usado en numerosos ensayos realizados en el marco de estudios

sobre flujo de agua en la zona no saturada (Guimerá, 1992, Butters et al., 1989a,b) ya que el bromuro es un ión muy móvil, cuyo capacidad de reacción con el terreno es baja, aunque se tiene constancia de su fijación sobre la materia orgánica.

Antes de efectuar este ensayo se determinó el contenido en bromuro tanto en el agua obtenida en las muestras de suelo como por medio de las cápsulas de succión comprobándose que su concentración estaba por debajo del límite de detección del método analítico.

Para la aplicación del trazador en la parcela se utilizaron 500 gr de este compuesto disueltos en 50 l de agua, cuya composición química es conocida (se trata del agua subterránea que es empleada para el riego de las parcelas). La solución del marcador químico se vertió directamente en la parcela distribuyéndose homogéneamente. Después de este vertido se procedió al riego, empleándose el mismo volumen de agua que en condiciones normales. Esta aplicación fue realizada el 1 de Marzo de 1993.

El muestreo del agua intersticial se efectúo aplicando vacío a las diversas cápsulas instaladas en la parcela, así como realizando un muestreo de suelo a diferentes profundidades, correspondientes a las que están instaladas las cápsulas de cerámica. Se tomo una muestra adicional de suelo a 260 cm de profundidad. La realización de estos dos muestreos simultáneos tiene como objetivo el estudio comparativo de los resultados para de este modo determinar la existencia de posibles flujos preferenciales por la pared de los tomamuestras, pérdidas de bromuro por fijación en el terreno u otros mecanismos, así como establecer la fiabilidad de los métodos de muestreo.

El muestreo se llevó a cabo cada 24 horas durante los cuatro días siguientes a la aplicación. Posteriormente, se espació la recogida de muestras en el tiempo, de modo que coincidía con las campañas que se efectuaban después de cada riego, ya que en esta parcela se mantuvo la misma periodicidad y dotación de riego que en las parcelas contiguas. La decisión de continuar en esta parcela el régimen de riego tuvo como objetivo mantener las condiciones reales de flujo existentes en la zona no saturada para que de este modo los resultados obtenidos fueran extrapolables al resto de parcelas.

El contenido de bromuro, tanto en las muestras de agua intersticial obtenidas por medio de las cápsulas de succión y muestreos de suelo, se determinó mediante el método de la Cloramina-T (el método de extracción del agua en muestras de suelo se expone en el epígrafe 1.2.3 de este capítulo).

Resultados obtenidos

En la figura 5 se presenta la variación en el contenido de bromuros a lo largo del perfil de la zona no saturada en las muestras de agua intersticial recogidas en las cápsulas. Esta variación se presenta para un periodo de tiempo comprendido entre el 2 de Marzo y el 30 de Julio de 1993. Hay que indicar que en la cápsula más superficial instalada a 15 cm de profundidad no se obtuvo muestra de agua a partir del segundo día del ensayo.

Los valores obtenidos en la cápsula instalada a 30 cm de profundidad permiten apreciar que la concentración máxima se detecta al día siguiente de la aplicación del trazador, observándose un segundo máximo, de menor cuantía que el anterior, al tercer día. A partir de esta fecha el contenido de bromuro disminuye progresivamente, obteniéndose un valor mínimo, en torno a los 190 mg/l, al final del periodo considerado. La continua presencia a esta profundidad de bromuros, aunque en cantidades decrecientes con el tiempo, hace pensar en una cierta retención de este ión por parte de la materia orgánica, con posterior liberación por efecto de los sucesivos riegos, de ahí que después de un periodo de tiempo relativamente largo aún se detecten elevadas concentraciones.

En la siguiente cápsula, a una profundidad de 60 cm, se observa una evolución del contenido en bromuro similar a la obtenida en la anterior cápsula. El primer máximo se detecta al día siguiente del ensayo, aunque el contenido determinando es inferior (273 mg/l) a la alcanzada en el anterior tomamuestras. Al cabo de 37 días se aprecia un ascenso de la concentración con un valor de 187 mg/l, que se mantiene en los dos siguientes muestreos. No es posible establecer la evolución hasta el final del periodo de estudio por falta de datos.

