

I. García-Garizábal, R. Abrahao y J. Causapé

**EL MANEJO DEL RIEGO Y LA CONTAMINACIÓN POR SALES Y NITRATO:
UN CASO DE INUNDACIÓN VS. ASPERSIÓN**

Separata ITEA

INFORMACIÓN TÉCNICA ECONÓMICA AGRARIA, VOL. **108** N.º 4 (482-500), 2012

El manejo del riego y la contaminación por sales y nitrato: un caso de inundación vs. aspersión

I. García-Garizábal^{*,1}, R. Abrahao^{**} y J. Cauapé^{***}

* Universidad de Zaragoza, Departamento de Ciencias de la Tierra. C/ Pedro Cerbuna 12. 50009 Zaragoza, España

** Mirarco - Laurentian University. Canada

*** Instituto Geológico y Minero de España (IGME)

Resumen

La agricultura de regadío permite aumentar las producciones agrícolas y una mayor estabilidad en el suministro de alimentos, si bien es el principal consumidor de agua y responsable de la contaminación de las aguas en el mundo. Este trabajo evalúa el uso del agua y la contaminación generada en dos cuencas de regadío diferentes (inundación y presurizado) analizando los índices de aprovechamiento del agua, contaminación por sales (ICS) y por nitratos (ICN) en cada una de ellas durante los años hidrológicos 2006-2008. Los valores de aprovechamiento del agua fueron similares en ambos regadíos (84%) poniendo de manifiesto la posibilidad de alcanzar adecuados aprovechamientos mediante adaptaciones en los sistemas de riego. En cuanto a los contaminantes exportados, la mayor masa de sales se midió en la cuenca con regadío presurizado, debido a su subsuelo más salino ($D_{\text{sales-inundación}} = 1,7 \text{ t/ha}\cdot\text{año}$ vs. $D_{\text{sales-presurizado}} = 3,2 \text{ t/ha}\cdot\text{año}$), mientras que la mayor masa de nitrato ($D_{\text{nitrato-inundación}} = 53 \text{ kg N/ha}\cdot\text{año}$ vs. $D_{\text{nitrato-presurizado}} = 26 \text{ kg N/ha}\cdot\text{año}$) se midió en la cuenca con regadío por inundación, con menores aportes de fertilizante nitrogenado, pero con un mayor volumen de drenaje ($Q_{\text{inundación}} = 446 \text{ mm}$ vs. $Q_{\text{presurizado}} = 116 \text{ mm}$). Los índices de contaminación resultaron más favorables para el regadío presurizado (ICS = $0,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}/\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$; ICN = $0,20$) frente de inundación (ICS = $1,6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}/\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$; ICN = $0,68$), lo que indica que es posible reducir el grado de contaminación del regadío por inundación, disminuyendo el volumen de los retornos de riego.

Palabras clave: Riego por inundación, riego presurizado, eficiencia, salinidad, nitratos.

Abstract

Irrigation management and pollution by salts and nitrate: flood vs. pressurized system

Irrigated agriculture allows the increase of agrarian yields and the stability in food supply, but it is also considered the main fresh water consumer and polluter in the world. This work aims to evaluate water use and pollution of two irrigation lands (flood- and pressurized-irrigation) based on the analysis of irrigation efficiency, salt contamination index (ICS) and nitrate contamination index (ICN) for each irrigated land during the hydrological years 2006-2008. Irrigation efficiency was similar in both irrigation lands (84%), revealing the possibility of reaching adequate efficiencies with implementations in the irrigation systems. Regarding pollutants, the highest mass of salt exported was recorded in the irrigated land with most saline soils ($D_{\text{salt-flood}} = 1.7 \text{ t/ha}\cdot\text{year}$ vs. $D_{\text{salt-press}} = 3.2 \text{ t/ha}\cdot\text{year}$) and the highest mass of nitrate exported was detected in the irrigated land with lowest nitrogenous fertilizer supplies, but with highest volume of drainage ($Q_{\text{flood}} = 446 \text{ mm}$ vs. $Q_{\text{press}} = 116 \text{ mm}$). Contamination indices showed

¹ Autor para correspondencia: iggarcia@unizar.es

better results for the pressurized-irrigation land (ICS = 0.8 t·ha⁻¹/dS·m⁻¹; ICN = 0.2) than for the flood-irrigation land (ICS = 1.6 t·ha⁻¹/dS·m⁻¹; ICN = 0.68), proving that it is possible to reduce the contamination of irrigated lands decreasing irrigation return flows.

Key words: Flood-irrigation, pressurized-irrigation, efficiency, salinity, nitrate.

Introducción

Una de las principales cuestiones actuales sobre la sostenibilidad de la vida en nuestro planeta es si en los próximos años habrá suficiente agua para satisfacer las necesidades de la agricultura y de todos los otros usuarios de este importante recurso (usos urbanos, industriales, turísticos y ecológicos).

La actividad de regadío posibilita el aumento de las producciones agrícolas, además de permitir una mayor estabilidad en el suministro de alimentos, principalmente en aquellas regiones donde el desarrollo de los cultivos está limitado por las lluvias. De este modo, la agricultura consume el 70% de toda agua extraída de sus cursos naturales, siendo por ello comúnmente considerada el principal factor responsable de la escasez global de agua dulce (FAO, 2002).

No obstante, aunque los volúmenes empleados por el sector agrario son elevados, se estima que a nivel mundial tan sólo un 50% del agua extraída es finalmente utilizada por las plantas, acabando el resto como drenaje y retornos de riego en ríos y acuíferos (FAO, 2003).

Estos volúmenes de agua devueltos a los sistemas hídricos podrían contribuir en la reducción del impacto generado por la extracción de recursos, si no fuera porque la calidad que presentan puede distar mucho de la original, al transportar sales y agroquímicos arrastrados desde el perfil del suelo.

En cuanto a la presencia de agroquímicos, el nitrato supone un problema muy importante para la calidad de las aguas, teniendo en cuenta el gran aumento en el uso de fertili-

zantes asociado a los notables cambios que se han implantado en la agricultura en las últimas décadas (OMS, 2004). El problema del nitrato respecto a otros agroquímicos, es su efecto sobre la salud humana cuando aparece en el agua de consumo en altas concentraciones. El consumo de agua con altas concentraciones de nitrato provoca el desarrollo de metahemoglobina en la sangre, haciendo al torrente sanguíneo incapaz de transportar suficiente oxígeno por el organismo y llegando a provocar la muerte del individuo (OMS, 2004).

Por otro lado, para las plantas y animales acuáticos la aparición de altas concentraciones de nitrato en ríos y océanos está causando graves efectos medioambientales, provocando la aparición de procesos de eutrofización de los recursos hídricos (Diaz, 2001), como se evidencia en las costas de los Estados Unidos (Scavia y Bricker, 2006) o China (Wang, 2006).

Los impactos generados por el regadío pueden ser agravados por factores físicos (geología y clima) y agronómicos (manejo del riego y de la fertilización). Por ejemplo, la salinidad natural del terreno puesto en riego puede contribuir notablemente a la exportación de masas de sales del área regada, afectando a los recursos hídricos aguas abajo (Christen *et al.*, 2001; Tanji y Kielen, 2002). Fuertes eventos de lluvia, por otro lado, provocan la movilidad lateral y vertical de estas sales en el suelo, pudiendo causar un importante aumento en las masas exportadas (Thyalakumaran *et al.*, 2007). Las lluvias intensas también pueden contribuir a la erosión de los suelos y al lavado de fertilizantes y otros productos agroquímicos (Carter, 2000).

