I. García-Garizábal

EVOLUCIÓN DEL ACUÍFERO Y CALIDAD DEL AGUA EN UNA CUENCA DE REGADÍO TRADICIONAL DEL VALLE DEL EBRO

Separata ITEA

INFORMACIÓN TÉCNICA ECONÓMICA AGRARIA, VOL. **108** N.º 2 (115-130), 2012

Evolución del acuífero y calidad del agua en una cuenca de regadío tradicional del Valle del Ebro

I. García-Garizábal

Universidad de Zaragoza, Departamento de Ciencias de la Tierra. C/ Pedro Cerbuna 12. 50009 Zaragoza, España. E-mail: iggarcia@unizar.es

Resumen

Los sistemas agrarios son los mayores consumidores de agua del mundo y sus retornos de riego son uno de los principales agentes contaminantes de los sistemas hídricos. Este trabajo pretende analizar la evolución hidrológica y de la calidad del agua (salinidad y concentración de nitrato) del acuífero perteneciente a una cuenca de regadío tradicional en los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008, relacionando los cambios en la calidad con las características geológicas y agronómicas de la zona evaluada. El estudio determinó que la cuenca hidrológica superficial y subterránea no coincidían, por lo que a la recarga del acuífero por el drenaje procedente de la cuenca superficial se le unió también la recarga por un flujo de agua subterráneo. En cuanto a la calidad de las aguas, un 4% de las muestras presentaron valores de salinidad superiores a los propuestos como limitantes para las aguas destinadas para riego (3,0 dS/m) y consumo humano (2,5 dS/m), mientras que para el nitrato un 35% presentaron valores superiores a 50 mg NO_3^-/l establecido para las aguas destinadas a consumo humano y un 33% se situaron en el intervalo de control 25-50 mg NO_3^-/l. Además se encontraron diferencias significativas entre las muestras tomadas en los periodos de riego y no riego, por el arrastre de las sales evapoconcentradas y la buena calidad de las aguas empleadas para riego. En cuanto a la distribución espacial, la calidad del acuífero se relacionó con la calidad de los flujos subterráneos, el drenaje de la cuenca superficial, filtraciones de la red de riego, disolución de sales del subsuelo y el lavado de los fertilizantes nitrogenados. El nitrato se plantea como el principal problema medioambiental, siendo necesario desarrollar nuevos estudios que evalúen medidas para minimizar la contaminación.

Palabras clave: Riego, agua subterránea, contaminación, sales, nitrato.

Abstract
Dynamics of an aquifer and water quality in a traditional irrigated land in the Ebro river basin

Agricultural systems are the greatest consumers of freshwater in the world and irrigation return flows are one of the main pollutants of water bodies. This paper analyzes the hydrologic dynamics and water quality (salinity and nitrate concentrations) of an aquifer belonging to a traditional irrigated land. The study was carried out for the hydrologic years of 2006, 2007 and 2008, relating changes in water quality with geological and agricultural characteristics of the evaluated irrigated land. The study reveals that the surface hydrological basin and groundwater hydrological basin do not coincide, so a contribution from the aquifer recharge by groundwater flow was added to the aquifer recharge by water drainage from the surface basin. Regarding water quality, 4% of the collected samples exceeded the value limit established for waters intended for irrigation (3.0 dS/m) and human consumption (2.5 dS/m). Concerning nitrates, 35% of the collected samples exceeded the 50 mg NO_3^-/l limit established for waters intended for human consumption and 33% exceeded the control range 25-50 mg NO_3^-/l. There were significant differences between water samples collected during the irrigation period, as a consequence of leaching evapoconcentrated salts and the good quality of the water used for irrigation. Concerning spatial distribution, water quality in the aquifer is related to the quality of groundwater flow, drainage

from surface basin, seepage from irrigation canals, subsurface salt dissolution and leaching of nitrogen fertilizers. Nitrate is the main environmental problem, requiring further studies to evaluate alternatives to minimize nitrate pollution.

Key words: Irrigation, groundwater, pollution, salt, nitrate.

Introducción

El regadío contribuye notablemente al aumento de la producción agraria, permite la diversificación de cultivos y proporciona cosechas más estables, dando un suministro continuo en las zonas donde la lluvia limita el desarrollo de los cultivos. Esta contribución (el 40% de la producción agraria mundial se obtiene en un 20% de superficie cultivada) implica que cerca del 70% de los recursos hídricos del planeta sean destinados al riego (FAO, 2003) y que el agua entre en disputa con los sectores industriales y doméstico (Jiménez y Lamo de Espinosa, 1998). En España, el regadío juega un importante papel: ocupa el 14% de la superficie agraria, genera el 50% de la producción agrícola nacional pero consume hasta el 80% de los recursos hídricos del país (INE, 2008; MMA, 2007). En el ámbito europeo, es el segundo país en superficie agrícola y el mayor en área regada (UE, 2008).

No obstante, a pesar de los altos volúmenes empleados, cerca del 50% del agua retorna a los sistemas naturales (FAO, 2003), si bien la calidad que presenta puede distar mucho de la original por el arrastre de sales y agroquímicos del perfil del suelo (FAO, 2002). Así, el control de los niveles de sales en el agua tiene una alta importancia, ya que altas concentraciones pueden disminuir el crecimiento de ciertos cultivos (Ayers y Westcot, 1994), limitar la calidad del agua de consumo (UE, 1998) o provocar peligros en la industria (Jiménez y Lamo de Espinosa, 1998) entre otros efectos. En cuanto a la presencia de agroquímicos, el nitrato derivado de la fertilización nitrogenada supone desde años atrás un problema muy importante para la calidad de las aguas, sobre todo asociado a su impacto sobre la salud humana (UE, 1998; OMS, 2004) y los ecosistemas (Diaz, 2001; Volety, 2008).

A fin de preservar la calidad de las aguas y el buen estado ecológico de los entornos naturales, diversos organismos han implantado una serie de reglamentaciones, resultando de especial interés la Directiva relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (UE, 1991), la Directiva Marco del Agua (UE, 2000) y la relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación (UE, 2006), desarrolladas para organizar la gestión de las masas de aguas e identificar, reducir y minimizar su deterioro. En España, de la Directiva UE (1991) surge el Real Decreto 261/1996 sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias, llevando a la implantación de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, códigos de buenas prácticas agrarias, programas de actuación y medidas de obligado cumplimiento que minimicen el impacto de esta actividad (BOE, 1996; BOA, 1997; BOA, 2001).

Por lo tanto, resultan necesarios estudios de evaluación de calidad de las aguas en los entornos agrarios a fin de diagnosticar la problemática agroambiental de cada regadío y establecer las medidas oportunas para reducir su contaminación. De hecho, hasta la fecha, la determinación del estado de calidad de los entornos agrarios se ha realizado mediante el seguimiento de redes de drenaje en cuencas hidrológicas de regadío (Tedeschi *et al*., 2001; Lasanta *et al*., 2002; Cavero *et al*., 2003; Cau-

sapé *et al*., 2004a y b; Isidoro *et al*., 2004; Isidoro *et al*., 2006a y b; Ribbe *et al*., 2008; García-Garizábal y Causapé, 2010) asignando a un único punto la contaminación generada en un amplio territorio ante la dificultad de determinar la contaminación generada en los entornos agrarios por su carácter difuso.

