

# RIEGO CON AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA AGROALIMENTARIA Y CALIDAD DEL SUELO EN EL VALLE DEL EBRO EN NAVARRA, ESPAÑA

## Soil Quality as Affected by Irrigation with Wastewater from the Agri-Food Industry in the River Ebro Basin, Navarra, Spain

Iñigo Virto<sup>1‡</sup>, Paloma Bescansa<sup>1</sup>, Maria J. Imaz<sup>1</sup> y Alberto Enrique<sup>1</sup>

### RESUMEN

El aprovechamiento para el riego de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias es difícil, en la actualidad, en el valle del Ebro, en Navarra, España, debido a restricciones de tipo legal. Sin embargo, el volumen producido permitiría regar una superficie de 3000-3500 ha. En este estudio se evaluó la composición media de estas aguas, en relación con el agua convencional de riego, así como el efecto de aplicar diferentes proporciones de agua residual, dentro de las dosis habituales de riego, en el suelo en un periodo de cuatro años, en la ribera del Ebro, en Navarra. Para ello, se instalaron tres ensayos (VI-1, VI-2 y VA) sobre suelos agrícolas representativos de la zona (Xeric Petrocalcic, Typic Xerofluvent y Cambic Gypsiorthid), anexos a plantas procesadoras y en los que se establecieron subparcelas que se irrigaron con el agua mencionada. Los Sitios VI-1 y VA tuvieron praderas permanentes de alfalfa con riego por aspersión y el Sitio VI-2 tuvo una rotación regada por inundación. En ningún caso las diferencias observadas en el suelo se debieron a la cantidad o el tipo de agua residual recibida, sino que ocurrieron como consecuencia del manejo agronómico de las parcelas (implantación de una pradera, abonado) o de sus condiciones naturales (textura, contenido en yeso y CaCO<sub>3</sub>). El estudio permite concluir que, con los indicadores utilizados, el riego con estas aguas residuales no presenta riesgos para la calidad del suelo en la zona de estudio, de modo que su uso podría contribuir a una producción agrícola más eficaz en la región, así como a un uso más eficiente del agua en la misma.

<sup>1</sup> Área Edafología y Química Agrícola. Dpto. Ciencias del Medio Natural. Universidad Pública de Navarra. Campus Arrosadía. 31006 Pamplona, España.

<sup>‡</sup> Autor responsable (inigo.virto@unavarra.es)

*Palabras clave:* reutilización del agua, suelos semiáridos, calidad del agua, petrocálcico, xeric.

### SUMMARY

Legal restrictions constrain irrigation use of wastewaters from the agri-food industry in the Ebro River Basin in Navarra, Spain. Even though the annual volume of wastewater produced in Navarre would allow for the irrigation of 3000 to 3500 ha. In this study, we evaluated the average composition of these wastewaters compared with conventional irrigation water, as well as the effect of different proportions of wastewater application, within the customary irrigation dosages on soil on the banks of the Ebro River, Navarra, during a period of four years. Three experiments (VI-1, VI-2, and VA) were set up on three agricultural soils representative of the area (Xeric Petrocalcic, Typic Xerofluvent, and Cambic Gypsiorthid) next to processing plants. The three soils were split into subplots which were irrigated with different ratios of clean water:wastewater. Sites VI-1 and VA had a permanent alfalfa crop under sprinkler irrigation, while site VI-2 was under crop rotation and flood irrigation. The differences observed in the selected soil parameters were not related to the amount or type of water received, to agricultural management (implementation of a permanent cover, fertilizers) or to natural characteristics of the soils (low infiltrability at VI-2 or the presence of a colluvial area at VA). We conclude that, based on the selected soil indicators, irrigation with wastewater from the agri-food industry does not imply risks to soil quality in this area, and its use could contribute to more effective agricultural production in the region and to more efficient water use.

*Index words:* wastewater re-use, semi-arid soils, water quality, petrocálcico, xeric.

## INTRODUCCIÓN

Las industrias agroalimentarias generan grandes volúmenes de aguas residuales (Seoáñez, 2003) que presentan gran variabilidad en su composición. Sin embargo, en la mayoría de los casos, la instalación de sistemas y plantas depuradoras queda fuera del alcance de estas industrias. Las técnicas de bajo coste (Lázaro-Carrasco, 1987) intentan utilizar sistemas que aprovechen los procesos de interacción agua-suelo-planta-microorganismos para depurarlas (Metcalf & Eddy, 1995). Si se considera la ubicación rural de muchas plantas procesadoras, el uso del suelo agrícola es una solución interesante, especialmente en las zonas áridas y semiáridas (Cajuste *et al.*, 2001). En el valle del río Ebro, a su paso por Navarra, existe un complejo de producción de conservas tradicionales y congelados de frutas y hortalizas (Langreo, 2004); éste transforma alrededor de 400 000 Mg de materia prima al año y utiliza entre 15 y 20  $10^6$  m<sup>3</sup> de agua. En esta zona, la precipitación media anual es de 380 mm y el clima es semiárido, lo que hace atractiva cualquier medida que ayude a mejorar el uso del agua y ponga a disposición de la agricultura mayor cantidad de ésta (Bouwer, 2000). El uso de un volumen semejante de agua en el riego permitiría regar una superficie equivalente a 3000-3500 ha. Estas industrias ven calificadas sus aguas como 'residuales', cuando en muchos casos sus concentraciones en contaminantes no alcanzan los valores umbrales o de riesgo para el ecosistema, y su potencial para el riego es alto (Meyer *et al.*, 1981). En esta zona, la limitación para el uso de esta agua en regadío es de origen legal, ya que el agua residual utilizada para el riego se considera un vertido y, por lo tanto, queda sujeta a la normativa que los regula (Directiva 91/271/CEE, Artículos 100 y 101 del Real Decreto Ley 1/2001).

Los autores que han estudiado este tipo de prácticas, desde el punto de vista de la conservación del suelo en zonas áridas y semiáridas (Huerta *et al.*, 2002; Alhumoud *et al.*, 2003, Wang *et al.*, 2003; Lucho-Constantino *et al.*, 2005), coinciden en señalar la importancia de controlar la calidad del suelo [su capacidad para funcionar correctamente (Karlen *et al.*, 1997)], incluso cuando las aguas utilizadas no contengan materiales contaminantes, como es el caso. Para ello, es necesario identificar las propiedades del suelo potencialmente afectadas, así como los componentes del agua que podrían modificar la calidad del suelo regado.