En cuanto a los factores agronómicos, García-Garizábal *et al.* (2009) verificaron que un adecuado manejo del agua de riego puede provocar importantes reducciones en las masas de sales y nitrato exportadas de una cuenca agrícola. Gheysari *et al.* (2009) indican que es posible controlar los niveles de nitrato lixiviado de la zona radicular con un adecuado manejo conjunto del riego y de la fertilización. Asimismo, se ha demostrado que una reducción en la fertilización nitrogenada puede disminuir sensiblemente los niveles de nitrato lixiviado sin provocar descenso en las producciones (Moreno *et al.*, 1996; Cui *et al.*, 2010), evidenciando, de esta manera, que es posible llegar a un equilibrio entre impactos ambientales aceptables y altas producciones agrícolas.

El objetivo de este trabajo es comparar y relacionar el uso agrícola del agua y la contaminación generada por sales y nitrato en dos regadíos con diferentes características agronómicas (riego por inundación y riego presurizado) mediante el seguimiento de cuencas hidrológicas de regadío, analizando los índices de aprovechamiento del agua y los índices de contaminación por sales y por nitrato.

Descripción de la zona de estudio

Localización

Las zonas de estudio se corresponden con dos cuencas de regadío representativas de la Comunidad de Regantes de Bardenas (España; Figura 1). La primera de ellas está regada por inundación, mientras que la segunda presenta sistemas de riego presurizados. Ambas zonas se abastecen con agua de muy buena calidad ($CE = 0,3$ dS/m; $NO_3^- = 2$ mg/l) procedentes del Embalse de Yesa y transportada hasta las cuencas a través del canal de Bardenas (Figura 1).

La red de acequias que rodea a la cuenca regada por inundación constituye la divisoria de aguas superficial, delimitando una cuenca hidrológica de 95 ha de las cuales el 96% se corresponde con suelos destinados a regadío. El resto de la superficie la ocupan caminos de acceso y la red de drenaje superficial, encargada de evacuar los sobrantes de riego. La cuenca se localiza a una altura de 367 m.s.n.m.. En el caso del regadío presurizado, la cuenca fue delimitada a partir del modelo digital de terreno (CHE, 2010) y un punto situado al final del barranco que constituye un desagüe natural y evacua las aguas de drenaje agrícola de la cuenca. Esta cuenca presenta una extensión de 405 ha de regadío y se encuentra a una altitud media de 350 m.s.n.m.

Clima

El clima es mediterráneo templado (ITGE, 1985), presentando una evapotranspiración de referencia histórica (ET_0) de 1068 mm/año y una precipitación (P) de 460 mm/año (Tabla 1; GA, 2009a) con una alta variabilidad anual. Durante los tres años que recoge el estudio se dieron un año climático medio (2006) y dos años medio-secos (2007 y 2008). Los meses más secos se corresponden con las estaciones de invierno y verano mientras los más húmedos se registran en primavera y otoño. En cuanto a la ET_0 , se registran valores mínimos en invierno y máximos en verano que superan ampliamente a la precipitación, haciendo necesario el riego para satisfacer las demandas hídricas de los cultivos.

Geología

Las cuencas se ubican sobre unos niveles de glaciares de gravas con matriz arcillosa que constituyen un acuífero libre. Sobre el acuífero incide una red de barrancos y desagües que deja aflorar el sustrato terciario, que constituye el límite impermeable local y actúa tam-



Figura 1. Emplazamiento de las cuencas de regadío en el sistema de Bardenas (inundación-A; presurizado-B).

Figure 1. Location of the two irrigated basins in the Bardenas District (flood-irrigation system-A; pressurized-irrigation system-B).

Tabla 1. Datos medios mensuales de evapotranspiración de referencia (ET_0) y precipitación (P) en las zonas de estudio (GA, 2009a)

Table 1. Monthly average reference evapotranspiration (ET_0) and precipitation (P) in the study areas (GA, 2009a)

	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep
ET_0	68	31	14	15	33	65	86	119	161	192	171	114
P	42	46	39	31	38	32	45	57	44	24	27	31

bién como fuente natural de sales (Causapé *et al.*, 2004a). Una red de sondeos transformados a piezómetros determinó un espesor de gravas en la cuenca de inundación de hasta 5,5 metros y en la cuenca presurizada de hasta 10 metros, que disminuían de manera progresiva desde las zonas topográficamente más elevadas hacia la parte más baja de la cuenca, donde casi llegaba a desaparecer y afloraba el sustrato impermeable.

En cuanto a las características hidráulicas del acuífero, ITGE (1995) y SIAS (2009) estiman permeabilidades de hasta 90 m/día y transmisividades de hasta 600 m²/día, con una porosidad eficaz en torno al 10-15%.

Suelos

Los suelos de las zonas fueron caracterizados mediante la elaboración de mapas de conductividad eléctrica aparente (CEa) con un sensor electromagnético móvil georreferenciado (SEMG; Amezketa, 2007) modelo IS de Dualem tanto en configuración horizontal (CEah), que integra la respuesta electromagnética a un metro de profundidad, como en configuración vertical (CEav), que integra hasta dos metros de profundidad. Los datos arrojaron una baja salinidad de los suelos (CEah_{Inundación} = 0,16 dS/m; CEav_{Inundación} = 0,25 dS/m; CEah_{Presurizado} = 0,27 dS/m; CEav_{Presurizado} = 0,48 dS/m), si bien ligeramente mayor en los de la cuenca presurizada por la naturaleza salina del subsuelo de esta zona. De hecho, el mayor registro de CEa en la cuenca regada por inundación fue de 1,28 dS/m sobre las lutitas terciarias frente a los casi 6 dS/m (Urdaño *et al.*, 2008) que se midieron sobre el terciario en la cuenca regada a presión.

En cuanto a la textura de los suelos, Lecina *et al.* (2005) hicieron una primera caracterización en estas zonas, diferenciando dos grupos: El primero se corresponde con los suelos desarrollados sobre el glacis, con texturas

francas, pedregosidades del 11 al 43% y una moderada capacidad de retención de agua disponible para las plantas (CRAD), clasificados como Calcixerollic Xerochrept con inclusiones de Petrocalcic Xerochrept (Soil Survey Staff, 1992), mientras que el segundo grupo incluyó los suelos desarrollados sobre el terciario con texturas arcillosas, pedregosidad mucho más baja, del 4 al 18%, y una mayor capacidad de retención de agua que fueron clasificados como Typic Xerofluvent (Soil Survey Staff, 1992).

Agronomía: riego y fertilización

El riego es la principal componente que diferencia a las dos cuencas. Así, aunque ambas presentaban un riego a la demanda (los agricultores elegían el momento y la cantidad de agua que deseaban aplicar disponiendo de unas dotaciones máximas anuales de agua desde el inicio de la campaña de riego en función de las reservas disponibles en el embalse que abastece al sistema) una de ellas estaba regada por inundación mientras que la otra disponía de sistemas de riego presurizado, estando el 86% de la superficie ocupada por sistemas de riego por aspersión, y el 14% restante por sistemas de riego por goteo.

En cuanto a los cultivos, su distribución en las cuencas varió significativamente a consecuencia del sistema de riego implantado. Así, en la cuenca regada por inundación, cereal de invierno (46%) y alfalfa (31%) fueron los cultivos principales, ya que el maíz y el girasol no ocuparon más del 15% de la superficie anual (Tabla 2). En cambio, en la cuenca regada mediante sistemas presurizados, el maíz fue siempre el cultivo mayoritario (55%), seguido por el cereal de invierno (24%) y el tomate (9%), quedando relegados a cultivos minoritarios el brócoli, girasol o guisante. No se encontró alfalfa en la segunda cuenca, aún siendo un cultivo muy extendido en esta Comunidad de Regantes.