Por otra parte, y una vez conocidos los órdenes de magnitud de la velocidad de infiltración, cabe considerar la posibilidad de que el frente de bromuros haya alcanzado esta profundidad entre dos muestreos, de manera que el pico no se haya caracterizado. La misma consideración se puede hacer para la cápsula a 90 cm de profundidad. En todo caso, debe tener gran influencia la existencia de flujos preferenciales, a favor de las paredes de las cápsulas, al menos en los niveles más superficiales.

A mayor profundidad, 120 cm, el contenido máximo se aprecia claramente 37 días después de la aplicación, cuantificándose una concentración de 230 mg/l. En la cápsula instalada a una profundidad de 150 cm el frente de bromuro se detecta 84 días después del inicio del ensayo, con una concentración de 105 mg/l. Casi cuatro meses después (127 días) de aplicar el trazador este pico se ha desplazado a 220 cm de profundidad, profundidad a la cual se determinada en el agua intersticial muestreada una concentración de bromuro de 68 mg/l.

A partir de estos datos, se ha calculado la velocidad de infiltración resultando valores de 3.2 cm/día entre 0 y 120 cm de profundidad, 0.6 cm/día entre 120 y 150 cm y 1.6 cm/día entre 150 y 220 cm, que son coherentes con la permeabilidad de los diferentes niveles. La velocidad media resulta ser de 1.7 cm/día.

Las concentraciones determinadas en las muestras de suelo no han permitido obtener conclusiones precisas ya que la recuperación de bromuro ha sido muy baja, detectándose concentraciones de cierta entidad solamente en los primeros 30 cm de la zona no saturada. El frente de bromuro alcanza los 15 cm de profundidad tres días después de la aplicación del marcador y los 30 cm de profundidad a los 10 días, lo que permite calcular velocidades de circulación de 5 y 3 cm/día, respectivamente.

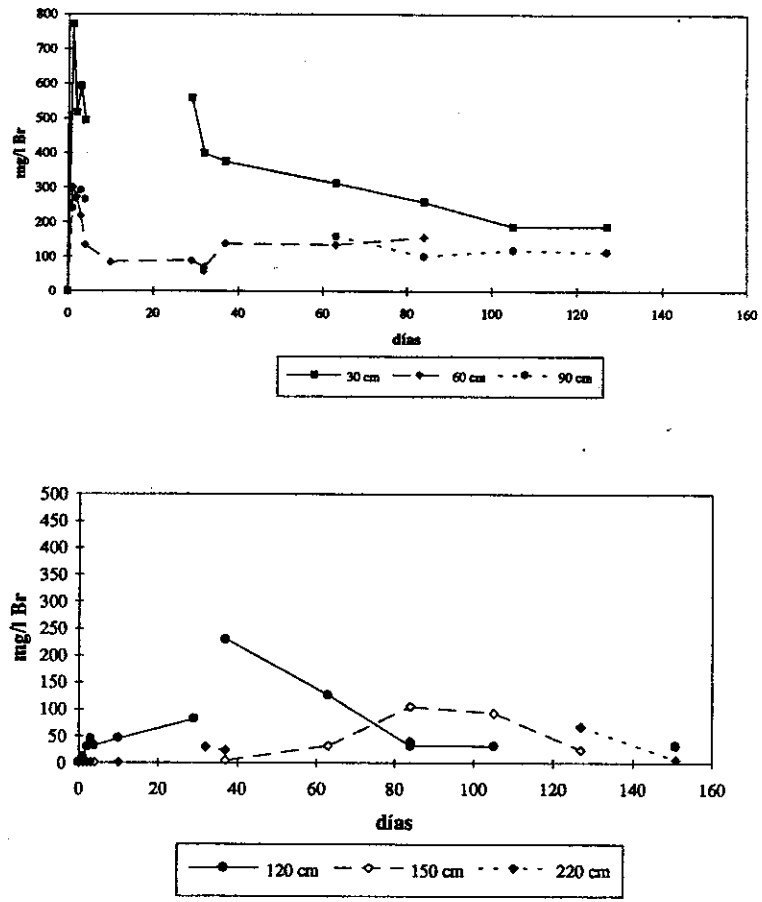

Figura 5.- *Evolución temporal del bromuro a diferentes profundidades*

En las muestras más profundas no ha sido posible detectar ningún máximo, aunque si se aprecia un ligero incremento en el contenido en bromuros en comparación con los niveles iniciales, pero sin superar concentraciones de 4 mg/l. La baja recuperación de bromuros en estas muestras de suelo nace pensar en la posibilidad de que la metodología utilizada para extraer el agua intersticial del suelo no es del todo adecuada aunque se ha seguido la metodología propuesta por Guimerà (1992).