La composición media de estas aguas indica que los mayores riesgos de degradación del suelo asociados a su empleo para el riego son la degradación de la estructura, por efecto del aporte de sales de sodio (Halliwell *et al.*, 2001; Seoáñez, 2003); las limitaciones a la infiltración y el aumento de la escorrentía y el encharcamiento, como consecuencia del taponamiento de poros o la formación de una capa superficial de residuos vegetales no descompuestos (Crites *et al.*, 2000); así como desequilibrios en el contenido de nutrientes, como causa de los aportes del agua (lavado, aportes y variación de la disponibilidad). Cabe esperar algunos efectos benéficos derivados de la aplicación de restos vegetales con el agua, especialmente en suelos pobres en materia orgánica. Los indicadores más apropiados para estudiar la evolución en el suelo del riego con aguas residuales son, por lo tanto, los que permitan valorar estas propiedades.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del suelo en tres parcelas experimentales situadas en el valle del Ebro, en Navarra, España, en las que se aplicaron, durante cuatro años consecutivos, cantidades diferentes de aguas residuales procedentes de tres plantas procesadoras de conservas vegetales. Se escogieron variables cuya determinación es de bajo coste y realizables en los análisis de rutina a futuro y que permitan una visión global de la evolución del suelo: el estudio de la estabilidad de la estructura y las variaciones en la capacidad de retención de agua a bajos potenciales del suelo se eligieron para cuantificar los cambios en la estructura; la infiltrabilidad en campo y la permeabilidad de los horizontes superiores, para evaluar la evolución de las propiedades hídricas; la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la composición del complejo de cambio, la concentración de P, el pH y la conductividad eléctrica (CE) se analizaron para evaluar el balance de nutrientes y sales. Finalmente, el contenido de materia orgánica (MO) se analizó en relación con el aporte de sólidos orgánicos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se eligieron suelos agrícolas sobre depósitos cuaternarios de diferente edad de los ríos Ebro y Aragón (IGME, 1977), en tres lugares cercanos a plantas procesadoras: Villafranca-1 (VI-1), Villafranca-2 (VI-2) y Valtierra (VA). El diseño experimental fue el mismo (bloques no aleatorizados), pero con diferentes cultivos y sistemas de riego (Cuadro 1). En cada ensayo (parcela)

**Cuadro 1. Ubicación y descripción de los ensayos realizados.**

	Villafranca-1	Villafranca-2	Valtierra
Coordenadas	42° 18' 09" N 01° 44' 13" O	42° 15' 51" N 01° 44' 28" O	42° 11' 15" N 01° 37' 03" O
Localidad	Villafranca (NA)	Villafranca (NA)	Valtierra (NA)
Superficie subparcelas	75 x 15 m	60 x 35 m	80 x 20 m
Sistema de riego	Aspersión	Inundación	Aspersión
Cultivo	Pradera mixta alfalfa	Maíz, trigo, cebada, girasol	Pradera mixta alfalfa

se definieron cuatro subparcelas, sobre las que se aplicó la misma cantidad total de agua de riego (según las necesidades de los cultivos), con proporciones variables de agua residual (Cuadro 2). En cada caso se mantuvo una subparcela control (T1), regada con agua convencional de riego ('limpia'), y en las tres restantes (T2, T3 y T4) se aplicaron proporciones cada vez más concentradas de agua residual frente al agua de riego convencional ('limpia'). En el año 2000, la parcela VI-2 se regó exclusivamente con agua limpia debido a dificultades técnicas. El suelo en VI-1, con abundante pedregosidad en el horizonte superficial, se clasificó como *Xeric Petrocalcid* (Soil Survey Staff, 2003) debido a la presencia de un horizonte petrocálcico a 0.20 m de profundidad y de más de 1 m de grosor. El suelo de

VI-2 se clasificó como *Typic Xerofluvent* (Soil Survey Staff, 2003). Se observó una textura significativamente más fina en la subparcela T4 que en el control (T1), con un gradiente decreciente de T4 a T1. La pedregosidad presentó el comportamiento inverso (Cuadro 2). El suelo de VA se encuentra desarrollado sobre material coluvial procedente de la Formación Lerín (yesos y arcillas), depositado sobre una terraza del cuaternario. Se observó una abundante presencia de yeso, sin cementaciones y se clasificó como *Xeric Haplogypsid* (Soil Survey Staff, 2003). Se observó un contenido significativamente más elevado en arcilla en la subparcela T2 (Cuadro 2), correspondiente a una zona de enriquecimiento en materiales procedentes del lavado de la formación yesífera cercana.

**Cuadro 2. Granulometría y elementos gruesos de los suelos estudiados, dosis de riego aplicadas y composición media por subparcela y año (0-0.30 m).**

	< 0.002	0.002-0.02	0.02-0.2	0.2-2	EG <sup>††</sup>	AL	AR	PAR <sup>‡</sup>	SAR	[K <sup>+</sup> ] <sup>¶</sup>	pH	CO <sup>#</sup>	
	Tamaño de partículas (mm)					Aguas de riego (media 1997-2000)							
	mg g <sup>-1</sup> suelo < 2mm				g kg <sup>-1</sup>	- - -	L m <sup>-2</sup>	- - -	%		g L <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
	Villafranca-1 <sup>†</sup>												
T1	207.2	194.4	466.2	132.2	433.6	1027	0	0	0.99	0.02	7.98	0	
T2	216.2	182.0	473.7	132.9	474.5	1028	84	33	1.11			19.4	
T3	216.1	176.0	462.7	145.1	352.5	1032	173	68	1.25			41.3	
T4	224.4	182.0	462.8	130.8	297.3	1034	255	100	1.36	0.36	7.08	59.6	
	Villafranca-2 <sup>§</sup>					- -	No. riegos	- -					
T1	243.7 c	301.4 c	383.4 c	65.8 c	182.5 a	6	0	0	0.94	0.02	8.15	0	
T2	259.7 b	339.0 b	360.5 b	37.0 c	176.0 a	6	1.3	42	1.52			6.6	
T3	268.3 ab	352.3 ab	357.7 ab	29.2 b	54.2 b	6	2.5	83	2.06			11.1	
T4	280.3 a	354.2 a	344.2 a	24.4 a	24.6 c	6	3	100	2.46	0.48	6.20	14.3	
	Valtierra <sup>†</sup>					- - -	L m <sup>-2</sup>	- - -					
T1	154.4 b	287.9 b	444.9	108.7 b	35.9	1264	0	0	2.84	0.04	7.94	0	
T2	184.2 a	345.5 a	418.2	52.0 c	9.3	1259	113	32	3.10			78.9	
T3	444.9 c	247.3 c	432.5	187.8 a	47.9	1269	239	67	3.39			172	
T4	108.8 c	250.9 c	448.7	166.5 a	10	1253	354	100	3.64	4.93	5.63	258.8	

Los valores marcados con la misma letra en la misma columna pertenecen a grupos homogéneos de Duncan ( $P < 0.05$ ) para cada suelo.

T1, parcela control (agua limpia); T2 y T3, dosis crecientes de agua residual; T4, máximo aporte de agua residual.