Tabla 2. Cultivos principales en la cuenca regada por inundación y en el regadío presurizado durante los tres años de estudio (2006-2008)
 Table 2. Major crops distribution in the flood-irrigation basin and in the pressurized-irrigation basin during the three years of the study (2006-2008)

%	2006		2007		2008	
	Inundación	Presurizada	Inundación	Presurizada	Inundación	Presurizada
Cereal Invierno	33	–	51	25	55	23
Alfalfa	39	–	31	–	24	–
Maíz	8	61	3	63	–	40
Tomate	–	10	–	4	–	14
Otros	20	29	15	8	21	23

Los volúmenes de riego presentan variaciones entre los cultivos (Tabla 3). De este modo, en la cuenca regada por inundación el cereal de invierno presentó 2-3 riegos al año de 128 mm cada uno, mientras que alfalfa y maíz, con unas mayores demandas hídricas, presentaron 8-10 riegos de 122 mm y 8 riegos de 136 mm respectivamente.

En el sistema presurizado, el riego se caracterizó por presentar un elevado número de aplicaciones pero de bajo volumen. Así, al cereal de invierno se le dieron bajas dosis de agua (10 riegos de 15,7 mm) mientras que el maíz (40 riegos de 18,5 mm) alcanzó un volumen total de 740 mm al año. Ambos fueron regados por aspersión. Por otro lado, el to-

Tabla 3. Riego, fertilización nitrogenada y rendimiento de los cultivos en la cuenca regada por inundación y en la cuenca presurizada los tres años hidrológicos de estudio (2006-2008)
 Table 3. Irrigation, nitrogenous fertilization and yield for the crops in the flood-irrigation (Inundación) and pressurized-irrigation (Presurizado) basins, during the three hydrological years of the study (2006-2008)

Cultivo	Inundación			Presurizado		
	Riego	Fertilizante	Rto.	Riego	Fertilizante	Rto.
	mm	kg N/ha	kg/ha	mm	kg N/ha	kg/ha
Cereal Invierno	235	162	5000	157	164	4600
Alfalfa	1057	61	11700	–	–	–
Maíz	1088	420	10600	740	380	12000
Tomate	–	–	–	552	182	80000

mate fue regado por goteo, con aplicaciones muy frecuentes de pequeñas dosis de agua a lo largo de todo el ciclo, aportando un volumen total anual de 552 mm.

Respecto a la fertilización, las dosis medias anuales fueron de 156 kg N/ha en la cuenca regada por inundación y 273 kg N/ha en la cuenca regada con sistemas presurizados, sin grandes variaciones en la aplicación para un mismo cultivo (Tabla 3). Así, las dosis fueron sensiblemente altas para el maíz, 420 kg N/ha en inundación, sobre 380 kg N/ha en aspersión. El cereal de invierno recibió una fertilización media de 163 kg N/ha, mientras que el tomate fue de 182 kg N/ha. Para la alfalfa, las dosis medias anuales de nitrógeno ascendieron a 61 kg N/ha, si bien no necesitaría de este fertilizante al tratarse de una leguminosa (Delgado y Muñoz, 2005). En este sentido, el código de buenas prácticas agrarias (BOE 1996; BOA 1997), derivado de la directiva europea 91/676 (EU 1991), establece que la fertilización nitrogenada de la alfalfa será nula a excepción del año de implantación del cultivo con hasta 30 kg N/ha. El fertilizante nitrogenado se aplicó principalmente en forma de abonos complejos (8-15-15 y 15-15-15), urea (46% N), solución nitrogenada N-32 (32% N) y en menor medida como nitrato amónico (33,5% N).

Metodología

Se evaluó la gestión de los recursos hídricos y la contaminación generada por los dos regadíos durante 3 años hidrológicos (período 2006-2008). Para ello, se desarrollaron balances anuales de agua y se cuantificaron los contaminantes (masa de sales y masa de nitrato) exportados en cada cuenca. Posteriormente se calcularon una serie de índices para evaluar la gestión del riego y relacionar los contaminantes exportados con las características salinas y de fertilización nitrogenada

(agronómicas) de cada regadío. Para esta tarea se utilizó la aplicación informática Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR; Causapé, 2008), que automatiza los cálculos para el desarrollo de los balances de agua y el cálculo de índices de gestión del agua (necesidades hídricas netas-NH; índice de aprovechamiento del agua-IAA; eficiencia de riego-ER) y de contaminantes (índice de contaminación salina-ICS; índice de contaminación por nitratos-ICN).

Balance de agua

Se desarrollaron los balances anuales de agua a partir de la medición o estimación de las principales entradas, salidas y almacenamiento de agua en cada cuenca de regadío (Figura 2). La ecuación empleada en los balances fue:

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} - \text{Almacenamiento} = \text{Error balance}$$

$$(P + R + EL) - (ET_R + Q + PEA) - (As + Aa) = \text{Error}$$

donde las entradas por precipitación (P), riego (R) y entradas laterales (EL), menos las salidas por evapotranspiración real (ET_R) drenaje (Q) y pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (PEA), menos el almacenamiento de agua en suelos (As) y acuíferos (Aa), constituyen el error del balance.

Los datos climáticos de precipitación y evapotranspiración de referencia (ET_o ; Penman-Monteith) necesarios para el desarrollo de los balances se obtuvo de las estaciones agroclimáticas que la red del Servicio Integral de Asesoramiento al Regante (SIAR; GA, 2009a) posee en las inmediaciones de las cuencas.

Los volúmenes de riego diarios fueron facilitados por la Comunidad de Regantes. En el caso del regadío presurizado, se cuantificaron las pérdidas por evaporación y arrastre a los volúmenes de riego aplicado en sistemas

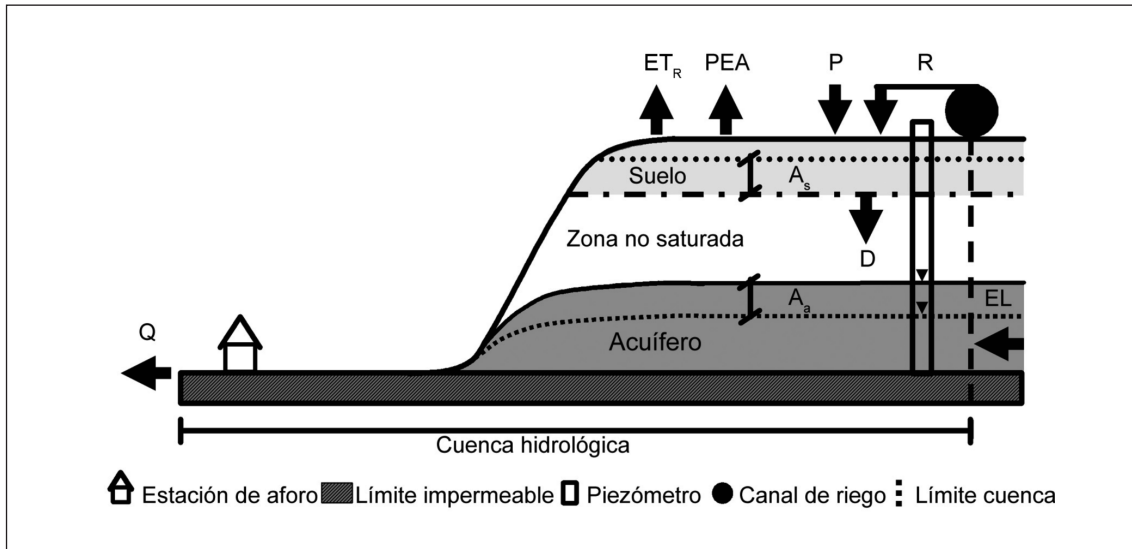


Figura 2. Modelo hidrogeológico en el que se representan los diferentes componentes del balance de agua de las cuencas de regadío estudiadas: riego (R), precipitación (P), pérdidas por evaporación y arrastre (PEA), evapotranspiración real (ET_R), drenaje del suelo (D), entradas laterales (EL), drenaje total (Q), agua almacenada en el suelo (A_s) y en el acuífero (A_a).