IMPACTO SOBRE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La posible afección que en las aguas subterráneas produce la percolación de los excedentes de riego se puede establecer estudiando los valores que alcanzan algunas características físico-químicas en las muestras de agua intersticial recogidas en la cápsula de succión localizada a 240 cm de profundidad, que pueden considerarse como representativos de las concentraciones que llegan al acuífero ya que el nivel piezométrico se encuentra a 280 cm de profundidad. Los parámetros químicos que se han considerado han sido la DBO_5, DQO, materia orgánica, nitratos, amonio, nitritos, fosfatos, boro y potasio.

La evolución del contenido en DBO_5 en el agua intersticial recogida en la cápsula instalada a 240 cm durante el periodo de estudio se presenta en la figura 6a. Se aprecia que las concentraciones presentan un valor en torno a 14 mg/l O_2, con un valor máximo de 24 mg/l O_2 en la campaña de junio de 1993 y mínimo de 2 mg/l O_2, en abril de 1993.

La evolución en el tiempo de la DQO (figura 6b) permite comprobar el amplio rango de variación de este parámetro, con valores que oscilan entre 64 y 25 mg/l O_2, con un valor medio de 42 mg/l O_2.

El contenido en materia orgánica a 240 cm de profundidad durante el periodo de estudio (figura 6c) presenta un valor máximo de 40 mg/l O_2 en la campaña efectuada en julio de 1993, aunque normalmente se superan los 15 mg/l O_2, detectándose frecuentemente valores inferiores a 10 mg/l O_2. Los valores en el agua subterránea oscilan, generalmente, entre 1 y 3 mg/l O_2, pero se pueden alcanzar concentraciones de hasta 15 mg/l O_2, en aguas no contaminadas (Custodio y Llamas, 1983).

La evolución temporal del contenido en nitratos a 240 cm de profundidad (figura 7a) pone de manifiesto un primer periodo en el que tiene lugar un intenso proceso de lavado que consigue rebajar la concentración desde 180 a menos de 50 mg/l. Sin embargo, vuelve a producirse un notable incremento, desde Enero hasta Junio de 1993 que debe se explicado por la influencia de la franja capilar, cuyo desarrollo se puede estimar en 1 metro, de acuerdo a la porosidad del terreno. Probablemente, las más bajas concentraciones de nitratos sean el resultado del proceso de dilución consecuente a la mezcla del agua de infiltración, que lixivia los nitratos, con el propio agua del acuífero; de igual forma el incremento del segundo periodo corresponde a la llegada de la masa arrastrada desde los niveles superiores. Esta interpretación es coherente con la dinámica de flujo deducido del ensayo de trazador.

En las figuras 7b y 7c se muestra la variación del contenido en amonio y nitritos, respectivamente. Las concentraciones de estos iones que pueden llegar al acuífero son muy bajas, pues los valores detectados en la cápsula suelen ser inferiores a 0.2 mg/l tanto para el nitrito como para el amonio. Se alcanzan valores más elevados en algunas campañas, como las efectuadas en junio de 1993, con una concentración de nitritos de 2.2 mg/l y en enero de 1993 con un contenido de amonio de 0.4 mg/l.

El potasio en las muestras de agua intersticial recogidas a 240 cm de profundidad (figura 8a) presenta concentraciones normalamente inferiores a 2.5 mg/l, con un máximo de 4.4 mg/l en la campaña de julio de 1993.

