
Evaluación de alternativas de gestión del regadío tradicional para la
reducción del impacto agroambiental

Iker García Garizábal

Tesis Doctoral
Universidad de Zaragoza

<http://zaguan.unizar.es>

TDR-UZ [Tesis Doctorales en Red Universidad de Zaragoza]



**Biblioteca
Universitaria**

Universidad Zaragoza

EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DEL REGADÍO TRADICIONAL PARA LA REDUCCIÓN DEL IMPACTO AGROAMBIENTAL



**Iker García Garizábal
Zaragoza, 2010**

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA

Departamento:
Ciencias de la Tierra

Programa de Doctorado:
Geología

**EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS DE
GESTIÓN DEL REGADÍO TRADICIONAL
PARA LA REDUCCIÓN DEL IMPACTO
AGROAMBIENTAL**

memoria presentada por
IKER GARCÍA GARIZÁBAL
en satisfacción de los requisitos
para optar al grado de doctor

Directores: Dr. Jesús Causapé Valenzuela
Dr. Luis F. Auqué Sanz

Zaragoza, 2010

A mis padres y mi hermana

***“Mira hijo mío, esta nada intelectual,
algún día, será tuya” (Forges)***

Agradecimientos

Ante todo, tengo que dar gracias a mis directores. A Jesús, que tanto me aportó en este duro camino. Gracias por tu confianza y por todo lo que me enseñaste. También a Luis y Mariajo, siempre dispuestos a resolver una duda y proporcionar una idea.

A Nacho, que tantas cosas de campo enseñó a este bicho de ciudad. Y a Rafa, por hacerme ver de otra manera los días de campo y de despacho. Todos sufrimos mucho no sólo en el invierno de Bardenas. También en primavera, verano y otoño.

A toda la gente de la Unidad de Suelos y Riegos, del Grupo y a los que conocí en mis andanzas, que de alguna manera colaboraron en esta tesis o ayudaron a que mi estancia, allí donde fuera, mejorase.

A esos locos economistas, con los que largas tardes y noches pasé (benditos cafés de las 6). A las comidas y sobremesas de la cafetería (que de almorzar sabéis que poco soy) que tanto bien hicieron a la salud mental de los que estuvimos presentes.

A mis amigos de aquí y allá, a los compañeros, facultativos y a los Fitys, que tan buenos ratos me habéis dado. Esas charlas, cañas y dardos bien merecen unas gracias.

Jesi y Ceci. Vosotros dos tenéis una línea aparte.

A mis padres y a mi hermana, que tanto me han apoyado y ayudado siempre. Sin ellos nada de esto hubiera sido posible. Gracias por hacerme persona.

A la Comunidad de regantes nº V de Bardenas y sus agricultores, porque sin su disponibilidad y ayuda, este trabajo no habría sido posible. A la oficina del IGME en Zaragoza por su "acogida", al Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Zaragoza y a Confederación Hidrográfica del Ebro.

Y a todos aquellos que deberían aparecer y no están, estas dos líneas son para vosotros, así que sin quejas. Que le voy a hacer, casi nadie es perfecto.

Para acabar, aunque se que el *definiendum* no puede estar en el *definiens* (Filosofía de 3º BUP) tengo que dar gracias a esta Tesis. Cuanto me enseñaste y cuan buenos ratos me diste. Y cuanto sufrimos niña, al final fuiste naranja.

Este estudio ha sido posible gracias al proyecto AGL2005-07161-C05-01 (Ministerio de Educación y Ciencia) titulado: "*Red de cuencas experimentales agrarias para la investigación de la contaminación difusa del regadío. Red CCoR*" que tuvo asociada la beca de formación de personal investigador disfrutada por el autor de la tesis.

Además los resultados de esta tesis también han sido obtenidos gracias a la financiación de los proyectos:

- ADOR: Una familia de programas de ordenador para la gestión y la planificación del uso del agua de riego y sus implicaciones medioambientales. (MICyT y UE, 1999-2001).
- Evaluación de estrategias de riego y fertilización nitrogenada para reducir el impacto ambiental del regadío. (Gobierno de Aragón, 2005).
- Evaluación de estrategias de riego y fertilización nitrogenada para reducir el impacto ambiental del regadío II. (Gobierno de Aragón, 2006).
- Diagnosis and control of salinity and nitrate pollution in Mediterranean irrigated agriculture. (UE, 2006-2009).

Estructura del documento

La presente memoria se ha estructurado en una introducción general (Capítulo I) seguida de cuatro capítulos centrales acordes a los objetivos específicos planteados en la tesis (Capítulos II, III, IV y V). Finalmente, un último apartado (Capítulo VI) presenta la discusión general y conclusiones.

Los cuatro capítulos centrales se han diseñado en formato de artículos científicos estructurados en resumen, introducción, metodología, resultados-discusión, y conclusiones independientes al resto del estudio.

Algunos resultados de esta memoria ya han sido publicados en revistas científicas incluidas en el Scientist Citation Index. Así, algunos resultados preliminares de los capítulos III, IV y V han sido publicados en la revista Spanish Journal of Agronomy Research (García-Garizábal *et al.*, 2009) y el capítulo II (García-Garizábal y Causapé, 2010) ha sido aceptado para su publicación en Journal of Hydrology y se encuentra actualmente en prensa.

Tras la discusión general y conclusiones del estudio (capítulo VI) se incluyen las referencias bibliográficas citadas, glosario de abreviaturas, índices de tablas, índices de figuras y una descripción de los anexos presentados en el CD adjunto.

Resumen

La agricultura de regadío intenta avanzar hacia su sostenibilidad ambiental sin que haya un buen conocimiento de la respuesta de los agrosistemas a los cambios que soportan. En este estudio se pretenden analizar las repercusiones agroambientales que, alternativas en la gestión del regadío, pueden tener sobre los agrosistemas y su entorno.

Para ello, se analizó el aprovechamiento del agua y el impacto agroambiental de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (Zaragoza; 15.500 ha) mediante el seguimiento de su red de desagües (2000 y 2007) y la monitorización de una de sus cuencas hidrológicas (D-XIX-6; 95 ha) en la que se compararon años de sistema tradicional (2000-2001) con años posteriores (2002-2008) a la implantación de alternativas en la gestión del riego (i. asignación de dotaciones de riego, ii. riego por inundación a la demanda, y iii. facturación por consumo de agua).

Los cambios en la gestión del regadío condujeron a que el aprovechamiento del agua de riego se incrementase un 26%, ajustándose los consumos de agua a las necesidades hídricas, si bien, algunos años de sequía presentaron un significativo déficit hídrico de los cultivos. El aumento de la eficiencia de riego potenció la génesis de petrocálcicos (precipitación de calcita) y permitió puntuales sodificaciones del suelo. Asimismo, se incrementó tanto la salinidad como la concentración de nitrato de las aguas de drenaje, aún cuando el cambio en el patrón de cultivos disminuyó un 33% la aplicación de nitrógeno con los fertilizantes. No obstante, la reducción del volumen de drenaje propició una notable disminución en la masa de contaminantes exportados y con ello de los índices de contaminación por sales (70% inferior) y por nitratos (24% inferior).

Al margen de que se potenció levemente el impacto negativo sobre la calidad de las aguas y suelos del propio regadío, las sencillas alternativas de gestión resultaron ser muy eficaces ya que incrementaron el aprovechamiento del agua y disminuyeron el impacto medioambiental externo inducido por el regadío.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
II. INFLUENCIA DE LA GESTIÓN DEL AGUA DE RIEGO SOBRE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE SUS RETORNOS	9
2.1. Introducción.	10
2.2. Descripción del área de estudio.	11
2.3. Metodología.	14
2.3.1. <u>Caracterización agroclimática.</u>	14
2.3.2. <u>Evolución espacio-temporal de la CE y [NO₃⁻] en las aguas de drenaje.</u>	15
2.3.3. <u>Contaminantes exportados y calidad del río Riguel.</u>	16
2.4. Resultados.	17
2.4.1. <u>Caracterización agroclimática.</u>	17
2.4.2. <u>Evolución de la CE y [NO₃⁻] en las aguas de drenaje.</u>	18
2.4.2.1. <i>Evolución temporal.</i>	18
2.4.2.2. <i>Evolución espacial.</i>	23
2.4.3. <u>Contaminantes exportados y calidad del río Riguel.</u>	25
2.5. Conclusiones.	28
III. EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS EN UNA CUENCA EXPERIMENTAL DE REGADÍO TRADICIONAL	31
3.1. Introducción.	32
3.2. Descripción del área de estudio.	33
3.2.1. <u>Geografía.</u>	33
3.2.2. <u>Clima.</u>	34
3.2.3. <u>Geología.</u>	37
3.2.4. <u>Edafología.</u>	40
3.2.5. <u>Agronomía.</u>	42
3.3. Metodología.	44
3.3.1. <u>Balance de agua.</u>	44
3.3.2. <u>Índices de calidad del riego.</u>	47
3.4. Resultados.	48
3.4.1. <u>Calibración y validación del balance de agua.</u>	48
3.4.2. <u>Balance de agua en el suelo.</u>	49
3.4.3. <u>Calidad del riego.</u>	52
3.5. Conclusiones.	56

IV. REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN SALINA MEDIANTE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DEL REGADÍO	59
4.1. Introducción.	60
4.2. Metodología.	61
4.2.1. <u>Caracterización hidroquímica.</u>	61
4.2.2. <u>Balance salino.</u>	61
4.2.3. <u>Modelización geoquímica.</u>	64
4.2.4. <u>Salinización inducida por el regadío.</u>	65
4.3. Resultados.	66
4.3.1. <u>Caracterización hidroquímica.</u>	66
4.3.2. <u>Balance salino.</u>	71
4.3.3. <u>Modelización geoquímica.</u>	73
4.3.4. <u>Salinización inducida por el regadío.</u>	76
4.4. Conclusiones.	78
V. REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS MEDIANTE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DEL REGADÍO	81
5.1. Introducción.	82
5.2. Metodología.	83
5.2.1. <u>Análisis agronómico.</u>	83
5.2.2. <u>Balance de nitrógeno.</u>	84
5.2.3. <u>Contaminación de nitratos inducida por el regadío.</u>	87
5.3. Resultados.	88
5.3.1. <u>Análisis agronómico.</u>	88
5.3.2. <u>Balance de nitrógeno.</u>	91
5.3.3. <u>Contaminación de nitratos inducida por el regadío.</u>	94
5.4. Conclusiones.	98
VI. CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN GENERAL	101
Referencias.	107
Glosario de abreviaturas.	117
Índice de tablas.	123
Índice de figuras.	127
Descripción de anexos.	131

INTRODUCCIÓN GENERAL

El abastecimiento de agua y alimentos a la población convierte a la gestión de los recursos hídricos en un eje fundamental de la sociedad. Durante los últimos 50 años las extracciones de agua para consumo se han incrementado en más de un 150 % (FAO, 2002) y por ello, es cada vez más necesario conocer los requerimientos hídricos de los sectores que demandan su uso (agrario, industrial, urbano o ecológico) desarrollando actuaciones que optimicen el manejo y distribución del recurso (mejoras en las redes de conducción, adecuación de los sistemas de aplicación, reutilización de aguas,...).

El sector agrario es con diferencia el mayor consumidor de recursos hídricos. Tres cuartas partes del agua del planeta son destinadas a la agricultura de regadío ya que el riego aumenta las producciones y permite una mayor estabilidad en el suministro de alimentos, principalmente en aquellas regiones donde el desarrollo de los cultivos está limitado por las lluvias.

Así, el 40 % de la producción agrícola mundial se obtiene en el 20 % de la superficie cultivada en la que el regadío está presente (FAO, 2003). En España, donde el área de regadío ha aumentado un 24 % en los últimos 20 años (MAPA, 2006), la relación producción-superficie es aún mayor generando más del 50 % de la producción en un 14 % de la superficie agraria que a su vez consume el 75 % de los recursos hídricos del país (INE, 2008; MMA, 2007). En el ámbito europeo, España es el segundo país en superficie agrícola detrás de Francia y el mayor en área regada (UE, 2008).

Estudios del cambio climático desarrollados en el entorno mediterráneo (Díaz *et al.*, 2007; CIHEAM, 2008) plantean incrementos de la evapotranspiración de los cultivos junto a unas menores precipitaciones. En caso de cumplirse dichas predicciones, serán necesarias unas mayores extracciones hídricas para poder satisfacer las demandas de riego de los cultivos que según estos estudios podrían aumentar hasta en un 23 %.

Por lo general, el abastecimiento de riego proviene de alterar los flujos naturales de agua, por lo que la inadecuada gestión de estas derivaciones puede tener importantes consecuencias ambientales (Ji *et al.*, 2006). Así, por ejemplo, la desviación de caudales de los ríos Amu-Darya y Syr-Darya está causando desde 1960 un continuado retroceso del Mar Aral y la progresiva salinización de sus aguas, con importantes consecuencias ambientales y económicas al producirse cambios en su biodiversidad (Aladin y Plotnikov, 2003; Cai *et al.*, 2003).

En nuestro país, un 27 % del regadío se abastece de recursos subterráneos (Garrido *et al.*, 2006) donde excesivas explotaciones de algunos acuíferos están llevando a descensos bruscos de los niveles freáticos que pueden tener asociadas intrusiones marinas (Giménez y Morell, 1997) o la desaparición de importantes espacios naturales, como las Tablas de Daimiel, reserva de la biosfera por la UNESCO (Santa Olalla, 2001).

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).

Los volúmenes de agua devueltos a los sistemas hídricos ayudarían a reducir el impacto por la extracción de recursos si no fuera porque la calidad que presentan puede distar mucho de la original, ya que portan sales y agroquímicos arrastrados desde el perfil del suelo.

En algunas zonas las necesidades de agua pueden ser tan elevadas que aunque la calidad del agua no sea la óptima, se desarrollan estrategias de gestión para emplear los retornos de riego como recurso (Beltrán, 1999), a veces a costa de importantes inversiones. Así, en la costa oeste americana, la necesidad de suministrar agua de calidad del río Colorado a los entornos agrarios llevó a construir la mayor planta desalinizadora del mundo por las altas concentraciones salinas que presentaba el río a causa del vertido de retornos de riego a lo largo de su cauce (Wichelns y Oster, 2006).

Pero no sólo las aguas son portadoras y almacén de sales. Actualmente, un 10 % de las tierras de regadío del planeta están afectadas por salinización debido al emplazamiento de los campos sobre materiales salinos y el inadecuado manejo del riego y drenaje agrícola (Tanji y Kielen, 2002). De hecho, se estima que cada año son abandonadas en el mundo entre 250000 y 300000 ha por afecciones salinas inducidas por el riego (FAO, 2002).

Eliminar las sales del perfil edáfico es una actuación obligada si se quiere evitar la muerte de los cultivos y mantener altos rendimientos agrarios. El agua extra necesaria para el lavado de sales puede aplicarse aprovechando momentos de riego en exceso o lluvias intensas externas al periodo de cultivo que provoquen el drenaje del suelo.

De hecho, siempre que las lluvias sean suficientes para el lavado de sales, es recomendable no utilizar el riego para ello, de tal forma que se optimice el uso del agua (Beltrán, 1999; Caballero *et al.*, 2001). En cualquier caso, si el suelo presenta malas condiciones de drenaje natural debe facilitarse el lavado de sales mediante la instalación de drenes artificiales (Abrol *et al.*, 1988).

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 (OMS, 2004), sobre todo asociado a los notables cambios que se han implantado en la agricultura.

Hasta mediados del siglo XIX los aportes de nitrógeno a las plantas se hicieron aprovechando los fertilizantes orgánicos y el nitrógeno presente en el suelo transformado por la acción bacteriana, pero la necesidad de producir mayores cantidades de alimentos impulsó la aplicación de fertilizantes minerales para alcanzar así mayores rendimientos (Betrán, 2006).

Entonces, el empleo de fertilizantes inorgánicos pasó a considerarse imprescindible, pues hasta hoy ha permitido incrementar y mantener las producciones agrarias (Fuentes, 1999). Pero al aumentar la fertilización se elevó también la disponibilidad de nitrato en el suelo que, combinado con inadecuados tratamientos de riego o lluvias intensas, acaba contaminando los acuíferos y ríos (Quílez *et al.*, 2006). Esto ha provocado que hayan llegado a encontrarse concentraciones en las aguas de ciertas regiones agrícolas de China de hasta 1200 mg NO₃⁻/l (Ju *et al.*, 2006), más de veinte veces superior a los 50 mg NO₃⁻/l establecidos para el agua destinada a consumo humano (OMS, 2004).

El problema del nitrato respecto a otros elementos/productos químicos, es su efecto sobre la salud humana por el simple hecho de aparecer en el agua de consumo en altas concentraciones, pues por lo general, los químicos suelen ser peligrosos para la salud tras exposiciones prolongadas (durante años, más que meses). 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 zonas anóxicas y la eutrofización de los medios acuáticos (Diaz, 2001), como se evidencia en las costas de los Estados Unidos (Scavia y Bricker, 2006) o China (Wang, 2006).

Por ello, crece en importancia el establecimiento de rangos de calidad de los recursos hídricos, tarea que la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2004), la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO; Ayers y Westcot, 1994), así como agencias gubernamentales (Agencia Estadounidense de Protección Ambiental, Agencia Europea del Medio Ambiente), han desarrollado con normativas y pautas de actuación relativas a la utilización del agua en función del sector de consumo (UE, 1998; EPA, 2000; UE, 2000).

Dentro del marco de actuación europeo, especialmente importantes resultan 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).

Ante los planteamientos anteriores “productividad agrícola vs. calidad hídrica y ambiental”, sólo es posible una solución: conseguir un uso sostenible de los recursos agrarios optimizando su empleo y minimizando el impacto sobre el medio ambiente. Para ello, es necesario desarrollar análisis geo-agro-ambientales que evalúen el manejo de los insumos agrarios (agua y agroquímicos) con el fin de diagnosticar problemáticas y proponer alternativas de gestión.

Tradicionalmente se ha analizado la influencia de factores físicos y agronómicos sobre el aprovechamiento de los recursos y la contaminación inducida por los retornos de riego, mediante estudios basados en lisímetros o el

seguimiento de pequeñas parcelas experimentales (Roman *et al.*, 1999; Caballero *et al.*, 2001; Spalding *et al.*, 2001; Isla y González 2006; Feng *et al.*, 2005; Gehl *et al.*, 2005; Bustos *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2007). Sin embargo, hasta la fecha no hay demasiados trabajos de campo orientados a la evaluación del impacto agro-ambiental inducido por las áreas regables reales.

Especialmente interesantes son aquéllos basados en el seguimiento de pequeñas cuencas hidrológicas de regadío (Basso *et al.*, 1990; Tedeschi *et al.*, 2001; Lasanta *et al.*, 2002; Cavero *et al.*, 2003; Causapé *et al.*, 2004a y b; Isidoro *et al.*, 2004; Isidoro *et al.*, 2006a y b; Ribbe *et al.*, 2008) donde ha podido observarse cómo, atendiendo a la gestión del regadío, el aprovechamiento del agua y la contaminación generada puede llegar a ser muy variable.

No obstante, la corta duración de este tipo de trabajos habitualmente asociados a proyectos de investigación de uno o dos años ha impedido elaborar análisis de series temporales en las que estudiar la influencia de cambios climáticos y agronómicos.

En definitiva, se hace necesario desarrollar estudios en campo de suficiente duración que permitan evaluar el efecto real que alternativas en la gestión del regadío puedan ejercer sobre el impacto agroambiental. Sobre este objetivo general del estudio realizado se identifican los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar la variabilidad espacio-temporal de la calidad (salinidad y nitratos) de las aguas de drenaje de una comunidad de regantes.
2. Evaluar la gestión del riego mediante la monitorización y seguimiento de una cuenca piloto.
3. Cuantificar la contaminación por sales en la cuenca piloto y analizar los procesos que la gobiernan.
4. Cuantificar la contaminación por nitrato y asociarla a los factores físicos y agronómicos de la cuenca de regadío.

INFLUENCIA DE LA GESTIÓN DEL AGUA DE RIEGO SOBRE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE SUS RETORNOS.

Resumen

En este capítulo se pretende analizar la variabilidad espacio-temporal de la calidad (salinidad y nitratos) de las aguas de la red de desagües de un regadío tradicional. Para ello, se estudia el caso de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (CR-V) analizando la evolución de la salinidad y concentración de nitrato en las aguas de su red de drenaje mediante muestreos mensuales, antes (año 2000) y después (año 2007) de que la CR-V hubiese implantado alternativas de gestión del riego por inundación (i. asignación de dotaciones de riego, ii. riego por inundación a la demanda, y iii. facturación por consumo de agua).

Los resultados pusieron de manifiesto que la conductividad eléctrica (25 °C) y concentración de nitrato en la red de desagües aumentó en 2007 (0,99 dS/m y 62 mg/l) respecto al año 2000 (0,86 dS/m y 57 mg/l). No obstante, la disminución en 2007 del volumen de drenaje de riego respecto al año 2000 (88 % inferior en 2007) a consecuencia del descenso de las necesidades hídricas netas (594 mm en 2007 frente a 752 mm en 2000) e incremento de la eficiencia de riego (93 % en 2007 frente a 67 % en 2000), propició que el río Riguel a su salida de la CR-V presentase en 2007 menor caudal (13 % inferior al del año 2000), menor salinidad (1,08 dS/m en 2007 frente 1,19 dS/m en 2000) y menor concentración de nitrato (29 mg/l en 2007 frente a 33 mg/l en 2000).

Por tanto, sencillas alternativas en la gestión del regadío consiguieron incrementar un 26 % el aprovechamiento del agua, disminuyendo un 20 % y un 24 %, respectivamente, las masas de sales y nitrato exportadas, de forma que mejoró la calidad del río Riguel, sistema receptor de los retornos de riego.

2.1. Introducción.

Ensayos de riego y fertilización en condiciones controladas (lisímetros y parcelas experimentales) han aportado mucha información acerca de la cantidad y calidad de los retornos de riego junto al aprovechamiento y eficiencia de los insumos agrarios (agua y agroquímicos).

No obstante, los resultados obtenidos no han sido suficientemente evaluados en campo, por lo que se hace necesario elaborar estudios que abarquen mayores superficies y analicen la evolución espacio-temporal del impacto agroambiental ante posibles alternativas implantadas en regadíos “reales”. De este modo, es posible avanzar en la investigación pasando de ensayos puntales muy controlados a condiciones mucho más cercanas a la realidad de los sistemas agrarios.

A través del seguimiento y control de los flujos hídricos (desagües y ríos) que actúan como colectores de los retornos de riego se puede asociar la calidad del agua a las características climáticas, hidrogeológicas y agronómicas del territorio del que procede.

Anteriormente ya se han realizado seguimientos espacio-temporales de la calidad de las aguas circulantes por la red de desagües de comunidades de regantes (Isidoro 1999; Causapé *et al.*, 2004c; Mhlanga *et al.*, 2006) pero estos trabajos no han sido repetidos tras cambios significativos en la gestión del regadío para evaluar la influencia de dichos cambios en el impacto agroambiental inducido por el riego.

En este capítulo, se repite en 2007 el seguimiento de la red de desagües de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (CR-V) llevado a cabo en el año 2000 (Causapé *et al.*, 2004c) con el objetivo de analizar los cambios que se han producido en la calidad (salinidad y nitratos) de sus aguas de drenaje y profundizar en el estudio de su variabilidad espacio-temporal.

2.2. Descripción del área de estudio.

La zona de estudio se corresponde con la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas situada en la margen izquierda del valle medio del Ebro (Fig. 2.1). Tiene una extensión de 15500 ha y se abastece de aguas pirenaicas de buena calidad ($CE= 0,3$ dS/m; $[NO_3^-]= 2$ mg/l) procedentes del embalse de Yesa.

ITGE (1985) clasifica el clima de la zona de estudio como mediterráneo templado ya que la comarca en la que se engloba presenta una evapotranspiración de referencia histórica de 1068 mm/año y una precipitación de 460 mm/año (GA, 2009a). Los meses más secos se corresponden con las estaciones de invierno y verano mientras los más húmedos se registran en primavera y otoño.

Geológicamente, la CR-V está en el dominio de la depresión del Ebro, cuenca de edad Cenozoica y Cuaternaria. Concretamente, está emplazada en niveles de glaciares y aluviales cuaternarios asentados sobre un sustrato Terciario lutítico que establece el límite impermeable regional. Localmente, los niveles de glaciares y aluviales forman acuíferos detríticos drenados por una densa red de desagües encargados de evacuar el agua de drenaje, principalmente hacia el río Riguel que atraviesa la CR-V de Norte a Sur (Fig. 2.1).

Sobre los glaciares (70 % de la superficie de la CR-V) se desarrollan suelos poco profundos con un alto contenido de elementos gruesos, buenas condiciones de drenaje, poca capacidad de retención de agua disponible para las plantas ($CRAD= 60$ mm) y baja salinidad (Lecina *et al.*, 2005), clasificados según el Soil Survey Staff (1992) como Calcixerollic Xerochrept y localmente denominados “sasos”. El 30 % restante de la CR-V, presenta suelos profundos de “valle” desarrollados sobre aluviales o lutitas terciarias (principal fuente de sales) y caracterizados por presentar una mayor $CRAD$ (182 mm; Lecina *et al.*, 2005), clasificados como Typic Xerofluvent (Soil Survey Staff, 1992).

Un análisis espacio-temporal de la calidad del agua de drenaje de la CR-V ya fue realizado por Causapé *et al.* (2004c) a través del seguimiento mensual de la conductividad eléctrica a 25 °C (CE) y la concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$) en las aguas de la red de desagües y el río Riguel entre octubre de 1999 y septiembre de 2000 (año hidrológico 2000). Sus resultados pusieron de manifiesto una baja-moderada salinidad de las aguas de los retornos de riego (0,87 dS/m) y un elevado contenido en nitrato (55 mg/l), de tal forma, que las aguas del río Riguel tuvieron valores mínimos de CE y $[\text{NO}_3^-]$ al inicio de la CR-V durante el período de riego (0,45 dS/m y 2 mg/l respectivamente) y alcanzaron valores máximos a su salida durante el período con menor riego (1,55 dS/m y 50 mg/l respectivamente).

Los resultados del estudio realizado por Causapé *et al.* (2004c) indujeron a la búsqueda de alternativas de mejora mediante cambios en la gestión del agua de riego. Así pues, en los últimos años se ha establecido un mayor control del agua asignando dotaciones máximas por hectárea al principio de cada campaña en función de las reservas hidráulicas del embalse de Yesa. Asimismo, el sistema de riego por inundación a turnos fue reemplazado por un sistema por inundación a la demanda de forma que el agricultor debe decidir la fecha y dosis de riego a aplicar según la dotación asignada y la distribución de cultivos que haya implantado, sin verse “obligado” a regar en momentos innecesarios por la pérdida del turno. El control del agua de riego a nivel de parcela también permitió el cambio de facturación por superficie regada a una tarifa en función del consumo de agua de riego.

Los cambios de gestión del riego llevados a cabo en la CR-V durante los últimos años han podido influir en la cantidad y calidad de las aguas de drenaje. Así pues, este trabajo se plantea como una ampliación del elaborado por Causapé *et al.* (2004c) pretendiendo analizar con un nuevo seguimiento anual de la red desagüe (año hidrológico 2007), las repercusiones que los cambios en la CR-V hayan podido tener sobre el aprovechamiento del agua y la cantidad y calidad de sus retornos de riego.

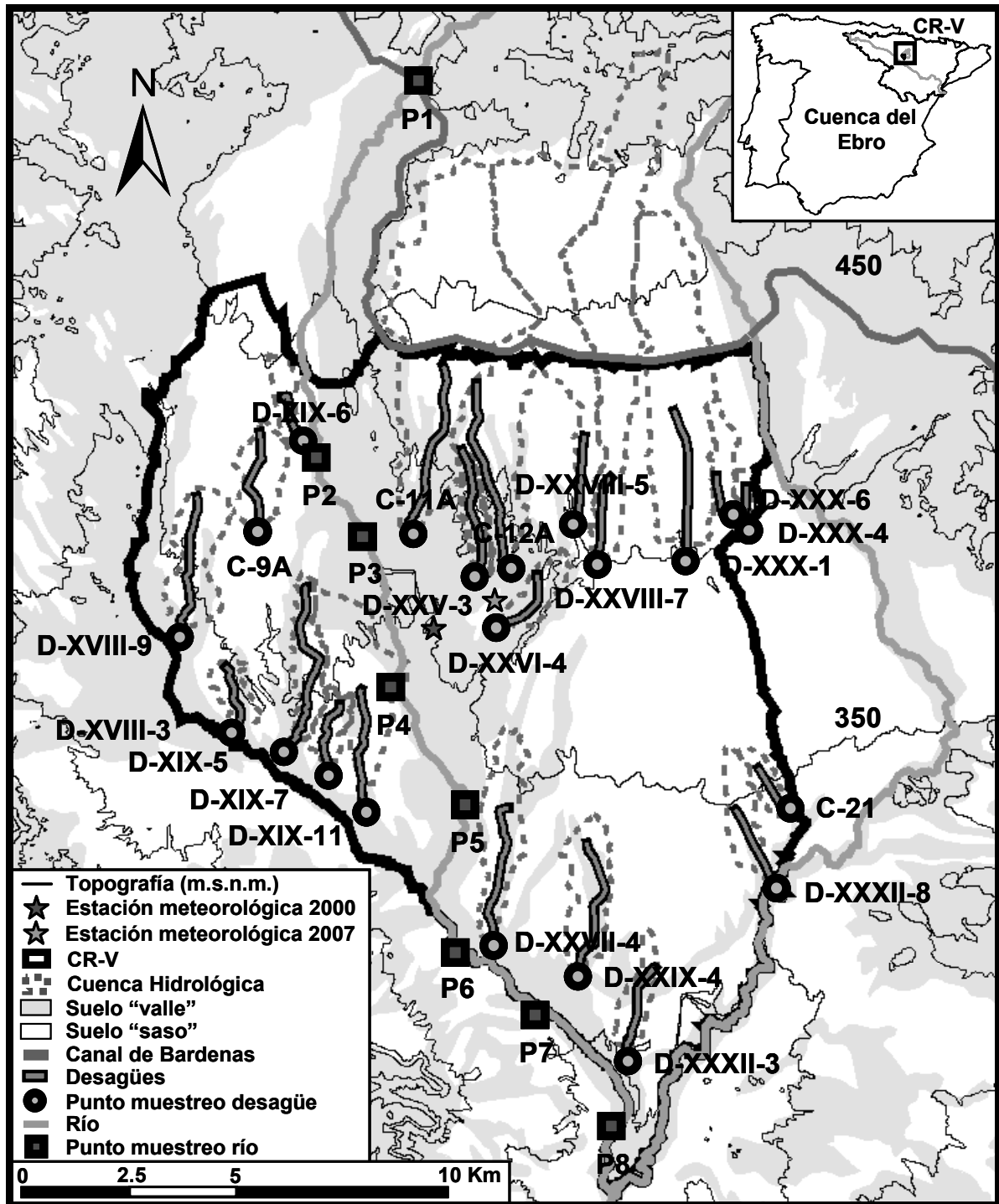


Figura 2.1. Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas (CR-V) y su situación en la cuenca del Ebro. Emplazamiento de las estaciones meteorológicas utilizadas en el estudio, cartografía edáfica facilitada por Confederación Hidrográfica del Ebro, trazado del Canal de Bardenas, y localización de los puntos de muestreo de aguas en la red de desagües (21 puntos) con sus cuencas hidrológicas y en el río Riguel (P1 a P8).

2.3. Metodología.

2.3.1. Caracterización agroclimática.

Se realizó una caracterización agroclimática de la CR-V en los dos años hidrológicos que comprende el estudio (2000 y 2007). La ejecución del programa Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR; Causapé, 2009) permitió desarrollar balances de agua en el suelo a nivel de toda la CR-V y a partir de ellos, con los criterios de EMR, estimar la precipitación efectiva (P_{ef}), las necesidades hídricas netas (NH_n), el drenaje de riego (D_R) y la eficiencia de riego (ER) en 2000 y 2007.

Para el desarrollo diario de los balances de agua en el suelo se introdujo una CRAD de 100 mm, obtenida de la distribución de suelos (70 % saso y 30 % valles) y sus respectivas CRAD (saso: 60 mm, valle: 182 mm; Lecina *et al.*, 2005). Para ejecutar el balance diario se consideró una humedad inicial del suelo de $\frac{1}{2}$ CRAD. Los datos diarios de precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0) por Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998) fueron obtenidos de dos estaciones agroclimáticas localizadas en el centro geográfico de la CR-V (Fig. 2.1; Año 2000: Martínez-Cob, Comunicación Personal; Año 2007: Servicio Integral de Asesoramiento al Regante-Red SIAR, GA, 2009a).