Así, aunque la información obtenida ha sido valiosa para establecer metodologías de cuantificación de la contaminación generada en sistemas de regadío, los trabajos no profundizaron en el estudio de las aguas subterráneas, bien por desconocer el funcionamiento de los sistemas hidrológicos como por la dificultad de establecer puntos de control. De este modo, los trabajos desarrollados fueron estudios de la evolución hidrológica y de la calidad de los sistemas subterráneos (Armengol *et al*., 2001; Moratalla *et al*., 2009; O Dochartaigh *et al*., 2010) que no siempre relacionaron los cambios en la calidad de las aguas con las características geológicas y agronómicas de las áreas evaluadas.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es analizar la evolución hidrológica y de la calidad del agua (salinidad y concentración de nitrato) del acuífero perteneciente a una cuenca de regadío tradicional en los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008, relacionando los cambios en la calidad del mismo con las características geológicas y agronómicas de la zona estudiada.

Zona de estudio

La zona de estudio se encuentra en el Valle medio del Ebro y se corresponde con la cuenca hidrológica de regadío de 95 ha (C-XIX-6) de la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas (CR-V; Figura 1). La cuenca C-XIX-6

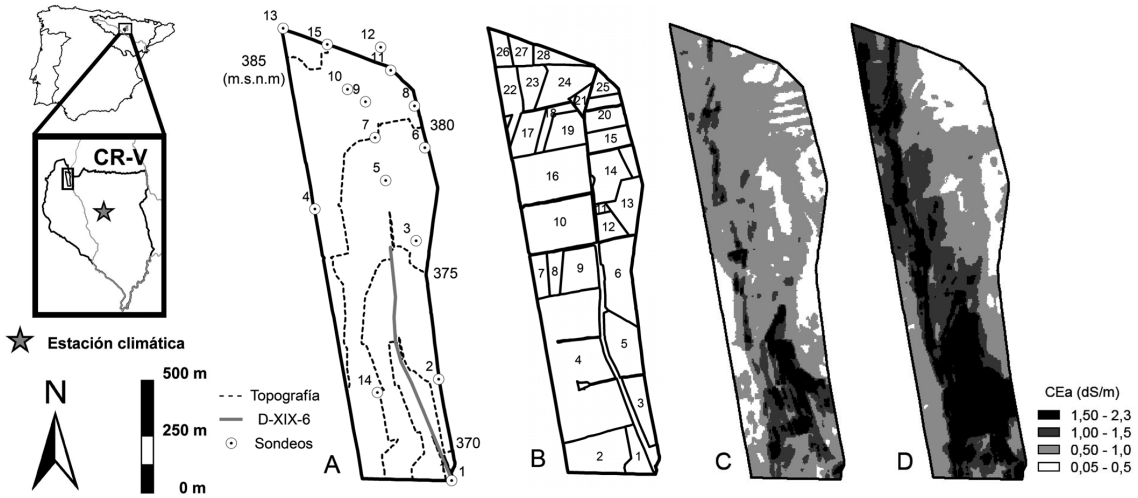


Figura 1. Localización de la cuenca de regadío C-XIX-6 dentro Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas (CR-V). Topografía y red de sondeos (A), parcelas agrícolas (B) y mapas conductividad eléctrica aparente (CEa) en configuración horizontal (C) y en configuración vertical (D).
Figure 1. Location of irrigated basin C-XIX-6 in the Bardenas Canal Irrigation District nº V (CR-V). Topography and test drilling network (A), agricultural plots (B) and maps of apparent electrical conductivity (CEa) in horizontal configuration (C) and vertical configuration (D).

está delimitada superficialmente por la red de acequias de riego y drenada por el desagüe D-XIX-6. Un total de 91 ha se dedican al riego, quedando la superficie restante como caminos de acceso y acequias. La superficie agrícola se divide en 28 parcelas según los cultivos y las prácticas agronómicas (riego y fertilización). El agua de riego de buena calidad (conductividad eléctrica= 0,3 dS/m; concentración de nitrato= 2 mg NO_3^-/l) procede del Embalse de Yesa y se recibe bajo petición en un sistema por inundación a la demanda con un régimen de dotaciones establecidas por la CR-V.

El clima se clasifica como mediterráneo templado (ITGE, 1985), con una evapotranspiración de referencia (ET_0) de 1068 mm/año y una precipitación (P) de 460 mm/año (GA, 2008). Los meses más secos se corresponden con las estaciones de verano e invierno, mientras que los más húmedos se registran en primavera y otoño. Los tres años que comprenden el periodo de estudio 2006-2008 fueron más secos que el año medio, con una precipitación menor (2-34%) y una ET_0 superior (18-22%).

Geológicamente, la zona se encuentra en el Dominio de la Depresión de Ebro, cuenca clástica con materiales del Terciario continental y Cuaternario (ITGE, 1980). Concretamente se trata de depósitos glacis-terraza cuaternarios de carácter grosero asentados sobre depósitos de lutitas terciarias. Ambos niveles constituyen un acuífero libre, recargado por las aguas de riego (59% de las entradas superficiales) y lluvia (41% de las entradas superficiales) que la red de drenaje se encarga de evacuar (Figura 1). De acuerdo a estudios locales (ITGE, 1985) y bibliografía (Custodio y Llamas, 1983) la porosidad del acuífero se estima en un 10-15%. La permeabilidad del sistema se clasifica como media-alta (SIAS, 2010). La construcción de 15 sondeos (Figura 1), permitió caracterizar el subsuelo de la cuenca, determinando que los materiales cuaternarios presentan su máximo espesor en la zona norte, 5,5 m de gravas, disminuyendo hacia la parte sur donde llegan a desaparecer y aflora el sustrato terciario.

Se hizo una caracterización edáfica de la cuenca mediante los mapas de conductividad eléctrica aparente horizontal (CEah, respuesta hasta 0,75 m profundidad) y vertical (CEav, respuesta hasta 1,5 m profundidad) con un sensor electromagnético móvil georreferenciado (Amezketa, 2007) modelo IS de Dualem. Las lecturas arrojaron una baja salinidad en los suelos (CEah= 0,16 dS/m) así como el desarrollo de un perfil normal (CEav= 0,25 dS/m), relacionando también la mayor CEav con la cercanía del terciario. Los valores mínimos de CEah (0,05 dS/m) se registran en el glacis mientras que el mayor valor de CEah (1,28 dS/m) se presenta en el terciario.