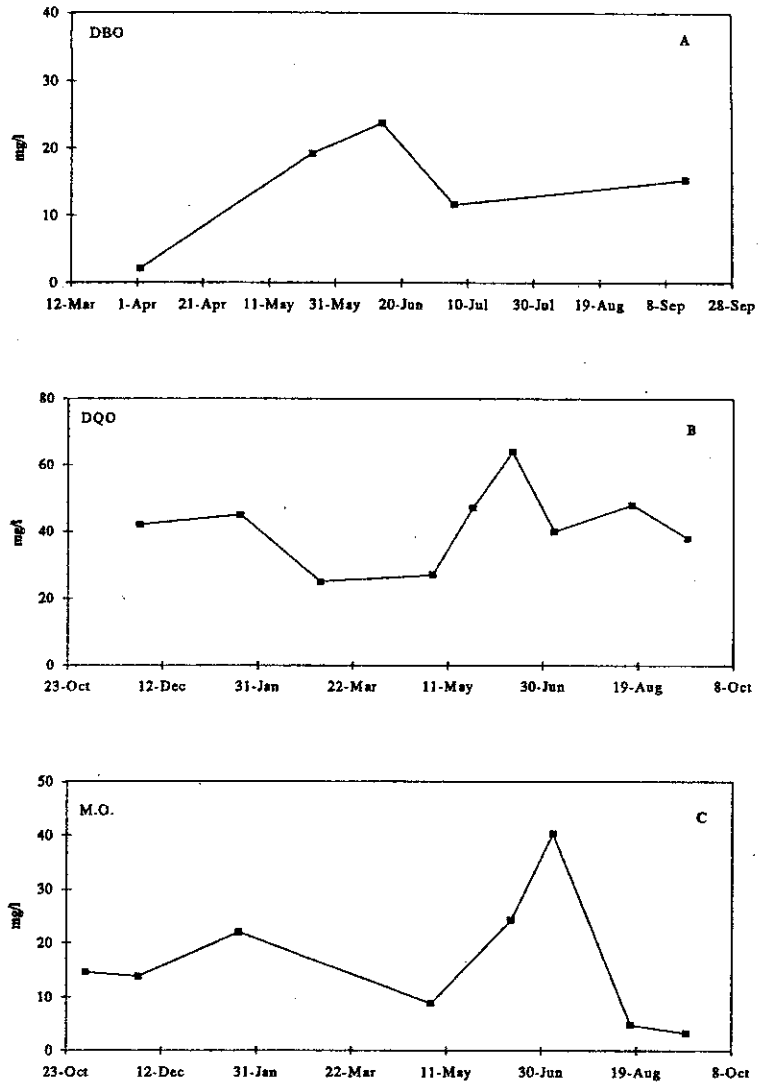

Figura 6.- *Evolución de la DBO_5 (a), DQO (b) y materia orgánica (c) a 240 cm de profundidad*

El boro (figura 8b) llega en concentraciones del orden de 1 mg/l, con ligeras variaciones, mientras que el fosfato (figura 8c) no suele superar los 0.2 mg/.

En la tabla 7 se exponen los valores medios correspondientes a las determinaciones analíticas efectuadas en muestras de agua tomadas en las cápsulas instaladas a 240 cm de profundidad en la parcela C, a 220 cm de profundidad en la parcela A y en muestras de agua subterránea recogidas en el piezómetro situado dentro de los límites de la parcela experimental.

En lo que respecta a la salinidad del agua residual genera un agua de infiltración de conductividad sensiblemente superior a la del agua de riego convencional, sobre todo debido a la mayor concentración de sulfatos, calcio, sodio y, en menor medida, cloruros, si bien estas concentraciones son bastante semejantes a las propias del agua del acuífero.

Los iones amonio y nitrito presentan concentraciones similares en ambos casos, y prácticamente inapreciables.

En cuanto a la contaminación orgánica, no se tiene datos sobre los valores de DQO, DBO y materia orgánica en el agua de riego convencional; sin embargo, las cifras correspondientes al agua depurada (14 mg/l O_2 de DBO_5 y 42 mg/l O_2 de DQO) no son excesivamente altas, sobre todo si se tienen en consideración posteriores disminuciones en la franja saturada.

Posiblemente, sea el boro el aporte contaminante más notable, ya que el agua residual llega al acuífero con una concentración media de 1 mg/l, muy superior a las concentraciones normales en el acuífero, que raramente superan los 0.5 mg/l.

