

El impacto del riego en la calidad del agua de drenaje en una nueva zona regable

The impact of irrigation on the quality of drainage water in a new irrigation district

Villar, J.M.^{a1}, Pascual, M.^b, Rufat, J.^c, Villar, P.^a

^aDepartamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo, Universidad de Lleida, Av. Alc. Rovira Roure, 191, 25198 Lleida, España. E-mail: ^{a1}jmvillar@macs.udl.cat

^bDepartamento de Horticultura, Botánica y Jardinería, Universidad de Lleida, 25198 Lleida, España. E-mail: pascual@hbj.udl.cat

^cInstitut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries, IRTA, Lleida, España. E-mail: Josep.Rufat@irta.cat

Recibido: 09/09/2015

Aceptado: 17/10/2015

Publicado: 28/10/2015

RESUMEN

La calidad del agua de dos sistemas de drenaje agrícola fue monitorizado en dos temporadas de riego para determinar la sostenibilidad de una zona recientemente transformada de secano a regadío y gestionada por la Comunidad de Regantes del Canal de Algerri-Balaguer, en el Noreste de España. La conductividad eléctrica media de las aguas de drenaje estuvo alrededor de los 4 dS·m⁻¹, y las aguas se enriquecieron con boro, fósforo y nitratos. El drenaje representó un 17% del total de agua de riego aplicada (fracción medida de lavado) que puede considerarse necesario para minimizar el riesgo de salinización secundaria del suelo en ambientes semiáridos. Los iones más comunes presentes en las aguas de drenaje fueron el magnesio, el sulfato, y el calcio y otros relacionados con la disolución de minerales presentes en la zona de estudio. La presencia de Fe, Cu, Mg, Zn y fitosanitarios fue insignificante. La información que proporcionó el estudio fue muy interesante para la Comunidad de Regantes, y los aspectos metodológicos pueden ser aplicados en otras comunidades de regantes, ya que podría ayudar a mejorar las prácticas agrícolas y utilizarse para controlar la calidad y cantidad del agua de drenaje.

Palabras clave | Impacto ambiental; Agua de drenaje; Calidad del agua; Comunidades de regantes.

ABSTRACT

The water quality of two agricultural drainage systems was monitored over two irrigation seasons in order to determine the sustainability of a new area of irrigated land (the Algerri-Balager irrigation district) located in the northeast of Spain. The average electrical conductivity of the drainage water was around 4 dS·m⁻¹, and the waters were enriched with boron, phosphorous and nitrate. Drainage represented 17% of total applied irrigation water (measured leached fraction) and is considered necessary to minimize the risk of soil salinization in semiarid environments. The most common ions in the drainage waters were magnesium, sulphate, and calcium and others related with dissolved soil minerals present in the area. The presence of Fe, Cu, Mn, Zn and pesticides was negligible. The information provided by this research was very useful for the irrigation district, and it's transferable to other irrigation districts, as it could help to improve agricultural practices and be used to control the quality and quantity of irrigation drainage.

Key words | Environmental impact; Drainage water; Water quality; Irrigation districts.

INTRODUCCIÓN

El agua es esencial para la agricultura, pero requiere una gestión adecuada para evitar los procesos de salinización del suelo y para minimizar la aportación de sales a los sistemas naturales de drenaje que son los ríos. El impacto de la agricultura en la contaminación del agua, en los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (*OECD*), ha sido revisado por Parris (2011). El regadío es particularmente necesario en el sur de Europa donde el agua de riego es un factor clave en la disponibilidad de agua para los cultivos (Wriedt *et al.*, 2009). Los efectos ambientales de los regadíos en las regiones áridas y semiáridas están bien documentados (Abraham *et al.*, 2011; Dougherty *et al.*, 1995; Fernández-Cirelli *et al.*, 2009; Stockle 2001; Verwey and Vermeulen, 2011). En estas zonas, los suelos están expuestos a la acumulación de sales siendo los procesos de salinización una forma de degradación del suelo. En España, un 3% del regadío está afectado por salinidad (European Commission, 2005) aunque por el momento estas tierras no están totalmente abandonadas. En el Valle del Ebro, aproximadamente 0.25 Mha (30% del regadío) están afectadas en algún grado por procesos de salinización o sodificación (Isla *et al.*, 2003).

El efecto a largo plazo de aplicar agua de riego puede ser negativo en los suelos y en las aguas superficiales y subterráneas. El manejo adecuado de los suelos, del agua de riego y del agua de drenaje es todo un reto para poder mantener la productividad y la sostenibilidad de los sistemas agrícolas (Grattan, 2002). El regadío juega un papel clave en el éxito de la agricultura mundial y muy especialmente en la española. Mantener la sostenibilidad de los regadíos implica estudiar los balances de sales, monitorizar el contenido de sales disueltas en el agua de riego y de drenaje y estudiar la acumulación de sales en el suelo. Al mismo tiempo es necesario controlar la presencia de otros componentes como los nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), los metales pesados y productos fitosanitarios en general. Esta información es muy útil cuando se toman decisiones en relación a la gestión del agua de riego, la fertilización y el control de plagas y enfermedades. Además, ello es especialmente relevante en las nuevas áreas de regadío, donde los regantes necesitan más asesoramiento y pueden ser más receptivos a los consejos agronómicos. Por este motivo, se estableció una iniciativa con la participación de la Universidad de Lleida (UdL) y el Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Generalitat de Catalunya para establecer un estudio sobre las aguas de drenaje en una zona de reciente transformación de secano a regadío.

La demanda de agua de riego está relacionada con la evapotranspiración de los cultivos, con la capacidad de almacenar agua del suelo y con las necesidades de lavado de sales. La capacidad de suministrar el agua necesaria está relacionada con el sistema de riego. Hoy en día, se dispone de una amplia gama de tecnología de riego y de estrategias de manejo del suelo para satisfacer estos requisitos, sin embargo un elevado nivel tecnológico a nivel de explotación no garantiza un elevado nivel de efectividad a nivel de comunidad de regantes. Por ello es necesario tener una atención especial en el uso del agua en las comunidades de regantes. Es bien sabido que el manejo del agua de riego y de nutrientes va a tener un impacto en la calidad del agua de los drenajes. A veces hay un importante desfase temporal entre la contaminación no puntual de origen agrario y sus efectos en la calidad del agua. En el caso de las nuevas zonas de regadío es recomendable controlar la calidad del agua de los drenajes desde el inicio de la puesta en riego, lo que permitiría mejorar la gestión del agua de riego y de los nutrientes. Por ello, para garantizar la calidad de las aguas y cumplir con la directiva marco del agua, es necesario realizar un seguimiento riguroso y sistemático, mediante el uso de análisis de las aguas, la medición de los caudales de drenaje, y la medición de los volúmenes de agua aplicados, y, al mismo tiempo, garantizar el uso apropiado de fertilizantes y de fitosanitarios.

La Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (*WFD*) (2000/60/EC) tiene por objeto la protección de las aguas y establecer las bases para una mejor gestión del agua. La *WFD* ha sido transpuesta a la legislación Española a través de la modificación de la Ley 46/1999, la Ley de aguas 1/2001 y la ley 62/2003. La evaluación de los sistemas hídricos y su gestión también aparece en la legislación catalana (Ley 6/1999 y normativa 3/2003). Un objetivo importante era que todos los estados miembros de la UE deberían tender a garantizar que sus cuerpos de aguas superficiales y subterráneas estuvieran en buenas condiciones para el 2015. En España, el sector de la agricultura utilizó 15870 hm³ de agua en 2006 (INE, 2008): 78.8% del total de agua utilizada. En Cataluña, el sector de la agricultura utilizó 2267 hm³ de agua (ACA, 2008), que representa un 72.6% del volumen total de agua utilizado.

Este estudio preliminar se llevó a cabo en una nueva comunidad de regantes con este objetivo en mente. Si el agua de drenaje se descarga directamente en los ríos, el contenido de sal se diluye en proporción directa a la cantidad de agua que se

mezcla. Por ello, en ocasiones los ríos se enfrentan a problemas de contaminación (Litskas *et al.*, 2010). En la Cuenca del Ebro se han realizado distintas evaluaciones de comunidades de regantes durante las última década (Isidoro *et al.*, 2004; Lecina *et al.*, 2005; Barros *et al.*, 2011) con el objetivo de mejorar la gestión del riego. Un estudio llevado a cabo en la Cuenca del Ebro por Causapé (2009a) concluyó que debería mejorarse la gestión del riego para maximizar la productividad al mismo tiempo que se minimiza el déficit hídrico. En el mismo estudio, Causapé (2009b) cuantificó las cantidades de sales y de nitratos exportados al río Ebro desde la comunidad de regantes del canal de Bardenas.

La identificación de buenas estrategias de gestión en las explotaciones es difícil debido a la falta de información fiable. Esto hace que sea complicado conocer con exactitud los *inputs* utilizados (cantidad, momento de aplicación y el tipo de *input* utilizado). Los agricultores sólo confiarán en el proceso general si están involucrados activamente en el mismo y si están bien informados sobre los impactos que les afectan directamente. Los aspectos económicos son, evidentemente, las principales cuestiones a tener en cuenta, pero hay una oportunidad para mejorar los aspectos ambientales. Mejorar la gestión del agua de riego en las comunidades de regantes y lograr un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos implica ser capaz de obtener información sobre la cantidad y la calidad de las aguas de drenaje.

El objetivo de este trabajo fue caracterizar la calidad de las aguas de riego y de drenaje en la zona de estudio, estimar el impacto de la sales, de los nutrientes y de otros contaminantes en el medio ambiente, con el fin de fomentar la sostenibilidad ambiental y aportar información clave para optimizar la gestión en los sistemas agrícolas de regadío. Este objetivo está en consonancia con la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en el sector noreste de la cuenca terciaria del Ebro, NE España. El área se localiza entre los ríos Noguera Ribagorzana y Segre que atraviesan el anticlinal Barbastro-Balaguer. Una descripción detallada de la geología y la geomorfología del anticlinal Barbastro-Balaguer y los alrededores se describen en Lucha *et al.* (2012). El clima es mediterráneo continental seco con una temperatura media anual de 15°C. El área recibe una precipitación media anual de unos 400 mm con dos máximos anuales en primavera y en otoño.

El área tiene una topografía plana. En general, los suelos son profundos y moderadamente profundos, calcáreos, bien drenados, y con una textura media (Franca). Los suelos más cerca del anticlinal tienen horizontes subsuperficiales enriquecidos con yeso (“horizonte gípsico”). Los suelos son no salinos y ligeramente salinos (CE_c 2-4 dS·m⁻¹). En la zona de estudio se dispone de un mapa detallado de suelos (1:25000) (Ascaso *et al.*, 1991).

Durante los años 2006 y 2008 se ha evaluado la cantidad y calidad de las aguas de drenaje de dos sectores localizados en la zona regable de la *Comunidad de Regantes del Canal Algerri-Balaguer*. En el año 2006, el área regada era de 2710 ha y en el año 2008, se regaron 4739 ha. En la actualidad el área total final regada es de aproximadamente 8000 ha. El agua de riego es bombeada desde el río Noguera Ribagorzana, un afluente del río Segre (Cuenca del Ebro). Los sistemas de riego por aspersión que se utilizan para regar los cultivos extensivos (maíz, cereales de invierno, alfalfa y cebolla) representaban, en el momento del estudio, un 76% del área regada. Los cultivos de árboles frutales, que principalmente incluye manzano, peral y melocotón, se riegan por sistemas de riego localizados (24% del área regada). En algunas parcelas, los frutales están protegidos con equipos de riego por aspersión contra heladas.

En 2002, se instalaron varios colectores principales para drenar el exceso de agua de riego y de precipitación. En el presente estudio, dos líneas de drenaje, denominadas DAB1 y DAB2, fueron muestreadas cada mes durante los dos años de estudio (2006 y 2008). Las áreas que drenaban cada uno de estos drenajes eran de 692 ha y 110 ha, respectivamente (Figura 1).

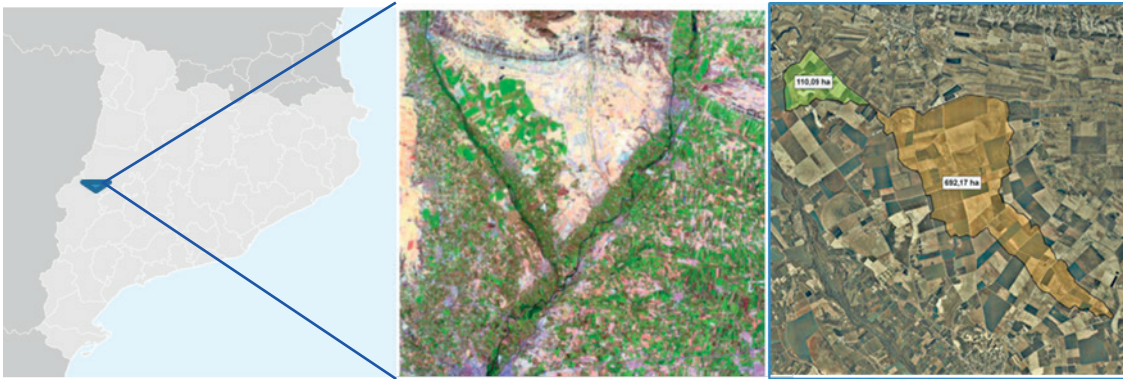


Figura 1 | Área de estudio en la Comunidad de regantes del Canal Algerrí-Balaguer (Mapa de Catalunya, España; Imagen de Satélite (1:2500000), Institut Cartogràfic de Catalunya).