Abarcando el rango de CEah se muestrearon 10 suelos hasta 120 cm de profundidad. En cada punto se determinó pedregosidad, textura y la capacidad de retención de agua disponible para las plantas (CRAD) según el método Soil Survey Laboratory (1995). Los suelos se clasificaron como Calcixerollic Xerochrept con inclusiones de Petrocalcic Xerochrept (alto contenido de elementos gruesos, buenas condiciones de drenaje, baja CRAD y sin afecciones salinas; saso; Lecina *et al*., 2005) y Typic Xerofluvent (baja pedregosidad, mayor CRAD y con posibles afecciones salinas; valle; Lecina *et al*., 2005).

La distribución de cultivos fue similar los 3 años de estudio, con un predominio de cereal de invierno y alfalfa (Tabla 1), aunque tradicionalmente el maíz ha sido un cultivo mayoritario en la zona (GA, 2010). Las fuertes variaciones en los precios de mercado y las materias primas (INE, 2009), el establecimiento de ayudas parcialmente desacopladas de la producción por parte de la Política Agraria Comunitaria (Atance *et al*., 2006) y la existencia de un sistema de riego por inundación con dotaciones máximas anuales de agua son posibles causas para esta distribución.

Tabla 1. Dotación de riego, volumen de riego aplicado en la cuenca C-XIX-6, evapotranspiración potencial de los cultivos (ET_C) y distribución del área cultivada en la cuenca C-XIX-6 durante los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008
Table 1. Allocation water, irrigation volume in basin C-XIX-6, crops potential evapotranspiration (ET_C) and percentage of crops distribution in basin C-XIX-6 in hydrologic years 2006, 2007 and 2008

Año	Dotación	Riego	ET_C	Cereal de invierno	Alfalfa	Maíz	Girasol	Hierba	Otros	Barbecho
	m^3/ha	mm	mm				%			
2006	7500	567	830	33	39	8	15	0	1	4
2007	7500	512	753	51	31	3	8	5	1	1
2008	8000	559	686	55	24	0	8	10	2	1

Las prácticas de riego variaron entre los cultivos por su diferente evapotranspiración de referencia (ET_C; Allen *et al*., 1998; Martínez-Cob *et al*., 1998; GA, 2008) si bien, entre años y para un mismo cultivo fueron similares. La alfalfa presentó la mayor ET_C con 928 mm de agua al año, a la que se aplicaron entre 8 y 10 riegos con una dosis media de 122 mm. Le siguió el maíz, con una ET_C de 782 mm, cubierta con 8 riegos de 136 mm. El girasol alcanzó los 716 mm anuales de ET_C, y se le suministraron entre 4 y 6 riegos de 113 mm. Por último, el cereal de invierno fue el cultivo con los menores requerimientos hídricos, tan sólo 567 mm/año. Se le aplicaron 2-3 riegos al año de 128 mm, si bien en 2007 algunos agricultores no llegaron a regar al resultar las precipitaciones suficientes para su desarrollo.

En cuanto a la fertilización, se situó entre los 124 Kg N/ha de 2006, único año con doble cultivo (alfalfa-girasol), y los 174 kg N/ha y 167 Kg N/ha de 2007 y 2008. Por cultivos, el maíz presentó las mayores aplicaciones de nitrógeno con 460 kg N/ha en 2006 y 428 kg N/ha en 2007. Le siguió el cereal de invierno, con 170 kg N/ha, si bien las dosis oscilaron entre los 97 kg N/ha y los 400 kg N/ha. El girasol recibió 175 kg N/ha, con dosis de 50 kg N/ha a 300 kg N/ha. La alfalfa, a pesar de no necesitar fertilización nitrogenada por tratarse de una leguminosa (Orús, 2006), presentó una fertilización de 62 kg N/ha, con aplicaciones muy variables según los agricultores, entre 0 y 243 kg N/ha. Por último, a la hierba (ray grass) se le suministraron 595 kg N/ha año. Los requerimientos anuales de nitrógeno de los cultivos anteriores según los registros de producción media de la zona (GA, 2010) y las extracciones unitarias de nitrógeno (Orús, 2006) fueron de 244 kg N/ha para el maíz, 110 kg N/ha para el cereal de invierno, 80 kg N/ha para el girasol, 0 kg N/ha para la alfalfa y 127 kg N/ha para la hierba.

En cuanto al tipo de fertilizante, la urea constituyó la principal entrada de nitrógeno (75% del N aplicado) junto con los abonos complejos (15% del N aplicado) y en menor proporción solución nitrogenada N-32 (5%). El 5% restante se aplicó bajo otras formas nítricas o amoniacales.

Metodología

Se analizó la evolución hidrológica y de calidad (salinidad y concentración de nitrato) de las aguas subterráneas en la cuenca de re-

gadío C-XIX-6 durante los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008. Para ello se muestreó periódicamente la red de sondeos (9 en 2006 ampliados a 15 desde 2007) transformados a piezómetros, tomando en cada uno de ellos una lectura de nivel freático y una muestra de agua a la que se determinó en laboratorio su calidad.

Nivel freático

Se hicieron un total de 552 lecturas de nivel freático. Los datos obtenidos se introdujeron en la aplicación informática ArcGIS 9.2 para, mediante técnicas geoestadísticas (Krigeado), construir los mapas de piezometría y espesor saturado de agua del acuífero.

Salinidad

Coincidiendo con las lecturas del nivel freático, se tomaron 463 muestras de agua a las que se determinó en laboratorio como indicador de la salinidad la conductividad eléctrica a 25º C (CE; Sparks, 1995; FAO, 2002) con un conductivímetro Orion 5-Star con compensación automática de temperatura. El número de muestras de agua a las que se midió CE fue menor al de lecturas de nivel freático por las variaciones de la lámina de agua del acuífero, que provocó que algunos piezómetros estuvieran secos. Los valores de CE se introdujeron en la aplicación informática ArcGIS 9.2 para, mediante técnicas geoestadísticas (Krigeado), construir los mapas de CE anual del periodo hidrológico 2006-2008.

Se identificaron los puntos muestreados con valores de CE superiores a 3,0 dS/m (grado más restrictivo de CE del agua para uso agrícola; Ayers y Westcot, 1994) y a 2,5 dS/m (valor de restricción para las aguas destinadas al consumo humano; UE, 1998). A partir del mapa piezométrico local y la herramienta Hydrotools del programa informático ArcGIS 9.2, se trazaron las líneas de flujo para identificar los focos iniciales de las zonas contaminadas.

Nitratos

Coincidiendo con las lecturas del nivel freático, se tomaron 463 muestras de agua del acuífero a las que se analizó en laboratorio la concentración de nitrato (NO_3^-) por colorimetría con un Autoanalizer AA3. El número de muestras de agua a las que se analizó NO_3^- fue inferior al de lecturas de nivel freático por las variaciones de la lámina de agua del acuífero, que provocó que algunos piezómetros estuvieran secos. Sólo se analizó en las muestras la concentración de nitrato al constituir esta forma el 98% del nitrógeno total de las aguas en la zona de estudio (Causapé, 2004). Los valores de NO_3^- se introdujeron en la aplicación informática ArcGIS 9.2 para, mediante técnicas geoestadísticas (Krigeado), construir los mapas de NO_3^- anual del periodo hidrológico 2006-2008.