Parámetros	Unidades	PARCELA C 240 cm	PARCELA A 220 cm	Agua Subterránea
pH		7.8	8.1	7.7
Cond	µS/cm	2347	1401	1839
HCO_3^{2-}	mg/l	336	283	318
Cl^-	mg/l	215	171	150
NO_3^-	mg/l	144	138	233
SO_4^{2-}	mg/l	637	293	486
Mg^{2+}	mg/l	52	45	60
Na^+	mg/l	170	102	132
Ca^{2+}	mg/l	327	155	279
K^+	mg/l	2.2	1.4	3.4
NH_4^+	mg/l	0.1	0.2	0.1
NO_2^-	mg/l	0.2	0.3	0.1
M.O.	mg/l O_2	21		8
PO_4^{3-}	mg/l	0.2	0.5	0.0
DBO_5	mg/l O_2	14		10
DQO	mg/l O_2	42		25
Boro	mg/l	1		0.2

Tabla 7.- *Características físico-químicas del agua intersticial a 240 cm de profundidad en la parcela C, a 220 cm profundidad en la parcela A y del agua subterránea.*

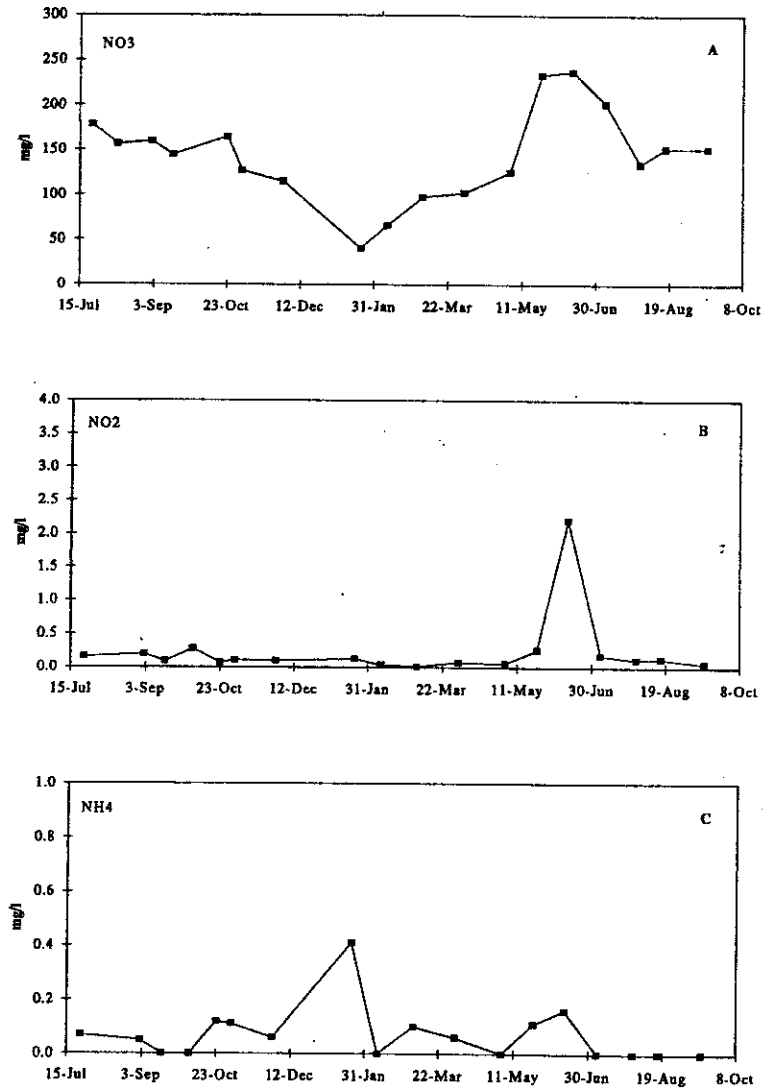

Figura 7.- *Evolución del contenido en nitrato (a), nitritos (b) y amonio (c) a 240 cm de profundidad*