Los flujos de drenaje mensuales y estacionales se estimaron a partir de medidas puntuales diarias (16 muestras, y aproximadamente una por mes). Esta metodología en principio parece poco robusta, pero se ha demostrado suficiente para cuantificar el volumen de agua drenada y los balances de sales y de nitrógeno. El flujo de drenaje o caudal (Q) se estimó a partir de la velocidad del agua (V) y de la sección húmeda ($A = Sm$). Se utilizó la ecuación de Manning para calcular la velocidad.

$$Q = V \cdot A = \frac{R_h^{2/3} J^{1/2}}{n} \cdot A \quad (1)$$

Donde R_h es el radio hidráulico (m), obtenido de la sección húmeda (Sm) y del perímetro mojado (Pm): $R_h = Sm/Pm$; n es el coeficiente de rugosidad de Manning. Para una tubería de cemento, este valor está entre 0.012 y 0.017 (California Department of Transportation, 2011). Se ha utilizado el valor de 0.017. La altura de agua (Y) dentro de la tubería del drenaje de salida fue medida a mano. La pendiente (J) de la tubería de drenaje era 2/1000. Las fórmulas utilizadas para calcular Sm y Pm fueron:

$$Sm = \frac{R^2 (\theta - \sin \theta)}{2} \quad (2);$$

$$Pm = \theta \cdot R \quad (3);$$

Además,

$$t = R - Y \quad (4);$$

$$c = 2\sqrt{R^2 - t^2} \quad (5);$$

$$\operatorname{tg} \frac{\theta}{2} = \frac{c/2}{t} \quad (6)$$

R es el radio de la tubería de drenaje. $R = 50$ cm para DAB1 y $R = 30$ cm para DAB2.

Las muestras de agua del embalse principal y de la descarga de los drenajes se recogieron a mano y se analizaron para determinar el pH, la salinidad, los nitratos, el fósforo, B, Fe, Cu, Mn, Zn, F y los fitosanitarios. Todos los análisis de agua se llevaron a cabo en el laboratorio agroambiental Applus (Sidamon, Lleida, España). La concentración de aniones por cromatografía iónica, los cationes y los elementos traza se determinaron con un espectrofotómetro de emisión óptica de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-EOS). Las concentraciones de fósforo total (TP) se han interpretado de acuerdo a los límites expresados en μgL^{-1} (OECD, 1982): Oligotrófico ($TP < 10$), Mesotrófico (10-35), Eutrófico (35-100), HyperEutrófico (> 100).

Las condiciones meteorológicas se registraron con una estación automática (Campbell Sci., Logan, UT) localizada en Albesa (41°48'03.74"N; 0°38'52.28"E; Elev. 260 m) dentro de la zona regable (Red de estaciones meteorológicas automáticas del Servei Meteorològic de Catalunya; Generalitat de Catalunya).

Durante el periodo de riegos del año 2006, se bombearon 20.5 hm³ de agua desde el río Noguera Ribagorzana, que equivale a un promedio de 7591 m³·ha⁻¹. Los meses con los mayores volúmenes de agua bombeada fueron julio y agosto. La pluviometría entre marzo y octubre de 2006 fue 181 mm. Durante el periodo de riegos del año 2008, se bombearon 27.2 hm³ de agua desde el río Noguera Ribagorzana, que equivale a un promedio de 5742 m³·ha⁻¹. La pluviometría entre marzo y octubre de 2006 fue 403 mm. (Tabla 1).

Tabla 1 | Volumen de agua bombeada mensualmente para el riego y precipitación en la zona regable por el Canal Algerri-Balaguer (Fuente: CCRR Canal Algerri-Balaguer).

	2006 (Área regada 2710 ha)			2008 (Área Regada 4738 ha)		
	m ³ bombeados	m ³ ·ha ⁻¹	Precipitación (mm)	m ³ bombeados	m ³ ·ha ⁻¹	Precipitación (mm)
Enero	0	0		0	0	
Febrero	0	0		0	0	
Marzo	679 943	251	14	0	0	4
Abril	1 855 376	685	9	4 202 395	887	67
Mayo	2 130 342	786	13	1 565 928	331	106
Junio	3 866 133	1427	27	2 761 967	583	38
Julio	5 538 027	2044	9	6 439 257	1359	45
Agosto	3 841 059	1417	3	7 200 298	1520	17
Septiembre	1 880 843	694	72	4 328 592	914	23
Octubre	778 513	287	34	707 340	149	103
Noviembre	0	0		0	0	
Diciembre	0	0		0	0	
Total	20 570 236	7591	181	27 205 777	5742	403

RESULTADOS

Agua de riego (embalse principal)

La conductividad eléctrica del agua de riego (CE_{ar}) siempre fue inferior a 0.6 dS·m⁻¹, con un valor promedio de 0.39 dS·m⁻¹. La Tabla 2 muestra las propiedades químicas del agua de riego aplicada en 2006 y en 2008. En el agua de riego hay un fuerte predominio del calcio y del bicarbonato (46.5%). El magnesio y el sulfato representan un 22.5% (Tablas 5 y 6). El agua de riego muestra la siguiente secuencia de iones: Ca > Mg ≈ Na > K ≈ NO₃; HCO₃ > SO₄ > Cl. El pH del agua osciló entre 7.5 y 8.4. El agua de riego presentaba una baja concentración de nitrógeno. En promedio, la cantidad de nitrógeno presente en el agua de riego fue de 0.3 mg N-NO₃L⁻¹. Sin embargo, en dos ocasiones durante el año 2006, las concentraciones totales de fósforo (TP) en el agua de riego excedían los 25 µg P·L⁻¹, estado eutrófico (OECD, 1982). El P presente en el agua del río, proviene de la actividad agraria y de las aguas residuales municipales e industriales, como los detergentes, que fueron vertidos aguas arriba de la zona de bombeo. La concentración de boro en el agua de riego siempre fue muy baja, por debajo de 0.75 mg B L⁻¹. La presencia de fitosanitarios fue negligible en todas las muestras analizadas.

Tabla 2 | Parámetros químicos del agua¹ de riego (Embalse principal) y fechas de muestreo.

Año 2006	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	P	NO ₃	B	Triazinas
6/04/06	8.3	0.42	2.69	0.54	0.71	0.03	0.59	1.50	2.10	7	0.03	0.021	< 0.10
22/05/06	8.3	0.39	2.52	0.53	0.61	0.03	0.53	1.43	2.00	42	0.03	0.024	< 0.10
27/06/06	7.9	0.38	2.71	0.49	0.66	0.03	0.43	1.27	2.00	14	0.03	0.018	< 0.10
26/07/06	8.3	0.37	2.69	0.50	0.63	0.03	0.45	1.36	2.00	6	0.02	0.032	< 0.10
31/08/06	8.3	0.44	3.33	0.50	0.69	0.03	0.44	1.90	2.20	10	0.03	0.021	< 0.10
25/09/06	8.4	0.40	2.76	0.67	0.68	0.04	0.45	1.83	1.90	4	0.02	0.020	< 0.10
18/10/06	7.9	0.56	3.68	0.60	0.69	0.06	0.46	2.36	2.10	53	0.04	0.020	< 0.10
Año 2008	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	P	NO ₃	B	Triazinas
10/03/08	7.7	0.37	2.69	0.65	0.77	0.04	0.55	1.55	1.88	24	0.02	0.019	NA
22/04/08	8.2	0.39	2.65	0.62	0.74	0.03	0.59	1.52	1.94	17	0.02	0.016	< 0.10
30/05/08	8.0	0.35	2.38	0.57	0.71	0.03	0.53	1.44	1.62	19	0.02	0.021	< 0.10
27/06/08	7.9	0.32	2.79	0.55	0.66	0.03	0.47	1.29	2.03	9	0.03	0.017	< 0.10
04/08/08	7.7	0.39	2.76	0.69	0.58	0.02	0.38	1.30	2.61	16	0.03	0.027	< 0.10
10/09/08	7.5	0.38	2.80	0.63	0.59	0.03	0.38	1.23	2.20	11	0.02	0.024	< 0.10
06/10/08	7.6	0.34	2.76	0.57	0.57	0.02	0.34	1.03	2.10	11	0.01	0.020	< 0.10

¹ La conductividad eléctrica se expresa en dS·m⁻¹ a 25°C. Los cationes y aniones se expresan en mmol·L⁻¹, el B en mg·L⁻¹ y el fósforo y las triazinas en µg·L⁻¹.