Se identificaron las zonas con valores de NO_3^- superior a 50 mg NO_3^-/l (zonas contaminadas por nitratos; UE, 1998), para a partir del mapa piezométrico local y la herramienta Hydrotools del programa informático ArcGIS 9.2, trazar las líneas de flujo e identificar los focos iniciales de las zonas contaminadas.

Resultados

Evolución espacio-temporal de las aguas subterráneas

Nivel freático

El nivel freático se localizó a una mayor profundidad en la zona norte de la cuenca, donde el espesor del glacis era mayor, mientras que al sur y al oeste, coincidiendo con una disminución de la potencia de gravas, el agua aparecía más superficialmente. El seguimiento de los mapas piezométricos identificó la existencia de un flujo de agua subterráneo que se introducía por el noroeste de

la cuenca y circulaba con dirección norte-sur hasta verter en el desagüe D-XIX-6, receptor de los efluentes de la cuenca (Figura 2). Así, la cuenca hidrológica superficial y subterránea de C-XIX-6 no coincidían, y a la recarga del acuífero por el drenaje del riego y la lluvia generado en C-XIX-6 se le une la entrada de agua subterránea de la zona agrícola adyacente (Figura 1).

El espesor saturado medio del acuífero fue de 0,96 m, con una clara variación estacional relacionada con la aplicación de riego (Figura 3). Con el establecimiento de los cultivos de primavera y verano, el nivel freático se elevó alcanzando el acuífero un espesor medio de 1,13 m, si bien en algunos puntos llegaron a registrarse hasta 4 m de agua coincidiendo con eventos de riego. Por otro lado, el bajo volumen de entradas de agua entre octubre y marzo motivaron una baja recarga del acuífero y la disminución del nivel freático en los piezómetros, provocando que antes de iniciarse la campaña de riego (marzo-abril) se midiera un espesor de agua de sólo 0,51 m, llegando a encontrarse piezómetros secos.

Un 96% de las lecturas de nivel freático se situaron a más de 120 cm de profundidad, hecho que hace improbable el ascenso capilar de agua desde el acuífero y la aparición de sales en superficie (FAO, 2002) por encontrarse el perfil del suelo saturado por el riego cuando el freático estaba más elevado. También contribuyeron a la baja salinidad las buenas condiciones de circulación y drenaje del acuífero (SIAS, 2010) y de los suelos desarrollados en el glacis (Lecina *et al*., 2005). En cambio, en áreas topográficamente más deprimidas al sur de la cuenca aparecieron eflorescencias salinas que se corresponden con máximos en las mediciones de CEa y afloramientos del terciario

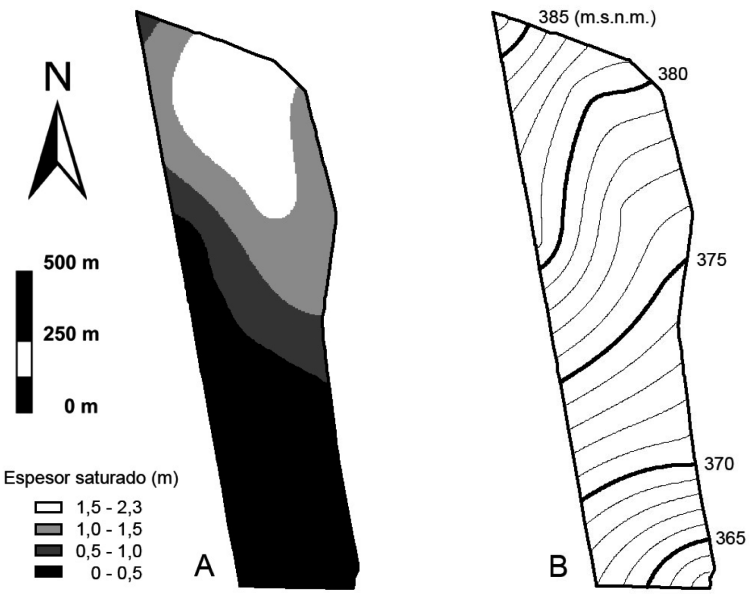


Figura 2. Mapas de espesor saturado medio del acuífero (A) y piezométrico (B) del acuífero de la cuenca C-XIX-6 durante el periodo hidrológico 2006-2008.
Figure 2. Maps of average saturated thickness (A) and piezometric (B) in aquifer belonging to basin C-XIX-6 in hydrologic period 2006-2008.

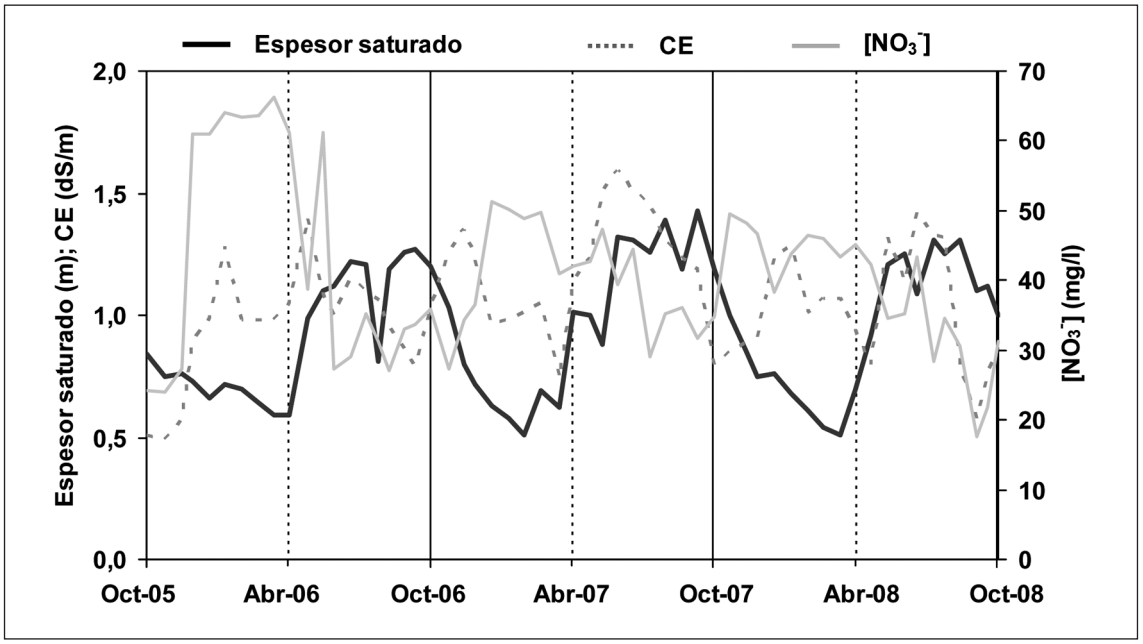


Figura 3. Evolución temporal del espesor saturado de agua, conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato (NO_3^-) del acuífero de la cuenca C-XIX-6 durante los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008.
Figure 3. Temporary evolution of saturated thickness, electrical conductivity (CE) and nitrate concentration (NO_3^-) in aquifer belonging to basin C-XIX-6 in hydrologic years 2006, 2007 and 2008.