Las superficies de cultivos del año 2000 fueron facilitadas por la CR-V mientras que en 2007 se obtuvieron de las declaraciones anuales que los agricultores hicieron para la obtención de las subvenciones asociadas a la Política Agraria Comunitaria (PAC, fuente: Gobierno de Aragón). Los datos de riego (R) fueron facilitados por Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Las variables agronómicas necesarias para la estimación de la evapotranspiración potencial (ET_C : coeficientes y ciclos de cultivo) y necesidades de fertilización nitrogenada (NF: extracciones unitarias de nitrógeno y producciones medias por cultivos) en los dos años de estudio fueron las propuestas en EMR para la comarca agraria de Ejea (Zaragoza) donde se engloba la CR-V.

2.3.2. Evolución espacio-temporal de la CE y [NO₃⁻] en las aguas de drenaje.

Se analizó la evolución de la calidad de las aguas de drenaje de la CR-V en los años hidrológicos 2000 y 2007. Para ello se repitió en 2007 el muestreo mensual efectuado en 2000 (Causapé *et al.*, 2004c) manteniendo los 8 puntos de toma de muestras a lo largo del río Riguel (Fig. 2.1) pero reduciendo el número de desagües muestreados de 28 (año 2000) a 21 (año 2007) por los cambios acaecidos en la red de drenaje entre los dos años de estudio (Anexo 2.3). Estos 21 desagües fueron los considerados finalmente en el análisis de datos de los dos años.

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).

La evolución espacial de la calidad de las aguas de drenaje se realizó mediante un análisis estadístico multivariante clúster (Hair *et al.*, 1999) con datos de 2007 en el que se clasificaron las cuencas hidrológicas de los 21 desagües muestreados en función de la CE y [NO₃⁻] medias de las aguas de drenaje, el tipo de suelo, los porcentajes de alfalfa, arroz y maíz, las necesidades de fertilización y el volumen de riego aplicado a cada cuenca.

Las cuencas hidrológicas se delimitaron a partir del modelo digital de terreno de la cuenca del Ebro Mdt25 (MIMAM, 2003) y la herramienta Hydrotools del programa informático ArcGIS 9.2.

El tipo de suelo fue cuantificado en función del porcentaje de suelos de saso en cada cuenca obtenido de la cartografía facilitada por Confederación Hidrográfica del Ebro (Fig. 2.1). La superficie de cultivos de cada cuenca fue obtenida de las declaraciones de la Política Agraria Comunitaria de 2007 extrayendo de ella los porcentajes de alfalfa, arroz y maíz, y las necesidades de fertilización de cada cuenca.

Por desconocerse, los volúmenes de riego de cada cuenca se estimaron a partir de su ET_C y eficiencia de riego ponderando las eficiencias de riego en parcela estimadas por Lecina *et al.* (2005) en 2000 para los dos tipos de suelo ($ER_{\text{saso}}= 53 \%$ y $ER_{\text{valle}}= 62 \%$) y corrigiéndola por la variación de eficiencia de riego de 2007 cuantificada en el apartado anterior.

El análisis clúster se realizó con los datos estandarizados y utilizando como medida de similitud la distancia euclídea al cuadrado. El procedimiento para la obtención de conglomerados jerárquicos fue el método Ward (Hair *et al.*, 1999).

2.3.3. Contaminantes exportados y calidad del río Riguel.

Se determinó la masa de sales y nitrato exportados en 2000 y 2007 a través del río Riguel (P8) obtenida de multiplicar el volumen de agua por su concentración en sales y nitrato. La conductividad eléctrica (CE) de las aguas de P8 fue transformada a sólidos disueltos totales (SDT) mediante la ecuación:

$$\text{SDT (mg/l)} = 682 \cdot \text{CE} + 89; n = 8; R^2 = 0,98; (\text{Causapé et al., 2004c}) \quad [\text{Ec. 2.1}]$$

El caudal circulante por el río Riguel a la salida de la Comunidad de Regantes nº V (P8) se obtuvo en 2000 (Causapé *et al.*, 2004c) a partir de los datos de caudal diarios del Arba en Tauste ($Q_{\text{Arba Tauste}}$, CHE) y su relación con el caudal del Riguel en P8 ($Q_{\text{Riguel P8}}$, CHE) durante períodos en que ambos puntos tuvieron la estación de aforos operativa (1994-1997).

En 2007, la estación en P8 volvió a estar operativa hasta mayo, y a partir de entonces se corrigieron los datos del Arba en Tauste con la ecuación obtenida en el resto de año hidrológico:

$$Q_{\text{Riguel P8}} = 0,56 \cdot Q_{\text{Arba Tauste}} - 0,32; n = 178; R^2 = 0,75; p < 0,001 \quad [\text{Ec. 2.2}]$$

2.4. Resultados.

2.4.1. Caracterización agroclimática.

Entre 2000 y 2007 hubo cambios significativos en la distribución de cultivos. Mientras en 2000 predominaron la alfalfa (31 %) y el maíz (29 %), en 2007 el cereal de invierno (principalmente trigo y cebada) fue el cultivo mayoritario (33 %). Esto se debió a que 2007 estuvo precedido de bajas reservas de agua en el pantano de Yesa e influenciado por las nuevas condiciones impuestas por la Política Agraria Comunitaria (Atance *et al.*, 2006), de tal forma que ante la escasez de agua y la igualdad de subvención recibida, los agricultores prefirieron cultivos con menores demandas de riego y gastos de producción (principalmente sustitución de maíz por cereal de invierno; Tabla 2.1). Los cambios en la distribución de cultivos condujeron a variar las necesidades de fertilización. Así pues, las necesidades de fertilización de la CR-V en 2007 (106 kg N/ha) se redujeron en un 5 % con respecto a las de 2000 (115 kg N/ha).

Tabla 2.1. Distribución de cultivos, precipitación (P), precipitación efectiva (P_{ef}), evapotranspiración de referencia (ET_0), evapotranspiración potencial (ET_c), necesidades hídricas netas (NHn), volumen de riego (R), drenaje de riego (D_R), y eficiencia de riego (ER) en la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas en los años hidrológicos 2000 y 2007.

Año	Maíz	Cereal Inv.	Alfalfa	Hierba	Girasol	Arroz	Otros	Barbecho
	-----%-----							
2000	29	13	31	5	8	4	7	3
2007	18	33	23	10	1	4	4	6

Año	P	P_{ef}	ET_0	ET_c	NHn	R	D_R	ER^1
	-----mm-----							----%----
2000	325	175	1099	857	732	1094	362	67
2007	372	360	1260	904	594	639	45	93

¹ $ER = [1 - (D_R/R)] \cdot 100$

Las lluvias (372 mm) y ET_0 (1260 mm) de 2007 fueron un 15 % superiores (Tabla 2.1) a las de 2000 (325 y 1099 mm respectivamente) siendo ambos años más secos que el año medio de la zona de estudio ($P= 460$ mm y $ET_0= 1068$ mm; GA, 2009a).

Aunque la distribución de cultivos de 2007 estuvo orientada a una menor necesidad de agua de riego, la ET_C fue un 5 % superior por la mayor ET_0 . No obstante, según los criterios de EMR la precipitación efectiva de 2007 fue el doble de 2000 propiciando que finalmente las necesidades hídricas netas de 2007 fuesen un 19 % inferiores a las de 2000 (Tabla 2.1).

La disminución en las necesidades hídricas netas junto a los cambios en la gestión del riego llevados a cabo por la CR-V propiciaron que el volumen de riego de 2007 descendiese un 42 % respecto al de 2000, disminuyendo a su vez el drenaje procedente del riego un 88 % (Tabla 2.1).

Así pues, los cambios en la gestión del riego llevados a cabo por la CR-V fueron positivos en cuanto al aprovechamiento de agua, de tal forma que la eficiencia de riego se incrementó del 67 % en 2000 al 93 % en 2007. El descenso en las necesidades hídricas netas junto al incremento en la eficiencia de riego propició una sensible disminución del volumen de demanda y retorno de agua de riego.

2.4.2. Evolución de la CE y $[NO_3^-]$ en las aguas de drenaje.

2.4.2.1. Evolución temporal.

La conductividad eléctrica media del agua circulante por los desagües de la CR-V en 2007 (0,99 dS/m) fue un 15 % superior a la de 2000 (0,86 dS/m). Mientras en 2000, un 38 % de las muestras no presentaron restricciones en su uso para riego ($CE < 0,70$ dS/m, Ayers y Westcot, 1994), en 2007 este porcentaje decreció hasta el 16 % (Fig. 2.2).

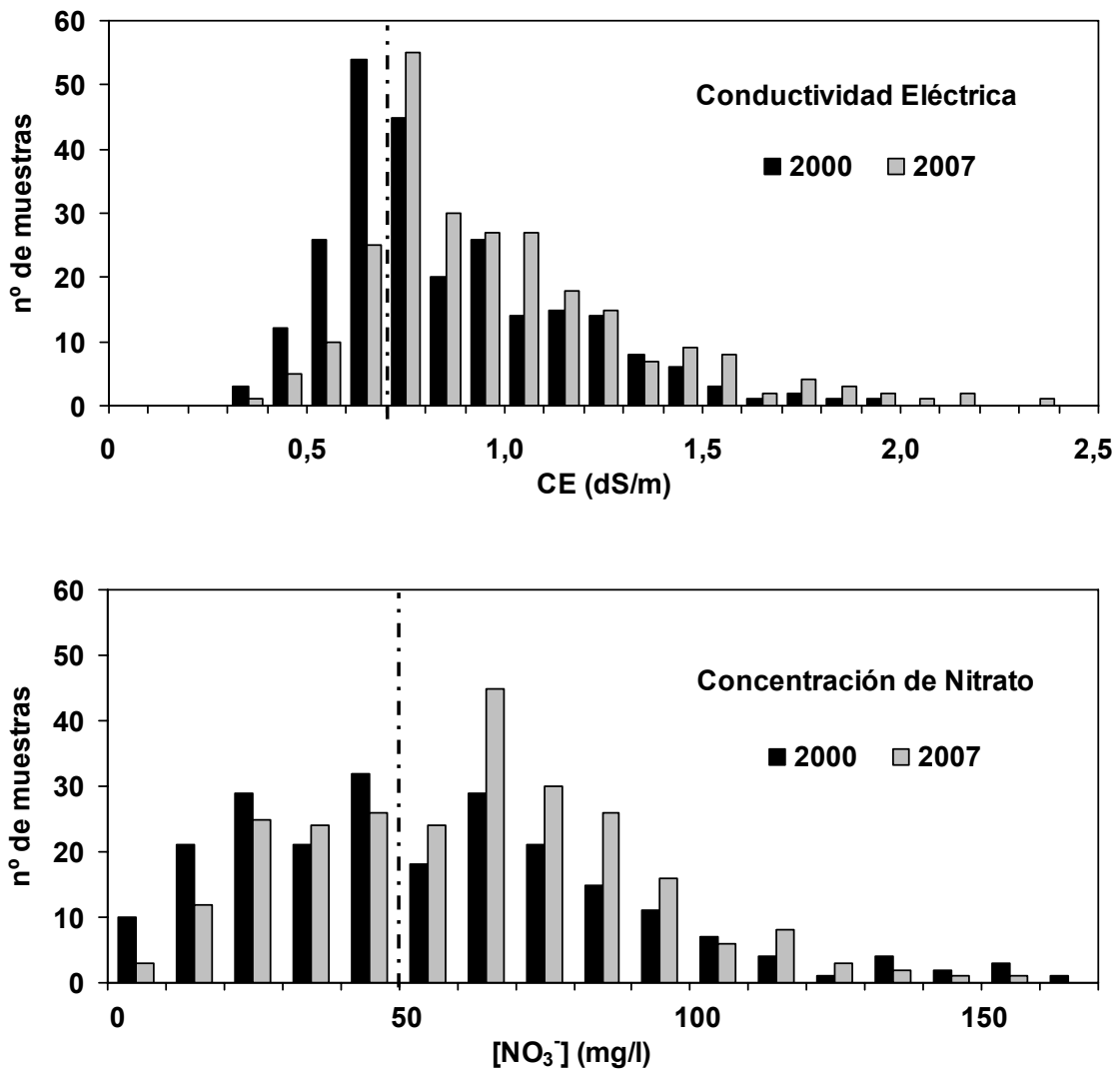


Figura 2.2. Histograma de frecuencias de la conductividad eléctrica a 25 °C (CE) y concentración de nitrato ($[NO_3^-]$) en las aguas de los 21 desagües muestreados durante los años hidrológicos 2000 y 2007. Las líneas discontinuas marcan la CE de restricción del agua para riego (0,70 dS/m; Ayers y Westcot, 1994) y el límite de $[NO_3^-]$ establecido para las aguas destinadas a consumo humano (50 mg/l; UE, 1998).

Los valores mínimos de conductividad eléctrica coincidieron en ambos años con la conductividad eléctrica del agua de riego (0,3 dS/m), mientras que el máximo de 2007 (2,34 dS/m de marzo en D-XVII-3) fue un 20 % superior al de 2000 (1,94 dS/m de mayo en C-11-A) aunque no llegó a superar el límite de restricción severo propuesto por Ayers y Westcot (1994) para su uso agrícola (CE > 3 dS/m).

Con todo, la salinidad de las aguas de drenaje de la CR-V fue menor que la presente en otros regadíos con suelos y/o aguas de riego más salinas. Las diferencias entre los dos años de estudio pueden ser justificadas por el incremento de eficiencia de riego registrado en 2007, que pudo ocasionar una mayor evapoconcentración y por tanto una salinización del agua de drenaje, hecho constatado en otros trabajos (Caballero *et al.*, 2001).

Así pues, los retornos de regadíos estudiados con suelos salinos y altas eficiencias de riego presentan conductividades eléctricas entre 7,5 d/Sm (Tedeschi *et al.*, 2001) y 11,8 dS/m (Caballero *et al.*, 2001) mientras que en otros regadíos salinos con menores eficiencias de riego la conductividad eléctrica osciló entre los 2,4 dS/m (Isidoro *et al.*, 2006a) y los 9,0 dS/m (Caballero *et al.*, 2001).

En cuanto al nitrato, la concentración media del agua durante 2007 (62 mg/l) aumentó un 9 % respecto a la del año 2000 (57 mg/l). Mientras en 2000, un 51 % de las muestras colectadas superó el límite de 50 mg/l establecido para las aguas destinadas a consumo humano (UE, 1998), en 2007 este porcentaje se incrementó hasta el 64 % (Fig. 2.2).

En ambos años coincidieron valores mínimos inferiores a 10 mg/l y máximos en torno a los 150 mg/l, exceptuando una muestra de 300 mg/l en el año 2000 que Causapé *et al.* (2004c) atribuyeron a vertidos directos de purín de una granja al desagüe.

A pesar de las menores necesidades de fertilización nitrogenada, el incremento en la concentración de nitrato de 57 a 62 mg/l es coherente con el incremento de la eficiencia de riego del 67 % al 93 % tal y como se ha constatado en otras zonas regables. Así pues, regadíos como los de Monegros II (Cavero *et al.*, 2003) con altas eficiencias de riego (90 %) presentan concentraciones de nitrato (125 mg/l) más altas que los regadíos de Monegros I (ER= 48 % y $[\text{NO}_3^-] = 28 \text{ mg/l}$; Isidoro *et al.*, 2006b) con similares necesidades de fertilización.

Analizando la evolución mensual en cada año de estudio se puede observar que en ambos años, los mayores aportes hídricos mensuales y menores concentraciones del agua de drenaje se produjeron en los meses de verano cuando la aplicación del riego fue máxima (Fig. 2.3). En cambio, las mayores concentraciones se presentaron en el período de menor riego (de octubre a marzo) aunque el máximo mensual de CE (1,27 dS/m) y $[\text{NO}_3^-]$ (82 mg/l) se produjo en abril de 2007 tras el evento de lluvia más importante del año.

En este sentido Klocke *et al.* (1999) ya comprobaron que en periodos de no riego el lixiviado de nitrato depende de su contenido en el suelo y los volúmenes de precipitación contribuyendo a un mayor lixiviado la ausencia de cultivos que tomen el nitrato disponible en el suelo y disminuyan su humedad. Por otra parte, Caballero *et al.* (2001) son partidarios de aprovechar los eventos de alta precipitación que ocurren en estos climas como método de lavado de las sales acumuladas en el perfil edáfico.

En el año 2000, tanto la CE como la $[\text{NO}_3^-]$ media mensual de los 21 desagües muestreados presentaron relaciones significativas ($p < 0,01$) con los aportes hídricos mensuales (R+P), de tal forma que para mayores aportes por riego y lluvia, menor concentración presentaron las aguas de drenaje (Fig. 2.3). Este hecho también ha sido observado en estudios anteriores de otras zonas regables (Gilfedder *et al.*, 2000; Tedeschi *et al.*, 2001; Isidoro *et al.*, 2003) donde se ha relacionado el incremento de caudal (condicionado por los aportes de riego y lluvia) con la menor salinidad de las aguas de drenaje. En el caso del nitrato también se cumple esta relación, si bien se encuentra afectado por las dosis y fechas de aplicación de fertilizante (Isidoro *et al.*, 2006b). En cambio, las relaciones entre CE- $[\text{NO}_3^-]$ y R+P no se mantuvieron en 2007 (Fig. 2.3) cuando la mayor eficiencia de riego ($ER_{00} = 67\%$ frente a $ER_{07} = 93\%$) otorgó una menor variabilidad a la calidad del agua, particularmente a la concentración de nitrato ($CV_{00} = 60\%$ frente a $CV_{07} = 46\%$), que por otro lado, fue superior a la variabilidad de la CE ($CV_{00-07} = 35\%$) no influenciada por la variabilidad asociada a la fertilización nitrogenada.

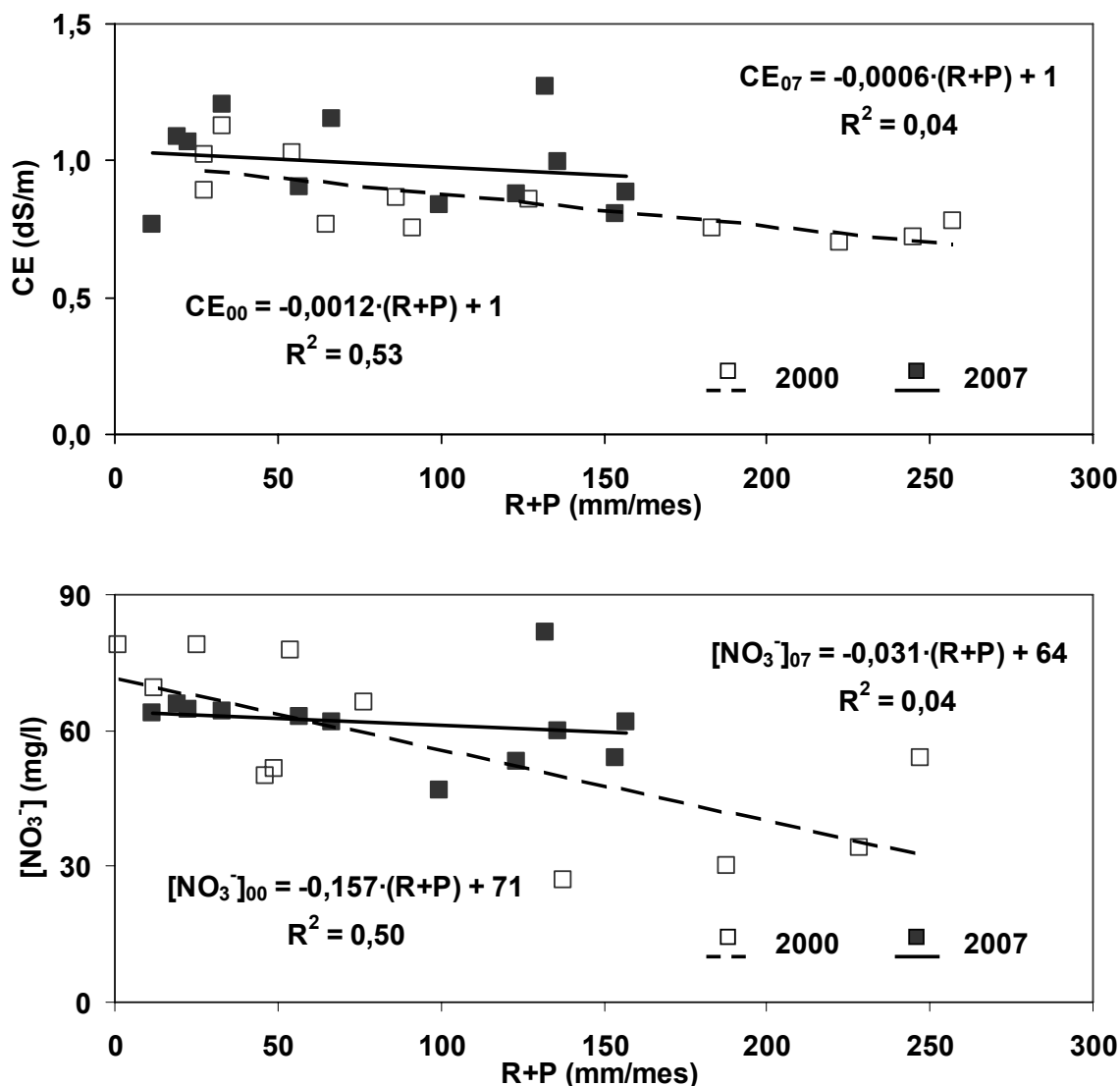


Figura 2.3. Relación entre la conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato ($[NO_3^-]$) medias de los 21 desagües muestreados con los aportes hídricos mensuales por riego (R) y lluvia (P) en la Comunidad de Regante nº V del canal de Bardenas durante los años hidrológicos 2000 y 2007.

La variabilidad de la concentración de nitrato en 2000 fue del mismo orden a la obtenida en otros sistemas de riego tradicional (Causapé *et al.*, 2004b, Isidoro *et al.*, 2006b) mientras que la de 2007 se aproximó a la menor variabilidad registrada en modernos regadíos presurizados ($CV_{\text{Monegros II}} = 26\%$; Cavero *et al.*, 2003). Las pendientes de las rectas de regresión entre CE- $[NO_3^-]$ y R+P se redujeron en 2007 a la mitad para la conductividad eléctrica y a la quinta parte para el nitrato (Fig. 2.3).

Este hecho se debió a que el manejo del riego en 2007 fue más adecuado disminuyendo los vertidos directos de agua de riego a la red de drenaje (constatado en Causapé *et al.*, 2004c), y en consecuencia, reduciendo el número de muestras de baja concentración en sales y nitrato (Fig. 2.2). Es destacable que el número de muestras con valores más altos de conductividad eléctrica se incrementó en 2007 mientras que para la concentración de nitrato disminuyó (Fig. 2.2) a consecuencia de las menores necesidades de fertilización.

Así pues, los resultados indican que las menores necesidades de fertilización nitrogenada y la posible mayor eficiencia en la aplicación de fertilizantes que se obtiene en sistemas con mayor eficiencia de riego (Gehl *et al.*, 2005; Di Paolo y Rinaldi, 2008; Tarkalson *et al.*, 2009), no fue suficiente para compensar la mayor evapoconcentración y, por tanto se incrementó tanto la salinidad como la concentración en nitrato del agua de drenaje siendo más constantes a lo largo del año.

2.4.2.2. *Evolución espacial.*

El análisis clúster clasificó las cuencas hidrológicas de los 21 desagües muestreados en 3 grupos (Tabla 2.2). El primer grupo englobó el 67 % de los desagües muestreados cuyas cuencas presentaron un elevado porcentaje de suelos poco salinos y de baja CRAD (saso= 72 %) que condicionaron las menores eficiencias del riego por inundación (Lecina *et al.*, 2005) y por tanto bajas conductividades eléctricas del agua de drenaje (0,95 dS/m). En cambio tuvieron las mayores necesidades de fertilización (115 kg N/ha) por el mayor desarrollo del maíz ($NF_{\text{maíz}}$ de 243 kg N/ha) provocando altas concentraciones de nitrato en las aguas de drenaje (61 mg/l).

El segundo grupo lo constituyó el 24 % de los desagües muestreados cuyas cuencas presentaron el mayor porcentaje de suelos de saso (86 %), la menor conductividad eléctrica (0,94 dS/m) y la mayor concentración de nitrato (73 mg/l). Este último dato sorprende si tenemos en cuenta que en esta cuenca se

estimaron las menores necesidades de fertilización nitrogenada (71 kg N/ha) por la gran extensión dedicada a la alfalfa (44 %) en relación a los otros grupos.

Tabla 2.2. Número de desagües y porcentaje sobre el total, conductividad eléctrica (CE) y concentración en nitrato ($[NO_3^-]$) medias de las aguas de drenaje, porcentaje de suelos de saso, volumen de riego aplicado, porcentajes de alfalfa, arroz y maíz, y necesidades de fertilización (NF) de cada uno de los tres grupos discriminados por el análisis clúster de los 21 desagües muestreados y sus cuencas hidrológicas en 2007.

Grupo		1	2	3
Desagües	nº (%)	14 (67%)	5 (24%)	2 (9%)
CE	dS/m	0,95	0,94	1,39
[NO₃⁻]	mg/l	61	73	36
Suelo	% saso	72	86	54
Riego	mm	910	962	1010
Alfalfa	%	18	44	12
Arroz	%	1	1	17
Maíz	%	15	6	6
NF	Kg N/ha	115	71	103

La alfalfa no requeriría de fertilización nitrogenada por tratarse de una leguminosa (Malhi *et al.*, 2002), sin embargo, Delgado y Muñoz (2005) estimaron, por encuestas a agricultores, que en el área de estudio se aplican 50 kg N/ha-año lo que pudo justificar las mayores concentraciones de nitrato del grupo II.

Por último, el tercer grupo comprende tan sólo dos desagües (9 % de las cuencas) que presentaron el menor porcentaje de suelos de saso (54 %) y, por tanto, un porcentaje elevado de suelos desarrollados sobre lutitas terciarias de mayor salinidad que condicionaron la mayor conductividad eléctrica de sus aguas de drenaje (1,39 dS/m). Los suelos salinos sólo permiten el cultivo del arroz que en este grupo está mucho más desarrollado, lo que condicionó el mayor volumen de riego y menores concentraciones de nitrato (36 mg/l).

En definitiva, el suelo es el factor clave que controla no sólo la cantidad de sales disponibles para su lavado sino también el tipo de cultivo y las dosis de riego y fertilizantes a aplicar (principalmente en sistemas por inundación) condicionando la calidad de los retornos de riego. Así pues, los suelos muy permeables de baja capacidad de retención de agua disponible para las plantas, condicionaron la mayor concentración de nitrato y menor salinidad del agua de drenaje mientras que suelos con características opuestas invirtieron dicha tendencia.

2.4.3. Contaminantes exportados y calidad del río Riguel.

La conductividad eléctrica y la concentración de nitrato del río Riguel a la salida de la CR-V en 2007 (1,08 dS/m y 29 mg/l, respectivamente) fueron un 9 % y un 11 % inferiores a las de 2000 (1,18 dS/m y 33 mg/l), si bien, la calidad de las aguas del río Riguel evolucionó de forma diferente en los tramos inicial y final del río (P1 a P8; Fig. 2.4). En el tramo inicial la conductividad eléctrica y concentración de nitrato fueron mayores en 2007 a consecuencia de la mayor concentración de los retornos de riego de la CR-V y que constituyen prácticamente la totalidad del caudal del río Riguel. Sin embargo, el tramo final del Riguel en 2007 presentó una mejoría en la calidad de sus aguas debido al descenso del volumen de drenaje del riego procedente de la CR-V, y por tanto, con menor capacidad para variar la calidad del río que en este tramo presenta significativos caudales procedentes del exterior de la comunidad de regantes.

Todo ello implica que los incrementos medios de conductividad eléctrica y concentración de nitrato en 2007 (0,012 dS/m·Km y 0,77 mg/l·km) fueron la mitad que en 2000 (0,023 dS/m·Km y 1,09 mg/l·km) confirmando una menor variabilidad espacial en la calidad de las aguas del río.

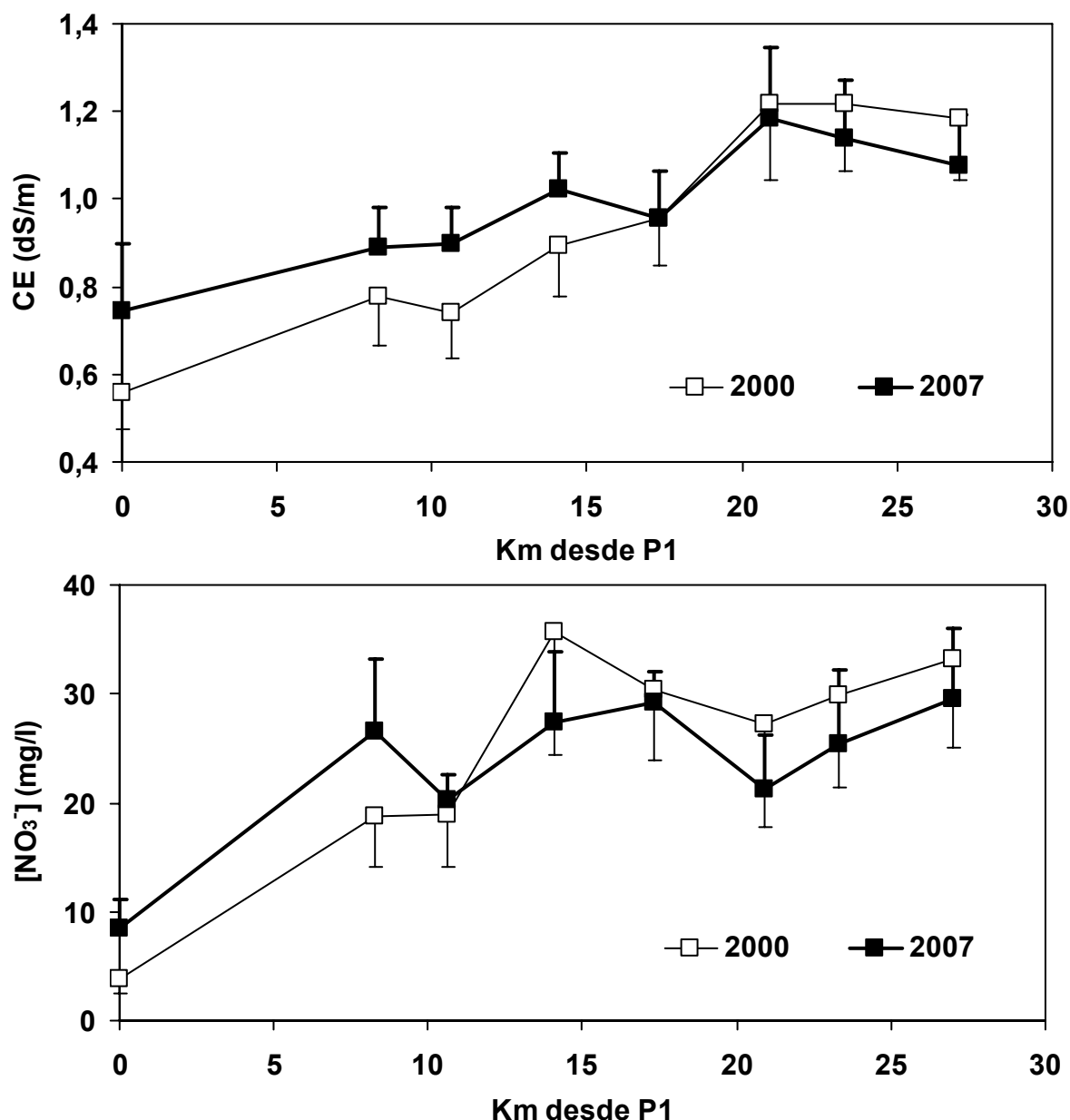


Figura 2.4. Evolución espacial de la conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato ($[NO_3^-]$) en los 8 puntos muestreados sobre el río Riguel (P1-P8) durante los años hidrológicos 2000 y 2007. Las barras verticales representan $\frac{1}{2}$ de la desviación estándar.