Figure 2. Hydrological sketch where the different water balance components of the irrigated basins studied are represented: irrigation (R), precipitation (P), evaporation and wind drift losses in sprinkler irrigation systems (PEA), real evapotranspiration (ET_R), drainage associated with the hydrological basin (D), incoming flows (EL), total drainage (Q), storage in soil (A_s) and aquifer (A_a).

de aspersión a partir de la ecuación propuesta por Playán *et al.* (2005; $PEA (\%) = 20,34 + 0,214 \cdot v [m/s]^2 - 2,29 \cdot 10^{-3} \cdot HR [\%]^2$; v = velocidad del viento a 2 metros sobre la superficie, HR = humedad relativa a 1,5 metros sobre el suelo).

En el caso de las entradas laterales, en la cuenca regada por inundación, su aportación anual al balance se cuantificó a partir de la red de piezómetros, de tal manera que, el espesor saturado de agua ($ESat$) medido cada 21 días en un piezómetro instalado al noroeste de la cuenca, se relacionó con el volumen de agua circulante por el drenaje en la estación de aforos ($AS_{Inundación} (m^3/día) = 86,39 \cdot \exp^{1,82 \cdot ESat}$; $n = 11$; $R^2 = 0,79$; $p < 0,001$) que disponía de un aforador rectangular y un limnógrafo electrónico que registró la altura

del agua cada 15 minutos (h), transformada a caudal a partir de la curva de gasto contraída para la estación ($Q_{Inundación} (m^3/s) = 0,0002 h^2 - 0,0020 h - 0,0179$; $n = 9$; $R^2 = 0,99$; $p < 0,001$). En el caso de la cuenca presurizada, las entradas laterales procedían del área no regada incluida en la cuenca, y fueron estimados a partir de los datos de precipitación y el coeficiente de escorrentía (0,087) obtenido de la relación entre la precipitación y el caudal. Basado en el conjunto de datos disponible para la estación de aforos, se comprobó que en años con intensas lluvias se alcanzaron coeficientes de escorrentía mayores (0,313), y que fueron utilizados para eventos de lluvia diario que superaron los 25 mm.

La ecuación de la curva de gasto utilizada en la estación de la cuenca regada mediante

sistemas presurizados fue la propuesta por la aplicación Winflume (Wahl, 2000):

$$Q_{\text{Presurizado}} \text{ (m}^3\text{/s)} = 1,73 \cdot (h + 0,00347)^{1,624}$$

for $h \leq 0.5$ m

$$Q_{\text{Presurizado}} \text{ (m}^3\text{/s)} = 10,28 \cdot (h + 0,01125)^{1,725}$$

for $h > 0.5$ m

En cuanto a la evapotranspiración de los cultivos (ET_C), fue calculada diariamente a partir de los coeficientes de cultivo (K_C) determinados para la zona de estudio por Martínez-Cob (2010) y la ET_o según la ecuación $ET_C = ET_o \cdot K_C$ (Allen *et al.*, 1998) y corregida a evapotranspiración real (ET_R) a partir de los cálculos desarrollados con EMR.

En cuanto al almacenamiento de agua, para el suelo se obtuvo de la diferencia de agua en los momentos inicial y final del año hidrológico de cada balance estimado con EMR, mientras que para el almacenamiento de agua del acuífero se calculó a partir de la variación de altura de agua en el acuífero medida en la red de piezómetros en los momentos inicial y final de cada año hidrológico, aplicándose una porosidad efectiva de entre el 15-25% de acuerdo a la litología de los materiales y a los valores recogidos en otros estudios locales (Custodio y Llamas, 1983; ITGE, 1995).

Por último, la bondad de los balances de agua fue cuantificada a partir del cálculo de los desbalances porcentuales anuales según:

$$\text{Desbalance (\%)} = [(E - S - A) / (E + S + A)] \cdot 200$$

Evaluación del aprovechamiento del agua y calidad del riego

Para evaluar la calidad del riego en los 3 años del período de estudio (2006-2008) se calcularon las necesidades hídricas netas de los cultivos, el índice de aprovechamiento de agua y la eficiencia de riego, índices calculados con EMR una vez alcanzados unos erro-

res adecuados que ponen de manifiesto la bondad de los balances de agua.

Las necesidades hídricas de los cultivos calcula el volumen de agua de riego necesaria para satisfacer las demandas de los cultivos y que además el suelo quede en las mismas condiciones de humedad al final de un determinado período.

$$NH \text{ (mm)} = (ET_C + AUf) - (AU_i + P_{ef})$$

El índice de aprovechamiento de agua cuantifica el porcentaje de recursos hídricos (riego y precipitación) que han sido aprovechados para la evapotranspiración:

$$IAA \text{ (\%)} = [1 - (D + PEA) / (R + P)] \cdot 100$$

(D: Drenaje propio del sistema)

Finalmente, la eficiencia de riego evalúa el porcentaje del volumen de riego que no ha salido del sistema, siendo utilizado para satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos o acumulado en la reserva de agua en el suelo.

$$ER \text{ (\%)} = [1 - (D_R + PEA) / (R)] \cdot 100$$

(D_R : Drenaje procedente del riego)

Contaminación del regadío: masas de sales y nitrato exportadas

Para cuantificar la masa de contaminantes exportados a través del drenaje asociado a la cuenca se asignaron concentraciones de sales y nitrato al desagüe superficial, a las entradas laterales y al almacenamiento de agua en el acuífero.

$$D = Q - EL + Aa$$

Para ello, las estaciones de drenaje fueron equipadas con tomamuestras de agua automáticos programados para la recogida de una muestra diaria. Posteriormente las muestras de agua fueron trasladadas al laboratorio donde se determinó la conductividad eléctrica a 25°C con un conductivímetro Orion-5 Star equipado con sonda DuraProbe, y la

concentración de nitrato por colorimetría (AutoAnalyzer 3).

Para determinar la concentración de sales en cada muestra de agua, la conductividad eléctrica fue transformada a total de sólidos disueltos (TSD) a partir de los valores de residuo seco (RS) y concentración de bicarbonato ($[\text{HCO}_3^-]$) medidos en laboratorio en 48 muestras de agua tomadas en los regadíos estudiados y calculada como:

$$\text{TSD (mg/l)} = \text{RS (mg/l)} + \frac{1}{2} ([\text{HCO}_3^-] \text{ (mg/l)});$$

(Custodio y Llamas, 1983)

obteniéndose las ecuaciones:

$$\text{TSD}_{\text{Inundación}} \text{ (mg/l)} = 704 \cdot \text{CE (dS/m)} + 90;$$

$n = 31; R^2 = 0,97; p < 0,001$

$$\text{TSD}_{\text{Presurizado}} \text{ (mg/l)} = 712 \cdot \text{CE (dS/m)} - 105;$$

$n = 17; R^2 = 0,99; p < 0,001$

Para las entradas laterales, se determinó la conductividad eléctrica y la concentración de nitrato a partir de los valores mensuales de las muestras de agua tomadas en los piezómetros de la zona de entrada de las aguas. Por último, la masa de sales y nitrato almacenada en el acuífero fue obtenida a partir del análisis de muestras manuales tomadas el 1 de octubre del año correspondiente en cada uno de los piezómetros.