Agua de drenaje

En promedio, los niveles de conductividad eléctrica del agua de drenaje (CE_d) fueron 4.5 dS·m⁻¹ (DAB1) y 3.95 dS·m⁻¹ (DAB2). La Tabla 3 y la Tabla 4 muestran las propiedades químicas de las aguas de drenaje evaluadas en 2006 y en 2008. En el agua de drenaje hay un fuerte predominio del Mg y del SO₄. Los iones presentes en el agua de riego y de drenaje se presentan en la Tabla 5 (año 2006) y Tabla 6 (año 2008). Para cada uno de los dos años los porcentajes fueron similares. Los cambios en la composición mineral respecto al agua de riego fueron debidos a la naturaleza de los suelos de la zona, los cuales son ricos en sulfatos. Los iones más comunes presentes en el agua de drenaje fueron el magnesio y el sulfato (45.3%), y el calcio y el sulfato (25.8 %) (Tablas 5 y 6). El agua de drenaje muestra la siguiente secuencia de iones: Mg > Ca > Na > NO₃ > K; SO₄ > Cl > HCO₃. El pH osciló entre 7.6 y 8.1, ligeramente inferior al pH del agua de riego debido a un mayor contenido de iones. Las aguas de drenaje contenían concentraciones altas de nitratos. En promedio (para las dos áreas y para los dos años) la cantidad de nitrógeno presente en las aguas de drenaje fue de 22.6 mg N-NO₃·L⁻¹, que se puede considerar como una cantidad muy elevada. En varias ocasiones, la concentración total de fósforo en el agua de drenaje excedió el nivel de los 25 mg P·L⁻¹ (Estado Eutrófico, OECD, 1982). La presencia de P en el agua de drenaje fue consecuencia de las prácticas agrícolas (aplicación al suelo de deyecciones ganaderas y fertilizantes minerales con P).

Tabla 3 | Parámetros químicos del agua del drenaje DAB1.

Año 2006	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	P	NO ₃	B	Triazinas
15/02/06	7.9	4.66	23.19	34.07	12.05	0.42	6.20	50.27	5.90	ip	1.64	0.669	0.18
6/04/06	8.1	4.66	25.28	26.83	10.98	0.53	6.08	51.66	6.10	8	1.67	0.722	0.23
22/05/06	7.9	5.39	24.53	32.20	16.69	0.43	11.12	63.23	6.10	53	1.54	0.773	0.36
27/06/06	7.8	5.86	30.51	27.24	24.09	0.28	13.51	58.22	5.40	11	1.02	0.656	< 0.10
26/07/06	8.1	5.29	28.84	28.67	19.51	0.55	8.94	56.44	5.80	17	1.38	0.867	0.28
31/08/06	7.8	5.20	27.58	24.84	17.69	0.51	8.50	57.41	6.00	11	1.40	0.825	0.23
25/09/06	7.9	5.70	24.31	34.13	19.00	0.47	13.62	60.24	6.20	14	1.49	0.853	0.14
18/10/06	7.8	5.42	25.15	34.85	18.27	0.75	8.84	57.26	6.00	54	1.35	0.859	<0.10
Año 2008	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	P	NO ₃	B	Triazinas
10/03/08	7.9	4.95	22.38	30.53	13.67	0.42	6.10	55.57	6.76	17	1.57	0.774	0.11
22/04/08	8.1	5.26	22.34	31.11	13.58	0.38	5.98	56.18	6.62	27	1.52	0.700	0.01
30/05/08	7.7	4.85	27.12	31.76	13.96	0.31	6.91	67.09	6.12	15	1.95	0.727	0.1
27/06/08	7.6	2.22	13.51	9.4	4.39	0.43	2.09	23.73	2.81	49	0.64	0.300	0.51
04/08/08	7.8	4.36	23.55	23.45	11.6	0.26	5.46	50.92	6.14	24	2.00	0.814	0.11
10/09/08	7.8	5.14	26.13	27.49	13.27	0.31	5.96	60.82	6.64	11	1.89	0.893	0.24
06/10/08	7.9	4.74	21.10	25.34	12.9	0.47	4.79	48.52	6.52	11	1.78	0.823	0.19
03/11/08	8.0	4.70	26.31	25.4	12.69	0.29	5.02	47.47	6.52	17	2.12	0.863	NA

¹ La conductividad eléctrica se expresa en dS·m⁻¹ a 25°C. Los cationes y aniones se expresan en mmol·L⁻¹, el B en mg·L⁻¹ y el fósforo y las triazinas en µg·L⁻¹; ip: inapreciable.

Tabla 4 | Parámetros químicos del agua del drenaje DAB2.

Año 2006	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	P	NO ₃	B	Triazinas
15/02/06	7.9	2.18	13.29	7.88	3.20	Ip.	2.34	14.53	5.00	ip.	1.90	0.434	0.27
6/04/06	7.9	4.31	22.51	19.84	11.55	0.01	6.00	42.22	5.40	10	1.58	0.67	<0.10
22/05/06	7.9	4.10	23.17	21.36	9.81	0.02	5.97	45.94	5.70	48	1.71	0.661	0.14
27/06/06	7.9	4.21	25.20	19.35	13.53	0.06	5.47	42.90	5.40	12	1.65	0.426	< 0.10
26/07/06	8.0	4.11	26.43	19.09	12.93	Ip.	5.21	42.26	5.50	9	1.59	0.760	0.20
31/08/06	7.7	3.99	24.50	16.00	10.72	0.01	4.69	39.73	5.70	8	1.60	0.660	0.16
25/09/06	8.1	3.96	25.10	19.79	10.87	0.02	4.92	41.76	5.30	13	1.52	0.630	0.26
18/10/06	7.8	4.05	24.92	19.72	10.54	0.06	4.90	40.63	5.90	67	1.52	0.665	< 0.10
Año 2008	pH	CE	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	P	NO ₃	B	Triazinas
10/03/08	7.7	2.85	16.37	13.05	7.5	0.03	3.06	27.11	4.56	8	0.84	0.373	NA
22/04/08	8.1	4.57	22.60	21.35	12.86	0.04	5.13	43.87	5.99	60	1.48	0.582	0.2
30/05/08	7.9	4.40	26.79	22.59	13.96	0.02	6.05	48.79	5.52	15	1.66	0.629	0.2
27/06/08	7.9	3.95	18.59	17.71	12.7	0.04	4.98	37.40	5.28	23	1.52	0.685	0.56
04/08/08	7.8	3.80	24.41	22.54	12.85	0.03	6.12	44.70	5.80	17	2.12	0.695	0.24
10/09/08	7.8	4.15	23.65	17.76	11.11	0.02	5.40	44.64	5.65	15	2.11	0.678	0.32
06/10/08	7.9	3.96	21.38	22.07	11.44	0.02	4.81	45.57	5.71	17	1.76	0.634	0.3
03/11/08	8.0	3.93	26.38	16.78	9.68	0.04	4.51	35.89	6.00	25	2.17	0.642	NA