En los dos años estudiados, la CE y $[NO_3^-]$ de la red de desagües fue superior a la del río Riguel disminuyendo la calidad de sus aguas (Tabla 2.3), al igual que sucede en otros ríos bajo la influencia de un área regable (Mhlanga *et al.*, 2006; Ventura *et al.*, 2008). Aunque las concentraciones de sales y nitratos en los desagües de la CR-V aumentaron en 2007, la reducción del volumen de drenaje del riego provocó un descenso del 13 %, 20 % y 24 % en el caudal y masas de sales y nitrato exportadas por el río Riguel a la salida de la CR-V (P8).

Tabla 2.3. Volumen de agua circulante por el río Riguel a su salida de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (P8), Valores medios de conductividad eléctrica a 25 °C y concentración de nitrato en la red de desagües y río Riguel (P8), y masa de sales y nitrato exportada a través del río Riguel (P8) en los años hidrológicos 2000 y 2007.

Año	Agua		Sales		Nitrato		
	P8	Desagües	P8	Masa P8	Desagües	P8	Masa P8
	Hm ³	-----dS/m-----		t·10 ³	-----mg/l-----		t N
2000	133	0,86	1,19	115	56	33	892
2007	116	0,99	1,08	92	62	29	674

Una modelización geoquímica previa de los regadíos de Bardenas (Causapé *et al.*, 2004d) basada en información del año 2000 simuló las consecuencias de un incremento de la eficiencia de riego hasta valores similares a los obtenidos en 2007. Dicha simulación predijo que el caudal y salinidad del río Riguel podrían descender un 30 %, valor próximo al medido en este trabajo y que se podría alcanzar si el resto de comunidades de regantes, que vierten sus retornos al Riguel, incrementasen también su eficiencia de riego.

Luo *et al.* (2008) en un estudio realizado en un distrito de regadío en China (73300 ha), plantean también que reduciendo el riego un 10 % y controlando las dosis de fertilizante aumentarían las concentraciones de los contaminantes en las redes de desagües pero reducirían el volumen de drenaje del riego hasta un 60 %, y con ello disminuiría la masa total de sales y nitrato exportada por el regadío.

Así pues, aunque la conductividad eléctrica y la concentración de nitratos en la red de desagües de la CR-V aumentó en 2007, la disminución del drenaje del riego (consecuencia del descenso de las necesidades hídricas netas e incremento de la eficiencia de riego), propició un menor caudal y concentración de las aguas del río Riguel a su salida de la CR-V.

2.5. Conclusiones.

La escasez de agua de riego unida a las nuevas condiciones impuestas por la Política Agraria Comunitaria provocó una expansión del cereal de invierno a costa de maíz y alfalfa con más necesidades hídricas y gastos de producción.

Los cambios de gestión del regadío llevados en la CR-V (i. asignación de dotaciones de riego, ii. riego por inundación a la demanda, y iii. facturación por consumo de agua) incrementaron la eficiencia de riego un 26 % (del 67 % al 93 %) que unido a la disminución de las necesidades hídricas netas (de 732 mm a 594 mm) propiciaron que el volumen de riego de 2007 (639 mm) descendiese un 42 % respecto al de 2000 (1094 mm) disminuyendo a su vez el drenaje procedente del riego en un 88 % (de 362 mm a 45 mm).

El incremento en la eficiencia de riego llevó asociado un incremento de la salinidad (de 0,86 dS/m a 0,99 dS/m) y concentración de nitrato (de 56 mg/l a 62 mg/l) de la red de desagües otorgándoles una menor variabilidad temporal. La variabilidad espacial estuvo condicionada por el tipo de suelo de tal forma que los suelos más permeables y de baja capacidad de retención de agua presentaron la mayor concentración de nitrato y la menor salinidad del agua de drenaje.

Aunque la salinidad y concentración de nitrato en los desagües de la CR-V aumentó, la reducción del volumen de drenaje del riego (consecuencia del descenso de las necesidades hídricas netas y del incremento de la eficiencia de riego) provocó un descenso del 13 % en el caudal, el 20 % en la masa de sales y el 24 % de nitrato del río Riguel, aumentando a su vez la calidad de sus aguas (CE de 1,19 dS/m a 1,08 dS/m y $[\text{NO}_3^-]$ de 33 mg/l a 29 mg/l).

Por tanto, estas sencillas alternativas en la gestión del regadío estudiado han permitido incrementar el aprovechamiento del agua de riego y mejorar la calidad del río receptor de sus retornos de riego, objetivos que deben cumplir los regadíos de cara a su sostenibilidad medioambiental.

EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS EN UNA CUENCA EXPERIMENTAL DE REGADÍO TRADICIONAL

Resumen

Las zonas regadas son deficitarias en agua resultando necesario analizar el uso del riego que se hace en ellas y estudiar alternativas que maximicen el adecuado reparto y distribución del recurso. En este capítulo se pretende analizar la influencia sobre el uso del agua que tiene la gestión de un regadío.

Para ello, se efectúan balances de agua en la cuenca C-XIX-6 (95 ha) durante el periodo 2001-2008 a partir de los cuales se analiza la evolución de la calidad del riego en años climáticamente diferentes y tras cambios en la gestión del riego.

Los cambios en la gestión del riego han contribuido a un mayor ajuste entre los consumos de agua de riego y las necesidades hídricas netas de los cultivos, lo que se ha traducido en una mayor eficiencia de riego y reducción del volumen de drenaje, si bien, los años con mayores necesidades hídricas netas presentaron los mayores déficits hídricos.

La asignación de dotaciones y facturación por volumen de agua de riego contribuyó a la concienciación de los agricultores sobre el valor del agua, especialmente en los años de escasez. Estos hechos unidos a la flexibilidad del momento de aplicación del riego que otorga una gestión “a la demanda”, posibilitaron una mayor optimización de las dosis de riego aplicadas hasta niveles difícilmente superables en riegos por gravedad sobre suelos tan permeables.

3.1. Introducción.

Las zonas regadas y su entorno inmediato presentan, *a priori*, balances hídricos negativos (son deficitarias en agua), resultando necesario conocer los requerimientos y aprovechamientos hídricos de las demarcaciones hidrográficas para el adecuado reparto y distribución del recurso.

El seguimiento de cuencas hidrológicas de regadío, el desarrollo de balance hídricos y la evaluación de la calidad del riego a partir de ellos, se ha visto como una metodología adecuada de análisis de la gestión del riego en distritos agrícolas, que permite evaluar el grado de aprovechamiento del agua en polígonos de riego y cuantificar la parte del agua no utilizada por los cultivos.

Sin embargo, los trabajos elaborados hasta el momento han presentado por lo general una corta duración (uno o dos años hidrológicos), lo que no ha permitido desarrollar análisis que considerasen la influencia de la variabilidad climática existente en las áreas de regadío ni contrastar cambios agronómicos significativos.

Además, un defecto común a estudios previos es que no tienen en cuenta en sus balances de agua los componentes subterráneos (flujos laterales y almacenamiento en suelos y acuíferos). Tradicionalmente se han asumido cuencas hidrológicas cerradas con regímenes hídricos anuales estacionarios lo que ha llevado a cometer errores significativos en los balances de agua que en definitiva afectan a los análisis de la gestión del riego basados en ellos.

En este capítulo se efectúa el seguimiento de una cuenca piloto que ya fue estudiada en 2001 (Causapé *et al.*, 2004a) y que de nuevo ha sido monitorizada en el periodo 2005-2008 considerando los componentes hídricos subterráneos. El objetivo específico de este capítulo es evaluar con una mayor precisión la gestión del riego en años climáticamente diferentes y tras los cambios acaecidos en la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas.

3.2. Descripción del área de estudio.

3.2.1. Geografía.

La zona de estudio de este capítulo se corresponde con la cuenca hidrológica del desagüe D-XIX-6 de la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas (CR-V) situada en Ejea de los Caballeros (Zaragoza) y que en adelante se denomina cuenca C-XIX-6.

La red de acequias que rodea al desagüe D-XIX-6 constituye la divisoria de aguas superficial delimitando una cuenca hidrológica de 95 ha, de las cuales el 96 % se corresponde con suelos destinados a la agricultura de regadío. El resto de la superficie de la cuenca (4 %) se completa con caminos, eriales, casas de campo o desagües abiertos por donde se evacua el agua de drenaje (Fig. 3.1).

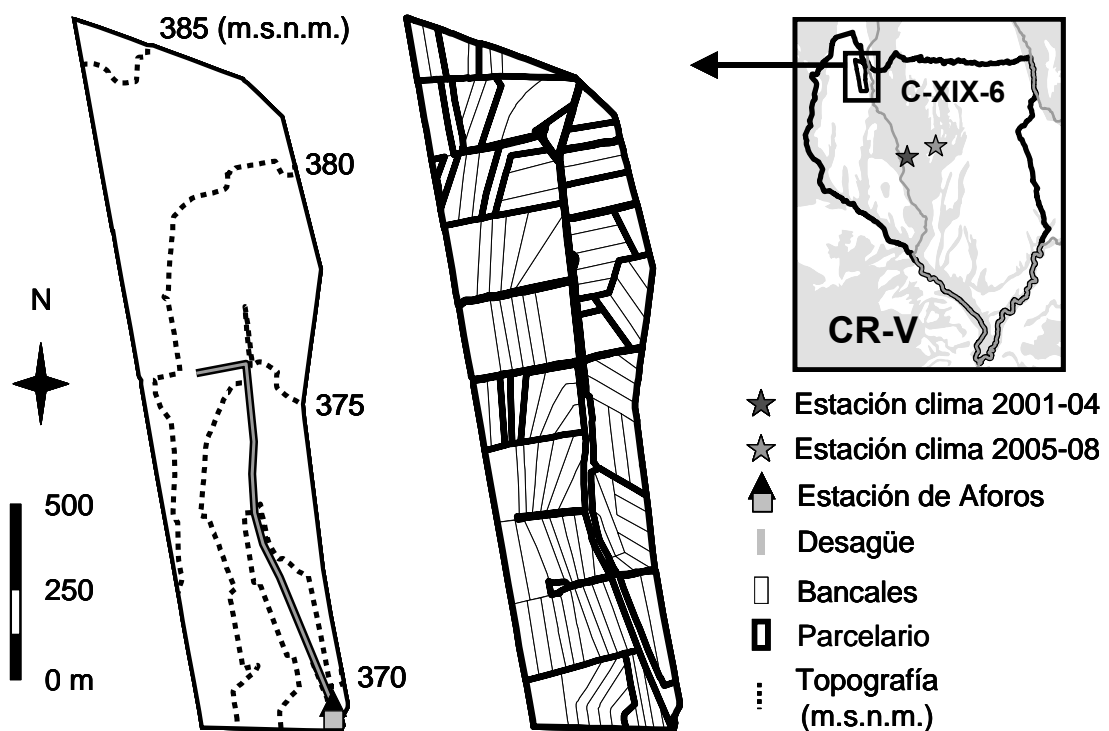


Figura 3.1. Localización de la cuenca C-XIX-6 y de las estaciones climáticas en la Comunidad de Regantes nº V (CR-V). Mapa topográfico (equidistancia= 5 m) y ubicación de la estación de aforos en el desagüe D-XIX-6. Parcelario y subdivisión en bancales.

La zona se sitúa a una altitud de entre 367 y 387 m.s.n.m. presentando un gradiente topográfico en dirección norte-sur del 1 %. La red de drenaje (desagüe D-XIX-6) circula por el centro del valle que nace en la propia cuenca y alcanza pendientes transversales en torno al 4 % en el sur, lo que ha condicionado que el área agrícola se subdivide en bancales.

C-XIX-6 incluye un total de 113 bancales de un tamaño medio de 0,8 ha que se encuentran nivelados y separados por ribazos, de tal forma, que posibilitan el riego por inundación limitando a su vez la escorrentía superficial. Los bancales se agrupan en 30 parcelas que son gestionadas por 13 agricultores.

3.2.2. Clima.

Según los datos (Anexo 3.7) registrados en dos estaciones climáticas cercanas (Fig. 3.1), la precipitación (P) media de los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008) fue de 394 mm/año presentando una notable variabilidad anual (CV= 36 %).

El período de estudio comprendió dos años hidrológicos lluviosos (2001: 526 mm; 2004: 627 mm), dos años secos (2003: 235 mm; 2005: 211 mm) y otros cuatro años con registros intermedios (Tabla 3.1) que se aproximan más a la media histórica de la comarca de Ejea de los Caballeros (460 mm/año; GA, 2009a).

Tabla 3.1. Precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0 , Penman-Monteith) anuales durante el período de estudio (2001-2008). Media y coeficiente de variación (CV).

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Media	CV
	-----mm/año-----								mm/año	%
P	526	426	235	627	211	450	372	305	394	36
ET_0	1093	1645	1384	1152	1363	1327	1260	1298	1315	13

Las lluvias se distribuyeron estacionalmente, con máximos en otoño-primavera y mínimos en invierno-verano (Fig. 3.2). No obstante, la variabilidad mensual fue muy alta existiendo meses como septiembre con coeficientes de variación del 100 %, de tal forma que hay años en los que este mes supera los 150 mm (2004) y otros en los que apenas llovió (2007). Ello impide asumir regímenes hídricos anuales estacionarios comúnmente aceptados en otros estudios que como éste, se basan en la comparación de balances de agua por años hidrológicos.

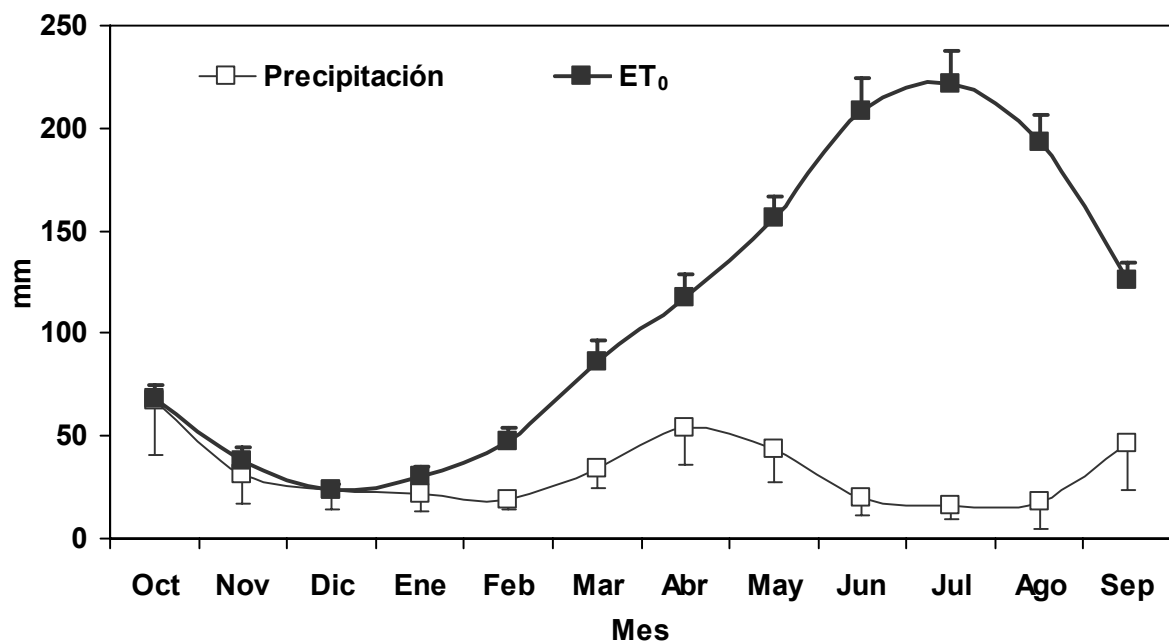


Figura 3.2. Evolución mensual de la precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0) medias de la cuenca C-XIX-6 en los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008). Las barras verticales representan $\frac{1}{2}$ de la desviación estándar. Fuente: Servicio integral de asesoramiento al regante (SIAR) y Martínez-Cob (comunicación personal).

La evapotranspiración de referencia (ET_0) media anual de los ocho años de estudio fue de 1315 mm/año (CV= 13 %). Las menores ET_0 (1093 mm/año y 1152 mm/año) se registraron los años más lluviosos (2001 y 2004) mientras que la mayor ET_0 (1645 mm/año) se produjo en el año 2002, agravando el problema de abastecimiento de agua desde el embalse de Yesa que contabilizó sus menores reservas hídricas (Fig. 3.3).

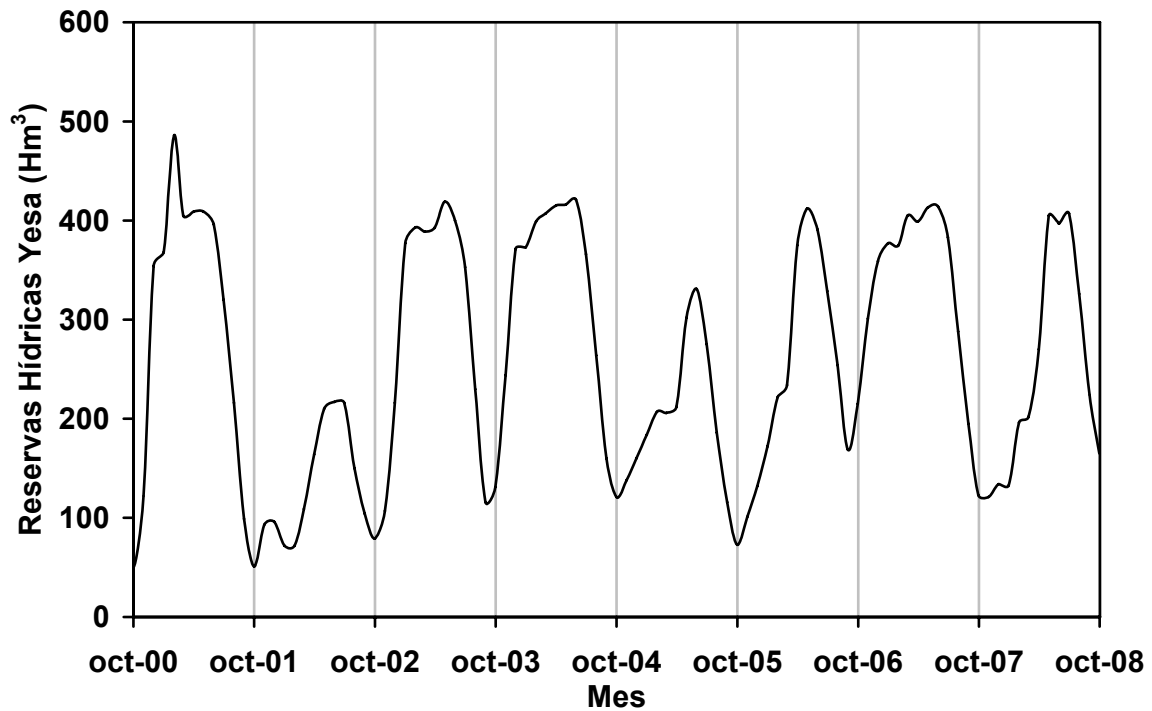


Figura 3.3. Evolución mensual de las reservas hídricas del embalse de Yesa durante los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008). Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).

La ET_0 también presentó una estacionalidad anual con valores mínimos en invierno y máximos en verano cuando supera ampliamente a la precipitación (Fig. 3.2) haciendo imprescindible el riego para el adecuado desarrollo de los cultivos de verano.

3.2.3. Geología.

Geológicamente, el 75 % de la cuenca se emplaza sobre un glacis de gravas con matriz arcillosa que constituye un acuífero libre. En él incide la red de drenaje (desagüe D-XIX-6) que discurre de norte a sur de la cuenca formando un valle en el que aflora el sustrato terciario.

La construcción en 2006 de una red de 15 piezómetros (Fig. 3.4; Anexo 3.6) constató que la potencia máxima del glacis alcanza 5,5 m en el norte de la cuenca con espesores saturados que llegan a los 4 m en verano (época de riego). Hacia el sur la potencia del glacis disminuye progresivamente hasta valores inferiores a 2 m y los piezómetros se encuentran ocasionalmente secos en invierno.

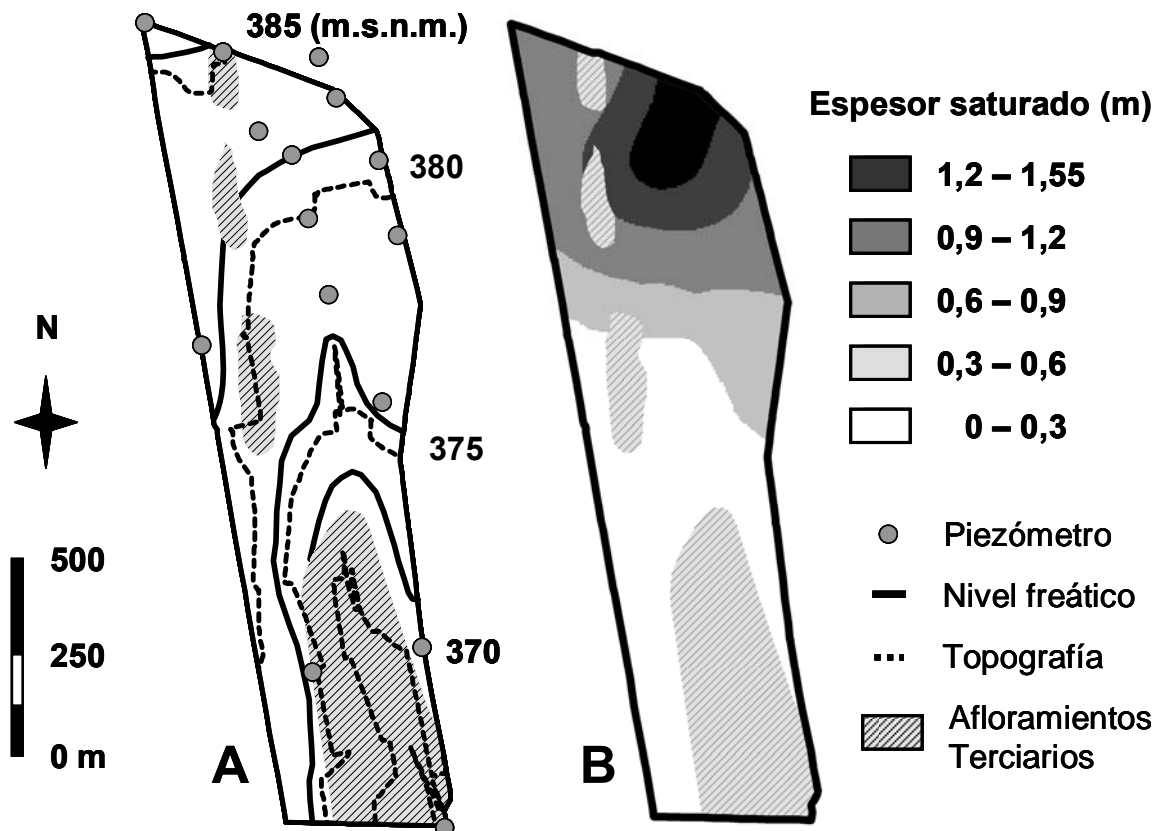


Figura 3.4. Mapa piezométrico (equidistancia= 5 m) con la ubicación de la red de piezómetros (Mapa A) y mapa de espesor saturado medio del acuífero (Mapa B).

En cuanto a las características hidráulicas del acuífero, ensayos de bombeo realizados en 3 piezómetros de la red arrojaron transmisividades del orden de 15 m²/día y permeabilidades en torno a 10 m/día (Anexo 3.4).

Sin embargo, la permeabilidad deducida por el método de las curvas de Breddin (Custodio y Llamas, 1983) a partir de una granulometría del material extraído en la red de piezómetros fue superior (40-100 m/día) al igual que los valores asignados por ITGE (1995) y SIAS (2009) que estiman permeabilidades de hasta 90 m/día y transmisividades de hasta 600 m²/día.

Los estudios anteriormente citados también cuantifican una porosidad eficaz en torno al 10-15 % coherente con los valores sugeridos por Custodio y Llamas (1983) para los materiales de la zona.

El seguimiento mensual de los niveles freáticos permitió elaborar mapas piezométricos donde se detecta la existencia de un aporte lateral subterráneo desde el noroeste de la cuenca (Fig. 3.4).

Así pues, a la recarga del acuífero por el riego y la precipitación se unen los aportes laterales subterráneos principalmente desde el norte-oeste de la cuenca que circulan hacia el sur bajo un gradiente hidráulico aproximado del 1 % hasta que es evacuado en su práctica totalidad por el desagüe D-XIX-6 ya que en el extremo sur de la cuenca aflora el sustrato terciario impermeable (Fig. 3.5).

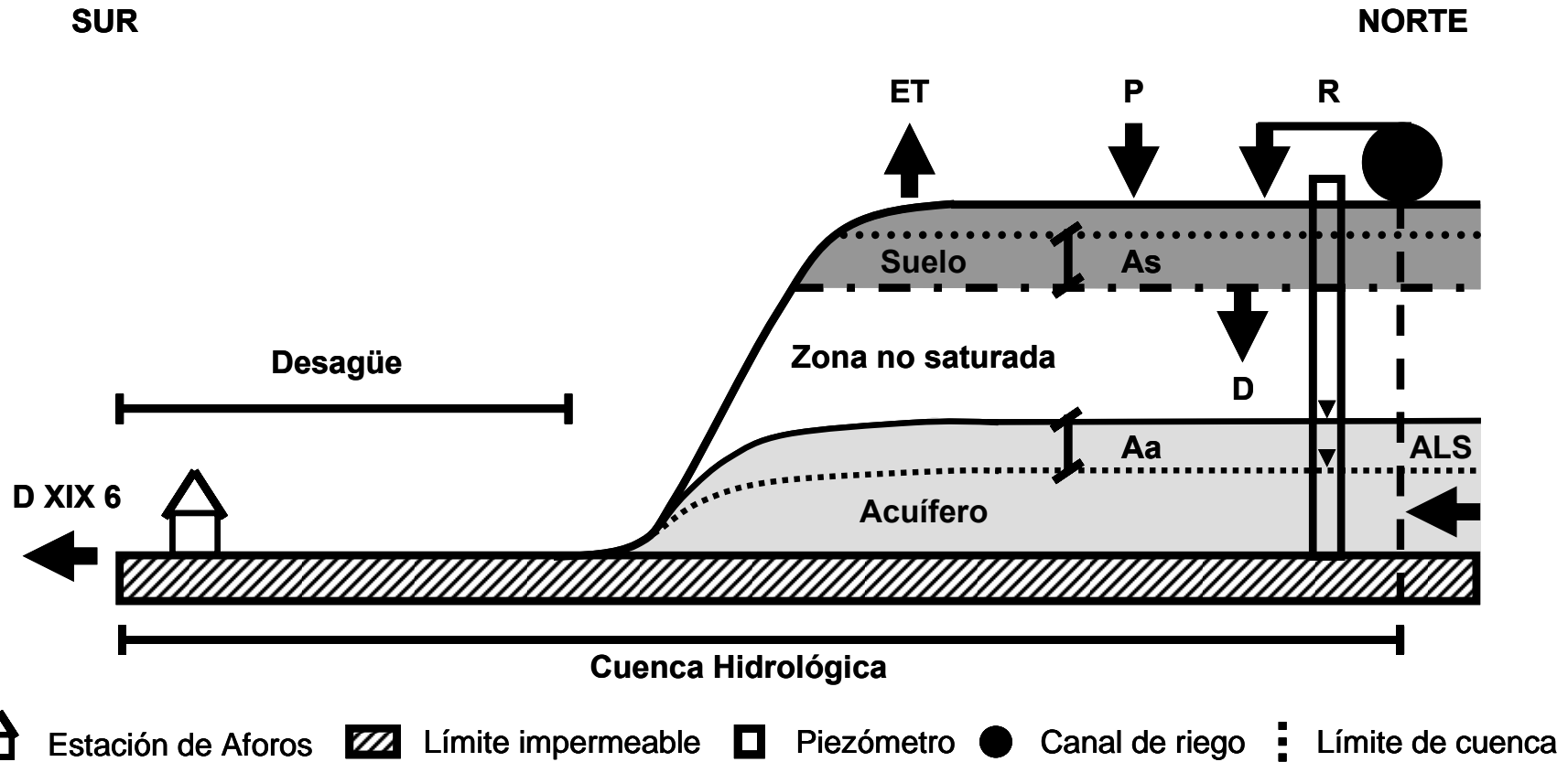


Figura 3.5. Modelo conceptual (Corte Norte-Sur) en el que se representan los componentes del balance de agua de la cuenca drenada por el desagüe D-XIX-6: Riego (R), precipitación (P), evapotranspiración (ET), drenaje del suelo (D), aportes laterales subterráneos (ALS), caudal medido en la estación de aforos (D-XIX-6), almacenamiento de agua en el suelo (As) y en el acuífero (Aa).

3.2.4. Edafología.

Los suelos de la zona de estudio fueron caracterizados mediante la elaboración de mapas de conductividad eléctrica aparente (CE_a) en condiciones de humedad homogénea próxima a capacidad de campo (después de intensas lluvias).

Para ello, se tomaron 25600 lecturas de CE_a con un sensor electromagnético móvil georreferenciado (SEMG; Amezketa, 2007) modelo IS de Dualem tanto en configuración horizontal (CE_{ah}), que integra un metro de profundidad, como en configuración vertical (CE_{av}), que integra dos metros de profundidad (Fig. 3.6; Anexo 3.2).

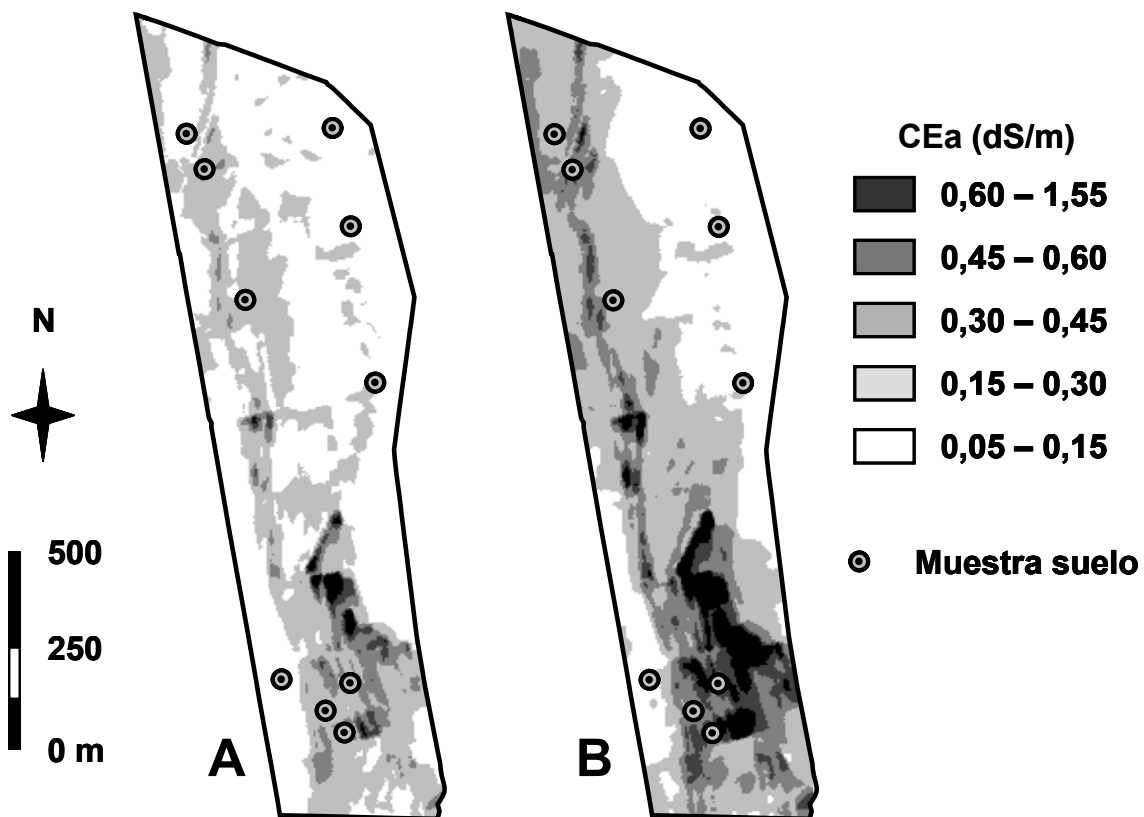


Figura 3.6. Mapas de conductividad eléctrica aparente (CE_a) en configuración horizontal (A) y vertical (B) en la cuenca C-XIX-6. Localización de los puntos de muestreo de suelos.