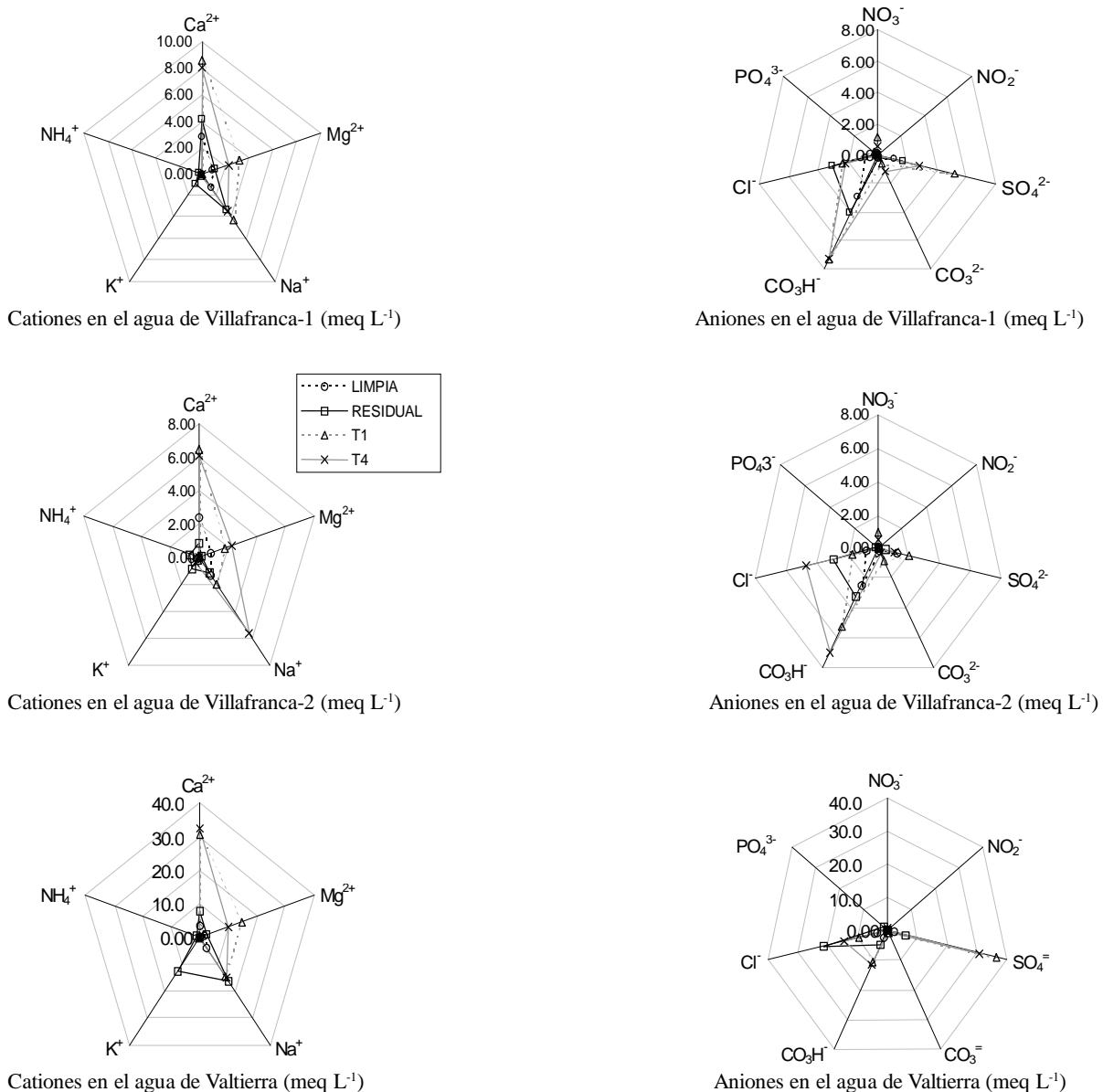
<sup>†</sup> Dosis en L m<sup>-2</sup>; <sup>§</sup> Dosis en número de riegos; AL = agua limpia; AR = agua residual; <sup>‡</sup> PAR = porcentaje de la cantidad de agua residual recibida en relación con la subparcela que más recibió; SAR = relación de adsorción de sodio; <sup>¶</sup> K<sup>+</sup> (mg L<sup>-1</sup>); <sup>#</sup> CO = C orgánico aportado en el agua residual (kg ha<sup>-1</sup>); <sup>††</sup> EG = elementos gruesos (> 2 mm).

En cada muestreo se recogieron al menos seis muestras por parcela de la profundidad de enraizamiento (0-0.30 m) (Puget *et al.*, 1995; Besnard *et al.*, 1996). La zona presenta un clima mediterráneo templado, según Papadakis (1996), con el pico de lluvias en la estación fría (septiembre a marzo).

El Cuadro 3 muestra la composición media del agua de distribución (análisis de rutina) antes de entrar en las plantas procesadoras y a la salida de las mismas. Puede observarse que el agua de salida (residual) estuvo, en general, más cargada en electrolitos que la inicial y, en

el caso de Valtierra, presentó un valor de pH más bajo que la de entrada, lo que hace que sean calificadas como vertidos. No existen datos de otras variables en el agua de distribución.

El agua de riego se analizó rutinariamente, durante cada uno de los años de estudio (1997-2000). El agua de percolación de los tratamientos extremos (T1 y T4) se recogió en sondas situadas a 1 m de profundidad. Los resultados del análisis de las aguas se encuentran resumidos en el Cuadro 2 y la Figura 1. En éstos se observan las escasas diferencias, en las variables



**Figura 1.** Cationes y aniones en las aguas de riego y de percolación. T1 corresponde al agua de precolación de la subparcela control, y T4 a la de la subparcela del mismo nombre.

**Cuadro 3. Calidad del agua en la red de distribución y a la salida de las plantas.**

	Red distribución <sup>†</sup>	Villa- franca-1	Villa- franca-2	Valtierra
pH	7.93	7.09	6.2	5.38
CE <sup>‡</sup> (dS m <sup>-1</sup> )	774	510	828	1869
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	< 0.05	10.2	35.2	42.9
Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0.58	104.1	99.3	719.9

<sup>†</sup> Valores medios en la zona. <sup>‡</sup> CE = conductividad eléctrica.

analizadas, entre el agua convencional y la residual, calificada así por su origen más que por su composición. Las principales diferencias estuvieron en los valores de CE (datos no mostrados), reflejados en la concentración de electrolitos [en especial Na<sup>+</sup> y Cl<sup>-</sup> (Figura 1)], mayores en las aguas residuales.

Un dato significativo fue la mayor concentración encontrada sistemáticamente en el agua de percolación de las subparcelas T4 y T1, especialmente en Ca<sup>2+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y, en el caso de VA, en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (Figura 1). Esto indica que la aplicación en riego de estos suelos supuso un lavado del CaCO<sub>3</sub> y el CaSO<sub>4</sub> · H<sub>2</sub>O de los perfiles, independientemente del tipo de agua utilizado.

La concentración de metales pesados estuvo siempre por debajo de los límites de detección, tanto en el agua limpia como en la residual. Se detectó Zn (0.10-0.50 mg L<sup>-1</sup>) en los dos tipos de agua. Estos valores están por debajo de las cargas máximas de 2 mg L<sup>-1</sup> recomendadas por FAO (Ayers y Westcot, 1987) y, considerando el pH del suelo, quedarían en formas no disponibles. Respecto al Pb, se detectaron cantidades entre 3 y 20 µg L<sup>-1</sup>, tanto en el agua 'limpia' como en la residual. Sólo en el caso de VA, el valor medio del agua residual (13-21 µg L<sup>-1</sup>) fue ligeramente más alto que en el agua limpia (8-14 µg L<sup>-1</sup>). Al igual que en el Zn, son valores muy por debajo de los límites recomendados por FAO (5 mg L<sup>-1</sup>) (Ayers y Westcot, 1987). En todos los casos, la concentración de fitosanitarios en las aguas fue no detectable por la técnica utilizada (cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas).