(Figura 1). En este caso, la aparición de sales se asocia con la salinidad del sustrato terciario (Causapé *et al*., 2004; Lecina *et al*., 2005) o las peores condiciones de drenaje del suelo, por su naturaleza lutítica-arcillosa (FAO, 1988; FAO, 2002; Lecina *et al*., 2005).

Salinidad

La CE de las muestras de agua subterránea se situó en el rango 0,40 dS/m (similar a la del agua de riego) a 6,38 dS/m. Un 17% de las muestras no presentaron restricciones de uso para riego, mientras que en el 3% se midieron valores de CE superiores a los 3,0 dS/m que marca su restricción severa en uso para riego (Ayers y Westcot, 1994). El 4% sobrepasaron el límite de 2,5 dS/m propuesto para las aguas destinadas a consumo humano (UE, 1998).

La CE media del agua subterránea fue baja-moderada (1,04 dS/m; Ayers y Westcot, 1994) con una cierta variabilidad, menor en el periodo octubre-marzo (CV= 36%) cuando el aumento en la CE se debió a la disolución de sales terciarias presentes en el subsuelo, que en abril-septiembre (CV= 85%), época de riegos, cuando a este proceso se le unió la salinidad del agua drenaje por el arrastre de las sales acumuladas en invierno y los mayores volúmenes de riego. Esto provocó que las muestras de agua tomadas en la temporada de riego ($CE_{media\text{-}R}$= 1,06 dS/m) y no riego ($CE_{media\text{-}NR}$= 0,99 dS/m) presentaran diferencias significativas ($p<0,01$; Mann-Whitney, 1947). Por otro lado, durante el periodo 2006-2008, la CE media anual del acuífero no sufrió cambios significativos (CE_{2006}= 0,96 dS/m; CE_{2007}= 1,15 dS/m; CE_{2008}= 0,99 dS/m) aún

cuando se efectuó el paso a cultivos con menores requerimientos hídricos y mantenerse los volúmenes de riego (Tabla 1).

Aunque la CE fue superior durante la temporada de riego, los valores más bajos de CE se midieron en septiembre (Figura 3), hecho que se relaciona con la aplicación de riegos a la alfalfa y al maíz al disponer los agricultores al final de la campaña de riego de ciertas reservas hídricas. De esta manera, los regantes aseguraron la producción manteniendo un bajo déficit hídrico a los cultivos, comportamiento que tuvo un efecto positivo en la CE del acuífero al procurarle unos bajos valores de salinidad, además de preservar el buen estado del suelo (FAO, 1988; Sparks, 1995; FAO, 2002). Sin embargo, en sistemas de riego tradicionales, un mayor volumen de riego aplicado supone también un aumento en el volumen de retornos y en la masa contaminante exportada por el regadío (García-Garizábal y Causapé, 2010; García-Garizábal *et al*., 2010), y en este sentido Beltrán (1999) y Caballero *et al*. (2001) recomiendan como medida reductora del impacto del regadío y optimización del agua no emplear el riego para lavar las sales acumuladas en el perfil edáfico, siempre que las lluvias sean suficientes para ello.

En cuanto a la distribución espacial, la CE aumentó según a la dirección de flujo del acuífero (Figura 1), desde las zonas de recarga hacia el punto de descarga (Salama *et al*., 1998). En la principal zona de entrada de los flujos subterráneos, la CE fue de 0,6 dS/m, que se incrementó hasta los 0,9 dS/m en la parte baja de la cuenca (Figura 4). La baja sa-

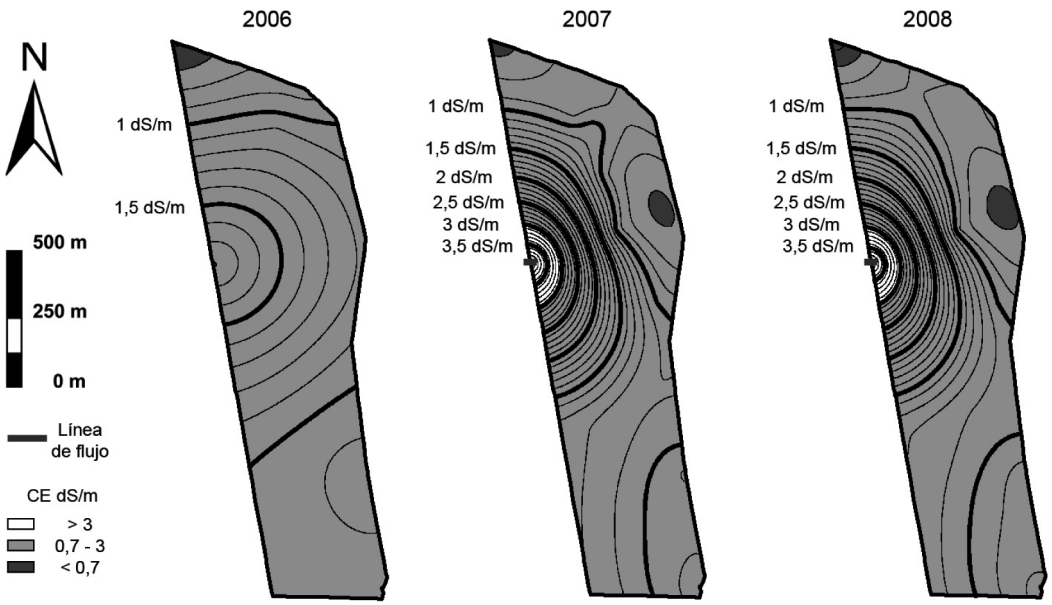


Figura 4. Mapas de conductividad eléctrica (CE; Equidistancia: 0,1 dS/m) media anual en la cuenca C-XIX-6 durante los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008. La línea continua indica la línea de flujo en el acuífero para el punto 4.

Figure 4. Maps of average electrical conductivity (CE; Equidistance; 0.1 dS/m) in aquifer belonging to basin C-XIX-6 in hydrologic years 2006, 2007 and 2008. Solid line indicates the flow line in the aquifer for the point 4.

linidad del agua de riego, de los materiales (Causapé *et al*., 2004; Lecina *et al*., 2005) y el corto tiempo de residencia y buenas condiciones de circulación y drenaje del acuífero (SIAS, 2010) no motivaron un gran aumento de la CE, ya que en otros regadíos se han registrado CE muy superiores por la mayor salinidad de los materiales (Isidoro *et al*., 2006a; Tedeschi *et al*., 2001). En este sentido, no se evidenció una estratificación en los niveles de CE del acuífero en profundidad, ya que la CE de 20 muestras de agua tomadas en superficie en el piezómetro 9 (primeros 20 cm del acuífero) y la CE registrada por un CTD-Diver instalado en la parte baja de la columna de agua (a 60 cm del fondo del sondeo) no presentaron diferencias significativas (Mann-Whitney, 1947). Este hecho contrasta con lo observado por Saeed (2003) o Northey *et al*. (2006) en otros distritos agrícolas, al relacionar los cambios de la conductividad eléctrica del agua en profundidad con la captación de agua subterránea para riego o la mayor salinidad de los materiales geológicos.