De los datos registrados se puede deducir que los suelos de C-XIX-6 presentan una baja salinidad ($CE_{ah\ media} = 0,16$ dS/m). La mayor $CE_{av\ media}$ (0,25 dS/m) indica que hay un mayor contenido de sales en profundidad conforme el sustrato terciario está más cercano.

De hecho, los valores mínimos de CE_{ah} (0,05 dS/m) se registraron en suelos desarrollados sobre el glacis mientras que los valores máximos (1,28 dS/m) se presentaron en suelos desarrollados sobre el valle donde aflora el terciario.

Posteriormente y abarcando el rango de CE_{ah} se muestrearon 10 suelos (Fig. 3.6) hasta 1,20 m de profundidad (profundidad efectiva de los cultivos de la zona) en cuatro horizontes de 30 cm. A las muestras de suelo (Anexo 3.2) se les determinó la pedregosidad, textura y capacidad de retención de agua disponible para las plantas (CRAD) según el método Soil Survey Laboratory (1995).

De acuerdo a su textura (Soil Survey Laboratory, 1995) los suelos se pueden clasificar en dos grupos (Fig. 3.7). El primero corresponde a los suelos desarrollados sobre el glacis, con texturas francas y pedregosidades del 11 al 43 %. El otro grupo incluyó los suelos desarrollados sobre el terciario con texturas arcillosas y pedregosidad mucho más baja (del 4 al 18 %).

La capacidad de retención de agua disponible de los 10 suelos muestreados osciló entre 98 y 169 mm. La mayor pedregosidad y porcentaje de arena en los suelos desarrollados sobre el glacis les otorgó una menor capacidad de retención de agua disponible (111 mm) frente a los suelos desarrollados en el valle (158 mm).

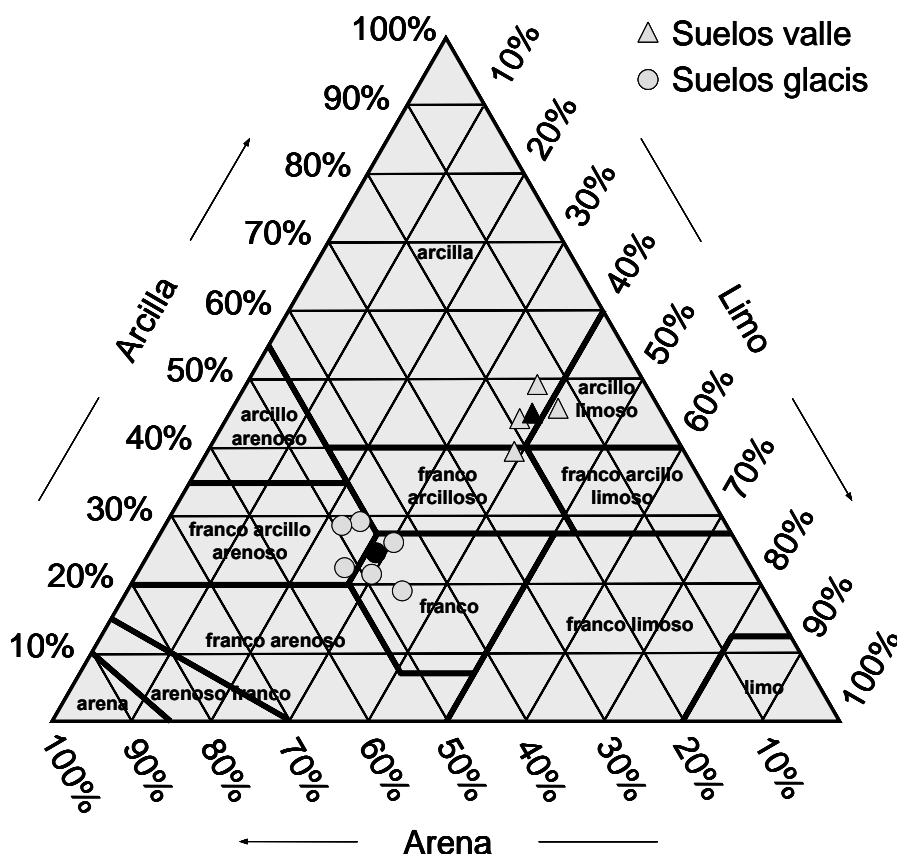


Figura 3.7. Diagrama textural (Soil Survey Laboratory, 1995) de los 10 suelos muestreados en la cuenca C-XIX-6. En negro los valores medios de los suelos de valle y glacis.

3.2.5. Agronomía.

La zona de estudio fue regada por inundación con aguas superficiales de buena calidad (0,35 dS/m) procedentes del canal de Bardenas, distribuidas a través de dos acequias que suministran caudales de riego entre 100 y 150 l/s.

Como ya se comentó en el capítulo anterior, la gestión del riego en la CR-V se modificó a partir del año 2002. En 2001, se regaba por inundación a turnos mínimos de 12 días y se facturaba únicamente por área regada sin que hubiese dotaciones de riego asignadas. Posteriormente se cambió el riego a turnos por un sistema más flexible a la demanda y se facturó también en base al volumen de riego con asignación de dotaciones según las reservas hídricas del embalse de Yesa (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Dotación de riego y distribución del área cultivada en C-XIX-6 en los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008).

Año	Dotación	Cer. Inv.	Alfalfa	Maíz	Hierba	Girasol	Otros	Barbecho
	m ³ /ha							
2001	--	1	49	49	0	0	1	0
2002	5000	25	44	2	0	11	0	18
2003	7000	26	44	23	3	0	0	4
2004	7000	15	36	23	13	5	0	8
2005	6500	25	39	11	7	8	2	8
2006	7500	33	39	8	0	15	1	4
2007	7500	51	31	3	5	8	1	1
2008	8000	55	24	0	10	8	2	1

La disponibilidad de agua de riego, la variación de los precios de mercado (materias primas y cereales; INE, 2009) y los cambios en la Política Agraria Comunitaria a partir de 2006 (Atance *et al.*, 2006) cuyo reparto de subvenciones pasó a depender únicamente en un 25 % de los cultivos implantados, condicionaron la distribución de cultivos en los diferentes años de estudio.

Así pues, en 2001 casi toda la cuenca C-XIX-6 se repartió a partes iguales entre alfalfa y maíz. Las restricciones de agua de 2002 por las escasas reservas hídricas de Yesa (Fig. 3.3) limitaron la dotación de riego a tan sólo 5000 m³/ha y los agricultores planificaron sus cultivos para disminuir las necesidades de riego. De ese modo, el cereal de invierno y el girasol se expandieron a costa del maíz (Tabla 3.2) y el porcentaje de regadío en barbecho fue elevado (18 %).

En 2003 y 2004 con mayores dotaciones de agua de riego (7000 m³/ha) el maíz recuperó ocupación (23 %) sin llegar a alcanzar los niveles de 2001 (49 %) hasta que de nuevo la sequía de 2005 y posiblemente los cambios impuestos por la Política Agraria Comunitaria a partir de 2006 generalizaron una tendencia de expansión del cereal de invierno a costa de la alfalfa y el maíz que llegó a desaparecer en 2008.

3.3. Metodología.

Se evaluó la gestión de los recursos hídricos en la cuenca C-XIX-6 durante 8 años hidrológicos (período 2001-2008). Para ello, se utilizó la aplicación informática Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR; Causapé, 2009) que automatiza los cálculos para el desarrollo de balances de agua en cuencas hidrológicas de regadío y propone una serie de índices capaces de evaluar la calidad del riego.

La monitorización hidrológica de la cuenca C-XIX-6 durante los tres últimos años permitió la calibración (2006) y validación (2007-2008) de balances de agua anuales desarrollados con EMR. Una vez validado se ejecutó EMR con datos del resto de años de estudio (2001-2005) obteniendo índices de calidad del riego para todo el período de estudio (2001-2008) lo que permitió analizar su evolución en función de variables físicas y agronómicas.

3.3.1. Balance de agua.

El desarrollo de balances anuales de agua se efectuó mediante la medición o estimación de las principales entradas, salidas y almacenamiento de agua en la cuenca C-XIX-6. La ecuación que rige el balance es la siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Entradas (E)} - \text{Salidas (S)} - \text{Almacenamiento (A)} &= \text{Error} \\ (R + P + \text{ALS}) - (\text{ET} + \text{D-XIX-6}) - (\text{As} + \text{Aa}) &= \text{Error} \end{aligned} \quad [\text{Ec. 3.1}]$$

donde las entradas por riego (R), precipitación (P) y aportes laterales subterráneos (ALS), menos las salidas por evapotranspiración (ET) y drenaje (D-XIX-6), menos el almacenamiento de agua en suelos (As) y acuíferos (Aa), constituyen el error del balance.

En cada una de las 30 parcelas y en la superficie no regable de C-XIX-6, EMR utiliza como entradas directas a los balances diarios de agua en el suelo

(BAS) los valores diarios de riego, facilitados por la CR-V, y los de precipitación obtenidos en dos estaciones climáticas de El Bayo (Martínez-Cob, comunicación personal; GA, 2009a).

Los datos diarios de ET_0 obtenidos mediante Penman-Monteith (Martínez-Cob, comunicación personal; GA, 2009a) junto a los coeficientes de cultivo (K_C) de la comarca de Ejea (Martínez-Cob, 2004) posibilitaron la estimación de la Evapotranspiración potencial (ET_C) diaria como $ET_C = ET_0 \cdot K_C$ (Allen *et al.*, 2006) que a su vez fue utilizada para estimar la evapotranspiración real (ET_R) permitiendo continuar con el balance de agua en el suelo y obtener la salida de agua del balance general de la cuenca por evapotranspiración (ET).

Para el desarrollo del balance de agua en el suelo, se introdujo en EMR el valor de CRAD de cada parcela y de la superficie no regada. Este dato fue obtenido de la CE_{ah} media de cada parcela (a partir del mapa de CE_{ah} , Fig. 3.4) y de su relación con la CRAD obtenida en 10 muestras de suelo.

$$CRAD \text{ (mm)} = 275,9 \cdot CE_{ah} \text{ (dS/m)} + 78; n = 10; R^2 = 0,93; p < 0,01 \text{ [Ec. 3.2]}$$

El agua evacuada de la cuenca a través del desagüe (D-XIX-6) fue cuantificada por el caudal (Q) medido en un aforador de resalte de solera de sección rectangular y lecturas quinceminutales de altura de agua (h) registradas por un limnógrafo electrónico (Thalímedes, OTT). La curva de gasto del aforador se obtuvo y contrastó a partir de aforos con diferentes métodos (minimolinete, ultrasonidos, vertedero y aforos directos; Anexo 3.3) utilizados según el rango de caudal.

$$Q \text{ (l/s)} = 0,17 \cdot h^2 \text{ (cm)} - 1,95 \cdot h \text{ (cm)} - 17,9; n = 9; R^2 = 0,99; p < 0,01 \text{ [Ec. 3.3]}$$

El almacenamiento de agua en el suelo se estimó a partir de su humedad diaria obtenida del balance de agua en el suelo, mientras que el almacenamiento de agua en el acuífero se estimó desde 2006 a partir del seguimiento mensual del nivel freático en la red de piezómetros y asumiendo una porosidad eficaz del acuífero del 15 % (Custodio y Llamas, 1983; ITGE, 1995).

Por su difícil cuantificación, el aporte lateral subterráneo fue la variable utilizada en la calibración del balance. Para ello, se ejecutaron balances mensuales en el primer año con registros piezométricos (2006). La diferencia entre entradas y salidas-almacenamiento fueron atribuidas a los aportes laterales subterráneos y relacionados con el riego (R) y precipitación (P) obteniendo la siguiente ecuación:

$$ALS = 0,018 + 0,26 \cdot P + 0,36 \cdot R; R^2 = 0,52; p < 0,01 \quad [\text{Ec. 3.4}]$$

A partir de esta ecuación se estimaron los aportes laterales subterráneos validando la calibración del año 2006 con los resultados de los años 2007 y 2008. La bondad de los balances de agua fue cuantificada con EMR calculando los desbalances anuales como:

$$\text{Desbalance (\%)} = [(E - S - A) / (E + S + A)] \cdot 200 \quad [\text{Ec. 3.5}]$$

3.3.2. Índices de calidad del riego.

Para evaluar la calidad del riego en los 8 años del período de estudio (2001-2008) se calcularon las necesidades hídricas netas, la eficiencia de riego y el déficit hídrico, índices basados en el balance de agua en el suelo efectuado con EMR y propuestos por Causapé (2009).

Las necesidades hídricas netas (NHn) calculan el volumen de agua de riego necesario para que los cultivos no sufran estrés hídrico y el suelo quede en las mismas condiciones de humedad al final de un determinado período. Para ello, a la suma de la evapotranspiración potencial (ET_C) y el agua útil final del suelo (AUf), se le resta el agua útil inicial del suelo (AUi) y la precipitación efectiva (P_{ef}) que EMR estima en el balance de agua en el suelo como el agua de lluvia retenida en el suelo que queda a disposición de los cultivos.

$$NHn = (ET_C + AUf) - (AUi + P_{ef}) \quad [Ec. 3.6]$$

La eficiencia de riego (ER) se calcula como uno menos la relación entre el drenaje del riego (D_R), estimado por EMR a partir del balance de agua en el suelo, y el volumen de riego aplicado (R):

$$ER = \left[1 - \left(\frac{D_R}{R} \right) \right] \cdot 100 \quad [Ec. 3.7]$$

Por último, el déficit hídrico (DH) evalúa en que grado el riego ha sido incapaz de satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos y se obtiene a partir de la siguiente ecuación:

$$DH = \frac{ET_C - ET_R}{ET_C} \cdot 100 \quad [Ec. 3.8]$$

Un adecuado manejo del riego será aquel que maximice la eficiencia de riego minimizando el déficit hídrico que puedan sufrir los cultivos.

3.4. Resultados.

3.4.1. Calibración y validación del balance de agua.

Los balances de agua realizados resultaron satisfactorios ya que el desbalance anual de los años de validación tan sólo fue del -1 % en 2007 y del 2 % en 2008 (Tabla 3.3). Además el drenaje del suelo estimado en el balance de agua en el suelo en los dos años de validación (2007-2008) más el almacenamiento de agua en el acuífero (322 mm) tan sólo difiere un -5 % del calculado como D-XIX-6 menos los aportes laterales subterráneos (338 mm).

Los aportes laterales subterráneos en los años de calibración y validación supusieron en torno al 25 % de las entradas indicando la necesidad de su consideración en el balance de agua de la cuenca. La ciclicidad del riego y las precipitaciones (Fig. 3.3) hicieron que el almacenamiento anual de agua en suelos y acuíferos no fuese tan importante, aunque en algún año, como 2006, pudieron llegar a suponer un 10 % de las entradas por riego y precipitación lo que impidió asumir un régimen hídrico anual estacionario.

Tabla 3.3. Entradas [E: precipitación (P), riego (R), y aportes laterales subterráneos (ALS)], salidas [S: evapotranspiración (ET) y desagüe (D-XIX-6)] y almacenamiento (A: Suelo (As) y acuíferos (Aa)] de agua en la cuenca C-XIX-6 durante los años de calibración (2006) y validación (2007-2008) del balance. Error del balance (E-S-A y desbalance).

Año	Entradas (E)			Salidas (S)		Alm. (A)		E-S-A	Desb. ⁽³⁾
	P	R	ALS	ET	D-XIX-6	As	Aa		
	-----mm-----			-----mm-----		-----mm-----		mm	%
2006⁽¹⁾	450	567	332	830	417	65	42	-6	0
2007⁽²⁾	372	512	291	753	469	-39	4	-12	-1
2008⁽²⁾	305	559	291	686	451	13	-16	22	2

¹ Año de calibración, ² Años de validación, ³ Desbalance (%) = $[(E-S-A)/(E+S+A)] \cdot 200$

El adecuado cierre del balance de agua en C-XIX-6 valida, a su vez, el balance de agua en el suelo efectuado con EMR permitiendo extrapolarlo al resto de años del estudio y evaluar la calidad del riego mediante índices basados en él.

3.4.2. Balance de agua en el suelo.

Durante los ocho años de estudio, el riego constituyó el mayor aporte de agua (61 %) con un valor medio de 627 mm/año, si bien, a partir de 2002 se redujo prácticamente a la mitad (Tabla 3.4) debido a la disponibilidad de agua de riego y a los cambios llevados a cabo en la gestión del regadío.

Tabla 3.4. Entradas [precipitación (P); riego (R)], Salidas [evapotranspiración real (ET_R); drenaje (D_{BAS})] y Almacenamiento de agua en el suelo (As) de la cuenca C-XIX-6 en los años hidrológicos 2001-2008.

Año	Entradas		Salidas		Almacenamiento
	P	R	ET_R	D_{BAS}	As
	-----mm/año-----		-----mm/año-----		mm/año
2001	526	1139	843	784	38
2002	426	508	811	154	-31
2003	235	581	785	72	-41
2004	627	579	810	335	60
2005	211	570	786	71	-75
2006	450	567	830	121	65
2007	372	512	753	169	-39
2008	305	559	686	165	13
Media	394	627	788	234	-1
CV (%)	36	33	6	101	4191

La precipitación media fue de 394 mm/año contribuyendo al total de las entradas entre un 27 % para el año más seco (2005), y un 52 % para el año más lluvioso (2004).

Según el criterio de EMR la precipitación efectiva fue un 92 % de la total (Fig. 3.8) oscilando entre el 72 % del 2001 (año con mayor volumen de riego) y el 98 % del 2003 (año muy seco).

En cuanto a las salidas de agua, la principal fue debida a la evapotranspiración (77 %) con un valor medio de 788 mm/año. Además de la influencia de otras variables, la evolución hacia cultivos con menores requerimientos de agua condicionó una progresiva disminución de la ET_R , de tal forma que en 2008 fue un 19 % inferior a la de 2001.

El drenaje medio fue de 234 mm/año con una alta variabilidad anual (CV= 101 %). El año 2001, con el mayor volumen de agua por riego y precipitación, presentó las mayores salidas por drenaje (784 mm) mientras que el año 2005, con las menores entradas, presentó también el menor drenaje (71 mm). Un 72 % del drenaje procedió del riego oscilando entre el 45 % del año más lluvioso (2004) y el 96 % del año con el mayor porcentaje de precipitación efectiva (2003; Fig. 3.8).

A pesar de la ciclicidad del riego y las precipitaciones (Fig. 3.8), el almacenamiento de agua en el suelo fue muy variable de unos años a otros (Tabla 3.4) presentando valores que llegaron a suponer el ± 10 % de las entradas anuales pero que conforme se amplía el número de años del balance supone un porcentaje menor. Así pues, años muy lluviosos tras años de sequía presentaron los mayores almacenamientos de agua en el suelo mientras que años muy secos seguidos de años lluviosos presentaron los mayores desalojos.

El volumen mensual de entradas se ajustó al de salidas con pequeñas diferencias ocasionadas por el incremento de agua en el suelo. Tanto las entradas como las salidas se adaptaron al ciclo vegetativo de los cultivos de verano y por tanto al incremento de las necesidades de riego, evapotranspiración y drenaje con máximos en verano y mínimos en invierno. Así pues, cabe destacar que un 92 % del riego se aplicó entre abril y septiembre registrando ese mismo período un 76 % de la evapotranspiración y un 74 % del drenaje, si bien, este drenaje del suelo fue regulado por el acuífero retrasando su salida de la cuenca a través del desagüe D-XIX-6 como demuestra los mayores niveles freáticos registrados en verano y su progresivo descenso en otoño-invierno.

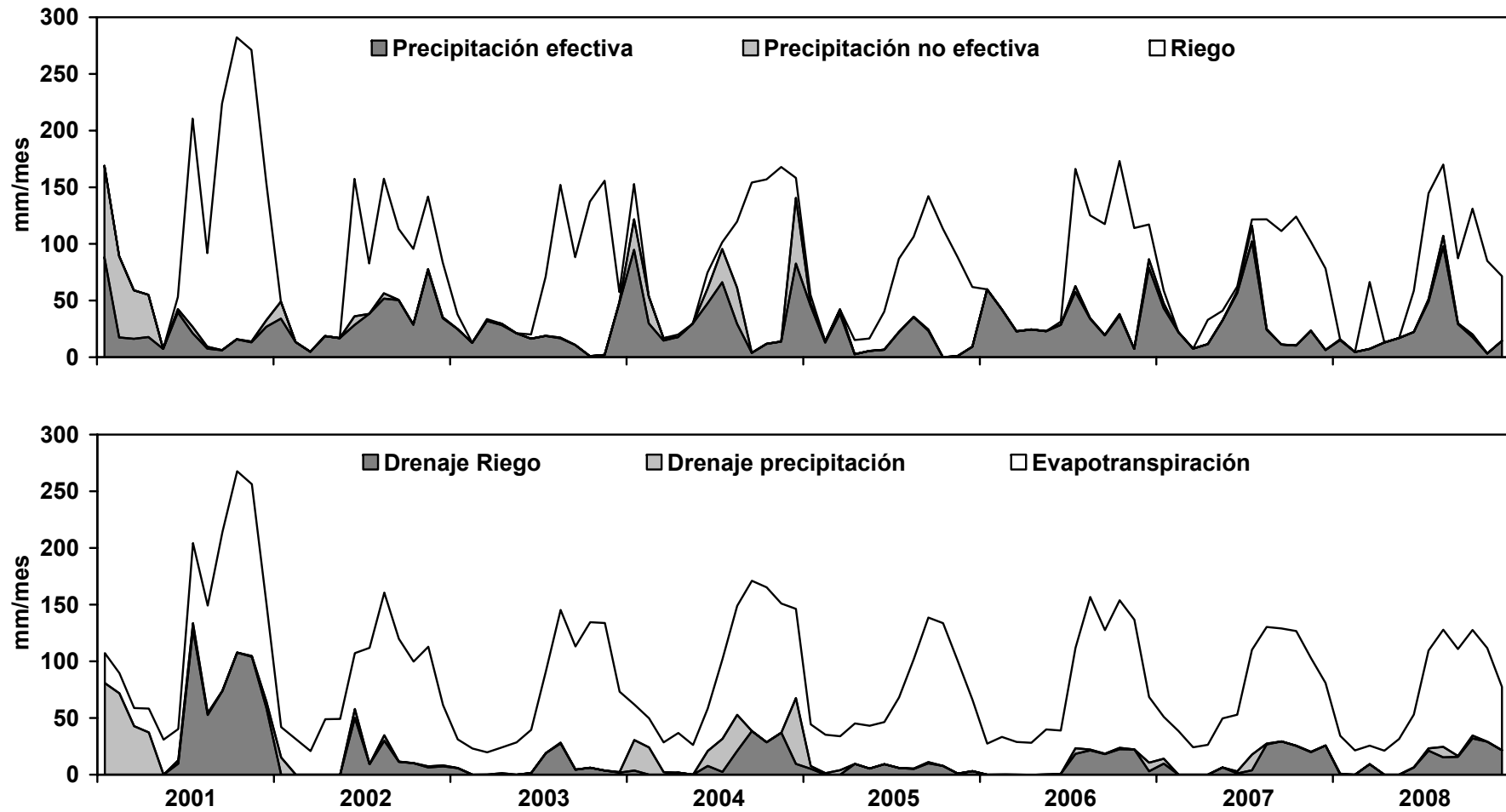


Figura 3.8. Evolución mensual de las entradas (riego, precipitación efectiva y no efectiva) y salidas (evapotranspiración real, drenaje del riego y de la precipitación) obtenida mediante balance de agua en el suelo en la cuenca C-XIX-6 los ocho años de estudio (2001-2008).

3.4.3. Calidad del riego.

Las necesidades hídricas medias de C-XIX-6 para los 8 años de estudio fueron de 0,56 Hm³/año (Tabla 3.5). Los años con mayores necesidades hídricas fueron los años más secos (2003 y 2005). Entre ellos, 2003, con la menor precipitación (235 mm), una elevada ET₀ (1384 mm) y la mayor superficie de maíz-alfalfa (67 %) respecto a cereal de invierno-girasol (26 %), registró las mayores necesidades hídricas netas (0,69 Hm³), mientras que el año 2007, con bajas precipitaciones (372 mm) pero con menor ET₀ (1260 mm) y superficie maíz-alfalfa (39 %) respecto a cereal de invierno-girasol (59 %) registró las menores necesidades hídricas (0,40 Hm³).

La eficiencia de riego media fue relativamente alta (73 %) teniendo en cuenta que se trata de regadíos por inundación, si bien, el riego no cumplió con su objetivo principal de cubrir por completo las necesidades hídricas de los cultivos ya que el déficit hídrico medio del período de estudio fue del 14 % disminuyendo el rendimiento potencial de los cultivos.

Los años posteriores a 2001 (cambios en la gestión del regadío) presentaron un incremento medio del 23 % en la eficiencia de riego, aunque también registraron cierto déficit hídrico que fue nulo en 2001. Con posterioridad a 2001 la eficiencia de riego varió entre el 76 % del año más lluvioso (2004) y el 89 % del más seco (2005) indicando que ante la escasez de lluvias se aprovechó más el agua de riego aunque no se llegó a satisfacer completamente las necesidades hídricas. En cuanto al déficit hídrico, osciló entre el 30 % de 2002 (año con menores reservas hídricas en el embalse de Yesa, Fig. 3.3) y el 5 % del año más lluvioso (2004).

Tabla 3.5. Necesidades hídricas netas (NHn), eficiencia de riego (ER), y déficit hídrico (DH) en los ciclos de cultivo de los años hidrológicos 2001-2008 en la cuenca C-XIX-6.

		2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Media
NHn	Hm³/año	0,57	0,61	0,69	0,44	0,64	0,54	0,40	0,55	0,56
ER	%	56	81	86	76	89	84	82	78	73
DH	%	0	30	24	5	19	13	8	19	14

Los años con mayores eficiencias de riego presentaron también los mayores déficit hídricos (Tabla 3.5) indicando que el esfuerzo realizado en la planificación de cultivos para evitar el estrés hídrico no fue el suficiente. Por el contrario, los años con menores eficiencias de riego (2001 y 2004) se registraron los menores déficit hídricos (Tabla 3.5).

Un análisis multivariante clúster con los datos estandarizados y utilizando el método Ward para la obtención de conglomerados jerarquizados (Hair *et al.*, 1999) clasificó los ocho años de estudio en 3 grupos (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Agrupación de los años de estudio (2001-2008) por el análisis cluster en función de las dotaciones de riego, necesidades hídricas netas (NHn), eficiencia de riego (ER) y déficit hídrico (DH) de la cuenca C-XIX-6.

Años	Dotación m³/ha·año	NHn Hm³/año	ER %	DH %
2001	11000	0,57	56	0
2002, 2003, 2005	6167	0,65	85	24
2004, 2006, 2007, 2008	7500	0,45	80	11

El primer grupo está constituido únicamente por el año 2001, que presentó la mayor dotación de riego (11000 m³/ha·año), la menor eficiencia de riego (56 %) y una ausencia de déficit hídrico.

El segundo, agrupó los años hidrológicos 2002, 2003 y 2005 que presentaron las mayores necesidades hídricas netas (0,65 Hm³/año) con la menor dotación de agua de riego (6167 m³/ha·año) alcanzando las máximas eficiencias de riego (85 %) pero también los mayores déficit hídricos (24 %).

Finalmente, el análisis discriminó un tercer grupo en el que se incluyen los años más recientes (2004, 2006, 2007 y 2008) mostrando que las menores necesidades hídricas netas se adaptaron mejor a una dotación relativamente baja (7500 m³/ha·año) consiguiendo unas aceptables eficiencias de riego (80 %) y reduciendo el déficit hídrico hasta el 11 %.

Estacionalmente, las máximas eficiencias de riego se registraron en los meses de mayor demanda evapotranspirativa (junio, julio y agosto; Fig. 3.9) cuando los cultivos consumieron un mayor porcentaje de agua útil del suelo antes del riego. Sin embargo, en primavera el riego aplicado sobre suelos con mayor humedad provocó una menor eficiencia de riego, más si tenemos en cuenta que en esta época se aplicaron riegos de presembrado y nacimiento al maíz.

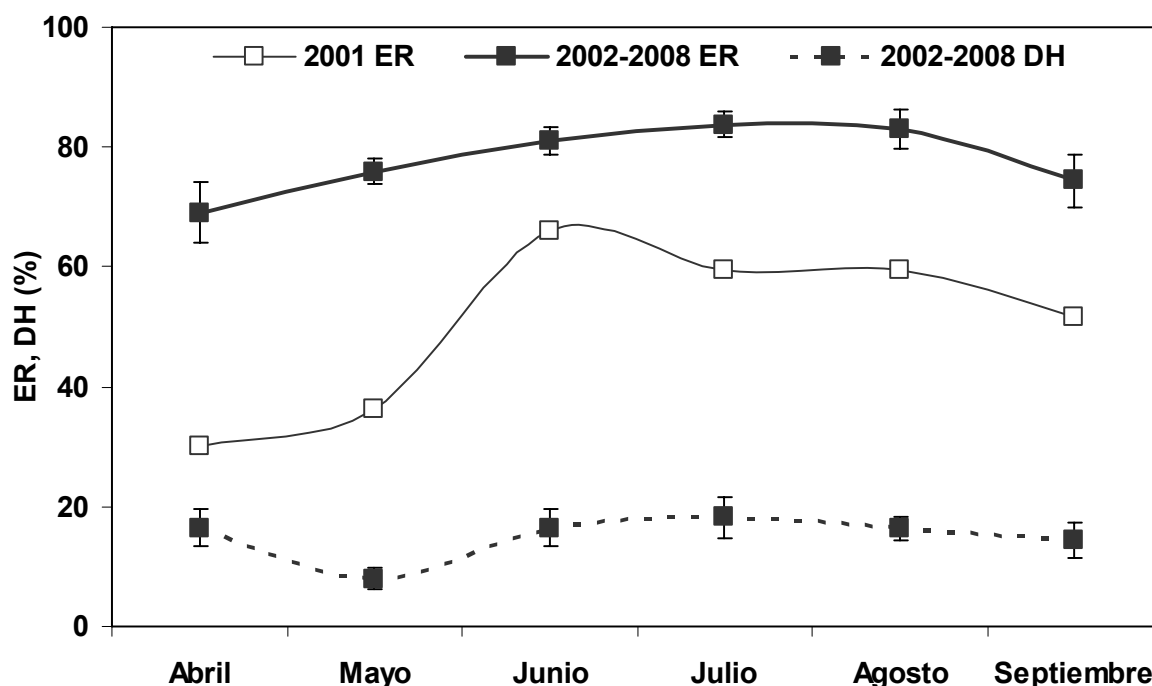


Figura 3.9. Evolución mensual de la eficiencia de riego (ER) y déficit hídrico (DH) en la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el período 2002-2008. Las barras verticales representan la desviación estándar.

La evolución de la eficiencia de riego antes (2001) y después (2002-2008) de los cambios de gestión del regadío muestran un paralelismo (Fig. 3.9), si bien, los mayores incrementos de eficiencia de riego se registraron en primavera (abril-mayo) cuando el cambio de gestión permitió mayores posibilidades en la elección del día de riego.

Por el contrario, los menores incrementos de eficiencia de riego se produjeron en verano cuando la alta demanda sobrepasó la capacidad de la red de acequias condicionando el día de riego.

En cuanto al déficit hídrico, los mayores se presentaron en los meses de verano cuando los cultivos demandaron más agua y las precipitaciones fueron escasas. Por el contrario, el menor déficit hídrico se produjo en el mes de mayo cuando se registraron las mayores lluvias.

No obstante, la evolución temporal de los índices de calidad del riego estuvo condicionada por las distribuciones de cultivos. Entre los tres cultivos principales, la eficiencia de riego del maíz (69 %) fue inferior a la del cereal de invierno (74 %) y la alfalfa (76 %) debido a la ineficiencia de los riegos de presembrado y nascencia. En cuanto al déficit hídrico, los agricultores se preocuparon de mantenerlo bajo en el maíz (5 %) mientras que para la alfalfa y cereal de invierno, con menores pérdidas económicas por falta de riego, el déficit hídrico fue sensiblemente superior (13 % y 20 %), en particular los años de sequía.

Cabe destacar que en contra de lo esperado no se encontró una relación significativa entre la eficiencia de riego y la capacidad de retención de agua útil en los suelos de las parcelas lo que indica que para un mismo suelo podemos conseguir eficiencias altas o bajas, siendo clave para ello el manejo del riego.