¹ La conductividad eléctrica se expresa en $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ a 25°C. Los cationes y aniones se expresen en $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$, el B en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y el fósforo y las triazinas en $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; ip: inapreciable

La concentración de boro en el agua de drenaje fue siempre baja, por debajo de $1.0 \text{ mg B}\cdot\text{L}^{-1}$, pero ligeramente superior al contenido de boro del agua de riego. El boro procede de los minerales del suelo. La presencia de Fe, Cu, Mn y Zn fue despreciable en todas las muestras analizadas. En las dos líneas de drenaje se detectaron algunas triazinas (que se habían usado anteriormente como herbicidas. Actualmente prohibidas en la UE). La atrazina ($\text{C}_8\text{H}_{14}\text{ClN}_5$ (2 chloro-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine)) es un herbicida sistémico que pertenece a la familia de las triazinas y que se registró en el año 1958. Se aplica para el control de malas hierbas de hoja ancha en cultivo de maíz. La fecha final para su uso en agricultura fue el 31 de diciembre de 2007 (Directiva 91/414/CE). Desde esta fecha, está prohibido en la UE porque es moderadamente soluble en agua y se ha encontrado en las aguas subterráneas. Los niveles detectados son siempre por debajo de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, pero aun así se considera un valor ligeramente alto. Su presencia en las aguas de drenaje fue, probablemente, como resultado del contenido residual en el suelo procedente de aplicaciones anteriores a la época de realización de este estudio. La presencia de insecticidas organoclorados y organofosforados fue siempre despreciable (inferior a $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) y por debajo de la concentración máxima admisible (Directiva de la CE 89/778/EEC).

Tabla 5 | Asociación de iones presentes en agua de riego y en el agua de los drenajes en base a la concentración iónica presente (Comunidad de Regantes Algerri-Balaguer, 2006).

	DAB1		DAB2		Embalse Principal	
	$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	%	$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	%	$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	%
Cloruro Sódico (NaCl)	9.6	10.4	4.9	7.4	0.48	9.5
Sulfato sódico (Na_2SO_4)	7.7	8.3	5.4	8.2	0.19	3.7
Sulfato Magnésico (MgSO_4)	49.1	53.1	33.3	49.8	1.45	29.2
Sulfato cálcico (CaSO_4)	18.8	20.3	15.4	23.0	0.92	18.4
Bicarbonato Cálcico ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$)	7.3	7.9	7.7	1.6	2	39.2

Tabla 6 | Asociación de iones presentes en agua de riego y en el agua de los drenajes en base a la concentración iónica presente (Comunidad de Regantes Algerri-Balaguer, 2008).

	DAB1		DAB2		Embalse principal	
	$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	%	$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	%	$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	%
Cloruro Sódico (NaCl)	5.29	8.8	5.01	9.4	0.46	11.8
Sulfato sódico (Na_2SO_4)	6.72	11.1	6.51	12.21	0.13	3.4
Sulfato magnésico (MgSO_4)	25.56	42.3	19.23	36.10	0.61	15.7
Sulfato cálcico (CaSO_4)	19.0	31.5	15.26	28.65	0.59	15.2
Bicarbonato cálcico ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$)	3.79	6.3	7.26	13.63	2.09	53.8

El flujo o caudal de drenaje

El flujo de drenaje no fue constante y en general dependía del régimen de precipitaciones, de la cantidad de agua de riego aplicada y de la conductividad hidráulica de los suelos. En el área de estudio no hay acuíferos por la baja conductividad hidráulica y permeabilidad de las rocas geológicas (materiales subsurficiales). Como resultado, el agua se recoge fácilmente en la tubería principal de drenaje. Los flujos diarios de drenaje medidos y los valores mensuales estimados se presentan en la Tabla 7.

En el año 2006, considerando la cantidad de agua aplicada ($7591 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) y la cantidad de precipitación ($1810 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), la cantidad media total de agua disponible para los cultivos fue de $9401 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (940 mm). El flujo total de drenaje en DAB1 se estimó en 878702 m^3 y representó un promedio de $1269 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($878702 \text{ m}^3/692 \text{ ha}$). El flujo de drenaje representó un 13.49% del total de agua disponible y un 16.7% del agua de riego aplicada ($1269 \times 100/7591$). El flujo total de drenaje en DAB2 fue de 149756 m^3 , el cual representó un promedio de $1360 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($149756 \text{ m}^3/110 \text{ ha}$). El flujo de drenaje representa un 14.4 % del total de agua disponible y un 17.9% del agua aplicada con el riego ($1360 \times 100/7591$).

En el año 2008, considerando la cantidad de agua aplicada ($5742 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) y la cantidad de precipitación ($4032 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), la cantidad media total de agua disponible para los cultivos fue de $9774 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (977 mm). El flujo total de drenaje en DAB1 se estimó en 578190 m^3 y representó un promedio de $835 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($578190 \text{ m}^3/692 \text{ ha}$). El flujo de drenaje representó un 8.54% del total de agua disponible y un 14.54% del agua de riego aplicada ($835/5742$). El flujo total de drenaje en DAB2 fue de 44066 m^3 , el cual representó un promedio de $400.6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ($44066 \text{ m}^3/110 \text{ ha}$). El flujo de drenaje representa un 4.26% del total de agua disponible y un 6.97% del agua aplicada con el riego ($400.6/5742$).

Tabla 7 | Caudal, sólidos disueltos totales (TDS) y nitrógeno de los drenajes DAB1 (692 ha) y DAB2 (110 ha).

Fechas de muestreo en 2006	Q DAB1 (L·s ⁻¹)	Q DAB1 (m ³ ·día ⁻¹)	TDS (g·L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg·L ⁻¹)	Q DAB2 (L·s ⁻¹)	Q DAB2 (m ³ ·día ⁻¹)	TDS (g·L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg·L ⁻¹)
15/02/2006	20.57	1,777	4.2	22.96	3.27	283	1.5	26.60
06/04/2006	15.10	1,305	4.2	23.38	2.40	207	3.5	22.12
22/05/2006	32.84	2,837	5.1	21.56	5.22	451	3.7	23.94
27/06/2006	60.60	5,236	5.1	14.28	9.64	833	3.6	23.10
26/07/2006	51.48	4,448	4.8	19.32	8.19	708	3.6	22.26
31/08/2006	31.69	2,738	4.7	19.60	5.04	436	3.4	22.40
25/09/2006	53.44	4,617	5.1	20.86	8.50	734	3.5	21.28
18/10/2006	51.91	4,485	4.8	18.90	8.26	714	3.5	21.27
Fechas de muestreo en 2008	Q DAB1 (L·s ⁻¹)	Q DAB1 (m ³ ·día ⁻¹)	TDS (g·L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg·L ⁻¹)	Q DAB2 (L·s ⁻¹)	Q DAB2 (m ³ ·día ⁻¹)	TDS (g·L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg·L ⁻¹)
10/03/2008	9.33	806	4.4	21.98	0.42	37	2.3	11.76
22/04/2008	17.12	1479	4.5	21.28	1.01	87	3.7	20.72
30/05/2008	20.91	1806	5.1	27.30	0.68	59	4.0	23.24
27/06/2008	25.08	2167	1.9	8.96	1.40	121	3.2	21.28
04/08/2008	13.71	1185	4.0	28.00	1.40	121	3.8	29.68
10/09/2008	39.86	3444	4.7	26.46	1.01	87	3.6	29.54
06/10/2008	34.56	2986	3.9	24.92	0.42	37	3.7	24.64
03/11/2008	57.96	5007	4.0	29.68	10.21	882	3.2	30.38