Se observa una relación entre la CE del acuífero y la red de riego (Figura 4), coincidiendo las menores conductividades con el trazado de la acequia norte (Figura 1), que delimita la cuenca hidrológica superficial. A partir de los puntos de riego, y como resultado del sistema de riego por inundación, se creó un perfil de avance e infiltración donde el agua de drenaje con una menor CE se localiza en la zona más próxima al área inicial de la parcela de riego, por la mayor tasa de lavado (FAO, 1989; Burt *et al*., 1997). No obstante, las filtraciones en la red de transporte, que en canales de hormigón pueden ser de hasta el 10% (Krinner *et al*., 1994; FAO, 2002; Barros *et al*., 2010) también contribuyeron a disminuir la CE.

En cuanto al máximo valor de CE, se midió en el sector centro-occidental de C-XIX-6 (piezómetro 4; Figura 4). La línea de flujo determinada por Hydrotools apenas indicó desplazamiento respecto al punto de origen, por lo que el alto valor de la CE se asocia con las sales del sustrato terciario y el bajo espesor saturado de agua del acuífero (Figura 2). La alta CE también puede relacionarse con el cambio del cultivo de maíz por cereal de invierno en las parcelas circundantes, ya que al presentar el cereal de invierno unas menores necesidades hídricas y de riego que el maíz, generó un drenaje con una mayor CE.

Nitratos

Los análisis detectaron NO_3^- en todas las muestras de agua subterránea, en un rango de 2 mg NO_3^-/l (similar a la del agua de riego) a 143 mg NO_3^-/l. Un 35% de las muestras presentaron concentraciones superiores a los 50 mg NO_3^-/l marcados para las aguas destinadas al consumo humano (UE, 1998) y un 33% pertenecieron al intervalo de control 25-50 mg NO_3^-/l.

La NO_3^- media de las muestras fue moderada (39 mg NO_3^-/l) con una cierta variabilidad a lo largo del periodo de estudio ($CV_{2006-08}$= 62%) que permaneció constante entre la estación de riego y no riego. No obstante, hubo diferencias significativas ($p<0,05$; Mann-Whitney, 1947) en la NO_3^- de las muestras tomadas en la temporada de riego (37 mg NO_3^-/l) y no riego (43 mg NO_3^-/l), por el efecto diluyente de las aguas del Canal de Bardenas y los menores aportes de fertilizantes nitrogenados (en abril-septiembre se aplicó el 44% del N anual), al igual que encontraron Armengol *et al*. (2001) en otra zona de regadío, asociando la mejoría en la NO_3^- del acuífero al agua de riego y la menor fertilización estacional.

Coincidiendo con la mayor aplicación de fertilizante nitrogenado entre octubre y marzo (temporada sin riego) se midieron las mayores NO_3^- en el acuífero (Figura 3), resultados que contrastan con los obtenidos por Causapé *et al*. (2004b), Cavero *et al*. (2003) e Isidoro *et al*. (2006b) que relacionan la concentración de nitrato en las aguas de drenaje

agrícola con la aplicación de fertilizantes y riego (en este mismo periodo se aplicó sólo el 9% del riego anual). Estas mayores concentraciones se asocian con las características climáticas y edáficas de la zona, ya que los meses de invierno puede producirse percolación profunda hasta el acuífero por las lluvias (Isidoro *et al*., 2004), con lo que el nitrato presente en el suelo corre riesgo de lavado. En este sentido, resultaría recomendable mejorar las prácticas de fertilización ajustando las dosis de nitrógeno con las necesidades del cultivo (actualmente la fertilización es un 25-75% superior a las extracciones de los cultivos), posponer la aplicación de las primeras aplicaciones de fertilizante hasta la primavera cuando las plantas presentan una mayor demanda de nutrientes (Orús, 2006), estudiar la implantación de cultivos captura (Wyland *et al*., 1996; Báez *et al*., 1998; Bundy y Andraski, 2005; Salmerón *et al*., 2010) y continuar evaluando el uso de los inhibidores de la nitrificación (Isla y González, 2006).

A pesar del aumento en la fertilización del 15% entre 2006 y 2008, la NO_3^- del acuífero ha disminuido de 43 mg NO_3^-/l a 38 mg NO_3^-/l. El desarrollo de cultivos con menores requerimientos hídricos y unos volúmenes de riego constantes (Tabla 1) con agua de buena calidad, motivaron la menor concentración en las aguas de drenaje. Sin embargo, la actuación en este sentido no es recomendable, ya que si bien los retornos de riego presentan una menor NO_3^-, el volumen de drenaje que se genera es mayor, aumentando la masa total de nitrato exportada por el regadío (García-Garizábal y Causapé, 2010; García-Garizábal *et al*., 2010).

En cuanto a la distribución espacial, la NO_3^- aumentó según la dirección de flujo del acuífero, de 14 mg NO_3^-/l en la zona de entrada de las aguas subterráneas hasta los 60 mg de NO_3^-/l en el punto de salida de las aguas de C-XIX-6, localizándose los valores de mayor concentración en la parte más meridional, receptora de los retornos de riego de toda la cuenca. En 2008, se detectan valores de NO_3^- superiores a 50 mg de NO_3^-/l en el piezómetro 9. En este caso, la línea de flujo determinada con Hydrotools indicó un origen del nitrato en la cuenca C-XIX-6 (Figura 5). Con el estudio de las prácticas de fertilización en las parcelas de cultivo (parcela 23: cereal de invierno con 170 kg N/ha; parcela 24: hierba con 460 kg N/ha; parcela 27: barbecho) y las NO_3^- del resto de piezómetros (la línea de flujo atravesó el piezómetro 10, con 36 mg NO_3^-/l), la contaminación tuvo origen en la parcela 25 situada sobre el piezómetro 9, sembrada con hierba y a la que se aplicó una fertilización muy superior a las necesidad del cultivo.

Conclusiones

El seguimiento de las aguas subterráneas mediante una red de piezómetros permitió identificar que la cuenca hidrológica superficial y subterránea en C-XIX-6 no coincidían, por lo que a la recarga del acuífero por el riego en C-XIX-6, se unía la recarga por un flujo de agua subterránea. La evolución del nivel freático y los espesores saturados del acuífero indican que el sistema puede llegar a quedar seco si se alcanzan una muy baja tasa de recarga.