En este sentido, los cambios en la gestión del riego llevados a cabo en la CR-V tras 2001 han permitido obtener eficiencias de riego (82 %) que se aproximan a las registradas en regadíos presurizados (Caballero *et al.*, 2001; Cavero *et al.*, 2003) que llegan a alcanzar el 90 % al que habría que descontar las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión que en el valle del Ebro son del orden del 15-20 % (Dechmi *et al.*, 2003; Playán *et al.*, 2005).

De acuerdo a los valores de Tanji y Kielen (2002) las eficiencias de riego en C-XIX-6 están en los límites máximos alcanzables en regadíos por inundación siendo únicamente superables, en suelos tan permeables, con el cambio a riego presurizado. Este cambio alteraría el patrón de cultivos que según distintos escenarios considerados por Lecina *et al.* (2009) en regadíos del Ebro llevaría a una mayor productividad del agua de riego, pero a costa de un mayor consumo.

3.5. Conclusiones.

Los componentes subterráneos, y en particular los aportes laterales no considerados normalmente en estudios de este tipo, contribuyeron significativamente (en torno al 25 % del agua implicada) a los balances anuales de agua siendo imprescindible su cuantificación para discriminarlo del drenaje asociado exclusivamente a la cuenca C-XIX-6.

Los balances de agua anuales cerraron adecuadamente lo que confirmó que los principales componentes fueron considerados y se cuantificaron adecuadamente, dando consistencia a la evaluación de la calidad del riego basada en ellos.

Los cambios en la gestión del riego han contribuido a un mayor ajuste de los consumos de agua de riego a las necesidades hídricas netas de los cultivos, lo que se ha traducido en una mayor eficiencia de riego y reducción del drenaje.

No obstante, los años con mayores necesidades hídricas netas, donde también se presentaron las mayores eficiencias de riego, registraron los mayores déficit hídricos poniendo de manifiesto que a pesar de la mayor flexibilidad del sistema de riego, el patrón de cultivos debe adaptarse mejor a la disponibilidad de agua de riego.

La asignación de dotaciones y facturación por volumen de agua de riego contribuyó a la concienciación de los agricultores sobre el valor del agua, especialmente en los años de escasez. Estos hechos unidos a la flexibilidad del momento de aplicación del riego que otorga su gestión a la demanda posibilitaron una mayor optimización de las dosis de riego aplicadas hasta niveles difícilmente superables en riegos por gravedad sobre suelos tan permeables.

REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN SALINA MEDIANTE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DEL REGADÍO

Resumen

La contaminación salina inducida por el regadío ha sido ampliamente estudiada pero sin prestar la suficiente atención al análisis de los procesos geoquímicos en relación con variables agronómicas.

En este capítulo se pretende analizar la influencia que los cambios de gestión del regadío tienen sobre la contaminación salina, utilizando técnicas de modelización geoquímica que incluyen cálculos de balance de masas de los elementos químicos principales, en la cuenca C-XIX-6 durante el año 2001 y el periodo 2005-2008.

Los resultados indican que los cambios de gestión redujeron un 72 % la masa de sales exportadas, si bien, la salinidad de sus aguas de drenaje se incrementó en un 25 %, aunque sin llegar a niveles que puedan restringir su uso para el riego. Las diferentes relaciones iónicas del agua de drenaje, los resultados de los balances de masas y los modelos geoquímicos obtenidos indican que se produjo, fundamentalmente, la precipitación de calcita y disolución de yeso y halita, y en menor proporción procesos de intercambio catiónico entre el agua y el suelo.

El índice de contaminación salina descendió en torno a un 70 % hasta niveles cercanos a los presentados en regadíos modernos, indicando que los cambios de gestión fueron eficaces. La génesis de petrocálcicos y la puntual sodificación de los suelos pueden llegar a constituir un problema agroambiental por lo que de cara a la futura modernización del regadío debe hacerse un adecuado manejo del riego y del drenaje.

4.1. Introducción.

Los graves problemas de salinización de aguas y suelos inducida por el regadío han sido constatados en numerosos estudios (Duncan *et al.*, 2008). Entre los trabajos realizados destacan aquéllos basados en balances de masas en cuencas hidrológicas que permiten cuantificar las sales exportadas en los retornos del riego y asociarlas a las características físicas y agronómicas del regadío estudiado.

Aunque estos trabajos ha aportado valiosa información acerca de la contaminación por sales que se genera en los polígonos de riego, pocos estudios han desarrollado los balances para cada uno de los iones mayoritarios ni profundizan en el análisis de los procesos geoquímicos que se producen durante la interacción entre el agua y los materiales geológicos con los que entra en contacto.

La modelización geoquímica a través del uso de códigos informáticos diseñados para ello, permite un mayor conocimiento de los procesos que ocurren en el medio natural. Una vez que los modelos han sido validados constituyen una potente herramienta de predicción de los efectos que pueden originar escenarios simulados.

La modelización geoquímica, ampliamente contrastada en otros campos (Zhu y Anderson, 2002; Bethke, 2008), no está siendo suficientemente utilizada en la problemática agro-ambiental por lo que es interesante comprobar si este tipo de herramientas son efectivas y pueden ser utilizadas de forma generalizada para el desarrollo de estudios enfocados a alcanzar una mayor sostenibilidad del medio agrario.

Así pues, el objetivo de este capítulo es analizar la evolución de la contaminación salina en relación a los cambios de gestión del regadío mediante el desarrollo de balances anuales de los iones principales y la realización de cálculos de modelización geoquímica de la cuenca C-XIX-6 durante el año 2001 y el periodo 2005-2008.

4.2. Metodología.

4.2.1. Caracterización hidroquímica.

Se realizó una caracterización hidroquímica del agua de riego y de drenaje de la cuenca C-XIX-6. Para ello, se tomaron tres muestras de agua del canal de Bardenas y 8 del desagüe D-XIX-6 comprendiendo los rangos de variación de la conductividad eléctrica.

En estas 11 muestras (Anexo 4.1) se determinó en campo la conductividad eléctrica a 25 °C (CE), la temperatura y el pH. En laboratorio se analizaron las concentraciones de los elementos principales (CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl, Ca, Mg, Na, K) obteniendo errores de balance de cargas inferiores al 5 % que demuestran la buena calidad de los análisis químicos.

Los datos obtenidos fueron representados en un diagrama de Piper-Hill-Langelier, se analizaron las principales relaciones molares y se efectuaron los cálculos de especiación-solubilidad con la ayuda del programa de modelización geoquímica PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999).

4.2.2. Balance salino.

Una vez realizado el balance de agua en la cuenca C-XIX-6 (Capítulo III), se efectuaron balances anuales de los elementos químicos principales durante los años en los que estuvo operativa la estación de aforos del desagüe D-XIX-6 (2001 y período 2005-2008). Para ello, se asignaron concentraciones a los diferentes componentes del balance de agua excepto a la evapotranspiración por considerarse libre de sales, y al agua almacenada en el suelo, por su difícil medición y escasa contribución a los balances anuales. La suma de los diferentes elementos químicos permitió la obtención de un balance general de sales. La ecuación que rige los balances es la siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Entradas (E) – Salidas (S) – Almacenamiento (A)} &= \text{DyP} & [\text{Ec. 4.1}] \\ (R_S + P_S + \text{ALS}_S) - (\text{D-XIX-6}_S) - (\text{Aa}_S) &= \text{DyP} \end{aligned}$$

donde las entradas por riego (R_S), precipitación (P_S) y aportes laterales subterráneos (ALS_S), menos la salida a través del desagüe (D-XIX-6_S) y el almacenamiento en el acuífero (Aa_S) se atribuyeron principalmente al resultado de los procesos de disolución y precipitación de minerales (DyP).

La concentración del agua de riego se obtuvo, dada su baja variabilidad, de la concentración media de tres muestras de agua tomadas en el Canal de Bardenas. La concentración del agua de lluvia se obtuvo de los valores medios del período 1988-2000 registrados por la estación que la red del European Monitoring and Evaluation Program (EMEP, 2009) tiene en Logroño. Para los otros tres componentes (ALS_S , D-XIX-6_S , Aa_S) se asignaron concentraciones a partir de datos de conductividad eléctrica y de las relaciones obtenidas con los diferentes elementos en las 8 muestras analizadas del agua de drenaje de la cuenca.

$$\text{CO}_3^{2-} \text{ (mg/l)} = 0 \quad [\text{Ec. 4.2}]$$

$$\text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)} = 325 \quad [\text{Ec. 4.3}]$$

$$\text{SO}_4^{2-} \text{ (mg/l)} = 149,46 \cdot \text{CE (dS/m)} - 49,02; R^2 = 0,56; p < 0,03 \quad [\text{Ec. 4.4}]$$

$$\text{Cl (mg/l)} = 152,57 \cdot \text{CE (dS/m)} - 57,61; R^2 = 0,80; p < 0,01 \quad [\text{Ec. 4.5}]$$

$$\text{Ca (mg/l)} = 53,23 \cdot \text{CE (dS/m)} + 53,70; R^2 = 0,74; p < 0,01 \quad [\text{Ec. 4.6}]$$

$$\text{Mg (mg/l)} = 17,07 \cdot \text{CE (dS/m)} + 4,37; R^2 = 0,83; p < 0,01 \quad [\text{Ec. 4.7}]$$

$$\text{Na (mg/l)} = 80,69 \cdot \text{CE (dS/m)} - 8,40; R^2 = 0,63; p < 0,02 \quad [\text{Ec. 4.8}]$$

$$\text{K (mg/l)} = 0,38 \cdot \text{CE (dS/m)} + 0,65; R^2 = 0,06; p > 0,1 \quad [\text{Ec. 4.9}]$$

La concentración de D-XIX-6 se determinó a partir de la CE medida en las aguas colectadas diariamente por un tomamuestras automático (modelo ISCO 3600) instalado en la estación de aforos, punto final del desagüe (Fig. 3.1; Anexo 4.2).

Para los aportes laterales subterráneos durante el trienio 2006-2008, se determinó la concentración a partir de los valores mensuales de CE en la zona de entrada del agua subterránea (piezómetro situado en el vértice noroeste de la cuenca; Fig. 3.4; Anexo 4.2).

Sin embargo, en los años 2001 y 2005, cuando la red de piezómetros todavía estaba sin instalar, se tuvo que estimar el volumen de aportes laterales subterráneos aplicando la relación encontrada con el riego y la precipitación (Ec. 3.3).

La conductividad eléctrica se estimó a partir de las relaciones entre las CE de D-XIX-6 y las del piezómetro del vértice noroeste de la cuenca en temporada de riego (abril-septiembre; Ec. 4.10) y no riego (octubre-marzo; Ec. 4.11) en los años que se obtuvo registro tanto del desagüe D-XIX-6 como de la red de piezómetros (2006-2008):

$$CE_{ALS} \text{ (dS/m)} = 0,50 \cdot CE_{D-XIX-6} \text{ (dS/m)} + 0,16; n = 25; R^2 = 0,32; p < 0,01 \text{ [Ec. 4.10]}$$

$$CE_{ALS} \text{ (dS/m)} = 0,78 \cdot CE_{D-XIX-6} \text{ (dS/m)} - 0,14; n = 29; R^2 = 0,45; p < 0,01 \text{ [Ec. 4.11]}$$

Finalmente, el contenido de sales en el acuífero en el momento inicial y final, necesario para la estimación de los almacenamientos anuales durante el trienio 2006-2008, se obtuvo a partir de la CE media del acuífero mediante técnicas geoestadísticas (Krigado) de los datos de toda la red de piezómetros.

En 2001 y 2005, el almacenamiento de sales en el acuífero se tuvo que estimar a partir de las relaciones entre la masa diaria exportada por el desagüe y la masa de sales contenida en el acuífero en 25 fechas de temporada de no riego del trienio 2006-2008 y con ausencia de precipitaciones en los días anteriores. De esta forma se obtuvo:

$$Aa_S \text{ (kg)} = 11269 + 19,6 \cdot D-XIX-6_S \text{ (kg/día)}; R^2 = 35; p < 0,01 \text{ [Ec. 4.12]}$$

4.2.3. Modelización geoquímica.

Los cálculos de modelización se centraron en el planteamiento de una aproximación de problema inverso en el que, conociendo la composición de las aguas de entrada y salida en el sistema y las fases minerales factiblemente presentes, se pueden deducir las proporciones de mezcla de las aguas implicadas y las transferencias de masa asociadas a los procesos de interacción agua-roca causantes de dicha composición final.

A partir de los volúmenes y masas anuales, se obtuvieron en cada año de estudio las concentraciones medias del agua de lluvia, riego, aportes laterales subterráneos y drenaje a través del desagüe D-XIX-6. Los desbalances de cargas de cada agua promedio utilizada en las simulaciones fueron inferiores al 5 %.

Dada la imposibilidad de abordar muestreos representativos de la concentración del drenaje del suelo de toda la cuenca C-XIX-6, se estimaron concentraciones medias anuales con la ayuda del programa de modelización geoquímica PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999). Mediante este código se simuló mezclas del agua de riego y lluvia según sus aportes anuales y dicha mezcla se concentró según un factor de concentración definido por la proporción entre los aportes de agua de riego más la precipitación y el volumen de drenaje procedente del balance de agua del suelo (D_{BAS}) obtenidos en el capítulo anterior:

$$\text{Factor de Concentración} = (R+P) / D_{BAS} \quad [\text{Ec. 4.13}]$$

El agua resultante y las concentraciones medias anuales de los aportes laterales subterráneos se introdujeron en el programa NETPATH (Plummer *et al.*, 1994), un código de modelización geoquímica específico para la realización de cálculos de balance de masa (modelización inversa). A partir de los datos composicionales de las aguas mencionadas y un conjunto de fases minerales presentes en el sistema, el código obtiene las proporciones de mezcla y la

magnitud de los procesos de disolución/precipitación necesarios para justificar la concentración del agua del desagüe D-XIX-6.

Para la realización del cálculo con NETPATH se introdujeron como elementos químicos implicados en los balances de masas (restricciones) C, S, Cl, Ca, Mg y Na y como fases minerales se consideraron calcita, dolomita, yeso, halita, y CO₂ además del NaX como intercambiador iónico. La validación de los resultados obtenidos se realizó comparando las proporciones de mezcla obtenidas con NETPATH con las deducidas del balance de agua (Capítulo III).

4.2.4. Salinización inducida por el regadío.

Habitualmente la contaminación de las aguas se suele evaluar por la concentración en contaminantes. No obstante, la carga de sales exportada en los retornos de riego es la que modifica la salinidad de los sistemas hídricos que se desee proteger en función de sus proporciones de mezcla. La masa de sales exportada por el regadío estudiado (D_S) fue calculada como la diferencia entre las sales transportadas a través de los flujos hídricos salientes de la cuenca en el desagüe D-XIX-6 y las introducidas en los aportes laterales subterráneos (ALS_S):

$$D_S = D\text{-XIX-6}_S - ALS_S \quad [\text{Ec. 4.14}]$$

No obstante, atendiendo sólo a las masas de sales exportadas, la salinidad “natural” puede enmascarar a la inducida por la gestión de cada regadío. Para comparar el impacto ambiental del regadío estudiado frente a otros con distintas condiciones naturales se calculó el índice de contaminación salina (ICS; Causapé, 2009) que corrige la masa exportada por la conductividad eléctrica del agua de drenaje en época de no riego (CE_{NR}) representativa de la salinidad “natural” de cada regadío.

$$ICS = \frac{D_S}{CE_{NR}} \quad [\text{Ec. 4.15}]$$

4.3. Resultados.

4.3.1. Caracterización hidroquímica.

El agua de lluvia, de muy baja mineralización (0,03 dS/m), es de composición sulfatado-clorurada cálcico-sódica (EMEP, 2009). El agua de riego fue clasificada como bicarbonatada cálcica (Fig. 4.1). Su mineralización (entre 0,33 y 0,38 dS/m) y su relación de absorción de sodio (RAS entre 0,3 y 0,7) fueron bajas, no presentando restricciones de uso para riego (Ayers y Westcot, 1994).

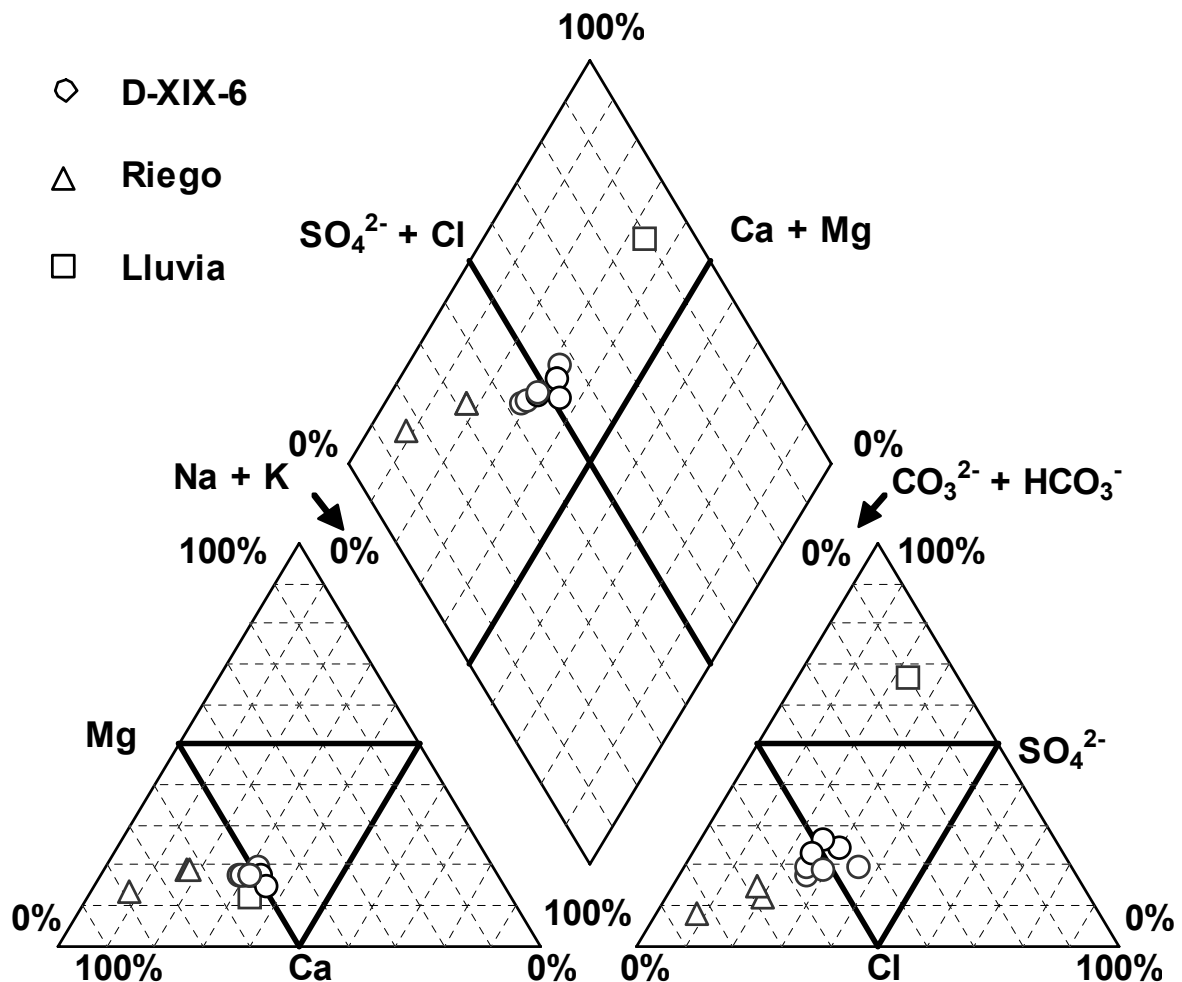


Figura 4.1. Diagrama de Piper-Hill-Langelier con las muestras de agua del desagüe D-XIX-6 (8), Riego (3) y Lluvia (1).

Las aguas de riego y lluvia evolucionaron durante el drenaje hacia aguas bicarbonatadas-cloruradas cálcico-sódicas, incrementando su mineralización y relación de absorción de sodio ($CE_{max}= 1,28$ dS/m; $RAS_{max}= 3,1$) hasta niveles que según Ayers y Westcot (1994) restringen ligeramente su uso para riego.

La evolución química del agua de drenaje está controlada por las pautas de evapoconcentración del agua de riego y lluvia, los materiales que atraviesan los retornos, las reacciones geoquímicas que ocurren, y la actividad antrópica que se ha podido desarrollar (Jalali, 2007).

La relación molar mNa/mCl en las aguas del desagüe varió entre 0,87 y 1,54 con valores superiores a la unidad a excepción de la muestra con mayor CE (Fig. 4.2A). El proceso de disolución de halita incorpora Na y Cl con una relación 1:1, por lo que debe existir una fuente suplementaria de Na para explicar valores mayores a uno. En aguas de baja salinidad, el exceso de Na frente al Cl indica alteración de feldespatos o procesos de intercambio catiónico en el suelo (Nkotagu, 1996; Mahlknecht *et al.*, 2004). Teniendo en cuenta que los feldespatos no son abundantes en los materiales de esta zona el intercambio catiónico de Na reemplazado por Ca-Mg sería la fuente secundaria.

La relación mMg/mCa en las aguas de drenaje osciló entre 0,30 y 0,39, creciente con la salinidad (Fig. 4.2B), por lo que el Ca se incorporó en menor cantidad que el Mg, o bien el Ca salió del sistema acuoso. Estas pautas se pueden relacionar con la disolución de minerales carbonato-sulfatado-clorurado magnesico-cálcicos, procesos de intercambio iónico de Na-Ca (Nkotagu, 1996) o la precipitación de minerales de Ca (Andreo *et al.*, 1999).

La relación $(mMg + mCa)/mHCO_3^-$ en las aguas de D-XIX-6 osciló entre 0,60 y 0,77, incrementándose con la salinidad (Fig. 4.2C), por lo que $mMg + mCa$ se incorpora al agua en mayor proporción que el HCO_3^- (por ejemplo por disolución de yeso, $CaSO_4 \cdot 2H_2O$), o bien el HCO_3^- sale de la solución, pues la sola disolución de carbonatos presentaría una relación de 0,5 (Nkotagu *et al.*, 1996).

La relación mCa/mSO_4^{2-} de las aguas de drenaje se situó entre 2,01 y 3,28, disminuyendo con la salinidad de las aguas (Fig. 4.2D). El yeso es la fuente principal de Ca y SO_4^{2-} , que se liberan con una relación 1:1. Por tanto, una relación $mCa/mSO_4^{2-} > 1$ puede ser indicativa de un aporte de Ca por disolución de carbonatos del agua de lluvia en la zona de captación del agua de riego (materiales carbonatados de la cuenca del río Aragón). La disminución de la relación con la salinidad podría explicarse por la precipitación de calcita (Lorite-Herrera *et al.*, 2008). No obstante, la presencia de otras fases minerales sulfatadas diferentes al yeso empleadas en fertilizantes y productos fitosanitarios de la actividad agrícola podrían incorporar SO_4^{2-} a la solución, llevando a relaciones mCa/mSO_4^{2-} menores a las obtenidas por disolución mineral (Liñan, 2008).

La relación $[(mMg + mCa - mSO_4^{2-} + 0,5 \cdot (Na - Cl))/mHCO_3^-]$ se situó entre 0,47 y 0,58 (Fig. 4.2E). La proximidad de los valores a 0,5 indica que el HCO_3^- puede tener su origen en la disolución de carbonatos, ya que es sólo para proporciones inferiores cuando hay una incorporación de HCO_3^- por disolución de plagioclasas (Nkotagu *et al.*, 1996; Mahlnecht *et al.*, 2004).

Finalmente, $(Mg + Ca - SO_4^{2-} - HCO_3^-)$ vs. $(K + Na - Cl)$ proporciona información acerca del origen del Ca, Mg, Na y K y de la existencia de procesos de intercambio catiónico (Fig. 4.2F). Así, $K + Na - Cl$ representa la cantidad de K + Na proveniente de la disolución de halita principalmente, mientras que $Mg + Ca - SO_4^{2-} - HCO_3^-$ indica la cantidad de Mg + Ca ganado o perdido por disolución/precipitación de yeso, calcita y dolomita (Jalali, 2007).

La situación de las aguas sobre la recta de pendiente -1 es indicativa de que sus concentraciones químicas se explican básicamente con procesos de disolución/precipitación de minerales, mientras que algunas muestras presentan ligeras desviaciones indicando posibles procesos de intercambio catiónico (García *et al.*, 2001; Jalali, 2007).

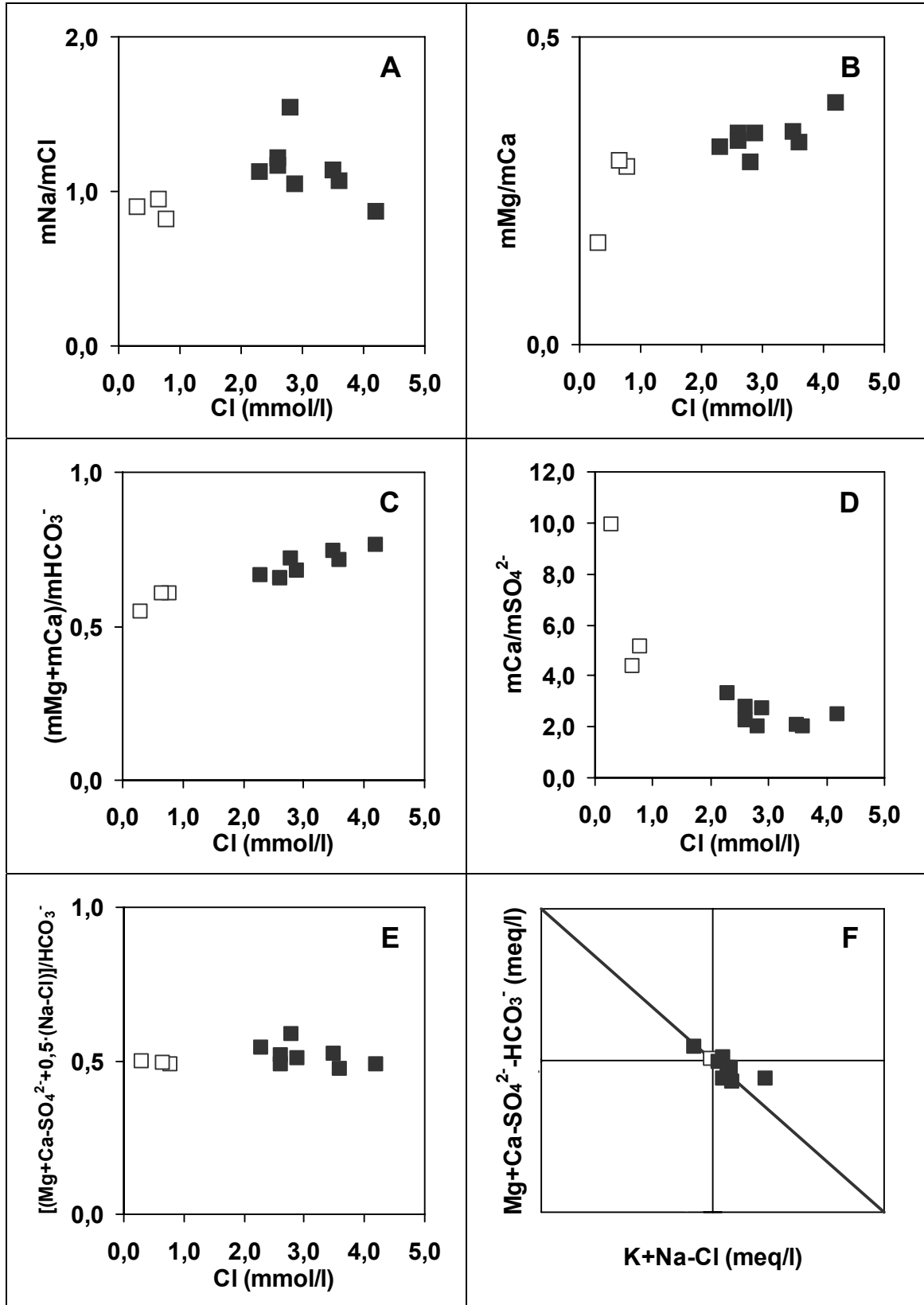


Figura 4.2. Evolución de las relaciones molares (A-E) y diagrama (Mg+Ca-SO₄²⁻-HCO₃⁻) vs. (K+Na-Cl) (F) en las 3 muestras del agua de riego (blanco) y las 8 muestras de agua del desagüe D-XIX-6 (negro).

Los cálculos de especiación-solubilidad realizados muestran que el agua de riego está en equilibrio con calcita, dolomita y a una presión parcial de CO₂ muy cercana a la atmosférica ($\log p\text{CO}_2 = -3.5$; Fig. 4.3). Sin embargo, las aguas de drenaje ya se encuentran claramente sobresaturadas en calcita y dolomita y con una mayor presión parcial de CO₂ ocasionada por su circulación por el subsuelo aumentando su desequilibrio con la atmósfera.

Por otro lado, las aguas analizadas se encuentran subsaturadas en yeso y halita. Su progresiva mineralización sólo incrementa ligeramente sus índices de saturación dada la escasa presencia de estos minerales en el subsuelo de la cuenca C-XIX-6.

Así pues, dadas las relaciones iónicas y los resultados de los cálculos de especiación-solubilidad se puede deducir que en la zona de estudio se está produciendo una precipitación de calcita, como evidencian la presencia de petrocálcicos en los suelos (Lecina *et al.*, 2005), disolución de yeso y halita e intercambios catiónicos con el suelo.

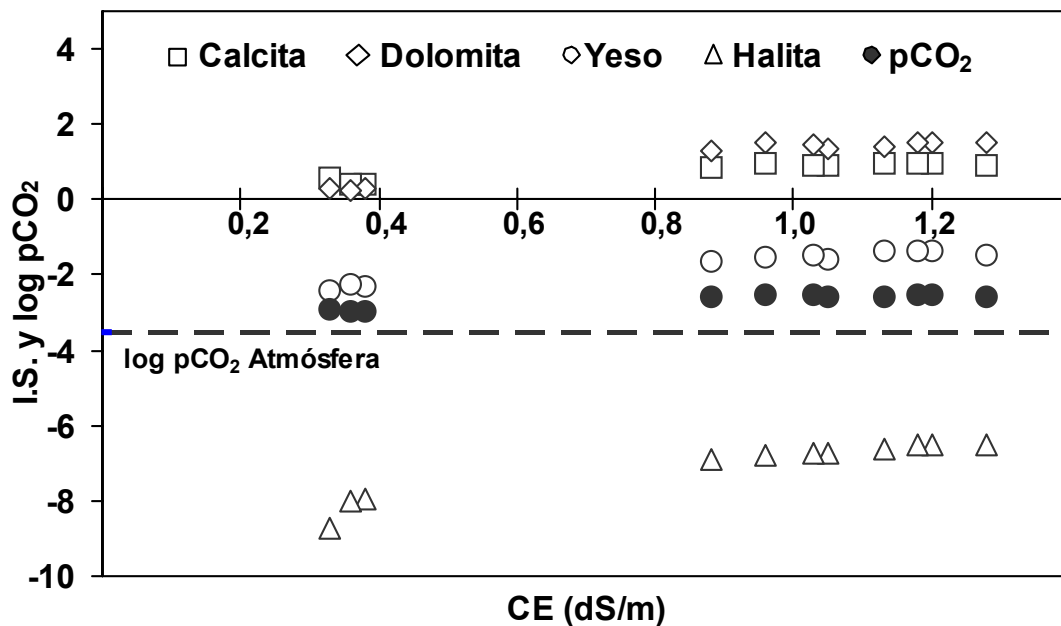


Figura 4.3. Presión parcial de CO₂ ($\log p\text{CO}_2$) e Índices de Saturación (IS) de la calcita, dolomita, yeso y halita en tres muestras de agua de riego y ocho del desagüe D-XIX-6.

4.3.2. Balance salino.

La suma de las masas de los elementos mayores permitió la obtención de balances de sales globales para los cinco años de estudio (Tabla 4.1). El riego y los aportes laterales subterráneos introdujeron la práctica totalidad de sales en C-XIX-6 ya que la lluvia supuso menos del 1 % de las sales introducidas. A pesar de la baja mineralización, la masa de sales introducida con el riego fue similar a la de los aportes laterales subterráneos, de menor volumen pero más concentrados.