Respecto al estado sanitario de las aguas, su estudio queda fuera del objeto del presente trabajo. Evidentemente, el uso de aguas residuales para el riego agrícola debe estar siempre supeditado al control de coneiformes fecales y nemátodos intestinales (Westcot, 1997). En el caso de las industrias agroalimentarias,

esto puede conseguirse fácilmente separando, en las plantas procesadoras, las aguas negras de las residuales de la línea de producción.

### Análisis de Campo y Laboratorio

La textura se determinó por el método de la pipeta de Gee y Bauder (1986) y el de Hesse (1976), para las muestras ricas en yeso (VA). En VI-2 y VA se utilizaron anillos de acero biselados para determinar la ρ<sub>b</sub>. En VI-1, debido a la pedregosidad, la ρ<sub>b</sub> se determinó en campo.

Entre las variables evaluadas del suelo, el diámetro medio ponderado (MWD) de los agregados < 2 mm se utilizó como índice de estabilidad estructural (Le Bissonais, 1996). Este análisis se realizó por cuadruplicado. La tasa de infiltración se midió en campo en los tratamientos extremos (T1 y T4), con infiltrómetro de doble anillo. Al finalizar los ensayos de VI-2-2 y VA, se tomaron muestras inalteradas a 0-15 y 15-30 cm para medir la permeabilidad en laboratorio (Permeámetro P1.87-1 Soil Water Permeability Test, Eijkelkamp, Holanda). El estudio de la retención de agua en los potenciales más bajos (0, -10, -33, -50 y -100 kPa) se efectuó sobre las muestras de 0-0.30 m de cada subparcela en el primer y último año de los ensayos. Las medidas se realizaron por duplicado en un equipo de presión (Soilmoisture Equipment Co., Santa Barbara, CA, USA). Los datos se transformaron a porcentaje volumétrico de agua. La materia orgánica (MO) se determinó por oxidación húmeda (Walkley y Black, 1934). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó mediante el método clásico de saturación en CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> (Porta, 1986) y las bases de cambio (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>) del extracto se analizaron por absorción atómica (Espectrómetro GBC932AA, GBC Sci. Eq. PTYLTD, Victoria, Australia). Se utilizó el método Olsen-Watanabe (Porta, 1986) para el análisis del P. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinaron en una solución 1:2.5 (suelo:agua), corregidos a 25 °C. En VA se realizó una lectura de CE en campo, con un sensor de inducción electromagnética EM-38 (Geonics Ltd., Mississauga, Ontario, Canadá), con el fin de elaborar un mapa de salinidad. Se tomaron las coordenadas con un equipo GPS March II (Corvallis Microtechnology Inc., Corvallis, OR, USA), en lecturas de 20 segundos. El mapa se elaboró utilizando el programa Surfer (Golden Software Inc., Golden, CO, USA).

## Métodos Estadísticos

Se comprobó la homogeneidad de varianzas con la prueba de Lèvene. Para las comparaciones entre subparcelas, cada año se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) y la comparación en el tiempo se hizo mediante tests pareados de la T ( $P < 0.05$ ).

La prueba post-hoc para determinación de grupos homogéneos fue la prueba de Duncan. Se utilizó el programa SPSS 11.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**Villafranca-1.** El Cuadro 4 muestra los resultados de los indicadores analizados durante los años de estudio. No se observaron variaciones en el tiempo ni en el espacio en el contenido de MO, la CIC,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Na}^+$  de cambio, lo cual indica que el aporte de sólidos orgánicos y electrolitos en las aguas residuales no tuvo efecto en el suelo. Las diferencias observadas en las demás variables pueden explicarse en función del manejo (implantación de una pradera permanente y abonados) y del riego en sí, y no como variaciones causadas por la aplicación de agua residual.

Por ejemplo, el MWD aumentó significativamente ( $P < 0.05$ ) en las subparcelas T1 y T4, lo que excluye la proporción de agua residual recibida como causante de este efecto, asociado a la implantación de una cobertura

permanente. Se observó un aumento en la cantidad de P disponible en las cuatro subparcelas, entre 1997 y 1998, después de la aplicación de un abonado de fondo, y un marcado descenso durante los años siguientes. La concentración final fue significativamente menor que la inicial ( $P < 0.05$ ), debido a la inmovilización del P y a las extracciones del cultivo. El incremento y la disminución significativa ( $P < 0.05$ ) de los cationes  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$ , respectivamente, fueron homogéneos en las cuatro subparcelas, por lo que no estuvieron relacionados con el tipo de agua de riego recibida, al igual que la evolución de la CE del suelo, que estuvo en todo momento por debajo del umbral de salinidad ( $0.4 \text{ S m}^{-1}$ ).

Respecto a las propiedades hídricas, se apreciaron variaciones de la permeabilidad ( $K_s$ ) en el tiempo, en relación con el valor medio medido tras la implantación del estudio (1997). Esto puede atribuirse igualmente a la implantación de la pradera. La retención de agua observada en las cuatro subparcelas (Figura 2) fue similar en las muestras de los años 1997 y 2000.

En T1 la retención fue más baja en 2000 a -33 y -50 kPa que en 1997 ( $P < 0.05$ ). Al no repetirse esta observación en el resto de puntos de la curva, este hecho no se consideró como un efecto generalizado en los puntos de baja succión.

**Villafranca-2.** El Cuadro 5 muestra los resultados de los indicadores analizados en VI-2. Las diferencias

**Cuadro 4. Evolución de las propiedades físicas y químicas del suelo en Villafranca-1 (0-20 cm).**

	1997				1998				1999				2000			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<b>Propiedades físicas</b>																
Infiltrabilidad $V_i$ ( $\text{cm h}^{-1}$ )			2.9		28.8			28.8	16.5			22.1				
Permeabilidad $K_e$ ( $\text{cm h}^{-1}$ )			3		18.9			21	9.6			14.4				
MWD (mm)	1.58*	1.65	1.55	1.35*									1.86*	1.76	1.87	1.73*
MO ( $\text{mg g suelo}^{-1}$ )	22.7	21.1	21.3	20.4	24.2	22.6	21.5	21.1	24.3	24.6	22.8	24.2	21.7	19.8	18.9	20.4
<b>Fertilidad</b>																
P-Olsen ( $\text{mg P kg suelo}^{-1}$ )	20* ab	16*c	17* bc	21* a	49 a	37 bc	32 c	39 b	40 a	29 ab	24 b	33 ab	8*	8*	9*	14*
CIC ( $\text{cmol}_c \text{ kg suelo}^{-1}$ )	12.8	12.8	12.8	14.6									11.7	12.4	11.6	13.9
$\text{Ca}^{2+}$	11.4	11.5	11.4	13.2									10.2	10.8	10.1	12.4
$\text{Mg}^{2+}$	0.72*	0.68*	0.72*	0.67*									0.97*	1.03*	0.93*	0.86*
$\text{Na}^+$	0.24	0.29	0.29	0.31									0.29	0.27	0.27	0.28
$\text{K}^+$	0.45*	0.37*	0.45*	0.44*									0.28*	0.27*	0.29*	0.40*
CE ( $\text{S m}^{-1}$ )	0.028*	0.028*	0.028*	0.027*	0.025	0.026	0.026	0.024	0.034	0.03	0.029	0.032	0.022*	0.022*	0.021*	0.021*
pH					8.43	8.47	8.44	8.53	8.48	8.51	8.56	8.52	8.66	8.65	8.71	8.67

Los valores marcados con \* fueron estadísticamente diferentes en el tiempo ( $P < 0.05$ ) al final (2000) y al inicio (1997) del ensayo. Los valores marcados con letras iguales en la misma fila forman parte del mismo grupo homogéneo de Duncan ( $P > 0.05$ ) para cada año (no son estadísticamente diferentes entre sí). Los diferentes grupos de Duncan son estadísticamente ( $P < 0.05$ ) diferentes entre sí.