La conductividad eléctrica en el acuífero fue baja, si bien algunas muestras presentaron valores superiores a los límites de calidad propuestos para las aguas de consumo humano y para riego. La conductividad eléctrica fue, junto con la variabilidad, mayor en los meses de riego por el lavado de las sales evapoconcentradas en el suelo. La salinidad se distribuyó de manera heterogénea en el acuífero, relacionándose las zonas de baja conductividad eléctrica con las filtraciones de la red de acequias y una mayor fracción de lavado del agua de riego. Por otro lado, las áreas de una mayor conductividad eléctrica se relacionan

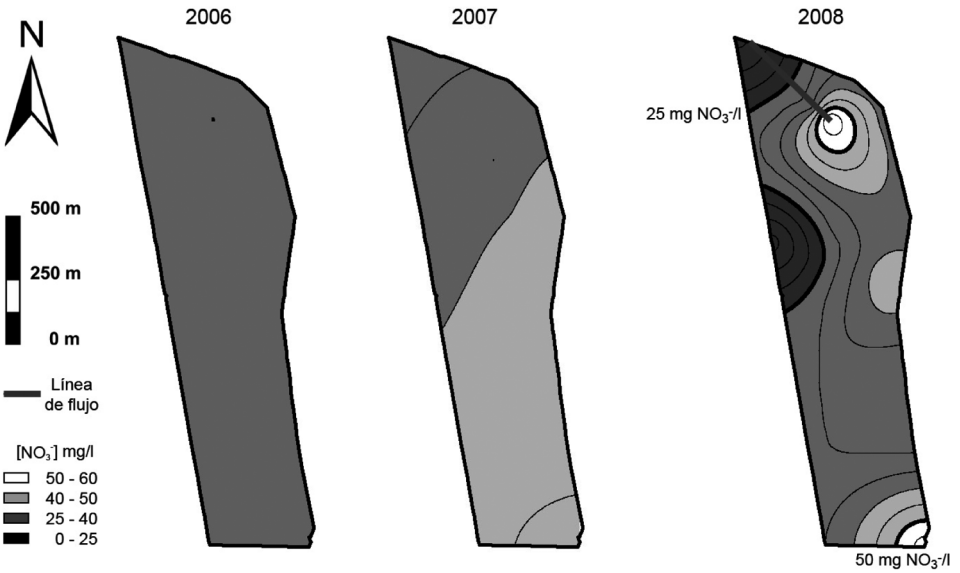


Figura 5. Mapas de concentración de nitrato (NO_3^-; Equidistancia: 5 mg NO_3^-/l) media anual en la cuenca C-XIX-6 durante los años hidrológicos 2006, 2007 y 2008. La línea continua indica la línea de flujo en el acuífero para el punto 9.
Figure 5. Maps of average nitrate concentration (NO_3^-; Equidistance: 5 mg NO_3^-/l) in aquifer belonging to basin C-XIX-6 in hydrologic years 2006, 2007 and 2008. Solid line indicates the flow line in the aquifer for the point 9.

con la cercanía del sustrato terciario y el menor espesor saturado de agua del acuífero.

En cuanto a la concentración de nitrato, fue moderada, si bien un 35% de las muestras presentaron concentraciones superiores a los 50 mg NO_3^-/l marcados para las aguas destinadas al consumo humano y un 33% pertenecieron al intervalo de control 25-50 mg NO_3^-/l. Las concentraciones fueron menores durante la temporada de riego por el efecto diluyente de las aguas del Canal de Bardenas y la menor aplicación de fertilizantes nitrogenados. No obstante, a la salida de C-XIX-6 las aguas aumentaran en un 300% su concentración de nitrato.

Por lo tanto, la presencia de nitrato en las aguas resulta el principal problema medioambiental, siendo necesario desarrollar estudios de este tipo que permiten identificar zonas contaminadas. En este sentido, una vez delimitadas los sistemas hídricos contaminados, podrán orientarse nuevos trabajos que analicen el impacto de las prácticas agronómicas en campo, desarrollando estrategias de manejo agronómico que minimicen la contaminación. Estos deberán centrarse en mejorar el aprovechamiento de los fertilizantes nitrogenados con ensayos de fertilización, a implantación de cultivos captura o el empleo de inhibidores de la nitrificación. Además, una mejora en las prácticas de riego a través de la instalación de sistemas presurizados podría resultar favorable, si bien no habría que olvidar el posible impacto en la recarga del acuífero, la salinidad del agua y del suelo.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación del Ministerio de Educación y Ciencia dentro del proyecto AGL2005-07161-C05-01 y la beca de formación asociada BES-2006-12662. Gracias también al Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón, a la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas y a sus agricultores por su colaboración.

Bibliografía

Allen R, Pereira L, Raes D, Smith M, 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 300 pp.

Amezketa 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.

Armengol L, Cots L, Barragán JD, Pascual JM, 2001. Calidad del agua en el acuífero aluvial de la zona regada por los canales de Urgell (Lérida). Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados: 131-142.

Atance I, Barc E, Benito I, Compés R, Langreo A, 2006. La reforma de la Política Agraria Común: preguntas y respuestas en torno al futuro de la agricultura. Eds. Eumedia y Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid (España). 242 pp.

Ayers RS y Westcot DW, 1994. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 29. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 174 pp.

Báez D, Pinto M, Estavillo JM y Rodríguez M, 1998. Utilización de cultivos cobertera para minimizar la lixiviación de nitratos en rotaciones de maíz. Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: Un problema pendiente. Valencia. AIH-GE.

Barros R, Isidoro D y Aragüés R, 2010. Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): sequential assessment of main inputs, outputs and water balance closing errors. Agricultural Water Management (en revisión).

Beltran JM, 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. Agricultural Water Management 40(2-3): 183-194.

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.

BOA 2001. Orden de 28 de diciembre de 2000, del Departamento de Agricultura, por la que se aprueba el Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables Jalón-Huerva y Gallocanta, designadas en la Comunidad Autónoma de Aragón. Boletín Oficial de Aragón del 3 de enero de 2001.

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.

Bundy LG y Andraski TW, 2005. Recovery of fertilizer nitrogen in crop residues and cover crops on an irrigated sandy soil. Soil Science Society of America Journal 69(3): 640-648.

Burt CM, Clemmens AJ, Strelkoff TS, Solomon KH, Bliesner RD, Hardy LA, Howell TA y Eisenhauer DE, 1997. Irrigation performance measures: Efficiency and uniformity. Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce 123(6): 423-442.

Caballero R, Bustos A y Roman R, 2001. Soil salinity under traditional and improved irrigation schedules in central Spain. Soil Science Society of America Journal 65(4): 1210-1218.

Causapé J, 2004. La red de control de los regadíos de la cuenca del Ebro: metodología y aplicación al sistema de Bardenas. Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en http://www.chebro.es

Causapé J, Auqué L, Gimeno M, Mandado J, Quílez D y Aragüés R, 2004. 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 y Aragüés R, 2004a. 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 y Aragüés R, 2004b. Salt and nitrate concentrations in the surface waters of the CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): diagnosis and prescriptions for reducing off-site contamination. Journal of Hydrology 295(1-4): 87-100.

Cavero J, Beltrán A y Aragüés R, 2003. Nitrate exported in the drainage water of two sprinkler irrigated watershed. Journal Environmental Quality 32: 916-926.

Custodio E y Llamas M, 1983. Hidrología subterránea. Ediciones Omega. Barcelona (España). 2.290 pp.