La masa de sales exportada a través de D-XIX-6 estuvo condicionada por los volúmenes de riego y la eficiencia con la que fueron aplicados. Los menores volúmenes de riego del período 2005-2008 unido al incremento en la eficiencia de riego (83 %) condicionaron que la masa de sales exportada a través de D-XIX-6 (2,8 t/ha-año) fuese un 63 % inferior al año 2001 (ER= 56%). La menor masa de sales exportada se produjo en 2005 (2,5 t/ha) debido a la fuerte sequía que a su vez produjo un desalajo anual de sales del acuífero de 0,4 t/ha (14 % de las entradas) recuperándose al final del año 2006 cuando el acuífero registró un almacenamiento de sales de 0,5 t/ha.

Tabla 4.1. Volumen de agua y masa de sales en las entradas [precipitación (P_s), riego (R_s) y aportes laterales subterráneos (ALS_s)], salidas (D-XIX-6 $_s$) y almacenamiento en el acuífero (Aa_s) en 2001 y el período 2005-2008.

Año	Balance	Entradas			Salidas	Alm.
		P_s	R_s	ALS_s	D-XIX-6 $_s$	Aa_s
2001	Agua (mm)	526	1139	561	1105	---
	Sales (kg/ha)	49	3224	3120	7631	-138
:	:	:	:	:	:	:
2005	Agua (mm)	211	570	270	359	---
	Sales (kg/ha)	20	1613	1452	2479	-430
2006	Agua (mm)	450	567	332	417	42
	Sales (kg/ha)	42	1604	1769	2786	509
2007	Agua (mm)	372	512	291	469	4
	Sales (kg/ha)	35	1448	1522	3091	-98
2008	Agua (mm)	305	559	291	451	-16
	Sales (kg/ha)	28	1583	1470	2936	-135

El resultado del balance de sales en 2001 fue negativo (-1100 kg/ha-año) indicando que los procesos de disolución predominaron sobre los de precipitación. A pesar de ello, analizando los balances para cada elemento (Tabla 4.2) se detectó que el HCO_3^- arrojó un balance positivo indicando una precipitación de carbonatos (calcita). Para el SO_4^{2-} , Ca, Cl, Na el resultado de sus balances fue negativo indicando la posible disolución de yeso y halita. Las cantidades de Mg y K fueron sensiblemente inferiores al resto de elementos por lo que su interpretación estaría muy condicionada a posibles errores del balance.

En el resto de los años, y en especial en 2005 (climáticamente muy seco), el balance de HCO_3^- fue más alto indicando una mayor proporción de calcita precipitada por la mayor evapoconcentración del agua de riego (incremento del índice de saturación del mineral) a consecuencia del incremento en su eficiencia de aplicación. Durante el período 2005-2008 el resultado del balance de Ca cambió su tendencia a valores positivos indicando que pudo predominar la precipitación de calcita sobre la disolución de yeso. Finalmente, las cantidades disueltas de SO_4^{2-} , Cl y Na, especialmente del año 2005, disminuyeron sensiblemente a consecuencia de una menor disolución de yeso y halita por el menor flujo de drenaje que atravesó el terreno. Con ello, el resultado global del balance de sales del período 2005-2008 pasó a ser positivo (predominio de precipitación sobre disolución) llegando a alcanzar hasta 1036 kg/ha-año en 2005.

Tabla 4.2. Resultados de los procesos de pérdida (precipitación mineral) y ganancia (disolución) de los elementos mayores (DyP) y la suma de ellos en 2001 y el período 2005-2008.

DyP	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl	Ca	Mg	Na	K	Total
----- kg/ha-año -----								
2001	199	-453	-446	-28	-42	-338	7	-1100
:	:	:	:	:	:	:	:	:
2005	885	-44	-58	239	28	-18	6	1036
2006	542	-189	-201	94	-4	-128	5	120
2007	273	-111	-115	59	-3	-95	4	12
2008	475	-110	-114	107	4	-86	5	280

4.3.3. Modelización geoquímica.

Las proporciones de mezcla entre D_{BAS} y ALS obtenidas por NETPATH fueron similares a las calculadas a partir del balance de agua en los cuatro años del período 2005-2008 (Fig. 4.4).

Sin embargo, en 2001 la diferencia fue mayor y posiblemente asociada a la falta de precisión en la estimación de los componentes de los balances asociados a las aguas subterráneas. No obstante, los modelos obtenidos son suficientemente válidos para explicar los procesos geoquímicos del sistema estudiado.

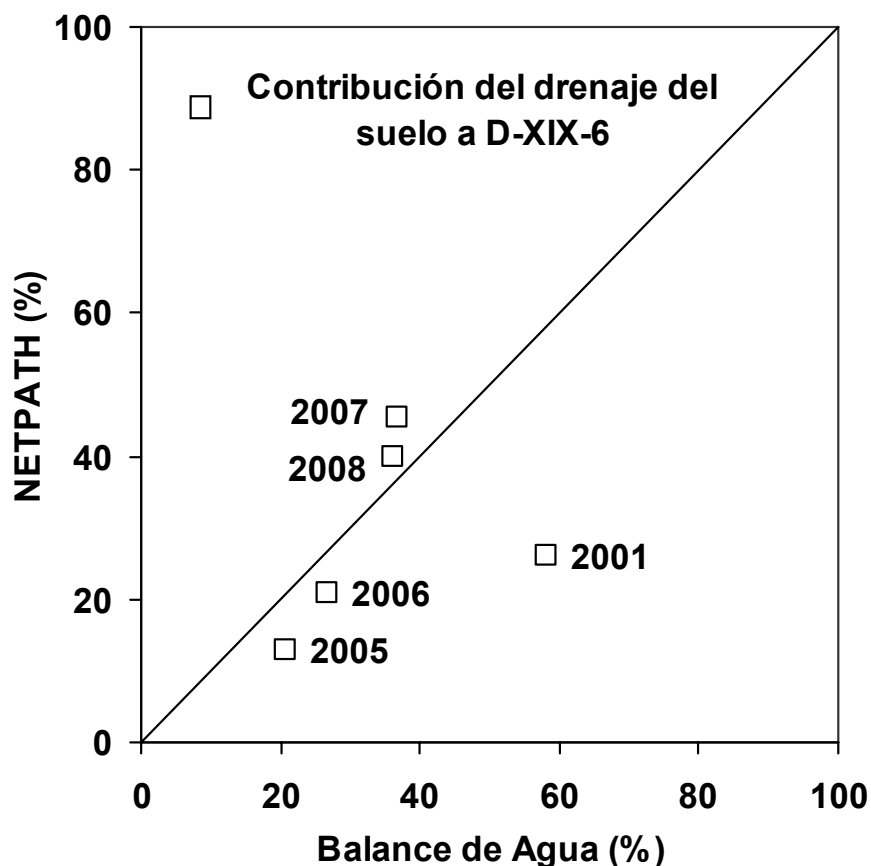


Figura 4.4. Comparación de la contribución del drenaje del suelo de la cuenca al desagüe D-XIX-6 en los cinco años de estudio (2001 y período 2005-2008) según los resultados del balance de agua y los obtenidos con el código NETPATH.

Los resultados obtenidos con el código NETPATH (Tabla 4.3) indican que en todos los años hubo una precipitación de calcita oscilando entre 0,26 mmol/l en 2001 (menor factor de concentración) y 0,89 mmol/l en 2005, año con mayor factor de concentración por la sequía y correspondiente incremento de la eficiencia de riego. Durante el periodo 2006-2008 se produjo un descenso del factor de concentración del agua de drenaje, decreciendo la cantidad de calcita precipitada pero sin llegar a los niveles de 2001.

De los modelos se deduce que hasta en el año 2001, con menores eficiencias de riego, precipita calcita en el perfil edáfico. Este hecho genera petrocálcicos cada vez más potentes que pueden llegar a limitar la profundidad de raíces reduciendo la capacidad de retención de agua de los suelos así como su conductividad hidráulica lo que puede terminar ocasionando graves problemas agronómicos.

Tabla 4.3. Porcentaje de mezcla de precipitación (P)- riego (R) y factor de concentración (Fc) introducido en PHREEQC para obtener la concentración del agua de drenaje del suelo. Proporciones de mezcla entre el drenaje del suelo de la cuenca (D) y los aportes laterales subterráneos (ALS), así como cantidades de calcita, dolomita, yeso, halita, Na, CO₂ obtenidas en el código NETPATH para explicar la concentración del agua de D-XIX-6 a partir del agua de lluvia-riego y su mezcla con ALS durante los cinco años de estudio (2001 y periodo 2005-2008).

Año	PHREEQC			NETPATH						
	P	R	Fc	D/ALS	Calcita	Dolomita	Yeso	Halita	Na	CO ₂
	---%---		---	%	-----mmol/l-----					
2001	32	68	2,1	26 / 74	-0,26	0,24	0,49	1,33	--	0,06
:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:
2005	27	73	11,0	12 / 88	-0,89	--	0,35	0,97	-0,07	-1,20
2006	44	56	8,4	21 / 79	-0,77	--	0,29	0,85	0,01	-0,83
2007	42	58	5,2	45 / 55	-0,76	--	0,29	0,81	0,21	-0,63
2008	35	65	5,2	40 / 60	-0,84	--	0,29	0,81	0,18	-0,86

Para el año 2001, NETPATH proporciona un resultado en el que es posible la disolución de dolomita. Aparentemente este resultado es incoherente con el estado de sobresaturación obtenido para las aguas de riego y del desagüe D-XIX-6 (Fig. 4.3). Este hecho podría justificarse por el paso de las aguas a través del suelo y la incorporación de CO₂ que ocurre únicamente en el modelo de este año de forma que en algún momento el agua hubiese estado subsaturada produciéndose la disolución.

Los resultados del balance indican mayores disoluciones de yeso y halita en 2001 que en el período 2005-2008, ya que en 2001 el drenaje del suelo fue más diluido a consecuencia de la menor eficiencia de riego. Así pues, el incremento de la cantidad de sales exportadas con bajas eficiencias de riego no sólo se debe al mayor volumen de drenaje sino también a la mayor capacidad de disolver sales del agua de drenaje menos concentrada.

En cuanto al sodio, posiblemente afectado por procesos de intercambio catiónico en el suelo, destaca su acumulación en 2005 a consecuencia de la intensa evapoconcentración de las aguas. Este hecho, indica la existencia de episodios de sodificación de los suelos de esta cuenca que podrían ocasionar el deterioro de su estructura motivando problemas de circulación de aire y agua (Abrol *et al.*, 1988).

Actualmente, los resultados parecen indicar que la acumulación puntual de sodio se esté solventando con su lavado durante los años con menores eficiencias de riego. Se deberá tener en cuenta que el posible establecimiento de sistemas de alta eficiencia tendría que ser adecuadamente planificado con remedios a corto-medio plazo a fin de evitar la sodificación de los suelos.

En resumen, los modelos obtenidos con NETPATH son coherentes con las relaciones elementales del agua del desagüe D-XIX-6 así como con los resultados de los balances de masas de cada elemento desarrollados anualmente en la cuenca C-XIX-6.

4.3.4. Salinización inducida por el regadío.

La baja salinidad de los materiales geológicos de C-XIX-6 (Fig. 3.6) propició bajas-moderadas salinidades de las aguas de drenaje y de las masas de sales exportadas por el regadío (Tabla 4.4).

El incremento en la eficiencia de riego propició una mayor evapoconcentración del drenaje (menor masa de sales pero también en mucho menor volumen de agua) de forma que en 2001 se presentaron las menores concentraciones salinas (829 mg/l) incrementándose en 2005 y 2006 hasta su valor máximo (1196 mg/l). El ligero descenso de la eficiencia de riego en 2007 y 2008 (Tabla 4.4) propició que los retornos estuvieran menos concentrados (881 y 916 mg/l respectivamente) pero sin llegar a la salinidad registrada en 2001 ya que la eficiencia de riego de estos últimos años de estudio fue sensiblemente superior.

Tabla 4.4. Eficiencia de riego (ER), volumen de drenaje asociado a C-XIX-6 (D), masa de sales asociada al drenaje (D_s), concentración del drenaje asociado a la cuenca (D_s/D), Conductividad Eléctrica de D-XIX-6 en época de no riego (CE_{NR}) e índice de contaminación salina (ICS) de C-XIX-6 en los años 2001 y el período 2005-2008.

Año	ER	D	D_s	D_s/D	CE_{NR}	ICS
	%	mm	t/ha	mg/l	dS/m	t/ha·dS/m
2001	56	544	4,5	829	1,05	4,3
:	:	:	:	:		:
2005	89	89	1,0	1154	1,05	1,0
2006	84	85	1,0	1196	1,05	1,0
2007	82	178	1,6	881	1,05	1,5
2008	78	160	1,5	916	1,05	1,4

El incremento en la eficiencia de riego propició que la masa de sales exportada descendiese de los 4,5 t/ha de 2001 a entre 1,0 y 1,6 del periodo 2005-2008. La masa de sales exportada en 2001 fue del mismo orden a las medidas por Causapé *et al.* (2004b) en otras dos pequeñas cuencas de la misma comunidad de regantes (4,7 y 3,4 t/ha·año) o por Duncan *et al.* (2008) en regadíos

de EEUU con eficiencias de riego bajas-moderadas (en torno al 50 %). Asimismo también fueron del mismo orden a las medidas por Roman *et al.* (1999) y Caballero *et al.* (2001) en dos parcelas experimentales de Madrid (5,2 y 3,9 t/ha-año) más salinas ($CE_{NR} = 9,7$ y $12,9$ dS/m) pero con mayores eficiencias (ER= 73 y 82 %).

Otros regadíos mucho más salinos del valle medio del Ebro ($CE_{NR} = 8,4$ dS/m; Tedeschi *et al.*, 2001) y Australia ($CE_{NR} = 14,8$ dS/m; Duncan *et al.*, 2008) exportan una mayor cantidad de sales (13,5 y 11,4 t/ha-año) a pesar de tener eficiencias de riego mayores (85 y 88 %, respectivamente). Y si atendemos a los datos de regadíos yesíferos del valle medio del Ebro ($CE_{NR} = 1,8$ dS/m; Isidoro *et al.*, 2006a) con bajas-moderadas eficiencias de riego (48 %) podemos encontrar que llegan a exportar quince veces más de sales que la cuenca C-XIX-6 tras los cambios de gestión del regadío.

El cálculo del ICS, que evalúa la contaminación inducida por los regadíos con independencia de su salinidad natural, nos indica que en la cuenca C-XIX-6 descendió tras los cambios en la gestión del regadío de 4,3 t/ha-año-dS/m en 2001 a entre 1 y 1,5 t/ha-año-dS/m del periodo 2005-2008.

Los ICS de C-XIX-6 tras los cambios de gestión son ligeramente superiores o del mismo orden a los registrados en parcelas experimentales de Madrid (0,4 t/ha-año-dS/m) o regadíos eficientemente regados del valle medio del Ebro (1,6 t/ha-año-dS/m). Sin embargo, son inferiores a los presentados en regadíos de EEUU (1,9 t/ha-año-dS/m), en dos pequeñas cuencas de su misma comunidad de regantes (3,2 y 7,5 t/ha-año-dS/m), o en otros regadíos del valle medio del Ebro (11,4 t/ha-año-dS/m) con bajas-moderadas eficiencias de riego (en torno al 50 %).

Así pues, el cambio en la gestión de riego provocó un incremento de la salinidad del drenaje pero un descenso de la masa de sales exportada de tal forma que el índice de contaminación salina descendió en torno a un 70 % alcanzando valores del mismo orden a los presentados en modernos regadíos bien gestionados.

4.4. Conclusiones.

Los aportes hídricos, en su transcurrir por la cuenca C-XIX-6 sufrieron una moderada mineralización que no compromete su posterior uso para el riego ($CE_{\max} = 1,28$ dS/m; $RAS_{\max} = 3,1$).

Las diferentes relaciones elementales del agua de drenaje, los resultados del balance de masas y los modelos geoquímicos obtenidos indican que se está produciendo la precipitación de calcita, disolución de yeso y halita, y, en menor proporción, procesos de intercambio catiónico entre el agua y el suelo.

Estos resultados son coherentes con los obtenidos mediante los cálculos de especiación-solubilidad de las aguas de drenaje que se encuentran sobresaturadas en minerales carbonatados (calcita y dolomita), y subsaturadas en yeso y halita, con índices de saturación mayores que los del agua de riego.

Los cambios en la gestión del regadío incrementaron la salinidad del agua de drenaje un 25 % pero redujeron la masa de sales exportada un 72 %, efectos que se intensificaron con la sequía de 2005 cuando los cálculos geoquímicos indican una mayor precipitación de calcita (0,89 mmol/l) y una ligera acumulación de sodio en el suelo por intercambio catiónico (0,07 mmol/l).

Con todo, el índice de contaminación salina descendió en torno a un 70 % alcanzando valores del mismo orden a los presentados en modernos regadíos bien gestionados lo que indica que los cambios de gestión introducidos por la comunidad de regantes han sido eficaces.

En relación a las sales, la génesis de petrocálcicos y la puntual sodificación de los suelos pueden llegar a constituir un problema agroambiental para este regadío que se acrecentaría ante un futuro escenario de modernización con un inadecuado manejo del riego y del drenaje.

REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS MEDIANTE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DEL REGADÍO

Resumen

La contaminación por nitratos es un grave problema ambiental sin resolver que se plantea la agricultura del siglo XXI, con una seria dificultad para su control y asignación a un determinado territorio que debe afrontarse en base a estudios de regadíos reales. El objetivo de este capítulo es analizar la evolución de la contaminación por nitratos en relación a los cambios de gestión de un regadío tradicional.

Para ello, se efectuó el seguimiento y balances anuales de nitrógeno de la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el periodo 2005-2008 analizando la evolución de un índice de contaminación por nitratos que relaciona la masa de nitratos exportada respecto a las necesidades de fertilización de un determinado regadío.

Los resultados muestran que aunque por el cambio del patrón de cultivos hubo una reducción del 33 % en el nitrógeno aportado con la fertilización, las dosis aplicadas siguen siendo en torno al doble de sus necesidades. Los cambios en la gestión del regadío redujeron a la mitad las masas de nitrato exportadas y un 24 % el índice de contaminación por nitratos, que a pesar de ello todavía presenta niveles en torno al doble de los registrados en modernos regadíos.

Por tanto, aunque los cambios de gestión del riego introducidos por la comunidad de regantes han sido eficaces, es necesario un mayor esfuerzo en adecuar la fertilización nitrogenada a las necesidades de los cultivos.

5.1. Introducción.

La contaminación por nitratos es el principal problema ambiental sin resolver que plantea la agricultura del siglo XXI. Los elevados consumos de agua y fertilizantes en relación a las necesidades de los cultivos provocan un excesivo lavado del nitrato presente en el suelo, que finalmente acaba en acuíferos y ríos contaminando sus aguas.

Los primeros trabajos de nitrógeno en agricultura se orientaban a desarrollar estrategias de fertilización para aplicar menores dosis de abonos y optimizar su uso (visión agronómica). Posteriormente, se comenzó a cuantificar las pérdidas de nitrógeno en el agua de drenaje de experimentos controlados, no sólo con el propósito de desarrollar estrategias de riego y fertilización, sino también para minimizar el lixiviado de nitrato (visión agro-ambiental).

Delimitar el origen de la contaminación por nitratos del entorno agrario es una difícil labor al tratarse de una importante fuente de contaminación difusa, lo que implica un serio problema para el control y asignación de la contaminación a un determinado territorio, que podría resolverse en parte mediante el seguimiento de cuencas hidrológicas.

Por ello, aunque los estudios en lisímetros o parcelas controladas son una buena herramienta de experimentación, es necesario ampliar la escala y analizar los factores más influyentes de la contaminación por nitratos en zonas regadas “reales”. Más interesantes aún resultan los trabajos de investigación si recogen información plurianual, donde es posible analizar los efectos que cambios climáticos y agronómicos tienen sobre el aprovechamiento de nitrógeno y la contaminación por nitrato que generan.

Así pues, el objetivo de este capítulo es analizar la evolución de la contaminación por nitratos en relación a los cambios agronómicos de la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el periodo 2005-2008.

5.2. Metodología.

5.2.1. Análisis agronómico.

Para analizar la evolución agronómica durante los años de estudio (2001 y periodo 2005-2008) se realizaron encuestas anuales a cada agricultor de la cuenca C-XIX-6 preguntándoles acerca del tipo de fertilizante, fechas y dosis aplicadas, datos necesarios para analizar el manejo y calcular el nitrógeno aplicado (Anexo 5.1).

Adicionalmente, se estimaron las necesidades de fertilización nitrogenada en base a las producciones medias de la zona (GA, 2009b) y a las extracciones unitarias de nitrógeno obtenidas de Orús y Sin (2006) excepto para las leguminosas (alfalfa y guisante) que por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico fueron consideradas nulas.

Tabla 5.1. Extracciones unitarias de nitrógeno (Orús y Sin, 2006) y producciones medias del área de estudio (GA, 2009b) por los cultivos.

Cultivo	Extracciones	Producción
	Kg N / t _{producción}	t/ha
Maíz	28	8,7
Cereal de Invierno	25,6	4,3
Girasol	50	1,6
Hierba	4,5	28,3
Puerro	3,9	18,6

Finalmente, a partir de las necesidades de fertilización nitrogenada (NF) y del nitrógeno aplicado (NA) se estimó el índice de aplicación del nitrógeno (IAN) como:

$$IAN = \frac{NF}{NA} \cdot 100 \quad [\text{Ec. 5.1}]$$

5.2.2. Balance de nitrógeno.

Se efectuó un balance de nitrógeno en la cuenca C-XIX-6 durante los cinco años de estudio (2001 y periodo 2005-2008). Para ello, se asignaron concentraciones a los distintos componentes del balance hídrico excepto a la evapotranspiración, que se asumió agua pura, y al agua almacenada en el suelo, por su difícil cuantificación y escasa contribución al balance de agua (Capítulo III). Además, se consideraron otros componentes del ciclo del nitrógeno no relacionados con el agua resultando la siguiente ecuación del balance:

$$\begin{aligned} & \text{Entradas (E}_N\text{)} - \text{Salidas (S}_N\text{)} - \text{Almacenamiento (A}_N\text{)} = \text{Error} \\ & (P_N + R_N + \text{ALS}_N + N_{\text{dep}} + \text{NA} + N_{\text{fij}}) - (\text{D-XIX-6}_N + \text{EN} + N_{\text{vol}} + N_{\text{des}}) - (\text{Aa}_N) = \text{Error} \quad [\text{Ec. 5.2}] \end{aligned}$$

donde las entradas de nitrógeno por precipitación (P_N), riego (R_N), aportes laterales subterráneos (ALS_N), deposición atmosférica (N_{dep}), nitrógeno aplicado con la fertilización (NA), fijación simbiótica (N_{fij}), menos las salidas de nitrógeno en el desagüe (D-XIX-6_N), extracciones de los cultivos (EN), volatilización (N_{vol}) y desnitrificación (N_{des}) menos el almacenamiento de nitrógeno en el acuífero (Aa_N) es igual al error del balance.

Para simplificar el balance y abaratar costes, la única forma de nitrógeno analizada en los componentes relacionados con el balance de agua fue el nitrato, asumiendo que todo el nitrógeno se encuentra en esta forma, ya que según Causapé (2004), constituye el 98 % del nitrógeno total de las aguas en la zona de estudio. El producto de los volúmenes obtenidos en el balance de agua (Capítulo III) por sus concentraciones constituyó la masa de nitrógeno asociada a cada componente hídrico.

La concentración del agua de lluvia se obtuvo de los valores medios del período 1988-2000 registrados por la estación que la red de European Monitoring and Evaluation Program (EMEP, 2009) tiene en Logroño mientras que la de riego se consideró la media de 3 muestras de agua tomadas en el Canal de Bardenas.

Por su mayor variabilidad, la concentración del agua del desagüe D-XIX-6 a la salida de su cuenca hidrológica fue medida diariamente a partir de muestras colectadas con un tomamuestras automático (ISCO 3600) y posteriormente analizadas en laboratorio (Autoanalyzer AA3; Anexo 5.2).

En cuanto al nitrógeno en los aportes laterales subterráneos, la concentración fue obtenida desde 2006 del muestreo mensual del sondeo situado en el vértice noroeste de la cuenca, área de entrada del flujo subterráneo (Fig 3.4). En los años sin la red de sondeos se consideró o bien la masa de nitrógeno estimada por Causapé *et al.* (2004b; para el caso de 2001) o la media de los tres años siguientes (para el caso de 2005).

El contenido de nitrógeno en el acuífero, en los momentos inicial y final, necesario para la estimación de los almacenamientos anuales durante el trienio 2006-2008 se obtuvo a partir de la concentración media del acuífero mediante técnicas geoestadísticas (Krigado) aplicadas a los datos de toda la red de piezómetros (Fig. 3.4; Anexo 5.2). En 2001 y 2005, el almacenamiento de nitrógeno en el acuífero se tuvo que estimar de las relaciones entre la masa diaria de nitrógeno exportada por el desagüe y la masa contenida en el acuífero en 25 fechas de temporada de no riego del trienio 2006-2008 y con ausencia de precipitaciones en los tres días anteriores.

$$Aa_N (\text{kg}) = 443,7 + 25,5 \cdot D\text{-XIX-}6_N (\text{Kg/día}); R^2 = 36; p < 0,01 \quad [\text{Ec. 5.3}]$$

Respecto al resto de componentes no asociados al balance de agua, para el nitrógeno procedente de deposición atmosférica seca se aplicó una tasa anual de 10 kg N/ha-año, calculada por Sanz *et al.* (2002) en áreas mediterráneas.

El nitrógeno aplicado con los fertilizantes se obtuvo de las encuestas de abonado anuales realizadas a los agricultores de cada parcela.

Para el nitrógeno aportado con la fijación simbiótica de leguminosas (alfalfa y guisante), se asumió que estas plantas fijaron de la atmósfera el nitrógeno necesario para su adecuado desarrollo, estimado como sus extracciones que al igual que para el resto de cultivos fueron calculadas a partir de las extracciones unitarias (Orús y Sin, 2006) y las producciones anuales facilitadas por los agricultores para cada parcela.

Para cuantificar el nitrógeno volatilizado se siguieron las recomendaciones de la bibliografía (Baker *et al.*, 2001; Sanz-Cobena *et al.*, 2008; Ventura *et al.*, 2008) que lo estiman en un 10 % de los fertilizantes aplicados en forma amoniacal y que se obtuvo de las encuestas de abonado.

Finalmente, la tasa de desnitrificación fue considerada nula por las buenas condiciones de permeabilidad y facilidad de aireación en los suelos de la cuenca (Isla y González, 2006).

La diferencia entre las entradas, salidas y almacenamiento de nitrógeno en el acuífero constituyen el error de los balances. Este error se cuantificó porcentualmente como el desbalance calculado según la ecuación:

$$\text{Desbalance (\%)} = [(E_N - S_N - A_N) / (E_N + S_N + A_N)] \cdot 200 \quad [\text{Ec. 5.4}]$$

A los pequeños errores del balance de agua (Capítulo III) se unirán los errores asociados a las estimaciones de cada componente del balance de nitrógeno y a los componentes no tenidos en cuenta.

Así pues, la consideración de que todo el nitrógeno contenido en las aguas está en forma de nitrato, la consideración de un régimen estacionario anual en el contenido de nitrógeno en el suelo, o la incertidumbre asociada a la información obtenida en las encuestas son algunas fuentes importantes de error por lo que desbalances inferiores al 10 % son considerados como aceptables en este tipo de estudios.

5.2.3. Contaminación de nitratos inducida por el regadío.

Aunque la legislación medioambiental vigente se establece en base a la concentración de nitrato de las aguas, la contaminación de nitratos inducida por el regadío se evaluó en base a la masa de nitrato que exporta, que en definitiva es la que incrementa la concentración de los sistemas hídricos que se desea proteger.

Así pues, la masa de nitrato exportado por el regadío estudiado (D_N) se calculó como la diferencia de la masa que circuló por el desagüe menos la masa de nitrato introducida en los aportes laterales subterráneos que simplemente circuló a través de la cuenca.

$$D_N = D - \text{XIX-6}_N - \text{ALS}_N \quad [\text{Ec. 5.5}]$$

Sin embargo, la masa de nitrato exportada esta 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) propuesto por Causapé (2009)

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 de fertilización nitrogenada del área a evaluar.

$$\text{ICN} = \frac{D_N}{\text{NF}} \quad [\text{Ec. 5.6}]$$

5.3. Resultados.

5.2.1. Análisis agronómico.

El maíz fue con 243 kg N/ha-año el cultivo con las mayores necesidades de fertilización, seguido de la hierba (ray-grass o festuca) con 128 kg N/ha-año y el cereal de invierno (trigo o cebada) con 111 kg N/ha-año. Las necesidades de nitrógeno del girasol y el puerro se situaron en 78 y 73 kg N/ha-año.

Según las encuestas, las prácticas de fertilización nitrogenada no variaron significativamente durante los años de estudio. Las mayores dosis se aplicaron al maíz (420 kg N/ha; CV= 17%) en forma de abonos complejos sólidos en presembrado con contenidos entre el 8 y el 19,% de nitrógeno que supusieron un 20 % del nitrógeno total aplicado. Posteriormente dos aportaciones de cobertera: la primera en junio con urea (46 % de N) que contribuyó en un 65 % al nitrógeno total aplicado, y la segunda en julio-agosto con abono líquido N-32 distribuido con el agua de riego, que supuso un 15 % de nitrógeno total aplicado.

Al cereal de invierno se le aplicaron dosis sensiblemente inferiores (162 kg N/ha de media; CV= 40 %) con una única aplicación de cobertera (83 % del nitrógeno total aplicado) en forma de urea (46 % de N) o en menor medida como nitrato amónico (33 % de N).

Es destacable que la alfalfa, siendo una leguminosa y por tanto sin necesidades de fertilización nitrogenada, recibió dosis medias de 61 kg N/ha (CV= 91 %) en forma de varias aplicaciones de abonos complejos de bajo contenido en nitrógeno a lo largo de la primavera.

Sin entrar en detalles de la fertilización nitrogenada de los otros cultivos minoritarios (girasol, hierba, puerro y guisante) se puede resumir que un 68 % del nitrógeno aportado con la fertilización nitrogenada se aplicó como urea, un 21 % como abonos complejos, un 6 % como N-32 y un 3 % como nitrato amónico.

Durante los cinco años de estudio y en todos los cultivos el fertilizante aplicado fue superior a las necesidades de los cultivos (Fig. 5.1). En 2001, con la mayor superficie de maíz, fue el año con mayores necesidades de fertilización de la cuenca (113 kg N/ha) y mayor nitrógeno aplicado (187 kg N/ha), del cual el 85 % correspondió al maíz.

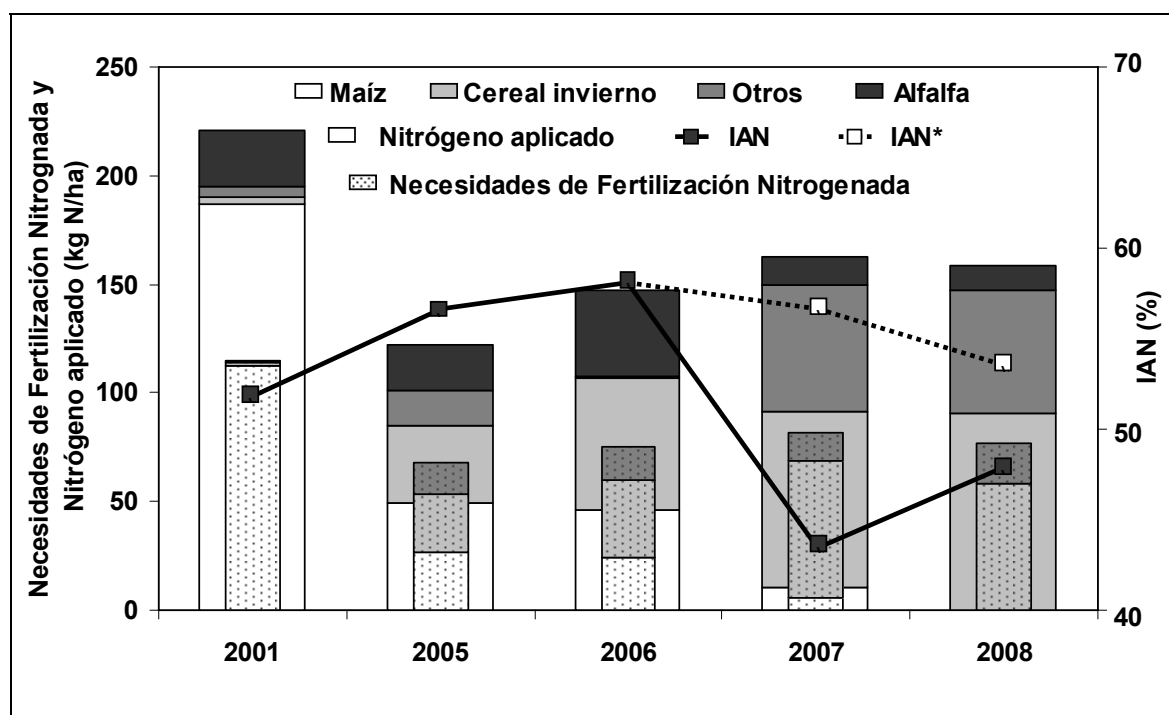


Figura 5.1. Necesidades de fertilización nitrogenada (punteado) y nitrógeno aplicado por los agricultores (sólido) en la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el periodo 2005-2008. Índice de aplicación de nitrógeno (IAN) considerando toda la cuenca C-XIX-6 y sin considerar dos parcelas con excesivamente altas dosis de fertilización (IAN*).