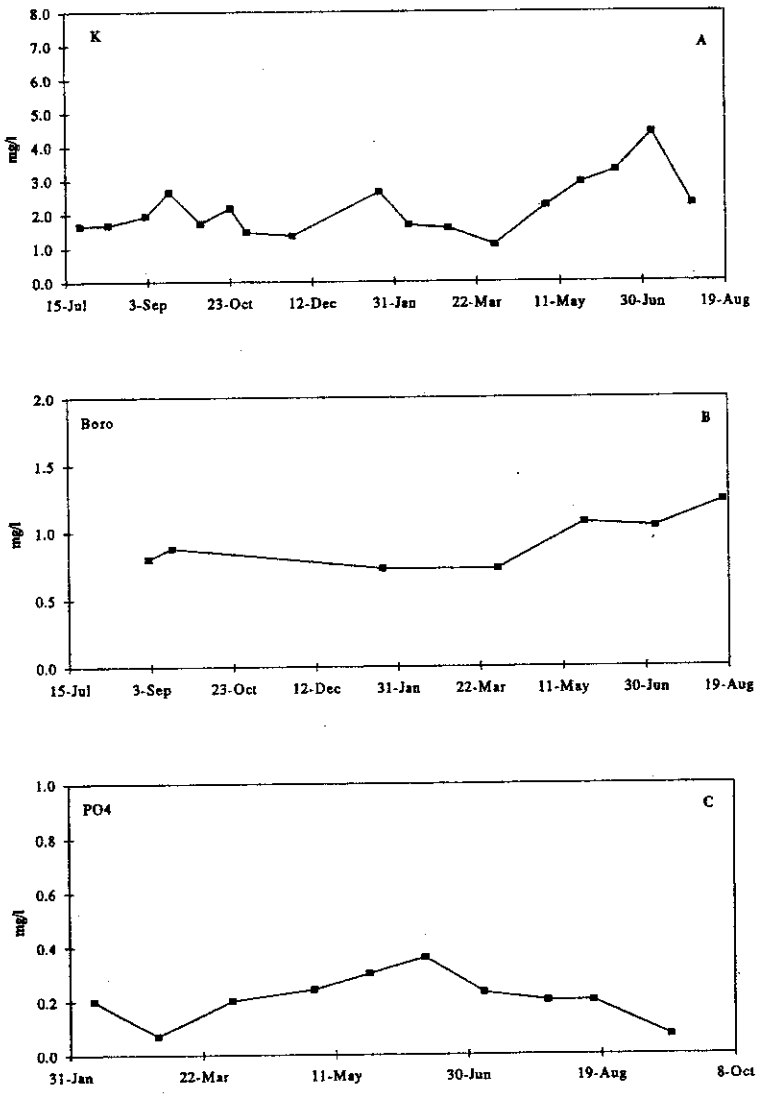

Figura 8.- *Evolución del contenido en potasio (a), boro (b) y fosfatos (c) a 240 cm de profundidad*

A la vista de los datos expuestos no parece que el riego con aguas residuales depuradas produzca un impacto negativo notable sobre las aguas subterráneas ya que la depuración que tiene lugar a lo largo la zona no saturada es intensa.

BIBLIOGRAFIA

ARRATE, I.; SÁNCHEZ, J.M.; ANTIGÜEDAD, I.; VALLECILLO, M.A.; IRÍBAR, V; MORELL, I. y RUIZ, M. (1994). "Problemas de contaminación en el Acuífero Cuaternario de Victoia-Gasteiz (País Vasco) derivados de la gestión de los recursos hídricos y de los usos del suelo". *Cong. Nac. sobre análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas.* Alcalá de Henares.

BUSTAMANTE I. (1988). "El subsuelo como agente depurador de vertidos líquidos contaminantes". *Rev. Informaciones y Estudios MOPU*, Nº 49, 71 pp.

BUSTAMANTE, I. (1990). "Land application: its affectiviness in purification of urban and industrial wastewaters in La Mancha, Spain". *Environ. Geo. Water Sci.*, 16(3): 179-185.

CANDELA, L. (1993). "Toma de muestras de agua: solución de suelo y succión con cápsulas de cerámica". In: Candela, L. y Varela, M. (Eds). "La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoria, medición y modelos". Univ. Politécnica de Catalunya. Barcelona. pp:111-125.

CANDELA, L. y GURGUI, A. (1987). "Aguas subterráneas, instrumentación, medida y toma de muestras". Prensa XXI S.A. Barcelona 368 pp.

CANDELA, L. y VARELA, M. (1993). "La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoría, medición y modelos". Univ. Politéctica de Catalunya. Barcelona. 325 pp.

CUSTODIO, E. y LLAMAS, M.R. (1983). "Hidrología Subterránea". 2 tomos. 2ª Edición. Editorial Omega. Barcelona. 2359 pp.