Índices de contaminación salina y por nitratos

Habitualmente la contaminación de las aguas se evalúa por la concentración que presenta en contaminantes, aunque es la carga de sales exportada en los retornos de riego la que modifica la salinidad de los sistemas hídricos receptores de los retornos de riego en función de las proporciones de mezcla. Sin embargo, atendiendo sólo a las masas de sales exportadas, la salinidad "natural" puede enmascarar a la inducida por la gestión de cada regadío. Para determinar el impacto ambiental del regadío, y compararlo frente a

otros con distintas condiciones naturales, se calculó el índice de contaminación salina (ICS; Causapé, 2008). Este índice corrige la masa exportada por la conductividad eléctrica del agua de drenaje en época de no riego (CE_{NR}) al tratarse de un indicador representativo de la salinidad "natural" de cada regadío.

$$\text{ICS} = \text{D}_{\text{Sales}} / \text{CE}_{\text{NR}}$$

En el caso del nitrato, la masa exportada está condicionada por los cultivos dificultando la comparación del impacto agroambiental inducido por distintos regadíos o distintos años del mismo regadío. Para posibilitar dichas comparaciones discriminando el patrón de cultivos respecto a otras variables como el clima o el manejo agronómico (riego y fertilización) se calculó el índice de contaminación por nitratos (ICN; Causapé, 2008). Este índice permite analizar el impacto de la actividad agrícola y las prácticas de fertilización a partir de la relación entre el nitrato exportado en el drenaje de la cuenca y las necesidades teóricas de fertilización nitrogenada ($\text{NF} = \text{Rendimiento medio (GA, 2009b)} \cdot \text{Extracciones de N (Orús y Sin, 2006)}$) del área a evaluar.

$$\text{ICN} = \text{D}_{\text{N}} / \text{NF}$$

Resultados y discusión

Balances de agua

Los balances de agua resultaron satisfactorios, habiéndose obtenido unos desbalances anuales del -5 % al 1 % (Tabla 4) que indican la bondad de los mismos y la adecuada medición y/o estimación de los componentes que lo forman. De este modo, fue posible desarrollar el cálculo de los índices de gestión a partir de los diferentes componentes que constituyen la ecuación del balance.

El riego constituyó el principal aporte de agua en las cuencas (45% de las entradas), menos

Tabla 4. Entradas de agua (Entradas) como precipitación (P), riego (R) y entradas laterales (EL), salidas de agua (Salidas) como evapotranspiración real (ET_R), drenaje total (Q) y pérdidas por evaporación y arrastre (PEA), y almacenamiento de agua (Almacenamiento) en el suelo (As) y en el acuífero (Aa) en las cuencas hidrológicas (Inundación y Presurizado) durante los tres años hidrológicos de estudio 2006-2008. Desbalance (Desb.) y error del balance (Error)

Table 4. Water inputs (Entradas) as precipitation (P), irrigation (R) and incoming flows (EL), water outputs (Salidas) as real evapotranspiration (ET_R), total drainage (Q) and evaporation and wind drift losses in sprinkler irrigation systems (PEA), and water storage (Almacenamiento) in soil (As) and aquifer (Aa) in the hydrological basins (Inundación-flood and Presurizado-pressurized) during the three hydrological years of study 2006-2008. Unbalance (Desb.) and water balance error (Error)

	Entradas			Salidas			Almacenamiento		Desb.	Error
	P	R	EL	ETR	Q	PEA	Aa	As		
	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	%
Inundación										
2006	450	567	285	830	417	0	42	65	-52	-4,4
2007	372	512	307	753	469	0	4	-39	4	0,3
2008	305	559	271	686	451	0	-16	13	1	0,1
Total	1127	1638	862	2269	1337	0	30	39	-48	-1,5
Presurizado										
2006	426	144	56	425	123	20	9	48	1	0,2
2007	411	397	31	643	106	57	68	-36	1	0,1
2008	361	519	27	656	118	59	69	7	-2	-0,2
Total	1198	1060	114	1724	347	136	146	19	0	0,0

en 2006 y 2007 en el regadío presurizado, donde al estar realizándose la instalación de los sistemas de riego, una parte de las parcelas regables se encontraban en barbecho y sin presentar suministro de agua. En 2008, con la total implantación de la superficie bajo riego en ambas cuencas, los volúmenes de agua aplicados por los agricultores se incrementan hasta ser del mismo orden (Tabla 4).

En cuanto a la precipitación, se considera la segunda entrada de agua en los balances (41%), oscilando entre los 450-426 mm del año más lluvioso (2006) y los 305-361 mm del año más seco (2008). Por último, los aportes

laterales constituyeron hasta un 24% de las entradas de agua implicadas en los balances.

Referente a las salidas, la evapotranspiración fue el componente principal, resultando entre el 63-78% de las salidas. Por otro lado, el volumen de agua medido en las estaciones de drenaje varió de manera importante, constituyendo el 37% de las salidas en la cuenca regada por inundación, y el 16% en el sistema presurizado, siendo el volumen de drenaje en la cuenca regada por inundación cuatro veces mayor al registrado en el regadío presurizado. No obstante, las entradas laterales presentaron mayor consideración en

la cuenca de inundación (Tabla 4). Descontando los aportes laterales al volumen de agua circulante por la estación de aforos, el drenaje propio de la cuenca fue siempre mayor en la cuenca de inundación que en la presurizada. Las salidas de agua contabilizadas como pérdidas por evaporación y arrastre ascendieron al 6%.

En cuanto al almacenamiento de agua, supuso tan sólo un 5-10% del volumen de agua implicado en los balances, si bien, resultando conveniente su consideración en este tipo de trabajos ya que en el caso del suelo, simplemente la CRAD (máximo volumen de agua que puede ser almacenado/desalojado en los suelos) puede ser del orden de las precipitaciones de los años más secos (García-Garizábal *et al.*, 2011). Respecto almacenamiento en el acuífero, la cuenca regada por inundación presentó variaciones anuales de agua en el acuífero de escasa entidad, mientras que la cuenca presurizada muestra un almacenamiento de agua en el acuífero todos los años, posiblemente asociado a que es un regadío recién implantado y aún no presenta unas condiciones de equilibrio en el nivel freático. En este sentido se prevé que en los próximos años las variaciones de almacenamiento disminuyan hasta que se alcancen unas condiciones de equilibrio en el sistema, presentando en el futuro ambas zonas variaciones de almacenamiento en el acuífero similares.

Evaluación del aprovechamiento del agua y calidad del riego

La ET_R evolucionó de manera diferente en las dos cuencas durante el periodo de estudio. Así, en la cuenca regada por inundación la evapotranspiración sufrió un descenso del 17% por al cambio en la distribución de cultivos, con una expansión del cereal de invierno y la disminución de la superficie destinada a alfalfa y maíz. En cambio, el regadío presurizado aumentó un 54% la evapo-

transpiración, asociado al paulatino incremento de la superficie cultivada una vez finalizada la instalación de los sistemas de riego. La variación en los cultivos en las cuencas queda reflejada también en las necesidades hídricas de cada sistema, ya que, si bien presentaron unos volúmenes unitarios similares, la mayor superficie cultivada en la cuenca presurizada condicionó unas mayores demandas de agua (Tabla 5).

El aprovechamiento del agua resultó moderado-alto, alcanzando un 83% en el regadío por inundación y del 84% en el regadío presurizado, que podría haber alcanzado hasta el 90% si las pérdidas por evaporación y arrastre en el sistema presurizado hubieran sido nulas, ya que estas pérdidas supusieron un 13% del riego total en la cuenca (15% del riego aplicado por aspersión). Este valor es ligeramente inferior al calculado por Dechmi *et al.* (2003) y Playán *et al.* (2005) en otras zonas regadas por aspersión cercanas, donde las pérdidas por evaporación y arrastre ascendieron al 15-20% del riego suministrado.

Por cultivos, el tomate presentó las mejores aplicaciones del riego, alcanzando eficiencias de aplicación en parcela del 89%, seguido del cereal de invierno (79%) y la alfalfa (76%). El maíz, con un alto valor económico en esta zona, presentó los menores valores de eficiencia (69%), ligado a los mayores volúmenes de agua aplicados por los agricultores ante la posibilidad de que experimentase una disminución en su rendimiento por aparición de déficit hídrico.