La sequía de 2005 condicionó una distribución de cultivos con un 8 % de barbecho y más cereal de invierno a costa de maíz provocando un descenso en las necesidades de fertilización del 41 % (68 kg N/ha) y consecuentemente de la aplicación de nitrógeno (122 kg N/ha). La normalización climática del periodo 2006-2008 conllevó un ligero incremento de las necesidades de fertilización (en torno a 78 kg N/ha) aunque la superficie de maíz continuó descendiendo junto a la de alfalfa, si bien el cereal de invierno creció y se convirtió en el cultivo con mayores aportes llegando a constituir el 57 % del nitrógeno aplicado en la cuenca en 2008.

La alfalfa, a pesar de ser una leguminosa, fue fertilizada con aportes significativos que oscilaron entre el 27 % del nitrógeno aplicado en 2006 y el 7 % de 2008. Ello contribuyó a que el índice de aplicación de nitrógeno medio de la cuenca fuese bajo (52 %) y sensiblemente inferior al de los cultivos principales (cereal de invierno y maíz). Entre ellos, el cereal de invierno con un índice de aplicación del nitrógeno del 77 % fue mejor fertilizado que el maíz (IAN= 60 %) al que se aplicaron dosis excesivamente altas para sus necesidades.

La sequía de 2005 y su efecto en 2006 con bajas reservas hídricas iniciales a disposición de los regantes (Fig. 3.3), condicionaron los máximos índices de aplicación de nitrógeno (57 %) mientras que en 2007 (IAN= 45 %) y 2008 (IAN= 48 %) se presentaron los índices más bajos. No obstante 2007 y 2008 estuvieron condicionados por las elevadas dosis aplicadas a una parcela de hierba (960 kg N/ha) y a otra de puerro (475 kg N/ha). Sin estas dos parcelas, el menor índice de aplicación de nitrógeno se presentó en 2001 (52 %), precisamente el año de menor eficiencia de riego.

Otros regadíos por inundación con similares cultivos regados también por inundación (Causapé *et al.*, 2004b; Isidoro *et al.*, 2006b) presentaron índices de aplicación de nitrógeno del mismo orden (47-55 %) a los obtenidos en C-XIX-6 (52 %). En cambio, regadíos presurizados donde se practica el fertirriego posibilitando menores dosis y más fraccionadas presentaron índices de aplicación del nitrógeno de hasta el 80 % (Cavero *et al.*, 2003; Causapé *et al.*, 2004b).

Así pues, a pesar de los cambios en la gestión del riego y las oscilaciones en los precios de abonos y productos agrarios (INE, 2009), las prácticas de fertilización nitrogenada en la cuenca C-XIX-6 no han variado significativamente en los años de estudio identificando como principales manejos inadecuados las excesivas dosis aplicadas al maíz (70 % superiores a sus necesidades) y la aportación de 61 kg N/ha-año a la alfalfa cuando las recomendaciones dadas por el Gobierno de Aragón en su código de buenas prácticas agrarias (BOA, 1997) tan sólo son de 30 kg N/ha únicamente el año de su implantación.

5.2.2. Balance de nitrógeno.

La fertilización nitrogenada es el componente que mayor cantidad de nitrógeno aportó a la cuenca C-XIX-6 en los cinco años de estudio (Tabla 5.2). Sorprendentemente, 2001, cuando se aplicaron las mayores dosis de fertilización nitrogenada (221 kg N/ha), presentó el menor aporte porcentual respecto al total de las entradas (54 %; 2005-2008: 78 % de las entradas) debido a los elevados aportes laterales subterráneos (34 % de las entradas; 2005-2008: 5 % de las entradas).

Tabla 5.2. Entradas [E_N : lluvia (P_N), riego (R_N), aportes laterales subterráneos (ALS_N), fertilización (FN), deposición atmosférica (N_{dep}), fijación simbiótica (N_{fij})], salidas [S_N : desagüe D-XIX-6 ($D-XIX-6_N$), extracciones de los cultivos (EN), volatilización (N_{vol})] y almacenamiento [A_N : almacenamiento en el acuífero (Aa_N)] de nitrógeno en la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el periodo 2005-2008.

		2001	..	2005	2006	2007	2008
		Kg N/ha·año					
ENTRADA	P_N	3	..	1	3	2	2
	R_N	5	..	3	3	2	3
	ALS_N	139	..	10	15	8	6
	FN	221	..	121	146	162	159
	N_{dep}	10	..	10	10	10	10
	N_{fij}	30	..	16	21	14	13
SALIDA	$D-XIX-6_N$	240	..	59	59	67	56
	EN	151	..	87	117	102	91
	N_{vol}	14	..	8	12	13	14
Almacenamiento Acuífero		-3	..	-3	4	2	-3
E_N-Σ Entradas		408	..	160	197	199	192
S_N-Σ Salidas		406	..	154	188	183	161
A_N-Almacenamiento		-3	..	-3	4	2	-3
Error (E_N-S_N-A_N)		6	..	9	5	14	34
Desbalance (%)		1	..	6	3	7	19

Durante el periodo 2005-2008 la fertilización nitrogenada (147 kg N/ha-año) supuso la mayor contribución de nitrógeno entrante a la cuenca (79 %) en parte asociado a una sensible disminución en los aportes laterales subterráneos.

El resto de componentes de entrada fue muy inferior destacando el 8 % de la fijación simbiótica de la alfalfa, el 4 % en la deposición seca de nitrógeno atmosférico y tan sólo el 1 % del riego y de la lluvia con variaciones anuales equivalentes al volumen de sus aportes hídricos.

En cuanto a las salidas, el nitrógeno exportado a través del desagüe D-XIX-6 fue el componente de mayor contribución en 2001 (59 % de las salidas) exportando 240 kg N/ha, si bien, un 58 % de este nitrógeno fue introducido con los aportes laterales subterráneos y simplemente circuló a través de la cuenca.

De 2005 en adelante, la masa de nitrógeno exportada en el drenaje se redujo a una cuarta parte (entre 56 kg N/ha-año de 2008 y 67 kg N/ha-año de 2007) y las extracciones de los cultivos pasaron a ser el principal componente de salida (58 % de media). Las pérdidas por volatilización fueron el componente de menor importancia, suponiendo tan sólo el 6 % de las salidas (entre 8-14 kg N/ha-año).

Finalmente, la variación de nitrógeno en el acuífero durante un año hidrológico tan sólo supuso en torno al 2 % del nitrógeno que interviene en los balances anuales suponiendo almacenamientos o desalojos anuales según las características hidrológicas de los años de estudio.

Del resultado final de los balances anuales se puede deducir que el nitrógeno que interviene en el balance de 2001 fue más del doble del que intervino en los años 2005-2008. Además, a excepción de 2008, las entradas de nitrógeno en el balance se ajustaron a las salidas obteniendo desbalances inferiores al 10 %.

En 2008 la cosecha de cereal de invierno, cultivo mayoritario, fue un 20 % inferior a lo esperado, con lo cual, parte del nitrógeno de la fertilización no tomado por los cultivos pudo quedar acumulado en el suelo incrementando el error asociado a este año.

Respecto a los desbalances calculados destaca que todos los años son positivos con lo cual podrían estar asociados a una sobreestimación de las entradas o subestimación de las salidas.

En este sentido, la fijación simbiótica de la alfalfa podría estar sobrestimada ya que la alfalfa no fijaría nitrógeno hasta tener necesidad de ello después de consumir el que se le aplica con la fertilización (Orús y Sin, 2006). Por otro lado, la no cuantificación del nitrógeno contenido en las aguas en formas distintas al nitrato contribuyó a los desbalances positivos.

No obstante, los desbalances calculados se consideran suficientemente aceptables para las exigencias de este tipo de trabajo dando fiabilidad a la cuantificación de cada componente del balance lo que permite analizar con suficiente consistencia la evolución de la contaminación por nitratos inducida por el regadío estudiado.

5.2.3. Contaminación de nitratos inducida por el regadío.

La masa de nitrato exportada de la cuenca durante el periodo 2005-2008 (51 kg N-NO₃⁻/ha-año) se redujo a la mitad de 2001 (101 kg N-NO₃⁻/ha-año). Esta reducción estuvo condicionada por una disminución del 34 % en las necesidades de fertilización y por el incremento del 30 % en la eficiencia de riego (Tabla 5.3) de forma que disminuyó tanto el contenido de nitrato en el suelo como los flujos de drenaje que lo lixiviaron.

Tabla 5.3. Eficiencia de riego (ER), volumen de drenaje asociado a C-XIX-6 (D), masa de nitrato asociada al drenaje (D_N), concentración del drenaje asociado a la cuenca (D_N/D), necesidades de fertilización nitrogenada (NF) e índice de contaminación por nitratos (ICN) de C-XIX-6 en los años 2001 y el periodo 2005-2008.

Año	ER	D	D _N	D _N /D	NF	ICN
	%	mm	Kg N-NO ₃ ⁻ /ha-año	mg NO ₃ ⁻ /l	Kg N/ha	--
2001	56	544	101	82	115	0,88
:	:	:	:	:		:
2005	89	89	49	244	68	0,72
2006	84	85	44	229	75	0,59
2007	82	178	59	147	82	0,72
2008	78	160	50	138	77	0,65

Las necesidades de fertilización junto a la eficiencia de riego, condicionaron la concentración del drenaje asociado a la cuenca. Así, el año 2001, con las mayores necesidades de fertilización (115 kg N/ha-año) y menores eficiencias de riego (56 %), presentó la menor concentración de nitrato (82 mg/l), mientras que en el periodo 2005-2008, con menores necesidades de fertilización (75 kg N/ha-año) y mayores eficiencias de riego (83 %) presentó el doble de concentración (176 mg/l de media).

La variabilidad de las masas anuales exportadas para el periodo 2005-2008 (CV=13 %) fue muy inferior que para el total de los años estudiados (CV= 38 %) debido a la homogeneidad de la eficiencia de riego de los últimos cuatro años. No obstante, cabe destacar que 2007 y 2008 drenaron el doble de agua que 2005 y 2006 lo que provocó un incremento en la masa exportada y un drenaje más diluido (Tabla 5.3).

Realmente, desde 2005 se ha detectado un descenso continuado en la concentración de nitrato que puede indicar el progresivo lavado del nitrato residual de años anteriores cuando el aporte de nitrógeno en la fertilización era superior.

Las masas exportadas en C-XIX-6 durante 2001 (101 kg N-NO₃⁻/ha-año) fueron comparables a las exportadas en otros regadíos con eficiencias de riego en torno al 50 % (Causapé *et al.*, 2004b; Isidoro *et al.*, 2006b) mientras que durante el periodo 2005-2008 las masas exportadas disminuyeron hasta niveles cuantificados en otros regadíos con eficiencias de riego por encima del 70 % (Cavero *et al.*, 2003; Bustos *et al.*, 2006). No obstante, en estos últimos regadíos las necesidades de fertilización fueron de dos a tres veces superiores a las de C-XIX-6.

La relación entre la masa exportada y las necesidades de fertilización otorgaron el mayor índice de contaminación por nitratos a 2001 (ICN= 0,88) que se redujo una media del 24 % (ICN= 0,67) durante el periodo 2005-2008.

Analizando las medias móviles anuales (Fig. 5.2) se detectó un descenso brusco a partir de 2001 tanto en las necesidades de fertilización como en la masa de nitrato exportado, si bien el descenso en las necesidades de fertilización se hace mucho más suave a partir de 2005 mientras que la masa de nitrato exportada comienza a estabilizarse un año más tarde poniendo de manifiesto un cierto desfase temporal existente entre el nitrógeno aplicado con la fertilización y su exportación a través del desagüe de la cuenca.

Es destacable que la diferencia entre las necesidades de fertilización y el nitrato exportado es cada vez mayor (de 14 kg N/ha-año en 2001 a 23 kg N/ha-año al final del periodo de estudio) lo que supone un descenso continuado del índice de contaminación por nitratos siendo acusado hasta 2006 y suavizándose a partir de entonces, cuando la evolución de las medias móviles parece indicar que se está llegando a una situación de estabilidad dentro de las nuevas condiciones del regadío.

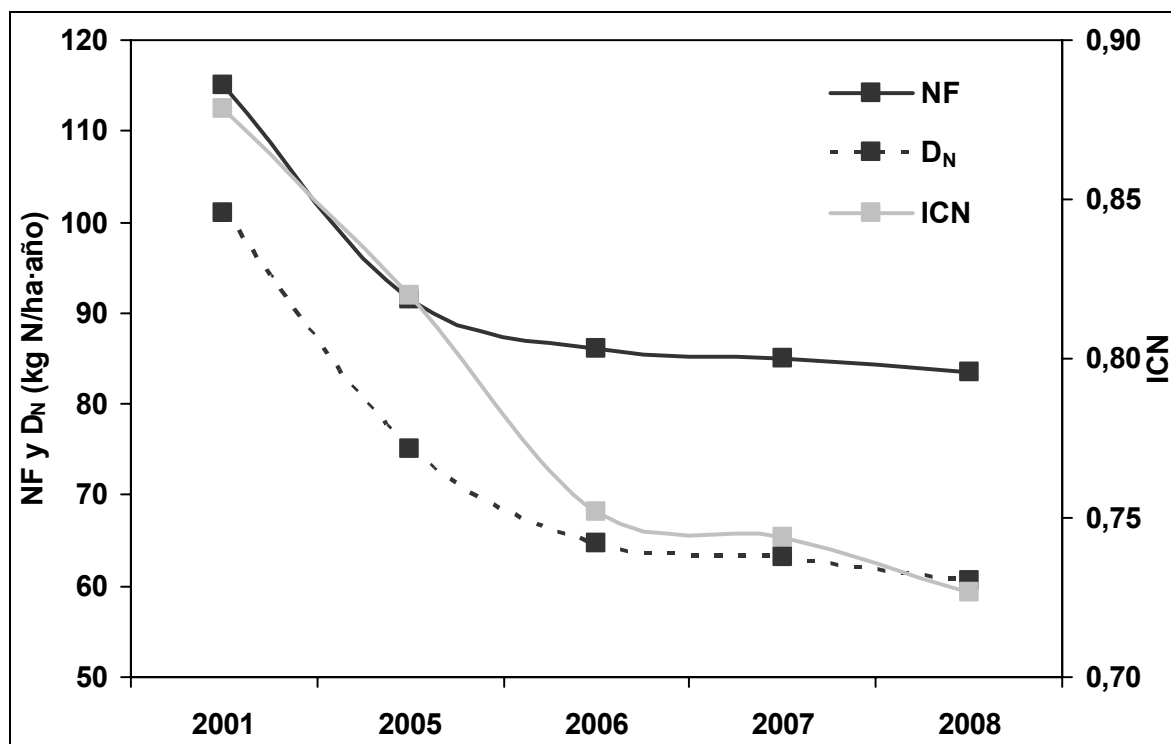


Figura 5.2. Medias móviles anuales de las necesidades de fertilización nitrogenada (NF), masa de nitrato exportada en el drenaje (D_N) e Índice de contaminación por nitratos (ICN) de la cuenca C-XIX-6 para los cinco años de estudio.

El descenso del índice de contaminación por nitratos está directamente relacionado con los cambios de la gestión del riego llevados a cabo por la comunidad de regantes lo que ha condicionado un incremento en la eficiencia de riego y por tanto un menor drenaje del suelo y su consiguiente lixiviado de nitrato (Spalding *et al.*, 2001; Gehl *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2007).

De esta manera, los valores del índice de contaminación por nitratos en C-XIX-6 se aproximaron a los obtenidos en sistemas agrarios con un elevado aprovechamiento del agua de riego (ER= 73-90 %), si bien, no alcanzaron registros similares a éstos (ICN en torno a 0,25) lo que indica que aunque se ha conseguido mejorar la gestión del riego todavía es necesario adecuar el manejo de la fertilización nitrogenada.

Así, mientras en regadíos modernos bien gestionados llegan a aprovechar el 85 % del nitrógeno aplicado, en C-XIX-6 aprovecharon tan sólo el 55 % en 2001 y el 65 % de media durante el periodo 2005-2008 con un máximo del 70 % en 2006.

En definitiva, los cambios de gestión llevados a cabo en C-XIX-6 han incrementado un 10 % el aprovechamiento del nitrógeno aplicado con la fertilización reduciendo a la mitad el nitrato exportado. Sin embargo, las masas exportadas son todavía demasiado altas para las necesidades de fertilización del regadío como nos indica el hecho de que el índice de contaminación por nitratos sea el doble al registrado en modernos regadíos bien gestionados.

5.4. Conclusiones.

Los cambios de gestión del regadío llevados a cabo por la comunidad de regantes nº V no han sido acompañados de cambios significativos en el manejo de la fertilización nitrogenada de los cultivos.

Aunque por el cambio del patrón de cultivos hubo una reducción del 33 % en el nitrógeno aportado con la fertilización, las dosis aplicadas fueron el doble de sus necesidades. Por cultivos, el maíz llegó a recibir un 70 % más de nitrógeno de sus necesidades mientras que la alfalfa recibió una media de 61 kg N/ha-año, cuando se recomienda una aplicación de 30 kg N/ha tan sólo en su fase inicial.

La implantación de cereal de invierno (cultivo con mayores índices de aplicación de nitrógeno) en sustitución del maíz y alfalfa condicionó que la masa de nitrato exportada de C-XIX-6 durante el periodo 2005-2008 fuese la mitad que en 2001 (101 kg N-NO₃⁻/ha-año).

Los cambios en la gestión del regadío se tradujeron en un incremento de la eficiencia de riego con su correspondiente disminución del lixiviado, de tal forma que el índice de contaminación por nitratos descendió en el periodo 2005-2008 un 24 % respecto al año 2001.

A pesar de la reducción ocasionada por la mejora en el manejo del riego, los índices de contaminación por nitratos todavía son en torno al doble de los obtenidos en modernos regadíos bien gestionados poniendo de manifiesto que aún es posible y necesario mejorar el manejo de la fertilización nitrogenada.

Por lo tanto, aunque los cambios de gestión del riego introducidos por la comunidad de regantes han sido eficaces, es necesario un mayor esfuerzo en adecuar la fertilización nitrogenada a las necesidades de los cultivos ya que los niveles actuales de aprovechamiento del nitrógeno aplicado todavía son del 65 % condicionando unas masas de nitrato exportadas demasiado elevadas.

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN GENERAL

Los cambios de gestión del regadío llevados a cabo en la comunidad de regantes nº V de Bardenas (i. asignación de dotaciones de riego, ii. facturación por consumo de agua y iii. implantación de un sistema de riego por inundación a la demanda) han resultado eficaces desde el punto de vista del incremento en el aprovechamiento de agua, la disminución de los volúmenes de drenaje y, en definitiva, de la mejora de la calidad de las aguas del río Riguel, principal sistema hídrico receptor de los retornos de riego de la CR-V.

La asignación de dotaciones de agua previas a las campañas de riego ha provocado que los agricultores hagan una planificación de cultivos en base a los recursos hídricos disponibles, si bien, el seguimiento de la cuenca C-XIX-6 ha detectado que en los años de mayor sequía el esfuerzo realizado por los agricultores implantando cultivos con menores necesidades hídricas y aumentando la superficie de barbecho no fuese el suficiente y los cultivos sufrieron un excesivo déficit hídrico.

El establecimiento de una tarifa en base al consumo de agua causó una mayor concienciación de los agricultores sobre el valor del recurso lo que conllevó un mayor ajuste en las dosis aplicadas.

La sustitución de un sistema de riego por inundación a turnos a un sistema a la demanda mucho más flexible permitió ajustar en mayor medida el momento del riego a las necesidades de los cultivos, sin verse obligados a regar en momentos inadecuados ante una posible pérdida del turno.

Todo ello, contribuyó a que la eficiencia de riego haya aumentando un 26 % en la CR-V a causa de los cambios en la gestión del riego situándose en niveles en torno al 80 % y por tanto cercanos a los registrados en modernos regadíos presurizados.

De acuerdo a los valores recogidos por Tanji y Kielen (2002), las eficiencias de riego conseguidas con los cambios de gestión implantados por la CR-V se encuentran en los límites máximos alcanzables en regadíos por inundación.

Para suelos como los de la CR-V, un incremento significativo de eficiencia de riego es únicamente posible con el paso a sistemas de riego presurizado. Dichos sistemas permitirían un mayor ajuste de los momentos y dosis de riego a aplicar minimizando el drenaje del suelo pero con pérdidas significativas (10-20 %) por evaporación y arrastre del riego por aspersión.

Las ventajas socioeconómicas de un cambio a riego presurizado son incuestionables pero también hay que tener en cuenta que este cambio reduciría el déficit hídrico y alteraría el patrón de cultivos hacia las dobles cosechas y productos más rentables. Según distintos escenarios considerados por Lecina *et al.* (2009) en regadíos del Ebro, la modernización de regadíos llevaría a una mayor productividad del agua de riego, pero a costa de un mayor consumo.

La eficiencia de riego de la CR-V fue un 10 % superior a la cuantificada en la cuenca C-XIX-6. Al margen de la variabilidad espacial de la CR-V, la mayor eficiencia de riego a nivel de comunidad de regantes pudo ser debida a la intensa reutilización para el riego del agua de los desagües lo que incrementó la eficiencia global del sistema.

Esta práctica es recomendable debido a la baja-moderada salinidad y altos contenidos de nitrato del agua de drenaje de forma que el efecto de su reutilización es doble ya que se puede reaprovechar tanto el agua de drenaje como parte del nitrato que contiene.

No obstante, los cambios de gestión también produjeron un incremento en la salinidad y concentración de nitrato del drenaje del riego y un menor caudal circulante por los desagües de la CR-V y río Riguel que en gran parte se abastece de retornos de riego.

Respecto a la contaminación inducida por el regadío estudiado, los cambios de su gestión han disminuido en un 72% la masa de sales exportadas si bien por la mayor eficiencia aumentó un 25 % la concentración de los retornos de riego, en particular los años afectados por la sequía. No obstante, tanto las masas de sales exportadas como la concentración de los retornos de riego son moderadas-bajas debido a la baja salinidad tanto de los suelos como del agua de riego.

El índice de contaminación salina descendió en torno a un 70 % alcanzando valores del mismo orden a los presentados en modernos regadíos lo que indica que los cambios de gestión introducidos por la comunidad de regantes también han sido eficaces en cuanto al control de la contaminación salina inducida por los retornos de riego y tienen escaso margen de mejora.

Los balances para cada elemento químico principal y la modelización geoquímica indican que el principal problema en relación con las sales puede ser la génesis de petrocálcicos y la puntual sodificación de los suelos que se maximiza con altas eficiencias de riego y ausencia de episodios de lluvia que produzcan el lavado del perfil edáfico.

De cara a la posible modernización de estos regadíos se debería hacer un seguimiento de la salinidad edáfica, particularmente en zonas topográficamente deprimidas con drenaje impedido. No se prevé que la mayoría de los suelos de la CR-V tengan problemas de salinidad pero en caso de que las lluvias no fuesen suficientes se debería facilitar el lixiviado de sales con riegos de lavado e instalación de drenes evaluando la posibilidad de usar enmiendas químicas.

Hoy en día, el principal problema medioambiental de la comunidad de regantes nº V es el inadecuado aprovechamiento de los fertilizantes nitrogenados y la excesiva contaminación por nitratos de los sistemas receptores de sus retornos de riego. Los cambios de gestión del regadío han reducido el índice de contaminación por nitratos un 24 % pero todavía es el doble del índice obtenido en modernos regadíos poniendo de manifiesto las posibilidades de disminuirlo.

En este sentido y dado que la eficiencia de riego ya es elevada y con escaso margen de mejora, sigue siendo clave optimizar la fertilización nitrogenada comenzando por la supresión del abonado nitrogenado de la alfalfa (excepto las pequeñas aplicaciones en la implantación del cultivo) que sigue ocupando una parte importante de la cuenca y tiene la capacidad de fijar de la atmósfera el nitrato que necesita.

En cuanto al resto de cultivos mayoritarios, el maíz (cultivo con mayores necesidades de fertilización) fue el que peor índice de aplicación de nitrógeno presentó. Su paulatina desaparición del patrón de cultivos a cambio del cereal de invierno con mayor índice de aplicación de nitrógeno, ha podido contribuir al progresivo descenso del índice de contaminación por nitratos.

Ante la más que probable posibilidad de que el maíz vuelva a instaurarse y también para el resto de cultivos debería mejorarse el manejo de la fertilización aportando el nitrógeno conforme lo vaya necesitando el cultivo, algo que no es sencillo en suelos tan permeables regados por inundación.

En este sentido, diversos autores abogan por la utilización de abonos de liberación lenta o inhibidores de la nitrificación (Owens *et al.*, 1999; Di y Cameron, 2005; Díez-López *et al.*, 2006). Sin embargo, Isla y González (2006) llevaron a cabo un ensayo en suelos similares de la misma comunidad de regantes donde el uso del inhibidor 3,4-dimetilpizarol fosfato (DMPP) no consiguió reducir significativamente el lixiviado de nitrato y por tanto soluciones de este tipo deberían ser antes bien contrastadas. Isla y González (2006) concluyen su estudio recomendando el fraccionamiento de las aplicaciones y la reducción de las dosis totales. Estudios de investigación aconsejan que para ajustar las dosis se determine el nitrógeno contenido en el suelo en el momento de siembra para después llevar un control del nitrógeno en planta que nos indique la necesidad de nuevas aplicaciones (Scharf *et al.*, 2006; Hawkins *et al.*, 2007; Isla y Blackmer, 2007).

Experimentos en parcela/lisímetros han demostrado que fraccionando las aplicaciones de abono se ha reducido el lixiviado de nitrógeno (Gehl *et al.*, 2005; Quemada, 2005). Sin embargo, el fraccionamiento del fertilizante nitrogenado no es fácil de realizar en sistemas de riego por inundación ya que no es posible acceder con maquinaria una vez que el estado fenológico del cultivo es avanzado y la aplicación del fertilizante con el agua de riego sobre suelos permeables está sujeta a la eficiencia y uniformidad del riego.

No obstante, la transformación en riego presurizado de la comunidad de regantes nº V de Bardenas está en fase de proyecto. Su transformación permitirá el fertirriego posibilitando un mayor control sobre la distribución y ajuste de las dosis de fertilizantes a aplicar.

En cuanto al desarrollo metodológico de este trabajo se ha demostrado que el seguimiento de regadíos reales y en particular el desarrollo de balances de masas en cuencas hidrológicas es una herramienta válida para el diagnóstico y cuantificación de la problemática agroambiental de sistemas agrarios.

La cuantificación de los flujos subterráneos entraña grandes dificultades en sistemas tan abiertos como el estudiado pero su consideración resultó imprescindible para asociar el impacto agroambiental a un determinado territorio.

A pesar de la incertidumbre asociada a la precisión de los datos utilizados, la aplicación de modelización geoquímica para el análisis de los procesos que gobiernan la contaminación salina (agua y suelos) obtuvo buenos resultados y abre una nueva línea de investigación a explotar en futuros trabajos.

La continuidad en el tiempo de este tipo de estudios se muestra clave para poder evaluar en campo alternativas de gestión del regadío y el efecto de variables climáticas y agronómicas plurianuales. Por ello, es necesario un apoyo institucional o de las propias comunidades de regantes de manera que se pueda asegurar un seguimiento continuado para el control agroambiental del regadío.

Referencias.

- Abrol, I.P., Yadav., J. S. P., Massud, M. I.** 1988. Salt affected soils and their management. FAO soils bulletin 39. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 131 pp.
- Aladin, N. V., Plotnikov, I. S.** 2003. Anthropogenic changes of the Aral Sea ecosystem. En Fifth International Conference on Environment Future. 23-27 Marzo 2003. Zurich (Switzerland). Summaries and Abstracts. p 71.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., Smith, M.** 1998. Crop evotranspiration. 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.
- Amezqueta, 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.
- Andreo, B., Martin-Martin, M., Martin-Algarra, A.** 1999. Hydrochemistry of spring water associated with travertines. Example of the Sierra de la Alfaguara (Granada, southern Spain). *Comptes Rendus De l'Academie Des Sciences Serie Ii Fascicule a-Sciences De La Terre Et Des Planetes* **328(11)**: 745-750.
- Atance, I., Barco, 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, R. S., Westcot, D. W.** 1994. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 29. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 174 pp.
- Baker, L. A., Hope, D., Xu, Y., Edmonds, J., Lauver, L.** 2001. Nitrogen balance for the central Arizona-Phoenix (CAP) ecosystem. *Ecosystems* **4(6)**: 582-602.
- Basso, L. A., Machin, J., Pellicer, F.** 1990. Masa de sales exportada por la red de drenaje de Bardenas I, Monegros I y Cinca a las aguas superficiales de la cuenca del Ebro. *Anales de la Estación Experimental de Aula Dei (Zaragoza)* **20**: 163-181.
- Beltran, J. M.** 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. *Agricultural Water Management* **40(2-3)**: 183-194.
- Bethke, C. M.** 2008. Geochemical and biogeochemical reaction modeling. Cambridge University Press. Cambridge (UK). 543 pp.

- Betrán, J.** 2006. Revisión de la fertilización nitrogenada. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Informaciones Técnicas. Centro de Investigación y Tecnología agroalimentaria. Ed. Gobierno de Aragón. Zaragoza (España). 23-37.
- 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.
- 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.
- 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.
- Cai, X. M., McKinney, D. C., Rosegrant, M. W.** 2003. Sustainability analysis for irrigation water management in the Aral Sea region. *Agricultural Systems* **76(3)**: 1043-1066.
- 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. Documento interno. Disponible en <http://www.chebro.es> (Enero 2010).
- Causapé, J., Quílez, D., 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., Aragüés, R.** 2004b. 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.** 2004c. 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.

- Causapé, J., Auqué, L., Gimeno, M., Mandado, J., Quílez, D., Aragüés, R.** 2004d. 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.** 2009. A computer-based program for the assessment of water-induced contamination in irrigated lands. *Environmental Monitoring and Assessment* **158 (1-4)**: 307-314.
- Cavero J., Beltrán A., Aragüés R.** 2003. Nitrate exported in the drainage water of two sprinkler irrigated watershed. *Journal Environmental Quality* **32**:916-926.
- CIHEAM** 2008. Terramed. El futuro del sector agroalimentario en el Mediterráneo. Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos y Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 378 pp.
- Custodio, E., Llamas, M.** 1983. Hidrología subterránea. Ediciones Omega. Barcelona (España). 2.290 pp.
- Dechmi, F., Playan, E., Cavero, J., Faci, J. M., 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., Muñoz, F.** 2005. La fertilización nitrogenada en el cultivo de la alfalfa. *Surcos de Aragón* **94**: 34-37.
- Di, H. J., Cameron, K. C.** 2005. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agriculture Ecosystems & Environment* **109(3-4)**: 202-212.
- Di Paolo, E., Rinaldi, M.** 2008. Yield response of corn to irrigation and nitrogen fertilization in a Mediterranean environment. *Field Crops Research* **105(3)**: 202-210.
- Diaz, R. J.** 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality* **30(2)**: 275-281.
- Díaz, J. A. R., Weatherhead, E. K., Knox, J. W., Camacho, E.** 2007. Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain. *Regional Environmental Change* **7(3)**: 149-159.
- Díez-Lopez, J. A., Hernaiz-Algarra, P., Arauzo-Sanchez, M., Carrasco-Martin, I.** 2006. Effect of a nitrification inhibitor (DMPP) on nitrate leaching and maize yield during two growing seasons. *Spanish Journal of Agricultural Research* **6(2)**: 294-303.
- Duncan, R. A., Bethune, M. G., Thayalakumaran, T., Christen, E. W., McMahon, T. A.** 2008. Management of salt mobilisation in the irrigated landscape. A review of selected irrigation regions. *Journal of Hydrology* **351(1-2)**: 238-252.