El balance de sales

La cantidad total de sales del drenaje DAB1 se estimó en 2335 toneladas entre marzo y octubre de 2008. El promedio diario fue de 9.5 toneladas diarias ($14 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$). El área drenada por la red de drenaje fue de 692 ha y la cantidad promedio de sales lavadas durante el periodo de riego fue de $3.37 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. La cantidad total de sales del drenaje DAB2 se estimó en 147 toneladas entre marzo y octubre de 2008. El promedio diario fue de 0.6 toneladas ($5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$). El área drenada por la red de drenaje fue

de 110 ha y la cantidad promedio de sales lavadas durante el periodo de riego fue de $1.33 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Esto es consecuencia del menor contenido de sales presentes en el suelo en este sector de la zona regable. Las sales que precipitarían en el suelo son principalmente de sulfato de magnesio.

El contenido medio de sales en el agua de riego fue de $0.28 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ($282 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). En 2008, la cantidad de agua de riego aplicada fue de $5742 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$, lo cual implica un aporte medio por hectárea de 1616 kg de sal ($1.61 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) entre el 10 de marzo y el 3 de noviembre. En promedio, hubo un balance negativo en el área drenada por DAB1 y la cantidad neta de sales lavadas fue negativa $-1.76 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($1.61-3.37$), es decir que hubo un lavado de sales del suelo, mientras que en el área drenada por DAB2, el balance fue positivo y se estimó una acumulación de sales en el suelo de $0.28 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($1.61-1.33$). Que se puede interpretar como una cantidad muy baja.

Las cantidades de sodio exportadas en 2006 y 2008 desde las zonas drenadas por el drenaje DAB1 fueron 462 y 223 $\text{kg Na}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivamente, y las exportadas desde las zonas drenadas por el drenaje DAB2 fueron 228 y 100 $\text{kg Na}\cdot\text{ha}^{-1}$, en 2006 y 2008, respectivamente. Estas cantidades fueron mayores que las cantidades de sodio aportadas por el agua de riego (117 y 49 $\text{kg Na}\cdot\text{ha}^{-1}$, respectivamente, en 2006 y 2008). Esta diferencia estaba relacionada con las cantidades de agua aplicadas en cada periodo de estudio.

Balance de nitrógeno

La cantidad total de N que entró directamente al río Noguera Ribagorzana entre el 10 de marzo y el 3 de noviembre de 2008 desde la tubería de drenaje DAB1 fue de 14149 kg. Esto representa una promedio de $20.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Esta cantidad puede considerarse moderada y fue ligeramente inferior a la cantidad registrada en el año 2006 que fue de $24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. La cantidad total de N que salió por la tubería de drenaje DAB2 se estimó en 1209 kg, lo cual representa $11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. En el conjunto del área la cantidad de N en forma de fertilizante que los agricultores están aplicando está, en general, entre los 250 y los 300 kg N por ha para el cultivo de maíz y entre 50 y 100 kg N por ha para los cultivos frutales. Por ello se estimaron unas pérdidas de N por lavado de entre el 5 y el 10% de la cantidad total de N aplicada. La cantidad de nitrógeno presente en el agua de riego era muy baja (entre 0.28 y $0.42 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$), lo cual implica que de promedio cada año se aplicaron menos de 2 kg de $\text{N}\cdot\text{ha}^{-1}$ con el riego. Esto es mucho menos que la cantidad de N que se suministra de forma natural desde la atmósfera con la precipitación (Emmerich, 1990; Durand *et al.*, 1992; Polo *et al.*, 1997).

DISCUSIÓN

El pH del agua se considera normal cuando se encuentra dentro del intervalo 6.5-8.4 (Ayers y Westcot, 1985). Todas las muestras de agua analizadas tenían valores dentro de este intervalo. La conductividad eléctrica (CE) del agua del canal, siempre por debajo de $0.7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, fue satisfactoria para el riego. La CE del agua de drenaje osciló entre 2.18 y $5.86 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ a 25°C . Los sólidos disueltos totales (TSD) en el agua de drenaje mostraron una escasa variabilidad durante el periodo de muestreo (El promedio en el año 2006 fue de $4.75 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, con un coeficiente de variación del 7.8%; El promedio en el año 2008, $4.06 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, con un coeficiente de variación del 23.7%). Estos resultados refuerzan que la metodología asumida respecto a la frecuencia de muestreo fue adecuada.

El agua de riego era rica en bicarbonato cálcico que va a precipitar en el suelo como calcita (CaCO_3). El agua de drenaje se clasificó como salina, a pesar de que el sulfato y el cálcico presentes, que precipitarán en el suelo como yeso, representan un porcentaje importante de los iones presentes. Los iones predominantes en el agua de drenaje fueron el magnesio y el sulfato, que representaban una concentración iónica de aproximadamente el 50%. Parece evidente que, en parte, la calidad del agua de drenaje dependa del ambiente hidrogéocímico por donde ha circulado (Grismer, 1993). En todos los casos la concentración de boro (B) fue inferior a $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. El agua se considera excelente si el contenido en boro es inferior a $0.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Leeden *et al.*, 1990; Rowe y Abdel-Magid, 1995). Los contenidos de hierro, cobre, manganeso y zinc fueron extremadamente bajos. Por ejemplo, los contenidos de cobre fueron siempre inferiores a los $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Como ya se ha comentado la medida se realizó a la salida de las tuberías de drenaje hacia un desagüe abierto. La medida de caudales en canales de desagüe abiertos constituye un caso especial. El caudal de drenaje es difícil cuantificar en drenajes

abiertos en los cuales crecen plantas como el *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. En general, estas redes de drenaje no reciben demasiado mantenimiento y algunos de sus problemas se asocian con eventos de lluvia intensos. Existe una necesidad de mejorar el mantenimiento de estos sistemas de drenaje abiertos. Desde el punto de vista medioambiental, el impacto del regadío es un problema que hay que considerar, evaluar y monitorizar en el tiempo para minimizar los posibles impactos negativos (IEEE, 2000) y para facilitar las respuestas de tipo normativo (Parris, 2011). Las pérdidas ambientales de N y de P están asociadas con las prácticas agrícolas y afectan a la calidad tanto de las aguas superficiales como de las subterráneas.

La fracción de lavado se ha estimado entre un 6.97% y un 17.9% del agua disponible total (riego más lluvia). Esta aproximación proporciona una estimación realista de la cantidad de agua que va a eliminar sales del suelo y otros elementos (como el boro) de la zona radicular. El riesgo asociado con la calidad del agua del río es posiblemente menos grave que los beneficios que produce el lavado de sales de los suelos. Sin embargo, esta controvertida cuestión necesita un análisis adicional y en mayor profundidad. El agua de drenaje queda fuertemente diluida por las aguas del río, aunque también es necesario monitorizar su calidad y definir estrategias de gestión del agua de drenaje. Siempre existe la capacidad de optimizar el riego y reducir un poco la fracción de lavado, para disminuir el transporte de productos químicos a las aguas de drenaje que potencialmente pueden afectar a la calidad del río (Letey *et al.*, 2011).