T1, parcela control (agua limpia); T2 y T3, dosis crecientes de agua residual; T4, máximo aporte de agua residual.

MWD = diámetro medio redondeado, MO = materia orgánica, CIC = capacidad de intercambio catiónico, CE = conductividad eléctrica.

**Cuadro 5. Evolución de las propiedades físicas y químicas del suelo en Villafranca-2 (0-30 cm).**

	1997				1998				1999				2000			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<b>Propiedades físicas</b>																
Infiltrabilidad $V_i$ (cm h <sup>-1</sup> )	5.4			6	5.7			1.1	7.4			3	3.1			1.3
Permeabilidad $K_e$ (cm h <sup>-1</sup> )	1.2			3.4	6.1			0.6	2.4			1.6	2.4			1.2
Permeabilidad 0-15 (cm d <sup>-1</sup> )													0	0.43	0.03	0
Permeabilidad 15-30													6.69	0	0.24	0
MWD (mm)	0.82	0.59	0.51	0.52									0.92	0.71	0.6	0.57
MO (mg g <sup>-1</sup> suelo)	17.7	17.6	16.4*	17.2	18.5	17.8	17.7	16	17.5	17.8	17.5	15.7	16.9	18.1	18.1*	16.9
<b>Fertilidad</b>																
P-Olsen (mg P kg <sup>-1</sup> suelo)	45* a	32 b	30 b	38* ab	34	22	25	29	19	18	22	22	29*	27	30	29*
CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> suelo)	13.6	12.1	13	12.2									13.2	15.4	14.8	15.2
Ca <sup>2+</sup>	11.6	10.4	10.6	9.5									11.2	13	12.2	12.5
Mg <sup>2+</sup>	1.19	1.19	1.29	1.4									1.11	1.25	1.36	1.38
Na <sup>+</sup>	0.25	0.35	0.32*	0.46									0.27	0.37	0.41*	0.46
K <sup>+</sup>	0.56	0.73	0.75	0.84									0.58	0.79	0.83	0.86
Mg <sup>2+</sup> / Ca <sup>2+</sup>	0.102	0.114*	0.121	0.147*									0.099	0.096*	0.111	0.111*
Na <sup>+</sup> / (Ca <sup>2+</sup> + Mg <sup>2+</sup> )	0.02	0.03	0.027	0.042									0.022	0.026	0.03	0.033
CE (S m <sup>-1</sup> )	0.025	0.028	0.026	0.029	0.023	0.025	0.026	0.032	0.024c	0.028ab	0.040b	0.042a	0.024b	0.036a	0.025b	0.028a
pH	8.07	8.09	8.04	8.11	8.38	8.44	8.48	8.43	7.95	8.08	8.08	8.11	8.31	8.21	8.49	8.45

Valores estadísticamente diferentes en el tiempo ( $P < 0.05$ ), al final (2000) y al inicio (1997) del ensayo. Valores marcados con letras iguales en la misma fila forman parte del mismo grupo homogéneo de Duncan ( $P > 0.05$ ) para cada año (no son estadísticamente diferentes entre sí). Los diferentes grupos de Duncan son estadísticamente ( $P < 0.05$ ) diferentes entre sí.

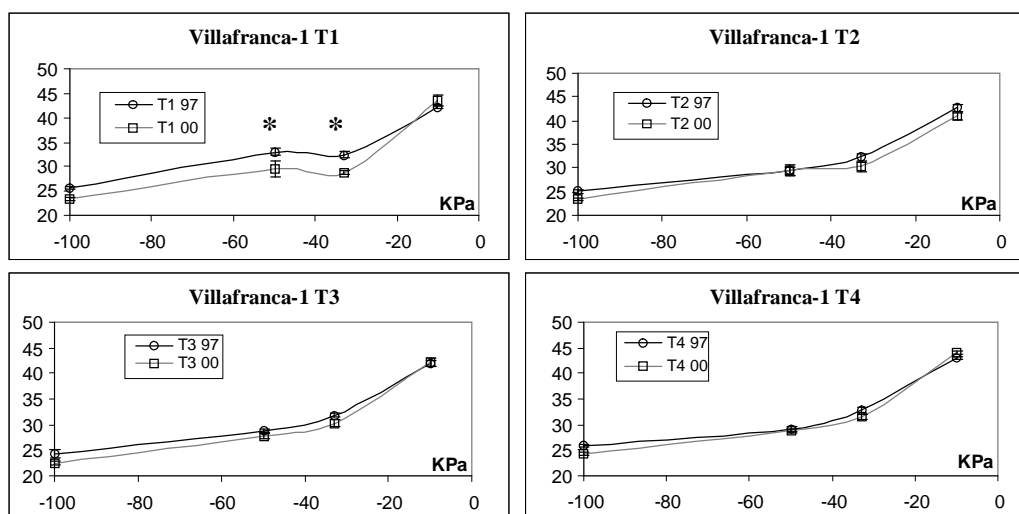
T1, parcela control (agua limpia); T2 y T3, dosis crecientes de agua residual; T4, máximo aporte de agua residual.

MWD = diámetro medio redondeado, MO = materia orgánica, CIC = capacidad de intercambio catiónico, CE = conductividad eléctrica.

señaladas en textura y pedregosidad entre subparcelas limitaron la comparación entre ellas, especialmente en lo que se refiere a movimiento y retención de agua. Sin embargo, la evolución de cada subparcela en el tiempo fue posible. La forma de las curvas de retención de agua

en las cuatro subparcelas, por ejemplo, estuvo en relación con el gradiente de textura (Figura 3).