Diaz RJ, 2001. Overview of hypoxia around the world. Journal of Environmental Quality 30: 275-281.

FAO 1988. Salt-Affected Soils and their Management. FAO soils bulletin 39.

FAO 1989. Guidelines for designing and evaluating surface irrigation systems. FAO irrigation and drainage paper 45.

FAO 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. FAO irrigation and drainage paper 61.

FAO 2003. Descubrir el Potencial del Agua para la Agricultura. Depósito de documentos de la FAO.

GA 2008. http://servicios.aragon.es/oresa/

GA 2010. Superficies, producciones y destinos de la producción agraria aragonesa. Año 2000-2008. Dpto. Agricultura y Alimentación del Gobierno de Aragón. Secretaria General Técnica Servicio de Planificación y Análisis.

García-Garizábal I y Causape 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, Causape J y Abrahao R, 2010. 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(2): 465-473.

INE 2008. Anuario de estadística agroalimentaria y pesquera 2007. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid (España). Disponible en: http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/anuario/introduccion.htm

INE 2009. Informe semanal de coyuntura 2009-10-06. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Madrid (España). Disponible en: http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/publicaciones/Isc/introduccion.htm

Isidoro D, Quílez D y 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 y Aragüés R, 2006a. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt export patterns. Journal of Environmental Quality 35: 766-775.

Isidoro D, Quílez D y Aragüés R, 2006b. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): II. Nitrogen fertilization and nitrate export patterns in drainage water. Journal of Environmental Quality 35: 776-785.

Isla R y González T, 2006. Utilización de inhibidores de la nitrificación en el cultivo de maíz en suelos de alto potencial de lavado en regadíos de Aragón. XI Simposio Ibérico sobre Nutrición mineral de las Plantas. 19-21 de Julio del 2006. Pamplona (España).

ITGE 1980. Cartografía geológica. Hoja de Sádaba (245). Instituto Tecnológico Geominero de España.

ITGE 1985. Investigación de los recursos hidráulicos totales de la cuenca del río Arba. Instituto Tecnológico Geominero de España.

Jiménez R y Lamo de Espinosa J, 1998. Agricultura sostenible. Mundiprensa, Madrid, Spain. 616 pp.

Krinner W, García A y Estrada F, 1994. Method for Estimating Efficiency in Spanish Irrigation Systems. Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce 120(5): 979-987.

Lasanta T, Mosch W, Pérez Rontomé MC, Navas A, Machín J y Maestro M, 2002. Effects of irrigation on water salinization in semi-arid environments. A case study in Las Bardenas, Spain. Cuadernos de Investigación Geográfica 28: 7-13.

Lecina S, Playan E, Isidoro D, Dechmi F, Causapé J y Faci JM, 2005. Irrigation evaluation and simulation at the irrigation District V of Bardenas (Spain). Agricultural Water Management 73(3): 223-245.

Mann HB y Whitney DR, 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Annals of Mathematical Statistics 18: 50-60.

Martínez-Cob A, Faci JM y Bercero A, 1998. Evapotranspiración y necesidades de riego de los principales cultivos en las comarcas de Aragón. Institución Fernando el Católico. Excma. Diputación de Zaragoza.

MMA 2007. Perfil Ambiental de España 2006: Informe basado en indicadores. Ministerio de Medio Ambiente. Centro de Publicaciones. Madrid (España). 319 pp.

Moratalla A, Gomez-Alday JJ, De las Heras J, Sanz D y Castano S, 2009. Nitrate in the Water-Supply Wells in the Mancha Oriental Hydrogeological System (SE Spain). Water Resources Management 23(8): 1621-1640.

Northey JE, Christen EW, Ayars JE y Jankowski J, 2006. Occurrence and measurement of salinity stratification in shallow groundwater in the Murrumbidgee Irrigation Area, south-eastern Australia. Agricultural Water Management 81(1-2): 23-40.

O Dochartaigh BE, MacDonald AM, Darling WG, Hughes AG, Li JX y Shi LA, 2010. Determining groundwater degradation from irrigation in desert-marginal northern China. Hydrogeology Journal 18(8): 1939-1952.

OMS 2004. Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1: Recomendaciones. Organización Mundial de la Salud. Ginebra (Suiza). Disponible en: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_fulll_lowsres.pdf

Orús F, (coord.) 2006. Fertilización Nitrogenada. Guía de actualización. Ed. Gobierno de Aragón. Departamento de Agricultura y Alimentación.

Ribbe L, Delgado P, Salgado E y Flugel WA, 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pocochay watershed, Chile. Desalination 226(1-3): 13-20.

Saeed MM, Ashraf M y Asghar MN, 2003. Hydraulic and hydro-salinity behavior of skimming wells under different pumping regimes. Agricultural Water Management 61(3): 163-177.

Salama RB, Otto CJ y Fitzpatrick RW, 1999. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization. Hydrogeology Journal 7(1): 46-64.

Salmeron M, Cavero J, Quilez D e Isla R, 2010. Winter Cover Crops Affect Monoculture Maize Yield and Nitrogen Leaching under Irrigated Mediterranean Conditions. Agronomy Journal 102(6): 1700-1709.

SIAS 2010. http://www.igme.es/internet/Servicios-Mapas/siasespana/sias-es.html (Noviembre 2010).

Soil Survey Laboratory 1995. Information Manual. Soil Survey Investigations Report N° 45 Version 1.0. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington, D.C. (EE.UU.). Disponible en: http://soils.usda.gov/survey/nscd/lim/

Sparks DL, 1995. Environmental Soil Chemistry, Academic Press, Inc. San Diego, CA.

Tedeschi A, Beltrán A y Aragüés R, 2001. Irrigation management and hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain). Agricultural Water Management 49: 31-50.

UE 1991. Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Diario Oficial n° L 375 de 31/12/1991 p. 0001-0008.

UE 1998. Directiva 98/83/CE del Consejo de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Diario Oficial n° L 330 de 05/12/1998 p. 0032-0054.

UE 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 23 de Octubre de 2000 por la que se establece un marco común de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial n° L 327 de 22/12/2000 p. 0001-0073.

UE 2006. Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Diario Oficial n° L 372 de 27/12/2006 p. 0019-0031.

UE 2008. Agricultural statistics. Main results 2006-2007. 2008 edition. Office for Official Publications of the European Communities. Luxemburgo (Luxemburgo). Disponible en http://ec.europa.eu/eurostat

Volety AK, 2008. Effects of salinity, heavy metals and pesticides on health and physiology of oysters in the Caloosahatchee Estuary, Florida. Ecotoxicology 17: 579-590.

Wyland LJ, Jackson LE, Chaney WE, Klonsky K, Koike ST y Kimple B, 1996. Winter cover crops in a vegetable cropping system: Impacts on nitrate leaching, soil water, crop yield, pests and management costs. Agriculture Ecosystems & Environment 59(1-2): 1-17.

(Aceptado para publicación el 13 de julio de 2012)