En este sentido, aunque está demostrada la mayor eficiencia y aprovechamiento del agua que se puede alcanzar en sistemas de riego a presión bajo adecuados manejos agronómicos (Clemmens y Dedrick, 1994; Zalidis *et al.*, 1997; Tedeschi *et al.*, 2001; Al-Jamal *et al.*, 2001; Caballero *et al.*, 2001; Cavero *et al.*, 2003; Causapé *et al.*, 2006) frente a sistemas de riego por inundación/no presurizados

(Clemmens y Dedrick, 1994; Isidoro *et al.*, 2004; Causapé *et al.*, 2004b; Causapé *et al.*, 2006), una adecuada gestión del riego por inundación ha permitido obtener valores de aprovechamiento de los recursos hídricos similares a los de un moderno regadío presurizado adecuadamente gestionado (Tabla 5). Así, García-Garizábal y Causapé (2010) y Gar-

cía-Garizábal *et al.* (2011) comprobaron que la implantación de sencillas mejoras en la gestión del riego por inundación por parte de los organismos gestores del riego (de riego a turnos a riego la demanda con dotaciones máximas de agua y tarificación por volumen consumido) incrementaron un 26% el uso del agua en la Comunidad de Regantes.

Tabla 5. Necesidades hídricas (NH) de los cultivos, volumen de riego (R), eficiencias de riego (ER) de los cultivos principales y índice de aprovechamiento del agua (IAA) en las dos cuencas de regadío los años hidrológicos 2006-2008 y para el periodo de estudio
 Table 5. Net hydric needs (NH), total irrigation (R) and irrigation efficiency (ER) of the major crops (cereal de invierno-winter cereal, maíz-corn; alfalfa; tomate-tomato) and water use efficiency (IAA) in the basins (Inundación-flood and Presurizado-pressurized) for the three hydrological years of the study 2006-2008 and average values

Inundación/Presurizado	NH	R	ER				IAA
			Cereal de invierno	Maíz	Alfalfa	Tomate	
Años	hm ³ /año	hm ³ /año	%	%	%	%	%
2006	0,54 / 0,54	0,55 / 0,58	82 / —	74 / 75	78 / —	— / 90	87 / 85
2007	0,40 / 1,33	0,48 / 1,61	88 / 62	56 / 74	77 / —	— / 90	82 / 84
2008	0,55 / 1,90	0,53 / 2,10	82 / 86	— / 71	72 / —	— / 86	79 / 83
Media	0,50 / 1,26	0,52 / 1,43	84 / 74	65 / 73	76 / —	— / 89	83 / 84

Por lo tanto, el adecuado manejo del riego por inundación y la puesta en marcha de los sistemas presurizados permitió obtener unos buenos aprovechamientos del agua por parte de los agricultores (79-87%), si bien, han de continuar ajustando el manejo del agua para alcanzar de forma continuada unos altos y uniformes aprovechamientos del agua en parcela, que podría alcanzar hasta el 90% (Tanji y Kielen, 2002). No son recomendables unos registros de eficiencia superiores, ya que se pone en riesgo el buen estado de conservación de los suelos agrícolas al resultar insuficiente el lavado de las sales

evapoconcentradas acumuladas en el perfil edáfico (Abrol *et al.*, 1988). Así, de acuerdo a los resultados anteriores, los valores de aprovechamiento en la cuenca regada por inundación tienen un escaso margen de mejora, por lo que el trabajo de los agricultores debe centrarse en mantener estos aprovechamientos. No obstante, Lecina *et al.* (2005) plantean que sería posible un aumento en el aprovechamiento de agua en la zona con la implantación de sistemas de riego presurizados. Por otra parte, los agricultores de la cuenca que presenta ya sistemas presurizados deben esforzarse en mejorar la aplica-

ción del riego, principalmente reduciendo las pérdidas por evaporación y arrastre en los campos regados por aspersión, bien aplicando el agua en horas nocturnas o en periodos de poco viento (Playán *et al.*, 2005; Zapata *et al.*, 2007; Zapata *et al.*, 2009).

Contaminación del regadío: masas exportadas e índices de contaminación

Las masas de sales contabilizadas en las estaciones de aforos de las dos cuencas fueron similares, si bien el sistema presurizado presentó una mayor variabilidad anual por el au-

mento de los volúmenes de drenaje (regadío en proceso de desarrollo) y por la mayor salinidad de sus retornos de riego. Sin embargo, las sales exportadas por cada cuenca (drenaje propio del sistema) resultaron muy diferentes, con 1,7 t/ha-año en la de inundación y 3,2 t/ha-año en la de presurizado, por las menores masas de sales incorporadas en los aportes laterales y el mayor almacenamiento de sales en el acuífero de la cuenca regada a presión (Tabla 6).

En relación a otros sistemas de riego, las masas exportadas por estas dos cuencas fueron menores a las medidas en regadíos con bajos-

Tabla 6. Masa de sales exportada por el desagüe (Q_{sales}), masa de sales introducidas en las entradas laterales (EL_{sales}), masa de sales almacenadas en el acuífero (Aa_{sales}), masa de sales exportadas asociadas a la cuenca (D_{sales}), conductividad eléctrica en periodo de no riego (CE_{NR}) e índice de contaminación salina (ICS) en las dos cuencas estudiadas (inundación y presurizada)
 Table 6. Mass of exported salt in the drainage (Q_{sales}), mass of salt introduced with incoming flows (EL_{sales}), salt masses stored in the aquifer (Aa_{sales}), salt masses associated with the hydrological basin (D_{sales}), electrical conductivity during nonirrigated season (EC_{NR}) and salt contamination index (ICS) in the two irrigated basins (Inundación-flood and Presurizado-pressurized) for the three hydrological years of the study 2006-2008 and average values

Inundación / Presurizada	Q_{Sales}	EL_{Sales}	Aa_{Sales}	D_{Sales}	EC_{NR}	ICS
Años	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha	dS/m	$t \cdot ha^{-1}/dS \cdot m^{-1}$
2006	2,8 / 2,8	1,4 / 1,8	0,5 / 1,2	1,9 / 2,2	1,1 / 3,8	1,8 / 0,6
2007	3,1 / 2,3	1,6 / 0,8	0,0 / 2,0	1,5 / 3,5	1,1 / 3,8	1,4 / 0,9
2008	2,9 / 3,2	1,2 / 0,6	-0,1 / 1,3	1,6 / 3,9	1,1 / 3,8	1,5 / 1,0
Media	2,9 / 2,8	1,4 / 1,1	0,1 / 1,5	1,7 / 3,2	1,1 / 3,8	1,6 / 0,8

moderados aprovechamientos (en torno al 50 %) que exportaron masas anuales de entre 3,4 y 4,7 t/ha-año (Causapé *et al.*, 2004c; Duncan *et al.*, 2008), aproximándose a los valores encontrados en regadíos con moderadas-altas eficiencias de aplicación, de entre el 73% (5,2 t/ha-año; Roman *et al.*, 1999) y 82% (3,9 t/ha-año; Caballero *et al.*, 2001).

En cuanto al índice de contaminación salina, a pesar de la menor salinidad natural de la cuenca regada por inundación ($CE_{NR-Inundación} = 1,1$ dS/m vs. $CE_{NR-Presurizado} = 3,8$ dS/m) los valores de ICS fueron mayores a los calculados en el regadío presurizado (Tabla 6). Así, la mayor salinidad natural existente en la cuenca presurizada, motivó que las sales ex-

portadas fueran mayores a las de la cuenca de inundación, aún presentando similares valores de aprovechamiento del agua, si bien provocó que la "valoración" del impacto salino fuese menor ante la imposibilidad de exportar de forma natural bajas masas de sales. En este sentido, regadíos con altos valores de aprovechamiento obtienen índices de contaminación salina de sólo 0,4 t/ha·año·dS/m, mientras que en regadíos con menores eficiencias, los valores del índice de contaminación salina son mayores (1,9 t/ha·año·dS/m), alcanzando hasta los 11,4 t/ha·año·dS/m en los sistemas agrarios con altos valores de salinidad natural (Causape Valenzuela 2008).