Se desarrollaron ecuaciones de regresión entre la CE y algunos parámetros del agua de drenaje (Calcio más Magnesio, Cloruro más Sulfato, Sodio, la suma de todos los iones, y el caudal de drenaje). La Tabla 8 muestra algunas de estas regresiones lineales. Estas relaciones entre la CE y las concentraciones de iones, permite que simples medidas de la CE puedan substituir al muestreo y al análisis de aguas que siempre resultan con un coste y consumo de tiempo elevados (Gali *et al.*, 2012). Actualmente se dispone de sensores de medida continua de la conductividad eléctrica del agua en condiciones de campo. Medidas *in situ* llevadas a cabo a la salida de las tuberías de drenaje utilizando este tipo de sensores va a permitir tener un registro continuo de la CE del agua de drenaje. Trabajos previos llevados a cabo en otras comunidades de regantes (datos no mostrados) sugieren que su uso, que todavía no está extendido, va a permitir, de un lado, tener registros continuos de la CE y por otro lado, va a permitir estimar la cantidad y tipo de sales, si se utilizan modelos como los propuestos en este trabajo. Existen otros sistemas que permiten las determinaciones simultáneas e *in situ* de los aniones y cationes en las aguas de drenaje (Kubáň *et al.*, 2004).

Se propone que a la salida de cada una de estas dos tuberías de drenaje se instale un único *datalogger* y un sensor, de elevada fiabilidad y bajo mantenimiento y que actualmente suministran distintas compañías.

Tabla 8 | Relaciones entre la conductividad eléctrica (CE) con algunos parámetros del agua de drenaje.

Parámetro	Modelo	R ²	Prob > F	n
Y= [Ca]+[Mg]	Y= 0.708+10.493CE	0.884	<0.0001	32
Y= [Cl]+[SO ₄]	Y= -12.088+14.820CE	0.898	<0.0001	32
Y= [Na]	Y= -5.934+4.254CE	0.811	<0.0001	32
Y= [todos los iones]	Y= -14.634+30.317CE	0.937	<0.0001	32
Y= Flujo de drenaje	Y= -105.378+26.883CE	0.766	<0.0001	28

En promedio, la presencia de iones que proporcionan sales altamente solubles, como el sulfato sódico, es mayor en el lixiviado que en el agua de riego. La mayoría de sales de baja solubilidad precipitarán como carbonato de calcio y de magnesio. Desde este punto de vista, la sostenibilidad de los suelos regados está asegurada mientras que la concentración de sales en el río Noguera Ribagorzana solo aumenta muy ligeramente. Para permitir la comparación con el trabajo realizado por Causapé (2009), también se han expresado los resultados en kg·ha⁻¹·día⁻¹. Las cantidades de sales exportadas fueron de 14 kg·ha⁻¹·día⁻¹ en el drenaje DAB1 y de 5 kg·ha⁻¹·día⁻¹ en el drenaje DAB2; estos valores fueron similares al valor de 15 kg·ha⁻¹·día⁻¹ (Causapé, 2009b), donde un 34% de las sales provenían del agua de riego. En el presente estudio, la contribución del agua de riego a la salinidad del agua de drenaje fue del 48% (1.61/3.37). El resto provenía de los minerales y rocas del suelo. La presencia de elevadas concentraciones de magnesio en el agua de drenaje es típico de ambientes evaporíticos ricos en yeso (Rodríguez *et al.*, 2012).

La cantidad de nitratos exportados fue de 84 g NO₃-N·ha⁻¹·día⁻¹ para el drenaje DAB1 y de 46 g NO₃-N·ha⁻¹·día⁻¹ para el drenaje DAB2. Estas cantidades fueron muy similares a las descritas por otros autores como Causapé (2009b).

Para mejorar las estrategias de gestión de las explotaciones agrícolas, especialmente en el caso de los fertilizantes, se hace necesario implementar un programa racional de uso de nutrientes, tal como han propuesto Rice *et al.* (1995). La realización de análisis de suelos para conocer las cantidades disponibles de nutrientes, y planificar la fertilización con un objetivo de producción razonable, permitirían mejorar las recomendaciones de fertilizantes a nivel de explotación.

CONCLUSIONES

En conclusión se puede afirmar que la calidad del agua disponible para el riego es de excelente calidad, siendo la concentración de sólidos disueltos totales muy baja. El agua de drenaje no era adecuada para ser reutilizada debido a su moderada concentración de TDS, pero no debería considerarse desfavorable para el medio ambiente ya que los caudales de drenaje son pequeños comparados con el caudal del río. Los principales iones presentes en las aguas de drenaje son el calcio, los sulfatos y el magnesio. El balance de sales mostró un lavado neto de sales del suelo en un sistema de drenaje y una ligera acumulación de sales en el suelo en el otro. Respecto al sodio, se observó una exportación neta desde el área regada en los dos años de estudio. Esta investigación muestra que la cantidad de N lavado y exportado desde los suelos regados provoca una contaminación moderada; representando menos del 10% de la cantidad de N aplicada. La fracción de lavado fue inferior al 18%. El P estaba presente tanto en el agua de riego como en las aguas de drenaje. El agua del río puede enriquecerse con nutrientes debido al nivel de P y a la cantidad de nitratos presentes en las aguas de drenaje. A pesar de que se requiere un cierto nivel de drenaje (lo que se define como necesidades de lavado), hay un cierto margen para mejorar las prácticas de fertilización de los cultivos. La información obtenida en este estudio fue muy útil para la Comunidad de Regantes y debería considerarse como una fuente de información que retroalimenta la toma de decisiones para una mejor gestión de los cultivos. En un futuro deberían implementarse estudios dirigidos a evaluar el efecto de la mejora de las prácticas agrícolas en el río que recibe las aguas de los drenajes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer al Sr. Antonio Enjuanes y al Sr. Joan Anglès (Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació), al Sr. Francesc Mirada, presidente de la comunidad de regantes (en el momento de realizarse el trabajo de campo), al Sr. Antoni Costa presidente del sindicato de regantes de la Comunidad de Regantes, al Sr. Ramón Codina, técnico de la Comunidad de Regantes, y también a los estudiantes de la Universidad de Lleida que contribuyeron al primer año del proyecto (Sr. Xavier Farré y Sr. Albert Casals). Este trabajo ha sido financiado por el convenio de colaboración entre el Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació de la Generalitat de Catalunya y la Universidad de Lleida (contratos C06027 y C08025).

REFERENCIAS

- Abraham, R., Causapé, J., García-Garizábal, I., Merchán, D. (2011). Implementing irrigation: Salt and nitrate exported from the Lerma basin (Spain). *Agricultural Water Management*, 102(1), 105-112. doi:10.1016/j.agwat.2011.10.011
- Agència Catalana de l'Aigua. (2008). Water in Catalonia: diagnosis and proposed actions. Catalan Water Agency, Generalitat de Catalunya.
- Ascaso, E., Boixadera, J., Olarieta, J.R. (1991). Detailed Soil Survey Map of Catalonia of the irrigated area by Algerri-Balaguer Canal (La Noguera) (1:25000). Departament d'Agricultura, Alimentació i Acció Rural. Generalitat de Catalunya.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W. (1985). Water quality for agriculture. FAO Irrig. Drain. Pap. 29 rev. 1; Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R. (2011). Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98(10), 1569-1576.