Los puntos en los que la textura comienza a influir en la retención más que la estructura (-50 y -100 kPa) presentaron valores más altos de retención de agua en



**Figura 2. Curvas de retención de agua a 0, -10, -33, -50 y -100 kPa en las cuatro subparcelas de Villafranca-1, en 1997 y 2000. Valores marcados con \* fueron significativamente diferentes en el tiempo ( $P < 0.05$ ). Los valores en el eje Y corresponden a humedad en porcientos con base en volumen.**

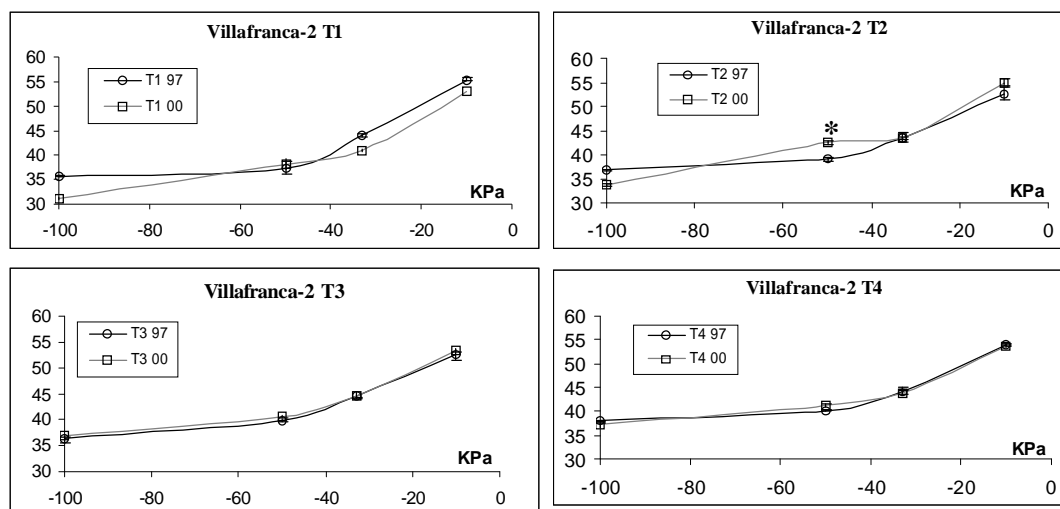


Figura 3. Curvas de retención de agua a 0, -10, -33, -50 y -100 kPa en las cuatro subparcelas de Villafranca-2 en 1997 y 2000. Los valores en el eje Y corresponden a humedad en porcentaje con base en volumen.

T3 y T4 que en T1. En todas las subparcelas, la evolución en el tiempo fue semejante, sin diferencias relacionadas con la aplicación de aguas residuales. Las medidas de infiltración realizadas en los controles anuales, pusieron en evidencia la heterogeneidad textural característica de los suelos fluvénticos, con frecuentes depósitos de sedimentos de diferente granulometría debido a las crecidas del río.

Respecto a las diferencias en MO, únicamente T3 mostró un aumento progresivo del contenido en MO en los primeros centímetros. La inexistencia de estas diferencias en T4 indica que esto se debió más a los aportes de los cultivos que al C orgánico procedente del agua residual. El aporte total de C orgánico en el agua residual fue, en esta parcela, en general, muy bajo (Cuadro 2) y la mineralización muy alta, debido al clima y la ausencia de cobertura permanente. En T4, además, debido al encharcamiento prolongado a causa de la textura fina, los aportes del cultivo fueron menores en todos los años.

En las cuatro subparcelas del ensayo se observó una tendencia convergente hacia un valor medio homogéneo de P-Olsen (las diferencias entre subparcelas del año 1997 habían desaparecido en 2000). Los valores finales en las cuatro subparcelas fueron similares y altos para este tipo de suelo, debido a los abonados recibidos cada año, según el cultivo implantado. La CIC no mostró variaciones significativas en el tiempo. El Na de cambio aumentó significativamente ( $P < 0.05$ ) en las muestras de la Subparcela T3, aunque la relación

entre el sodio y los cationes divalentes se mantuvo constante.

En resumen, no se observaron diferencias estadísticas debido al aporte de aguas residuales en ninguno de los años de estudio. Únicamente es destacable el incremento en CE observado en el tiempo en T2, T3 y T4 durante los tres primeros años. En el año 2000, cuando la totalidad de la parcela se regó con agua 'limpia' y en dosis importantes, debido a la alta demanda del cultivo (girasol), este efecto desapareció. El control de aporte de sales parece necesario, pues en todo momento los valores estuvieron por debajo del umbral de salinidad de  $0.4 \text{ S m}^{-1}$  aceptable para suelos agrícolas.

**Valtierra.** Debe notarse que el agua residual de este ensayo fue la más cargada en electrolitos y componentes orgánicos, así como la que presentó un pH medio más bajo en relación con el agua convencional de riego (Cuadro 2). Este hecho y la destacada heterogeneidad observada en la zona correspondiente a T2 marcaron la evolución en el tiempo del suelo de este ensayo. En primer lugar (Cuadro 6), la subparcela T2 mantuvo el contenido de MO más elevado durante todo el ensayo y no varió en el tiempo, lo que indica un importante aporte de materiales orgánicos coluviales, como restos de la vegetación de la formación yesífera adyacente. En el resto de las subparcelas, al final de los ensayos, la MO fue mayor que en el primer año, lo que permite concluir que el efecto del riego con las aguas residuales sobre el contenido total de MO no existió o fue menor que



**Cuadro 6. Evolución de las propiedades físicas y químicas del suelo en Valtierra (0-30 cm).**

	1997				1998				1999				2000			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<b>Propiedades físicas</b>																
Infiltrabilidad $V_i$ (cm h <sup>-1</sup> )	7.9			12.9	14			19.7								
Permeabilidad $K_e$ (cm h <sup>-1</sup> )	6			4.2	12			19.2								
Permeabilidad 0-15 (cm d <sup>-1</sup> )													12.2	15.9	0	0
Permeabilidad 15-30													0	0	0	0
Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )	1.4	1.4	1.42	1.42									1.69	1.71	1.6	1.8
MWD	1.19	0.78	1.65	1.45									1.12	0.9	1.68	1.57
MO (mg g suelo <sup>-1</sup> )	13.0*b	24.2a	11.6*b	12.4b	18.3b	24.4a	16.7b	14.5c	19.9b	23.0a	15.2c	14.5c	17.3*b	22.0a	14.7*b	14.3*b
<b>Fertilidad</b>																
P-Olsen (mg P kg suelo <sup>-1</sup> )	0.26*b	1.70a	0.34*b	*0.38b	0.53b	1.19a	0.53b	0.48b	0.51b	1.08a	0.47b	0.38b	1.29*b	2.11a	0.72*b	0.76*b
CIC (cmol <sub>c</sub> kg suelo <sup>-1</sup> )	10.85	13.09	6.55	7.31									12.74	15.2	9.75	10.01
Ca <sup>2+</sup>	9.95	11.23	5.74	6.33									11.72	13.73	8.73	8.75
Mg <sup>2+</sup>	0.34	0.69	0.26	0.34									0.37	0.49	0.28	0.33
Na <sup>+</sup>	0.29*	0.48	0.26*	0.32*									0.35*	0.55	0.35*	0.49*
K <sup>+</sup>	0.28*	0.69*	0.29*	0.32*									0.31*	0.43*	0.39*	0.44*
Mg <sup>2+</sup> /Ca <sup>2+</sup>	0.034	0.061*	0.045*	0.054*									0.031	0.03*	0.03*	0.038*
Na <sup>+</sup> /(Ca <sup>2+</sup> + Mg <sup>2+</sup> )	0.028	0.04	0.043	0.048									0.029	0.038	0.039	0.054
CE (S m <sup>-1</sup> )	0.19*	0.2	0.19*	0.20*	0.20b	0.21a	0.20b	0.21a	0.20b	0.22a	0.21a	0.21a	0.20*c	0.20b	0.20*b	0.20*a
pH	7.77	7.83	7.72	7.75	7.95	7.98	7.93	7.98	7.86	7.88	7.88	7.9	7.92	7.93	7.89	7.88

Valores estadísticamente diferentes en el tiempo ( $P < 0.05$ ) al final (2000) y al inicio (1997) del ensayo. Los valores marcados con letras iguales en la misma fila forman parte del mismo grupo homogéneo de Duncan ( $P > 0.05$ ) para cada año (no son estadísticamente diferentes entre sí). Los diferentes grupos de Duncan son estadísticamente ( $P < 0.05$ ) diferentes entre sí.