En el caso del nitrato, la masa exportada por el regadío por inundación alcanzó los 61 kg

N/ha·año con una baja variabilidad anual, frente a los 12 kg N/ha·año del regadío presurizado, aunque la masa exportada se ha incrementado en más de un 200% (Tabla 7). Este aumento se asocia con el incremento de los volúmenes de drenaje medidos en la estación de aforos, pues la expansión del regadío en la cuenca presurizada, provocó unas mayores entradas de agua de riego y fertilización nitrogenada en la cuenca.

Respecto al almacenamiento de nitrato en el acuífero, el sistema por inundación presentó variaciones anuales mínimas, mientras que el regadío presurizado registró siempre tasas positivas por el almacenamiento de agua que está sufriendo el acuífero al final de las campañas de riego (Tabla 7).

Tabla 7. Masa de nitrato exportado por el desagüe (Q_N), masa de nitrato introducido en las entradas laterales (EL_N), masa de nitrato almacenado en el acuífero (Aa_N), masa de nitrato exportado asociada a la cuenca (D_N), necesidades de fertilización nitrogenada (NF) e índice de contaminación por nitratos (ICN) en las dos cuencas estudiadas (inundación y presurizada)

Table 7. Mass of nitrate exported in the drainage (Q_N), mass of nitrate introduced with incoming flows (ES_N), nitrate masses stored in the aquifer (Aa_N), nitrate masses associated with the hydrological basin (D_N), nitrogenous fertilization needs (NF) and nitrate contamination index (ICN) in the two irrigated basins (Inundación-flood and Presurizado-pressurized) for the three hydrological years of the study 2006-2008 and average values

Inundación / Presurizada	Q_N	EL_N	Aa_N	$D_{Nitrato}$	NF	ICN
Años	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	—
2006	59 / 6	10 / 0,4	4 / 4	53 / 10	75 / 78	0,70 / 0,12
2007	67 / 10	10 / 0,6	2 / 26	59 / 36	82 / 150	0,72 / 0,24
2008	56 / 19	6 / 0,4	-3 / 15	47 / 33	77 / 166	0,61 / 0,20
Media	61 / 12	9 / 0,5	1 / 15	53 / 26	78 / 131	0,68 / 0,20

Comparado con otras zonas agrícolas, las masas de nitrato exportadas fueron menores a las cuantificadas en regadíos con eficiencias en torno al 50% (Causapé et al., 2004b; Isidoro et al., 2006) y se asemejaron a las ma-

sas medidas en sistemas con eficiencias de riego mayores al 70% (Cavero et al., 2003; Bustos et al., 2006). No obstante, en estos últimos regadíos las necesidades de fertilización fueron del mismo orden a la calculada

en la cuenca presurizada y de dos a tres veces superior a la de la cuenca regada por inundación.

En cuanto al índice de contaminación por nitratos, las mayores necesidades de fertilización de la cuenca regada por inundación ($NF_{\text{Inundación}} = 78 \text{ kg N/ha}$ vs. $NF_{\text{Presurizado}} = 131 \text{ kg N/ha}$) motivaron unos valores de ICN siempre mayores a los del regadío presurizado (Tabla 7). Así, a pesar de los menores requerimientos de nitrógeno en la cuenca en inundación, la masa de nitrato exportada fue mayor al presentar unos mayores volúmenes de drenaje, aún obteniéndose en los dos sistemas unos similares valores de aprovechamiento del agua. Este hecho provocó que, a pesar de la mayor cantidad de nitrógeno aportado en la cuenca presurizada, el impacto generado fuese menor. El comportamiento anterior es similar al obtenido cuando se comparan los valores de índice de contaminación por nitratos con otros sistemas agrarios (Causape Valenzuela 2008). En este sentido, en regadíos con elevados valores de aprovechamiento (73-90%) y de necesidades de fertilización nitrogenada (144-213 kg N/ha) se obtienen índices de contaminación por nitratos de sólo 0,25, mientras que en aquellos que alcanzan eficiencias de aplicación en torno al 50%, los valores del índice de contaminación por nitratos son mayores (1,2) presentando en este caso unas necesidades de fertilización nitrogenada de 164 kg N/ha.

Conclusiones

La metodología propuesta del seguimiento de cuencas hidrológicas y desarrollo de balances de agua para evaluar la gestión del riego resultó satisfactoria, habiéndose obtenido unos desbalances anuales del -5% al 1% que mostraron la bondad de los mismos y que permitieron evaluar el manejo del riego y de los recursos hídricos a partir de los valores propuestos en ellos.

A pesar de la evidente diferencia en los sistemas de riego presentes en las cuencas evaluadas (por inundación y por aspersión) los valores de aprovechamiento del agua obtenidos fueron similares, en torno al 84%. Este hecho pone de manifiesto la posibilidad de alcanzar unos adecuados aprovechamientos del agua realizando adaptaciones en los sistemas de riego, si bien es necesario conocer las características edáficas, cultivos y capacidad de abastecimiento del sistema a fin de establecer la estrategia de manejo y gestión del agua más adecuada.

En cuanto a los contaminantes exportados, la mayor masa de sales se midió en la cuenca con regadío presurizado, debido a su subsuelo más salino ($D_{\text{Sales-Inundación}} = 1,7 \text{ t/ha}\cdot\text{año}$ vs. $D_{\text{Sales-Presurizado}} = 3,2 \text{ t/ha}\cdot\text{año}$), mientras que la mayor masa de nitrato ($D_{\text{Nitrato-Inundación}} = 53 \text{ kg N/ha}\cdot\text{año}$ vs. $D_{\text{Nitrato-Presurizado}} = 26 \text{ kg N/ha}\cdot\text{año}$) se midió en la cuenca con regadío por inundación, con un menor aporte de fertilizante nitrogenado pero con un mayor volumen de drenaje (Estación_{Inundación} = 446 mm vs. Estación_{Presurizado} = 116 mm). En cuanto a los índices de contaminación salina y por nitratos, resultaron más favorables para el regadío presurizado (ICS = 0,8 t·ha⁻¹/dS·m⁻¹; ICN = 0,20) frente al regadío por inundación (ICS = 1,6 t·ha⁻¹/dS·m⁻¹; ICN = 0,68), lo que indica que es posible reducir el grado de contaminación si se consigue mejorar el manejo del agua, disminuyendo el volumen de los retornos de riego.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación del Gobierno de España a través de los proyectos AGL2005-07161-C05-01 (MEC), CGL2009-13410-C02-01 (MICINN) y la beca de formación asociada BES-2006-12662 (MEC) y a la Unión Europea dentro del Programa Alβan de Becas de estudio Alto Nivel

destinado a ciudadanos latinoamericanos nº E07D400318BR. Gracias también al Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA), a las Comunidades de Regantes nº V y nº XI de Bardenas y a sus agricultores por su inestimable colaboración.