- California Department of Transportation (2011). *Highway design manual*. Chapter 850 Physical Standards. Disponible en <http://www.dot.ca.gov/hq/oppd/hdm/pdf/english/chp0850.pdf> (12 febrero 2014)
- Causapé, J. (2009a). Agro-environmental evaluation of irrigation land. I. Water use in Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*, 96(2), 179-187. doi:10.1016/j.agwat.2008.08.004
- Causapé, J. (2009b). Agro-environmental evaluation of irrigation land. II. Pollution induced by Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*, 96(2), 188-194.
- Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327/1.
- Dougherty, T.C., Hall, A.W., Wallingford, H.R. (1995). Environmental impact assessment of irrigation and drainage projects. Irrigation and drainage paper 53, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Durand, P., Neal, C., Lelong, F. (1992). Anthropogenic and natural contributions to the rainfall chemistry of a mountainous area in the Cevennes National Park (Mont-Lozere, southern France) *Journal of Hydrology*, 130, 71-85. doi:10.1016/0022-1694(92)90104-4
- EC Directive Relating to the Quality of Water Intended for Human Consumption 1982, 80/778/EEC, Office for Official Publications of the European Communities, 2 rue Mercier, L-2985 Luxembourg.
- Emmerich, W.E. (1990). Precipitation nutrient inputs in semiarid environments. *Journal of Environmental Quality*, 19(3), 621-624. doi:10.2134/jeq1990.00472425001900030044x
- European Commission. (2005). *Soil Atlas of Europe*. European Soil Bureau Network. 128 pp.
- Fernández-Cirelli, A., Arumí, J.L., Rivera, D., Boochs, P.W. (2009). Environmental effects of irrigation in arid and semi-arid regions. Review. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 69(supl. 1), 27-40.
- Gali, R.K., Soupi, M.L., Helmers, M.J. (2012). Electrical conductivity as a tool to estimate chemical properties of drainage water quality in the Des Moines Lobe, Iowa. Paper number 12-1338083. ASABAE conference Presentation. *ASABAE Annual Int. Meeting*, Dallas, Texas.
- Grattan, S.R. (2002). Irrigation water salinity and crop production. Water quality fact sheet. Division of Agriculture and Natural Resources. Pub. 8066. University of California.
- Grismer, M.E. (1993). Subsurface drainage system design and drain water quality. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 119(3), 537-545. doi:10.1061/(ASCE)0733-9437(1993)119:3(537)
- Institute for European Environmental Policy (IEEP). (2000). The environmental impacts of irrigation in the European Union. A report to the Environment Directorate of the European Commission. Disponible en <http://ec.europa.eu/environment/agriculture/pdf/irrigation.pdf> (15 febrero 2012)
- Instituto Nacional de Estadística. (2008). *Water Statistics and Indicators*. Boletín informativo del INE, Madrid.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R. (2004). Water balance and irrigation performance analysis: La Violada irrigation district (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management*, 64(2), 123-142. doi:10.1016/S0378-3774(03)00196-3
- Isla, R., Aragüés, R., Royo, A. (2003). Spatial variability of salt-affected soils in the middle Ebro Valley (Spain) and implications in plant breeding for increase productivity. *Euphytica*, 134(3), 325-334. doi:10.1023/B:EUPH.0000004988.25257.91
- Kubáň, P., Reinhardt, M., Müller, B., Hauser, P. (2004). On-site simultaneous determination of anions and cations in drainage water using a flow injection-capillary electrophoresis system with contactless conductivity detection. *Journal of Environmental Monitoring*, 6, 169-174. doi:10.1039/b316422e
- Lecina, S., Playán, E., Isidoro, D., Dechmim, F., Cuasapé, J., Faci, J.M. (2005). Irrigation evaluation and simulation at the irrigation district V of Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management*, 73(3), 223-245. doi:10.1016/j.agwat.2004.10.007
- Leeden, van der F., Troise, F.L., Todd, D.K. (1990). *The water encyclopaedia*. Second Ed. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.

- Letey, J., Hoffman, G.F., Hopmans, J.W., Grattan, S.R., Suarez, D., Corwin, D.L., Oster, J.D., Wu, L., Amrhein, C. (2011). Evaluation of soil leaching requirement guidelines. Review. *Agricultural Water Management*, 98(4), 502-506. doi:10.1016/j.agwat.2010.08.009
- Litskas, V., Aschonitis, V.G., Antonopoulos, V.Z. (2010). Water quality in irrigation and drainage networks of Thessaloniki plain in Greece related to land use, water management, and agroecosystem production. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1), 347-359. doi:10.1007/s10661-009-0839-3
- Lucha, P., Gutiérrez, F., Galve, J.P., Guerrero, J. (2012). Geomorphic and stratigraphic evidence of incision-induced halokinetic uplift and dissolution subsidence in transverse drainages crossing the evaporite-cored Barbastro–Balaguer Anticline (Ebro Basin, NE Spain). *Geomorphology*, 171-172, 154-172. doi:10.1016/j.geomorph.2012.05.015
- Organization for Economic and Co-operative Development (OECD). (1982). *Eutrophication of Waters: Monitoring, assessment and control*. Paris, France.
- Parris, K. (2011). Impact of agriculture on water pollution in OECD countries: recent trends and futures prospects. *International Journal of Water Resources Development* 27(1), 33-52. doi:10.1080/07900627.2010.531898
- Polo, M.J., Ordoñez, R., Giráldez, J.V., González, P. (1997). Aporte de nitrógeno efectuado por el agua de lluvia en el área de Córdoba. *XV Congreso Nacional de Riegos*. Lleida, Spain, Ed. Generalitat de Catalunya, 94-101.
- Rice, Ch.W., Havlin, J.L., Schepers, J.S. (1995). Rational nitrogen fertilization in intensive cropping systems. *Fertilizer Research*, 42(1-3): 89-97. doi:10.1007/BF00750502
- Rodríguez-Ochoa, R., Olarieta, J.R., Castañeda, C. (2012). Micromorphology of salt accumulations in soils of north Monegros, Spain: Optical microscopy and SEM. R.M. Poch, M. Casamitjana, M.L. Francis (Eds). *Proceedings of the 14th Int. Working Meeting on Soil Micromorphology*, University of Lleida, Lleida, Spain, 31-35.
- Rowe, D., Abdel-Magid, I. (1995). *Handbook of wastewater reclamation and reuse*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Stockle, C.O. (2001). *Environmental impact of irrigation: a review*. Disponible en <http://www.swwrc.wsu.edu/newsletter/fall2001/irriimpact2.pdf> (12 de enero de 2012).
- Verwey, P.M.J., Vermeulen, P.D. (2011). Influence of irrigation on the level, salinity and flow of groundwater at Vaalharts Irrigation scheme. *Water SA*, 37(2), 155-164. doi:10.4314/wsa.v37i2.65861
- Wriedt, G., Van der Velde, M., Aloe, A., Bouraoui, F. (2009). Estimating irrigation water requirements in Europe. *Journal of Hydrology*, 373(3-4), 527-544. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.05.018