- EMEP** 2009. <http://www.nilu.no/projects/ccc/> (Enero 2010).
- EPA** 2000. National primary drinking water regulations. EPA 815-F-00-007.
- FAO** 2002. Crops and Drops. Making the best use of water for agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 26 pp.
- FAO** 2003. Unlocking the water potential of agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 70 pp.
- Feng, Z. Z., Wang, X. K., Feng, Z. W.** 2005. Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China. *Agricultural Water Management* **71(2)**: 131-143.
- Fuentes, J. L.** 1999. El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Mundi-Prensa. Madrid (España). 352 pp.
- GA** 2009a. <http://www.oficinaregante.aragon.es> (Enero 2010).
- GA** 2009b. <http://portal.aragon.es/portal/page/portal/DGA/DPTOS/AGR> (Enero 2010).
- García, M. G., Hidalgo, M. D., Blesa, M. A.** 2001. Geochemistry of groundwater in the alluvial plain of Tucuman province, Argentina. *Hydrogeology Journal* **9(6)**: 597-610.
- Garrido, A., Martínez-Santos, P., Llamas, M. R.** 2006. Groundwater irrigation and its implications for water policy in semiarid countries: the Spanish experience. *Hydrogeology Journal* **14(3)**: 340-349.
- Gehl, R. J., Schmidt, J. P., Stone, L. R., Schlegel, A. J., Clark, G. A.** 2005. In situ measurements of nitrate leaching implicate poor nitrogen and irrigation management on sandy soils. *Journal of Environmental Quality* **34(6)**: 2243-2254.
- Gilfedder, M., Mein, R. G., Connell, L. D.** 2000. Border irrigation field experiment. II: Salt transport. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce* **126(2)**: 92-97.
- Giménez, E., Morell, I.** 1997. Hydrogeochemical analysis of salinization processes in the coastal aquifer of Oropesa (Castellon, Spain). *Environmental Geology* **29(1-2)**: 118-131.
- Hair, J., Anderson, R., Tatham, R., Black, W.** 1999. Análisis multivariante, fifth ed, Prentice Hall Iberia, Madrid (España). 832 pp.
- Hawkins, J. A., Sawyer, J. E., Barker, D. W., Lundvall, J. P.** 2007. Using relative chlorophyll meter values to determine nitrogen application rates for corn. *Agronomy Journal* **99(4)**: 1034-1040.
- 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> (Noviembre 2009).

- 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/lsc/introduccion.htm> (Enero 2010).
- Isidoro, D.** 1999. Impacto del regadío sobre la calidad de las aguas del barranco de La Violada (Huesca): salinidad y nitratos. Tesis doctoral, Universidad de Lleida
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R.** 2003. Sampling strategies for the estimation of salt and nitrate loads in irrigation return flows: La Violada Gully (Spain) as a case study. *Journal of Hydrology* **271(1-4)**: 39-51.
- 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.** 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., 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., Blackmer, A. M.** 2007. A simplified test of cornstalk nitrate for better N management. *Agronomy for Sustainable Development* **27(3)**: 237-241.
- Isla, R., 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** 1985. Investigación de los recursos hidráulicos totales de la cuenca del río Arba. Instituto Tecnológico Geominero de España.
- ITGE** 1995. Informe complementario del mapa geológico de Luna. Instituto Tecnológico Geominero de España. Hidrogeología de la hoja de Luna (27-11).
- Jalali, M.** 2007. Salinization of groundwater in arid and semi-arid zones: an example from Tajarak, western Iran. *Environmental Geology* **52(6)**: 1133-1149.
- Ji, X. B., Kang, E. S., Chen, R. S., Zhao, W. Z., Zhang, Z. H., Jin, B. W.** 2006. The impact of the development of water resources on environment in arid inland river basins of Hexi region, Northwestern China. *Environmental Geology* **50(6)**: 793-801.
- Ju, X. T., Kou, C. L., Zhang, F. S., Christie, P.** 2006. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental Pollution* **143(1)**: 117-125.

- Klocke, N. L., Watts, D. G., Schneekloth, J. P., Davison, D. R., Todd, R. W., Parkhurst, A. M.** 1999. Nitrate leaching in irrigated corn and soybean in a semi-arid climate. *Transactions of the Asae* **42(6)**: 1621-1630.
- Lasanta, T., Mosch, W., Pérez Rontomé, M. C., Navas, A., Machín, J., 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., Faci, J. M.** 2005. Irrigation evaluation and simulation at the irrigation District V of Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management* **73(3)**: 223-245.
- Lecina S., Playán, E., Cervero, J., Isidoro, D., Aragüés Lafarga, R.** 2009. La necesidad de mejorar la contabilidad del agua en el regadío: el caso de la cuenca del Ebro. *Riegos y drenajes XXI* **168**: 24-31.
- Li, X. X., Hu, C. S., Delgado, J. A., Zhang, Y. M., Ouyang, Z. Y.** 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north China plain. *Agricultural Water Management* **89(1-2)**: 137-147.
- Liñán, C.** 2008. Vademécum de productos fitosanitarios y nutricionales 2009. Ediciones Agrotécnicas. Madrid (España). 319 pp.
- Lorite-Herrera, M., Jimenez-Espinosa, R., Jimenez-Millan, J., Hiscock, K. M.** 2008. Integrated hydrochemical assessment of the Quaternary alluvial aquifer of the Guadalquivir River, southern Spain. *Applied Geochemistry* **23(8)**: 2040-2054.
- Luo, W., Jia, Z., Fang, S., Wang, N., Liu, J., Wang, L., Tian, S., Zhang, Y.** 2008. Outflow reduction and salt and nitrogen dynamics at controlled drainage in the YinNan Irrigation District, China. *Agricultural Water Management* **95(7)**: 809-816.
- Mahlknecht, J., Schneider, J., Merkel, B., de Leon, I. N., Bernasconi, S.** 2004. Groundwater recharge in a sedimentary basin in semi-arid Mexico. *Hydrogeology Journal* **12(5)**: 511-530.
- Malhi, S. S., Zentner, R. P., Heier, K.** 2002. Effectiveness of alfalfa in reducing fertilizer N input for optimum forage yield, protein concentration, returns and energy performance of bromegrass-alfalfa mixtures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **62(3)**: 219-227.
- Martinez-Cob, A.** 2004. Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del Ebro. 111 pp. Documento interno CHE. Inédito.
- Mhlanga, B. F. N., Ndlovu, L. S., Senzanje, A.** 2006. Impacts of irrigation return flows on the quality of the receiving waters: A case of sugarcane irrigated fields at the Royal

- Swaziland Sugar Corporation (RSSC) in the Mbuluzi River Basin (Swaziland). *Physics and chemistry of the Earth* **31(15-16)**: 804-813.
- MAPA** 2006. Hechos y cifras de la agricultura, la pesca y la alimentación en España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. Madrid (España). 160 pp.
- MIMAM** 2003. Modelo Digital del Terreno 25 x 25 m. Ministerio de Medio Ambiente.
- MMA** 2007. Perfil Ambiental de España 2006: Informe basado en indicadores. Ministerio de Medio Ambiente. Centro de Publicaciones. Madrid (España). 319 pp.
- Nkotagu, H.** 1996. The groundwater geochemistry in a semi-arid, fractured crystalline basement area of Dodoma, Tanzania. *Journal of African Earth Sciences* **23(4)**: 593-605.
- 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_full_lowres.pdf (Noviembre 2009).
- Orús, F., Sin, E.** 2006. El balance del nitrógeno en la agricultura. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Informaciones Técnicas. Centro de Investigación y Tecnología agroalimentaria. Ed. Gobierno de Aragón. Zaragoza (España). 11-21
- Owens, L. B., Edwards, W. M., Van Keuren, R. W.** 1999. Nitrate leaching from grassed lysimeters treated with ammonium nitrate or slow-release nitrogen fertilizer. *Journal of Environmental Quality* **28(6)**: 1810-1816.
- Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J.** 1999. User's guide to PHREEQC, a computer program for Speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 95-4259. 312 pp.
- Playán, E., Salvador, R., Faci, J. M., 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.
- Plummer, L. N., Prestemon, E. C., Parkhurst, D. L.** 1994. An interactive code (NETPATH) for modelling NET geochemical reactions along a flow PATH-version 2.0. United States Geological Survey Report 95-4169
- Quemada, M.** (ed) 2005. Balance de nitrógeno en sistemas de cultivo de cereal de invierno y de maíz en varias regiones españolas. Monografías INIA. Serie Agrícola nº 22. Ministerio de Educación y Ciencia. Madrid. 143 pp.

- Quílez, D., Yagüe, M. R., Isla, R.** 2006. Lavado de nitrato y riego. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Informaciones Técnicas. Centro de Investigación y Tecnología agroalimentaria. Ed. Gobierno de Aragón. Zaragoza (España). 39-51
- Ribbe, L., Delgado, P., Salgado, E., Flugel, W. A.** 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochochay watershed, Chile. *Desalination* **226(1-3)**: 13-20.
- 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.
- Santa Olalla, F. M.** 2001. Agricultura y desertificación. Mundi-Prensa. Madrid (España). 341 pp.
- Sanz, M. J., Sanz, M. J., Carratala, A., Gimeno, C., Millan, M. M.** 2002. Atmospheric nitrogen deposition on the east coast of Spain: relevance of dry deposition in semi-arid Mediterranean regions. *Environmental Pollution* **118(2)**: 259-272.
- Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T. H., Arce, A., Mingot, J. I., Diez, J. A., Vallejo, A.** 2008. An inhibitor of urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment* **126(3-4)**: 243-249.
- Scavia, D., Bricker, S. B.** 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry* **79(1-2)**: 187-208.
- Scharf, P. C., Brouder, S. M., Hoefft, R. G.** 2006. Chlorophyll meter readings can predict nitrogen need and yield response of corn in the north-central USA. *Agronomy Journal* **98(3)**: 655-665.
- SIAS** 2009. <http://www.igme.es/internet/ServiciosMapas/siasespana/sias-es.html> (Noviembre 2009).
- Soil Survey Staff** 1992. Keys to soil taxonomy. Pocahontas Press, Inc. Balcksbourg (EE.UU.). 541 pp.
- 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/> (Noviembre 2009)
- Spalding, R. F., Watts, D. G., Schepers, J. S., Burbach, M. E., Exner, M. E., Poreda, R. J. Martin, G. E.** 2001. Controlling nitrate leaching in irrigated agriculture. *Journal of Environmental Quality* **30(4)**: 1184-1194.

- Tanji, K. K., Kielen, N. C.** 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. . FAO Irrigation and Drainage Paper nº 61. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma (Italia). 202 pp.
- Tarkalson, D. D., Van Donk, S. J., Petersen, J. L.** 2009. Effect of nitrogen application timing on corn production using subsurface drip irrigation. *Soil Science* **174(3)**: 174-179.
- Tedeschi, A., Beltrán, A., 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 nº 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 nº 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 nº 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 nº 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>
- Ventura, M., Scandellari, F., Ventura, F., Guzzon, B., Pisa, P. R., Tagliavini, M.** 2008. Nitrogen balance and losses through drainage waters in an agricultural watershed of the Po Valley (Italy). *European Journal of Agronomy* **29(2-3)**: 108-115.
- Wang, B.** 2006. Cultural eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: History and perspective. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **69(3-4)**: 471-477.
- Wichelns, D., Oster, J. D.** 2006. Sustainable irrigation is necessary and achievable, but direct costs and environmental impacts can be substantial. *Agricultural Water Management* **86(1-2)**: 114-127.
- Zhu, C., Anderson, G.** 2002. Environmental applications of geochemical modeling. Cambridge University Press, 284 pp.

Glosario de abreviaturas.

A: Almacenamiento.

Aa: Almacenamiento de agua en el acuífero.

Aa_N: Almacenamiento de nitrógeno en el acuífero.

Aa_S: Almacenamiento de sales en el acuífero.

ALS: Aportes laterales subterráneos.

ALS_N: Masa de nitrógeno en los aportes laterales subterráneos.

ALS_S: Masa de sales en los aportes laterales subterráneos.

A_N: Almacenamiento de nitrógeno.

As: Almacenamiento de agua en el suelo.

AUi: Agua útil inicial del suelo.

AUf: Agua útil final del suelo.

BOA: Boletín Oficial de Aragón.

BOE: Boletín Oficial del Estado.

C-XIX-6: Cuenca hidrológica del desagüe D-XIX-6.

CE: Conductividad Eléctrica a 25°C.

CE_a: Conductividad eléctrica aparente.

CE_{ah}: Conductividad eléctrica aparente en configuración horizontal.

CE_{ALS}: Conductividad eléctrica a 25°C de los aportes laterales subterráneos.

CE_{av}: Conductividad eléctrica aparente en configuración vertical.

CE_{D-XIX-6}: Conductividad eléctrica a 25°C en la estación de aforos en D-XIX-6.

CE_{NR}: Conductividad eléctrica a 25°C en período de no riego.

CHE: Confederación Hidrográfica del Ebro.

CIHEAM: Centro internacional de altos estudios agronómicos mediterráneos.

CR-V: Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas.

CRAD: Capacidad de retención de agua en el suelo disponible para las plantas.

CV: Coeficiente de variación.

D-XIX-6: Drenaje medido en el desagüe D-XIX-6.

D-XIX-6_N: Masa de nitrógeno medido en el desagüe D-XIX-6.

D-XIX-6_S: Masa de sales medido en el desagüe D-XIX-6.

D: Drenaje asociado a la cuenca hidrológica.

D_{BAS}: Drenaje procedente del balance de agua del suelo.

D_N: Masa de nitrógeno asociado a la cuenca hidrológica.

D_R: Drenaje procedente del riego.

D_S: Masa de sales asociado a la cuenca hidrológica.

DH: Déficit hídrico.

DyP: Procesos de disolución y precipitación de minerales.

E: Entradas.

E_N: Entradas de nitrógeno.

- EMEP:** Programa concertado de vigilancia y evaluación del transporte a larga distancia de los contaminantes atmosféricos en Europa.
- EMR:** Evaluador Medioambiental de Regadíos.
- EN:** Extracciones de nitrógeno de los cultivos.
- EPA:** Agencia Estadounidense de Protección Ambiental.
- ER:** Eficiencia de riego.
- ET:** Evapotranspiración.
- ET_C:** Evapotranspiración potencial.
- ET_R:** Evapotranspiración real.
- ET₀:** Evapotranspiración de referencia.
- FAO:** Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- GA:** Gobierno de Aragón.
- h:** altura del agua.
- ICN:** Índice de contaminación por nitratos.
- ICS:** Índice de contaminación salina.
- INE:** Instituto Nacional de Estadística.
- IS:** Índice de saturación.
- ITGE:** Instituto Tecnológico Geominero de España.
- K_C:** Coeficiente de cultivo.
- m catión-anión:** moles catión-anión.
- MAPA:** Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MIMAM:** Ministerio de Medio Ambiente.
- MMA:** Ministerio de Medio Ambiente.
- m.s.n.m.:** Metros sobre el nivel del mar.
- n:** Número de datos.
- N_{des}:** Pérdidas de nitrógeno por procesos de desnitrificación.
- N_{dep}:** Masa de nitrógeno procedente de la deposición atmosférica seca.
- N _{fij}:** Masa de nitrógeno procedente de la fijación simbiótica de las leguminosas.
- N_{vol}:** Pérdidas de nitrógeno por volatilización de la urea y fertilizantes amoniacales.
- NA:** Masa de nitrógeno por aportes de fertilización.
- NF:** Necesidades de fertilización nitrogenada.
- NHn:** Necesidades hídricas netas.
- NO₃⁻:** Nitrato.
- [NO₃]:** Concentración de nitrato.
- OMS:** Organización Mundial de la Salud.
- p:** Probabilidad.
- P:** Precipitación.
- P_{ef}:** Precipitación efectiva.
- P_N:** Masa de nitrógeno en la lluvia.
- P_S:** Masa de sales en la lluvia.

PAC: Política Agraria Comunitaria.

pCO₂: Presión parcial CO₂.

P1: Punto de muestreo sobre el río Riguel antes de su entrada en la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas.

P8: Punto de muestreo sobre el río Riguel a su salida de la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas.

Q: Caudal.

Q_{Arba Tauste}: Caudal diario del Arba en Tauste.

Q_{Riguel P8}: Caudal diario del Riguel en P8.

R: Riego.

R_N: Masa de nitrógeno en el riego.

R_S: Masa de sales en el riego.

RAS: Relación de absorción de sodio.

R²: Coeficiente de correlación.

S: Salidas.

S_N: Salidas de nitrógeno.

SDT: Sólidos disueltos totales.

SEMG: Sensor electromagnético móvil georreferenciado.

SIAR: Servicio integral de asesoramiento al regante.

SIAS: Sistema de información del agua subterránea.

UE: Unión Europea.

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

Índice de tablas.

Tabla 2.1. Distribución de cultivos, precipitación (P), precipitación efectiva (P_{ef}), evapotranspiración de referencia (ET_0), evapotranspiración potencial (ET_C), necesidades hídricas netas (NH_n), volumen de riego (R), drenaje de riego (D_R), y eficiencia de riego (ER) en la Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas en los años hidrológicos 2000 y 2007.

Tabla 2.2. Número de desagües y porcentaje sobre el total, conductividad eléctrica (CE) y concentración en nitrato ($[NO_3^-]$) medias de las aguas de drenaje, porcentaje de suelos de saso, volumen de riego aplicado, porcentajes de alfalfa, arroz y maíz, y necesidades de fertilización (NF) de cada uno de los tres grupos discriminados por el análisis clúster de los 21 desagües muestreados y sus cuencas hidrológicas en 2007.

Tabla 2.3. Volumen de agua circulante por el río Riguel a su salida de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (P_8), Valores medios de conductividad eléctrica a 25 °C y concentración de nitrato en la red de desagües y río Riguel (P_8), y masa de sales y nitrato exportada a través del río Riguel (P_8) en los años hidrológicos 2000 y 2007.

Tabla 3.1. Precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0 , Penman-Monteith) anuales durante el período de estudio (2001-2008). Media y coeficiente de variación (CV).

Tabla 3.2. Dotación de riego y distribución del área cultivada en C-XIX-6 en los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008).

Tabla 3.3. Entradas [E : precipitación (P), riego (R), y aportes laterales subterráneos (ALS)], salidas [S : evapotranspiración (ET) y desagüe (D -XIX-6)] y almacenamiento (A : Suelo (As) y acuíferos (Aa)] de agua en la cuenca C-XIX-6 durante los años de calibración (2006) y validación (2007-2008) del balance. Error del balance ($E-S-A$ y desbalance).

Tabla 3.4. Entradas [precipitación (P); riego (R)], Salidas [evapotranspiración real (ET_R); drenaje (D_{BAS})] y Almacenamiento de agua en el suelo (As) de la cuenca C-XIX-6 en los años hidrológicos 2001-2008.

Tabla 3.5. Necesidades hídricas netas (NH_n), eficiencia de riego (ER), y déficit hídrico (DH) en los ciclos de cultivo de los años hidrológicos 2001-2008 en la cuenca C-XIX-6.

Tabla 3.6. Agrupación de los años de estudio (2001-2008) por el análisis cluster en función de las dotaciones de riego, necesidades hídricas netas (NH_n), eficiencia de riego (ER) y déficit hídrico (DH) de la cuenca C-XIX-6.

Tabla 4.1. Volumen de agua y masa de sales en las entradas [precipitación (P_S), riego (R_S) y aportes laterales subterráneos (ALS_S)], salidas (D -XIX-6 $_S$) y almacenamiento en el acuífero (Aa_S) en 2001 y el período 2005-2008.

Tabla 4.2. Resultados de los procesos de pérdida (precipitación mineral) y ganancia (disolución) de los elementos mayores (DyP) y la suma de ellos en 2001 y el período 2005-2008.

Tabla 4.3. Porcentaje de mezcla de precipitación (P)- riego (R) y factor de concentración (F_c) introducido en PHREEQC para obtener la concentración del agua de drenaje del suelo. Proporciones de mezcla entre el drenaje del suelo de la cuenca (D) y los aportes laterales subterráneos (ALS), así como cantidades de calcita, dolomita, yeso, halita, Na , CO_2 obtenidas en el código NETPATH para explicar la concentración del agua de D-XIX-6 a partir del agua de lluvia-riego y su mezcla con ALS durante los cinco años de estudio (2001 y periodo 2005-2008).

Tabla 4.4. Eficiencia de riego (ER), volumen de drenaje asociado a C-XIX-6 (D), masa de sales asociada al drenaje (D_S), concentración del drenaje asociado a la cuenca (D_S/D), Conductividad Eléctrica de D-XIX-6 en época de no riego (CE_{NR}) e índice de contaminación salina (ICS) de C-XIX-6 en los años 2001 y el período 2005-2008.

Tabla 5.1. Extracciones unitarias de nitrógeno (Orús y Sin, 2006) y producciones medias del área de estudio (GA, 2009b) por los cultivos.

Tabla 5.2. Entradas [E_N : lluvia (P_N), riego (R_N), aportes laterales subterráneos (ALS_N), fertilización (FN), deposición atmosférica (N_{dep}), fijación simbiótica (N_{fij})], salidas [S_N : desagüe D-XIX-6 ($D-XIX-6_N$), extracciones de los cultivos (EN), volatilización (N_{vo})] y almacenamiento [A_N : almacenamiento en el acuífero (A_{a_N})] de nitrógeno en la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el periodo 2005-2008.

Tabla 5.3. Eficiencia de riego (ER), volumen de drenaje asociado a C-XIX-6 (D), masa de nitrato asociada al drenaje (D_N), concentración del drenaje asociado a la cuenca (D_N/D), necesidades de fertilización nitrogenada (NF) e índice de contaminación por nitratos (ICN) de C-XIX-6 en los años 2001 y el período 2005-2008.

Índice de figuras.

Figura 2.1. Comunidad de Regantes nº V del Canal de Bardenas (CR-V) y su situación en la cuenca del Ebro. Emplazamiento de las estaciones meteorológicas utilizadas en el estudio, cartografía edáfica facilitada por Confederación Hidrográfica del Ebro, trazado del Canal de Bardenas, y localización de los puntos de muestreo de aguas en la red de desagües (21 puntos) con sus cuencas hidrológicas y en el río Riguel (P1 a P8).

Figura 2.2. Histograma de frecuencias de la conductividad eléctrica a 25 °C (CE) y concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$) en las aguas de los 21 desagües muestreados durante los años hidrológicos 2000 y 2007. Las líneas discontinuas marcan la CE de restricción del agua para riego (0,70 dS/m; Ayers y Westcot, 1994) y el límite de $[\text{NO}_3^-]$ establecido para las aguas destinadas a consumo humano (50 mg/l; UE, 1998).

Figura 2.3. Relación entre la conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$) medias de los 21 desagües muestreados con los aportes hídricos mensuales por riego (R) y lluvia (P) en la Comunidad de Regante nº V del canal de Bardenas durante los años hidrológicos 2000 y 2007.

Figura 2.4. Evolución espacial de la conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$) en los 8 puntos muestreados sobre el río Riguel (P1-P8) durante los años hidrológicos 2000 y 2007. Las barras verticales representan $\frac{1}{2}$ de la desviación estándar.

Figura 3.1. Localización de la cuenca C-XIX-6 y de las estaciones climáticas en la Comunidad de Regantes nº V (CR-V). Mapa topográfico (equidistancia= 5 m) y ubicación de la estación de aforos en el desagüe D-XIX-6. Parcelario y subdivisión en bancales.

Figura 3.2. Evolución mensual de la precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0) medias de la cuenca C-XIX-6 en los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008). Las barras verticales representan $\frac{1}{2}$ de la desviación estándar. Fuente: Servicio integral de asesoramiento al regante (SIAR) y Martínez-Cob (comunicación personal).

Figura 3.3. Evolución mensual de las reservas hídricas del embalse de Yesa durante los ocho años hidrológicos de estudio (2001-2008). Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).

Figura 3.4. Mapa piezométrico (equidistancia= 5 m) con la ubicación de la red de piezómetros (Mapa A) y mapa de espesor saturado medio del acuífero (Mapa B).

Figura 3.5. Modelo conceptual (Corte Norte-Sur) en el que se representan los componentes del balance de agua de la cuenca drenada por el desagüe D XIX 6: Riego (R), precipitación (P), evapotranspiración (ET), drenaje del suelo (D), aportes laterales subterráneos (ALS), caudal medido en la estación de aforos (D-XIX-6), almacenamiento de agua en el suelo (As) y en el acuífero (Aa).

Figura 3.6. Mapas de conductividad eléctrica aparente (CEa) en configuración horizontal (A) y vertical (B) en la cuenca C-XIX-6. Localización de los puntos de muestreo de suelos.

Figura 3.7. Diagrama textural (Soil Survey Laboratory, 1995) de los 10 suelos muestreados en la cuenca C-XIX-6. En negro los valores medios de los suelos de valle y glacis.

Figura 3.8. Evolución mensual de las entradas (riego, precipitación efectiva y no efectiva) y salidas (evapotranspiración real, drenaje del riego y de la precipitación) obtenida mediante balance de agua en el suelo en la cuenca C-XIX-6 los ocho años de estudio (2001-2008).

Figura 3.9. Evolución mensual de la eficiencia de riego (ER) y déficit hídrico (DH) en la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el período 2002-2008. Las barras verticales representan la desviación estándar.

Figura 4.1. Diagrama de Piper-Hill-Langelier con las muestras de agua del desagüe D-XIX-6 (8), Riego (3) y Lluvia (1).

Figura 4.2. Evolución de las relaciones molares (A-E) y diagrama ($Mg + Ca - SO_4^{2-} - HCO_3^-$) vs. ($K + Na - Cl$) (F) en las 3 muestras del agua de riego (blanco) y las 8 muestras de agua del desagüe D-XIX-6 (negro).

Figura 4.3. Presión parcial de CO_2 ($\log pCO_2$) e Índices de Saturación (IS) de la calcita, dolomita, yeso y halita en tres muestras de agua de riego y ocho del desagüe D-XIX-6.

Figura 4.4. Comparación de la contribución del drenaje del suelo de la cuenca al desagüe D-XIX-6 en los cinco años de estudio (2001 y periodo 2005-2008) según los resultados del balance de agua y los obtenidos con el código NETPATH.

Figura 5.1. Necesidades de fertilización nitrogenada (punteado) y nitrógeno aplicado por los agricultores (sólido) en la cuenca C-XIX-6 durante 2001 y el periodo 2005-2008. Índice de aplicación de nitrógeno (IAN) considerando toda la cuenca C-XIX-6 y sin considerar dos parcelas con excesivamente altas dosis de fertilización (IAN*).

Figura 5.2. Medias móviles anuales de las necesidades de fertilización nitrogenada (NF), masa de nitrato exportada en el drenaje (D_N) e Índice de contaminación por nitratos (ICN) de la cuenca C-XIX-6 para los cinco años de estudio.

Descripción de anexos.

Los anexos de esta tesis se presentan en formato digital en el CD adjunto donde se incluyen las siguientes carpetas clasificadas por capítulos.

2. Capítulo II:

2.1. Shapefiles: Se trata de las coberturas .shp desde donde se obtiene la información geográfica básica de la Comunidad de Regantes nº V de Bardenas (CR-V) para los diferentes apartados del estudio.

2.1.1. CR-V: Comunidades de Regantes de Bardenas. (Fuente: CR-V).

2.1.2. Geología: Cartografía geológica de la CR-V. (Fuente: www.chebro.es)

2.1.3. Estaciones_climáticas (Fuente: www.oficinaregante.aragon.es y Martínez-Cob en comunicación personal).

2.1.4. Canal_Bardenas: Delineación del Canal de Bardenas (Fuente: www.chebro.es)

2.1.5. Puntos_muestreo: Puntos de muestreo de aguas en la red de desagües y río Riguel.

2.1.6. Ríos: Delineación de los ríos Riguel, Arba de Luesia y Arba (Fuente www.chebro.es)

2.1.7. Desagües: Red de drenaje muestreada. (Fuente: CR-V)

2.1.8. Cuencas: Cuencas hidrológicas de los desagües muestreados obtenidos del MDT 25x25 de la cuenca del Ebro (Fuente: www.chebro.es).

2.2. Datos EMR: Consta de los 7 archivos Excel de entrada al programa EMR 2.0 necesarios para efectuar el balance de agua en el suelo de la CR-V y obtener los índices de calidad del riego en los dos años de estudio.

2.2.1. Año 2000.

2.2.2. Año 2007.

2.3. Datos Calidad: Consta de dos subcarpetas (Desagües y Río) que contienen los datos mensuales de CE y $[\text{NO}_3^-]$ en los puntos muestreados durante los años hidrológicos 2000 y 2007.

2.3.1. Desagües.

2.3.2. Río.

2.4. Datos Caudal: Datos diarios de caudal en la estación de aforos del Arba en Tauste (2000 y 2007) y del Riguel en Sabinar (P8 en 2007) (Fuente www.chebro.es).

3. Capítulo III:

3.1. Shapefiles: Contiene las coberturas .shp con la información geográfica de la cuenca C-XIX-6 necesaria para la elaboración del capítulo.

3.1.1. Cuenca: Delimitación de la cuenca hidrológica superficial.

3.1.2. Bancales: Cartografía de los bancales cultivados.

3.1.3. Parcelario: Cartografía del parcelario (URC: unidades de riego-cultivo).

3.1.4. Topografía: Curvas de nivel (equidistancia 5 metros).

3.1.5. Desagüe: Delineación del desagüe D-XIX-6.

3.1.6. Aforo: Localización de la estación de aforos del desagüe D-XIX-6.

3.1.7. Sondeos: Localización de los sondeos que constituyen la red de piezómetros.

3.2. Suelos: Contiene dos archivos Excel con los datos de conductividad eléctrica aparente tomados por el sensor electromagnético móvil (CEa.xls) así como la información obtenida de 10 suelos para obtener la relación entre la CEa y la capacidad de retención de agua disponible para las plantas en el suelo (muestreo de suelos.xls).

3.3. Curva de Gasto: Contiene los datos utilizados para construir la curva de gasto de la estación de aforos del desagüe D-XIX-6.

3.4. Ensayos de Bombeo: Contiene los datos de 3 ensayos de bombeo así como su interpretación.

3.5. SEV: Contiene los datos de los 10 sondeos eléctricos verticales así como su interpretación

3.6. Sondeos: Contiene la testificación de los 15 sondeos que constituyen la red de piezómetros.

3.7. Datos EMR: Consta de los 7 archivos Excel de entrada al programa EMR 2.0 necesarios para efectuar el balance de agua en el suelo de la cuenca C-XIX-6 y obtener los índices de calidad del riego en los años hidrológicos 2001-2008.

3.8. Datos piezométricos. Contiene los datos registrados en la red de piezómetros.

4. Capítulo IV:

4.1. Análisis químicos: Contiene una hoja Excel con las concentraciones de CO_3^{2-} , HCO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ medidas en los rangos de variación de la CE del agua de riego (Canal de Bardenas), el desagüe D-XIX-6 y la lluvia.

4.2. Conductividad eléctrica: Contiene dos archivos Excel con el seguimiento de la CE a 25° C de las aguas circulantes por el desagüe D-XIX-6 en la estación de aforo (CE Desagüe.xls) y de las aguas subterráneas en los piezómetros (CE Acuífero.xls).

5. Capítulo V:

5.1. Encuestas: Contiene dos archivos Excel con los datos de las encuestas anuales realizadas a los agricultores, tanto de fertilización (fertilización.xls) como de producción (producción.xls).

5.2. Concentración de nitrato: Contiene dos archivos Excel con el seguimiento de la $[\text{NO}_3^-]$ de las aguas circulantes por el desagüe D-XIX-6 en la estación de aforo (NO3 Desagüe.xls) y de las aguas subterráneas en los piezómetros (NO3 Acuífero.xls).