Bibliografía

- Abrol IP, Yadav JSP, Massud MI, 1988. Salt affected soils and their management. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italy.
- Al-Jamal MS, Ball S, Sammis TW, 2001. Comparison of sprinkler, trickle and furrow irrigation efficiencies for onion production. *Agricultural Water Management* 46 (3): 253-266.
- Allen R, Pereira L, Raes D, Smith M, 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italy.
- Amezketta E, 2007. Soil salinity assessment using directed soil sampling from a geophysical survey with electromagnetic technology: a case study. *Spanish Journal of Agricultural Research* 5(1): 91-101.
- BOA 1997. Decreto 77/1997, de 27 de mayo, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Comunidad Autónoma de Aragón y se designan determinadas áreas Zonas Vulnerables a la contaminación de las aguas por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Boletín Oficial de Aragón del 11 de junio de 1997. Gobierno de Aragón. España.
- BOE 1996. Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Boletín Oficial del Estado del 11 de marzo de 1996. Gobierno de Aragón. España.
- Bustos A, Caballero R, Roman R, 2006. Net changes of main ions in the soil profile of irrigated field plots in central Spain. *Irrigation Science* 25(1): 1-9.
- Caballero R, Bustos A, Roman R, 2001. Soil salinity under traditional and improved irrigation schedules in central Spain. *Soil Science Society of America Journal* 65(4): 1210-1218.
- Carter AD, 2000. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *Weed Research* 40: 113-122.
- Causapé Valenzuela J, 2008. EMR 1.0: Herramienta al servicio de la vigilancia agroambiental del regadío. *INFORMACIÓN TÉCNICA ECONÓMICA AGRARIA* 104 (3): 369-380.
- Causapé J, 2009. A computer-based program for the assessment of water-induced contamination in irrigated lands. *Environmental Monitoring and Assessment* 158(1-4): 307-314.
- Causapé J, Auqué L, Gimeno MJ, Mandado J, Quílez D, Aragüés R, 2004a. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel rivers (Spain): Present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Environmental Geology* 45 (5): 703-715.
- Causapé J, Quílez D, Aragüés R, 2004b. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level - I. Irrigation quality. *Agricultural Water Management* 70(3): 195-209.
- Causapé J, Quílez D, Aragüés R, 2004c. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level - II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management* 70(3): 211-228.
- Causapé J, Quílez D, Aragüés R, 2006. Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin: An overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 117(1-3): 451-461.
- Cavero J, Beltrán A, Aragüés R, 2003. Nitrate exported in drainage waters of two sprinkler irrigated watersheds. *Journal of Environmental Quality* 32(3): 916-926.
- CHE 2010. Geoportal SITEbro. <http://iber.chebro.es/geoportal/index.htm> (Octubre 2010)
- Christen EW, Ayars JE, Hornbuckle JW, 2001. Sub-surface drainage design and management in irrigated areas of Australia. *Irrigation Science* 21: 35-43.

- Clemmens AJ y Dedrick AR, 1994. Irrigation techniques and evaluations. In: *Advanced Series in Agricultural Sciences*. Tanji KK, Yaron B. (Eds.), 64-103. Springer-Verlag. Berlin.
- Cui Z, Zhang F, Chen X, Dou Z, Li J, 2010. In-season nitrogen management strategy for winter wheat: Maximizing yields, minimizing environmental impact in an over-fertilization context. *Field Crops Research* 116: 140-146.
- Custodio E y Llamas M, 1983. *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega. Barcelona.
- Dechmi F, Playán E, Cavero J, Faci JM, Martínez-Cob A, 2003. Wind effects on solid set sprinkler irrigation depth and yield of maize (*Zea mays*). *Irrigation Science* 22(2): 67-77.
- Delgado I y Muñoz F, 2005. La fertilización nitrogenada y el cultivo de la alfalfa. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Gobierno de Aragón. Zaragoza, Aragón, España.
- Diaz RJ, 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality* 30: 275-281.
- Duncan RA, Bethune MG, Thayalakumaran T, Christen EW, McMahon TA, 2008. Management of salt mobilisation in the irrigated landscape. A review of selected irrigation regions. *Journal of Hydrology* 351(1-2): 238-252.
- EU 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Consejo Europeo.
- FAO 2002. *World agriculture towards 2015/2030. An FAO perspective*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italy.
- FAO 2003. *Unlocking the water potential of agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italy.
- GA 2009a. Oficina del Regante. <http://oficinaregante.aragon.es> (Noviembre 2009)
- GA 2009b. Anuario estadístico agrario. <http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/AgriculturaAlimentacion/AreasTematicas/EstadisticasAgrarias?channelSelected=1cfbc8548b73a210VgnVCM100000450a15acRCRD> (Noviembre 2009).
- García-Garizábal I, Causapé J, Abrahão R, 2009. Evolution of the efficiency and agro-environmental impact of a traditional irrigation land in the middle Ebro Valley (2001-2007). *Spanish Journal of Agricultural Research* 7: 465-473.
- García-Garizábal I y Causapé J, 2010. Influence of irrigation water management on the quantity and quality of irrigation return flows. *Journal of Hydrology* 385(1-4): 36-43.
- García-Garizábal I, Causapé J, Abrahao R. 2011. Application of the Irrigation Land Environmental Evaluation Tool for flood irrigation management and evaluation of water use. *CATENA* 87:260-267. Gheysari M, Mirlatifi SM, Homaei M, Asadi ME, Hoogenboom G, 2009. Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agricultural Water Management* 96: 946-954.
- 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.
- Isidoro D, Quílez D, Aragüés R, 2006. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): II. Nitrogen fertilization and nitrate export patterns in drainage water. *Journal of Environmental Quality* 35 (3): 776-785.
- ITGE 1985. *Investigación de los recursos hidráulicos totales de la cuenca del río Arba*. Instituto Tecnológico Geominero de España, España.
- ITGE 1995. *Informe complementario del mapa geológico de Luna. Hidrogeología de la hoja de Luna (27-11)*, Instituto Tecnológico Geominero de España, España.
- Lecina S, Playan E, Isidoro D, Dechmi F, Causapé J, Faci JM, 2005. Irrigation evaluation and simulation at the irrigation District V of Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management* 73: 223-245.
- Moreno F, Cayuela JA, Fernández JE, Fernández-Boy E, Murillo JM, Cabrera F, 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management* 32: 71-83.
- Martínez-Cob A, 2010. Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del

- Ebro, Available from http://digital.csic.es/bitstream/10261/15896/1/NecHidrCHE04_T1_Mem.pdf (Noviembre 2010).
- Orús F, Sin E, 2006. El balance del nitrógeno en la agricultura. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Gobierno de Aragón. Zaragoza, Aragón, España.
- Playán E, Salvador R, Faci JM, Zapata N, Martínez-Cob A, Sánchez I, 2005. Day and night wind drift and evaporation losses in sprinkler solid-sets and moving laterals. *Agricultural Water Management* 76(3): 139-159.
- Roman R, Caballero R, Bustos A, 1999. Field water drainage under traditional and improved irrigation schedules for corn in central Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63(6): 1811-1817.
- Scavia D y Bricker SB, 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry* 79: 187-208.
- Tanji KK y Kielen NC, 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. FAO irrigation and drainage paper n° 61. Roma, Italy.
- Thayalakumaran T, Bethune MG, McMahon TA, 2007. Achieving a salt balance - Should it be a management objective? *Agricultural Water Management* 92: 1-12.
- Urdanoz V, Amezqueta E, Clavería I, Ochoa V, Aragón R, 2008. Mobile and georeferenced electromagnetic sensors and applications for salinity assessment. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6(3): 469-478.
- SIAS 2009. Sistema de Información del Agua Subterránea. <http://www.igme.es/internet/ServiciosMapas/siaspana/sias-es.html> (Noviembre 2009).
- Soil Survey Staff 1992. Keys to soil taxonomy. Potomac Press. Blacksburg, Virginia, USA.
- Tedeschi A, Beltrán A, Aragón R, 2001. Irrigation management and hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain). *Agricultural Water Management* 49(1): 31-50.
- Wahl T, 2000. Winflume user's manual. United States Department of the Interior, USA.
- Wang B, 2006. Cultural eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: History and perspective. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 69: 471-477.
- WHO 2004. Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1: Recommendations. World Health Organization. Geneva, Italy.
- Zalidis G, Dimitriads X, Antonopoulos A, Geraki A, 1997. Estimation of a network irrigation efficiency to cope with reduced water supply. *Irrigation Drainage Systems* 11(4): 337-345.
- Zapata N, Playán E, Martínez-Cob A, Sánchez I, Faci JM, Lecina S, 2007. From on-farm solid-set sprinkler irrigation design to collective irrigation network design in windy areas. *Agricultural Water Management* 87(2): 187-199.
- Zapata N, Playán E, Skhiri A, Burguete J, 2009. Simulation of a collective solidset sprinkler irrigation controller for optimum water productivity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 135(1): 13-24.

(Aceptado para publicación el 27 de junio de 2012)