T1: parcela control (agua limpia); T2 y T3: dosis crecientes de agua residual; T4: máximo aporte de agua residual.

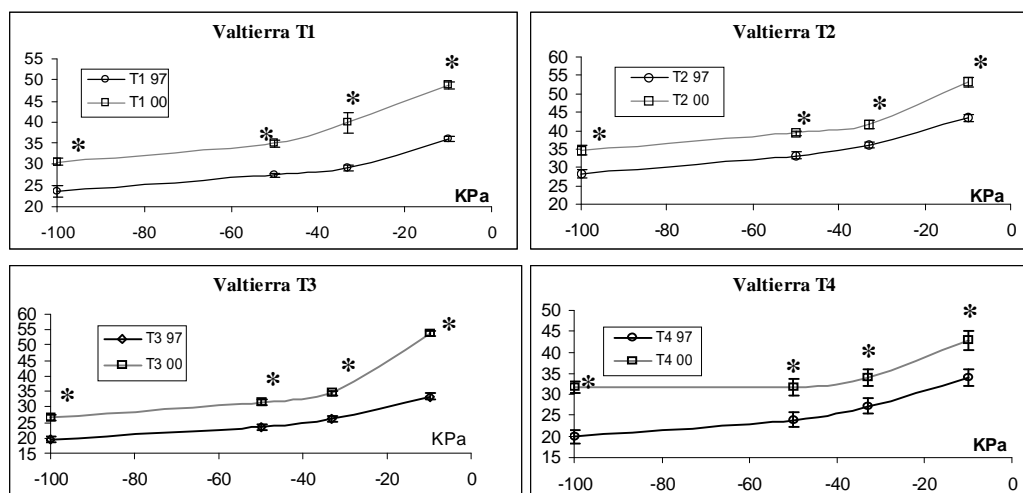
MWD = diámetro medio redondeado, MO = materia orgánica, CIC = capacidad de intercambio catiónico, CE = conductividad eléctrica.

el producido por el establecimiento del cultivo, así como la existencia de un efecto "homogeneizador" del contenido orgánico de la parcela como consecuencia de la implantación de una pradera permanente (las diferencias iniciales entre T2 y el resto de subparcelas se redujeron tras cuatro años de pradera bajo riego). El MWD no varió con relación a estos cambios de la MO, lo que se explica por la abundante presencia de yeso y CaCO<sub>3</sub>, lo cual hace que la agregación esté dominada por la alta disponibilidad de Ca soluble (Muneer y Oades, 1989). La presencia continua de Ca<sup>2+</sup> en la solución del suelo explica también los valores de P-Olsen, que fueron muy bajos (< 2.5 mg P-Olsen kg<sup>-1</sup> suelo) (FAO, 1990). Las diferencias observadas pueden atribuirse a la variabilidad del método de análisis. La retención de agua en el suelo, sin embargo, aumentó significativamente ( $P < 0.05$ ) en las cuatro subparcelas (Figura 4), aunque de nuevo el tratamiento aplicado no estuvo relacionado con este cambio, puesto que se observó el mismo comportamiento en toda la parcela. La  $\rho_b$  de las cuatro subparcelas aumentó en este tiempo (Cuadro 6) y la curva de humedad volumétrica estuvo afectada también por el factor tiempo. Los datos gravimétricos

(no mostrados) también fueron significativamente ( $P < 0.05$ ) mayores en las muestras de 2000. Es probable que la naturaleza gypsica de este suelo estuviera relacionada con este efecto, lo que indica una reorganización de las partículas del suelo que favorece el desarrollo del cultivo y el tratamiento del agua residual en el suelo. Poch *et al.* (1998) describen cómo la presencia de yeso microcristalino y la saturación de poros por cristales neoformados de yeso en suelos gypsicicos regados pueden contribuir al aumento de la retención de agua cuando el porcentaje de yeso en el suelo es alto, como en este caso (concentración media en 0-40 cm entre 35 y 50%).

Los resultados de infiltración en campo fueron similares a los en VI-1: se observó un aumento generalizado de la velocidad de infiltración, independiente de la dosis de agua residual recibida; éste se atribuyó nuevamente a las labores culturales de la parcela.

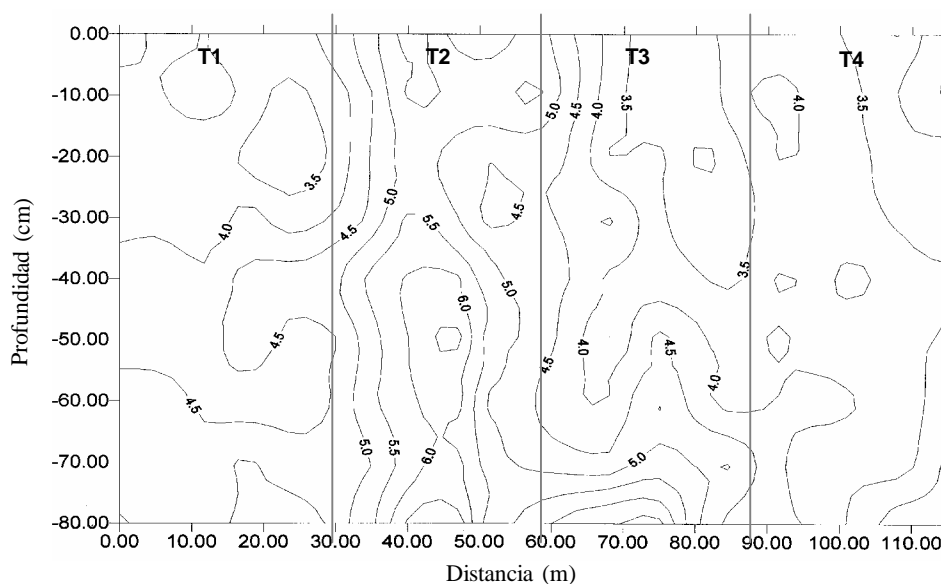
Respecto a la evolución de los cationes de cambio, debe notarse que el agua residual de esta parcela fue especialmente concentrada en Na y K (Cuadro 2). Esto pudo estar relacionado con el hecho de que, aunque no se observaron cambios significativos en la CIC en



**Figura 4.** Curvas de retención de agua a 0, -10, -33, -50 y -100 kPa en las cuatro subparcelas de Valtierra en 1997 y 2000. Los valores marcados con \* fueron significativamente diferentes en el tiempo ( $P < 0.05$ ). Los valores en el eje Y corresponden a humedad en porcentaje con base en volumen.

ninguna subparcela, aparecieran variaciones significativas ( $P < 0.05$ ) del Na y el K de cambio en las cuatro subparcelas. Las diferencias en Na perdieron significación al ser evaluadas en relación con la abundancia de cationes divalentes en el complejo. Igualmente, la relación Mg/Ca disminuyó significativamente en las tres subparcelas que recibieron agua residual en el riego. El pH más bajo de las aguas residuales en este ensayo puede explicar esta variación, al contribuir a la mayor disolución del  $\text{CaCO}_3$  y el yeso.