ESTELLER M.V. y MORELL I. (1993). "Irrigatión with treated wastewater and its effect on the Castellon Plain Aquifer (Spain)". In: Nath, Candela, Hens y Robinson (Eds) "Enviromental Pollution" Europen Centre for Pollutión Research. Vol I pp: 246-253.

ESTELLER, M. V.; DURÁN, A; MORELL, I; GARCÍA-AGUSTÍN P. y LAPEÑA L. (1994). "Experimental citrus irrigation with reclaimed wastewater on a Spanish coastal aquifer". *Int. Conf. Ground. Drought, Poll. and Mang.* Brighton.

GRANDE, J.A., GONZALEZ, A. y SANCHIS, E. (1994). "Contaminación por nitratos en zona no saturada del sector occidental del acuífero Ayamonte-Huelva". *Investigación en Zona No Saturada.* Ed. I. Morell. Universitat Jaume I. Castellón. pp: 67 - 76

GUIMERA, J. (1992). "Análisis experimental de los procesos de flujo y comportamiento del ión nitrato en la zona no saturada y su influencia en el agua subterránea". Tesis Doctoral. Univ. Politécnica de Catalunya. 188 pp.

JOHNSON, A.T. (1967). "Specific yield: complilation of specific yield for various materiales". U.S. Geological Survey water-Supply Paper 1662-D 74 pp. In: Custodio, E. y Llamas, M.R. (1983). "Hidrología subterránea". 2 tomos. 2ª Edición Editorial Omega. Barcelona. 2.359 pp.

LAPEÑA, L.; CEREZO M. y GARCÍA-AGUSTIN P. (1993). "Utilización de aguas residuales urbanas depuradas al riego de cítricos". *X Reunión Nac. de la S. E. F.-II Cong. Hispano-Portugués de Fisiología Vegetal.* Pamplona. pp: 55

LAPEÑA, L.; CEREZO M.; MORELL, I. y GARCÍA-AGUSTIN P. (1994). "Ensayo de utilización de agua residual depurada para el riego de cítricos en la Plana de Castellón". *Investigación en Zona No Saturada.* Ed. I. Morell. Universitat Jaume I. Castellón. pp: 121 - 125

MARTINEZ, S. y A. SASTRE (1992). "Evolución de las características químicas del agua recogida en la zona no saturada en una finca experimetal regada con vinazas". *Hidrogeología y Rec. Hidrc.*, XVI: 273-284.

MONSERRAT, X. (1993). "Aplicación de aguas residuales en Sant Jordi (Mallorca)". In: Candela, L. y Varela, M. (Eds) "La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoria Medición y Modelos". Univ Politéctica de Catalunya. Barcelona. pp: 242-258.

RAMOS, C. y VARELA (1993). " Lixiviación de nitratos en dos parcelas experimentales en regadío en la región de Valencia". In: Candela, L. y Varela, M. (Eds) "La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoria Medición y Modelos". Univ. Politéctica de Catalunya. Barcelona. pp: 183-196

SANCHEZ, J.M.; ANTIGÜEDAD, A.; ARRATE, I. y MORELL, I. (1994). "La zona no saturada y la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas en el acuífero cuaternario de Vitoria-Gasteiz (País Vasco)". *Jornadas sobre investigación en zona no saturada.* pp: 53 - 66. Universitat Jaume I. Castellón

SANCHEZ, J.M. (1994). "Metodología de muestreo de agua y suelo en medio no saturado". *Investigación en Zona No Saturada.*pp: 1-7. Ed. I. Morell. Universitat Jaume I. Castellón.

SANCHEZ, J.M. y MORELL, I. (1994). "Precauciones de uso de los tomamuestras de succión equipados con porcelana porosa". *Investigación en Zona No Saturada.* pp: 9 - 15. Ed. I. Morell. Universitat Jaume I. Castellón.

SANCHIS, E. (1991). "Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal". Tesis Doctoral Universitat de Barcelona 331pp.

VIRGOS, L.I. y M. VARELA (1992). "Eliminación de vinazas por aplicación al terreno en Daimiel (Ciudad Real). Evolución hidroquímica." *Hidrogeología y Rec. Hidrc.* XVI: 245-260.