Finalmente, la CE del suelo fue la más alta de los tres ensayos. La evolución en el tiempo indicó un aumento en todas las subparcelas, salvo en T2, como se observó también en la MO. Esta subparcela pasó de ser la más salina, en 1998, a agruparse con T3, en 2000. En el mapa de salinidad elaborado tras el primer año (Figura 5) se puede observar cómo la zona enriquecida en sales era la subparcela T2. En el último año, además, la CE presentó valores proporcionales a la cantidad de agua residual recibida (Cuadro 6). En cualquier caso,



**Figura 5.** Mapa de salinidad ( $\text{dS m}^{-1}$ ) elaborado en otoño de 1997 en el ensayo Valtierra. Las líneas recogen zonas de igual conductividad eléctrica media en la profundidad 0-75 cm. T1: parcela control (agua limpia); T2 y T3: dosis crecientes de agua residual; T4: máximo aporte de agua residual.

la CE se mantuvo siempre dentro de valores en torno a  $0.2 \pm 0.009 \text{ S m}^{-1}$ , propios de suelos enriquecidos en yeso.

## CONCLUSIONES

Los cambios observados en los indicadores seleccionados en las tres parcelas no guardaron relación directa con la proporción de agua residual recibida en el riego de los dos suelos no gypsicos. El efecto del manejo agrícola (implantación de praderas permanentes, abonados) y las características propias del suelo (textura, contenido en yeso, carbonato de calcio) tuvieron mayor importancia sobre los cambios observados en las propiedades del suelo en esta zona que la utilización para el riego de aguas procedentes de la industria agroalimentaria. El suelo con abundante yeso y regado con el agua de mayor concentración salina y orgánica mostró una evolución hacia un enriquecimiento en materia orgánica y sales solubles, como efecto del riego con agua residual. En ningún caso los cambios observados implicaron una pérdida de calidad del suelo en esta zona, lo que indica que, con los condicionamientos sanitarios propios de este tipo de prácticas, el uso del agua residual de la industria agroalimentaria no representa riesgos para la calidad del suelo. Su utilización para el regadío podría contribuir a una producción agrícola más eficaz y a la puesta en riego de una superficie importante (3000 ha) en la región.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al INIA y a AGRUCON el financiamiento de las investigaciones; al ITG-A, su gestión de los ensayos de campo y el análisis de aguas.

## LITERATURA CITADA

- Alhumoud, J. M., H. S. Behbehani, and T. H. Abdullah. 2003. Wastewater reuse practices in Kuwait. *The Environmentalist* 23: 117-126.
- Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO Riego y Drenaje 29. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia.
- Besnard, E., C. Chenu, J. Balesdent, P. Puget, and D. Arrouays. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 495-503.
- Bouwer, H. 2000. Integrated water management: emerging issues and challenges. *Agric. Water Manage.* 45: 217-228.
- Cajuste, L. J., A. Vazquez-A., and E. Miranda-C. 2001. Long-term changes in the extractability and availability of lead, cadmium, and nickel in soils under wastewater irrigation. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33: 3325-3333.
- Crites, R. W., S. C. Reed, and R. K. Bastian. 2000. Land treatment systems for municipal and industrial wastes. McGraw-Hill. New York, NY, USA.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1990. Management of gypsiferous soils. *FAO Soils Bulletin* 62. Roma, Italia.
- Gee, G. W. and J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. G. S. Campbell, R. D. Jackson, M. M. Mortland, D. R. Nielsen y A. Klute (eds.). pp. 383-412. *In: Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Book Series 5.* Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Halliwel, D. J., K. M. Barlow, and D. M. Nash. 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Aust. J. Soil Res.* 39: 1259-1267.
- Hesse, P. R. 1976. Particle size distribution in gypsic soils. *Plant Soil* 44: 241-247.
- Huerta, L., R. Contreras-Valadez, S. Palacios-Mayorga, J. Miranda, and G. Calva-Vasquez. 2002. Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B* 189: 158-162.
- IGME (Instituto Geominero de España). 1977. Hoja 244 (Alfaro). Mapa geológico de España 1:50 000. Madrid, España.
- Karlen, D. L., M. J. Mausbach, J. W. Doran, R. G. Cline, R. F. Harris, and G. E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10.
- Langreo, A. 2004. La industria alimentaria en las comunidades autónomas. *Distribución y Consumo.* Enero-Febrero 2004: 5-40.
- Lázaro-Carrasco, J. A. 1987. Depuración de aguas residuales. MOPU (Ministerio de Obras Públicas). Madrid, España.
- Le Bissonais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. I. Theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 425-437.
- Lucho-Constantino, C. A., M. Álvarez-Suárez, R. I. Beltrán-Hernández, F. Prieto-García, and H. M. Poggi-Varaldo. 2005. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environ. Int.* 31: 313-323.
- Metcalf & Eddy. 1995. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. McGraw-Hill. Madrid, España.
- Meyer, J. L, T. L. Prichard, and R. Coppock. 1981. Land application systems for the utilization of fruit and vegetable processing effluent. Leaflet 21252. Division of Agricultural Sciences, University of California. Berkeley, CA, USA.
- Munee, M. and J. M. Oades. 1989. The role of Ca-organic interactions in soil aggregate stability. III. Mechanisms and models. *Aust. J. Soil Res.* 27: 411-423.
- Papadakis, J. 1966. Climates of the world and their agricultural potentialities. Buenos Aires, Argentina.
- Poch, R. M., W. de Coster, and G. Stoops. 1998. Pore space characteristics as indicators of soil behaviour in gypsiferous soils. *Geoderma* 87: 87-109.
- Porta, J. 1986. Técnicas y experimentos en Edafología. *Col·legi Oficial d'Enginyers Agrònoms de Catalunya.* Barcelona, España.

- Puget, P., C. Chenu, and J. Balesdent. 1995. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 46: 449-459.
- Seoáñez, M. 2003. Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Soil Survey Staff. 2003. Keys to Soil Taxonomy. [http://soils.usda.gov/technical/classification/tax\\_keys/keysweb.pdf](http://soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/keysweb.pdf) (Consulta: mayo 15, 2004).
- Walkley, A. and I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Wang, Z., A. C. Chang, L. Wu, and D. Crowley. 2003. Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. *Geoderma* 114: 261-278.
- Westcot, D. W. 1997. Quality control of wastewater for irrigated crop production. *Water Reports* 10. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia.