AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
http://ageconsearch.umn.edu
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

El Control de la Contaminación por Nitratos en el Regadío[1]

Yolanda Martínez Martínez, Skender Uku Karaj y José Albiac Murillo[2]

Servicio de Investigación Agroalimentaria. Zaragoza

RESUMEN: En este artículo se analizan los efectos de algunas políticas de gestión del agua y de las técnicas de riego sobre el rendimiento de las actividades de cultivo y la contaminación del agua en la zona de regadío de Flumen-Monegros. El análisis se basa en la obtención de la respuesta del rendimiento de los cultivos al agua de riego y al abonado de nitrógeno. Las funciones de rendimiento se estiman mediante el programa de crecimiento de cultivos EPIC que incorpora información de las características locales de clima, suelo, manejo y sistema de riego de las actividades de cultivo.
En los resultados se examina la relación entre los rendimientos y el uso del agua y del nitrógeno, y se cuantifica el coste para los agricultores de la reducción de la contaminación. El coste de reducción de la contaminación depende del cultivo y del tipo de medida aplicada, y estos costes tienen una gran importancia para el diseño y la eficiencia de las medidas de reducción de la contaminación.

PALABRAS CLAVE: contaminación por nitrógeno, gestión del agua, respuesta de los cultivos al agua y al nitrógeno.
CÓDIGOS JEL: Q25,Q50

Nitrate pollution control in irrigated agriculture

SUMMARY: This paper analyzes the effects of some water management policies and irrigation systems on crop yields and water pollution, in an area located in the Flumen-Monegros irrigation district in Huesca (Spain). The analysis is performed using water and nitrogen crop response functions, which are estimated with the EPIC crop growth package. The estimation of response for the crop activities incorporates information on local climate, soils, crop management and irrigation systems.
The relationship between yields and water and nitrogen input use is examined, in order to quantify the pollution reduction cost faced by farmers. The costs depend on the particular crop and the pollution abatement measure, and information on these costs is important to design efficient pollution abatement measures.

KEY WORDS: nitrogen pollution, water management, water and nitrogen crop response functions.

---

[1] Este trabajo presenta algunos resultados del proyecto CICYT AGL2001-2333-C02.

[2] José Albiac, Unidad de Economía Agraria, SIA-DGA, Apartado 727, 50080 Zaragoza. maella@posta.unizar.es

Recibido en noviembre 2001. Aceptado en octubre 2002.

1. Introducción

1.1. *El uso del agua en la agricultura española*

España es un país con unas precipitaciones de 684 mm anuales que tienen una fuerte variación espacial y temporal. La demanda consuntiva de agua alcanza los 30.400 hm^3 de los que 24.100 hm^3 se utilizan en el regadío debido al clima semiárido o subhúmedo de extensas regiones de la península (MIMAM 1998).[3] La asignación de agua entre usos alternativos sigue un sistema de racionamiento basado en concesiones con un precio del agua muy inferior al que igualaría la oferta y la demanda. Las nuevas demandas de agua urbanas e industriales, y la aparición de preocupaciones medioambientales sobre el aprovisionamiento y utilización del agua, están potenciando la introducción de nuevas políticas de gestión del agua.

La creciente escasez provoca que la asignación de agua entre usos competitivos genere conflictos entre grupos de usuarios y administraciones regionales, que se agudizan en situaciones de emergencia durante los períodos de sequía. La escasez de agua es especialmente grave en las cuencas del sureste, como consecuencia de la expansión del regadío, que solo en la cuenca del Segura ha pasado de 80.000 a 266.000 ha desde 1975 según datos de teledetección (Quintanilla et al. 1997). Esta escasez ha provocado la sobreexplotación de los acuíferos y una severa degradación de las funciones ecológicas de los sistemas hídricos. En consecuencia las políticas de gestión de agua han de dar prioridad a la racionalización del uso agrícola del agua y a la conservación de su calidad**.**

La superficie de regadío en el sector agrario alcanza los 3,43 millones de hectáreas, distribuidas entre los 2,31 millones de hectáreas de cultivos herbáceos y los 0,84 millones de leñosos. La superficie y el valor de las producciones en regadío muestran que los cultivos que mayor superficie de regadío ocupan, el grupo de cereales y el grupo de cultivos industriales, tienen unos ingresos medios por hectárea muy bajos. El ingreso medio por hectárea de las hortalizas supera en diez veces al de los cereales y el de los frutales supera en cinco veces a los cereales (cuadro 1).

---

[3] El INE (2001) señala que en 1999 la captación de aguas superficiales y subterráneas en España para riego era de 26.800 hm^3, de los que 4.500 se perdían en la distribución, 22.300 se aplicaban en parcela, y 8.700 retornaban a cuenca.

CUADRO 1

Superficie y valor de las producciones en regadío en 1996

	Superficie (10^3 ha)		**Valor (10^6 €)**		**Ingreso medio (€/ha)**	
Cereales		967		914		945
maíz	364		547		1.500	
cebada	266		150		564	
Patata		105		331		3.150
Alfalfa		173		270		1.560
Cultivos industriales		569		932		1.640
remolacha azucarera	122		355		2.910	
algodón	74		313		4.230	
Hortalizas		357		3.720		10.400
tomate	55		980		17.800	
pimiento	23		451		19.600	
lechuga	33		319		9.670	
judía verde	20		276		13.800	
Cítricos		248		1.350		5.430
naranjo	122		565		4.630	
mandarino	83		493		5.940	
limonero	42		282		6.710	
Frutales no cítricos		253		1.140		4.490
melocotonero	61		331		5.430	
manzano	35		192		5.490	
peral	36		186		5.170	

Fuente: MAPA (1999)

Si se compara el ingreso medio del agua en la agricultura con la rentabilidad en otros sectores, se observa que el ingreso medio por metro cúbico de agua en la agricultura es muy inferior al ingreso medio de los sectores industriales que son grandes consumidores de agua, y alcanza los 0,12 €/m^3 (20 pta/m^3) para los cereales, 1,64 €/m^3 (273 pta/m^3) para las hortalizas, y 0,84 €/m^3 (140 pta/m^3) para los frutales.[4] Estos ingresos medios contrastan con los de las industrias alimentaria, química, y papel y edición, que son entre 50 y 100 veces mayores que los sectores agrícolas más rentables como hortalizas y frutales.[5]

El sector terciario se abastece de las redes urbanas en las que se paga una tarifa media de 0,70 €/m^3 (116 pta/m^3), mientras que la tarifa de uso agrario es mucho menor con una tarifa media de 0,02 €/m^3 (3,3 pta/m^3) (INE 2001). En cuanto a los servicios medioambientales del agua no existen en España trabajos de valoración económica global de estos servicios aunque existen indicios de que su valor puede ser elevado. Así,

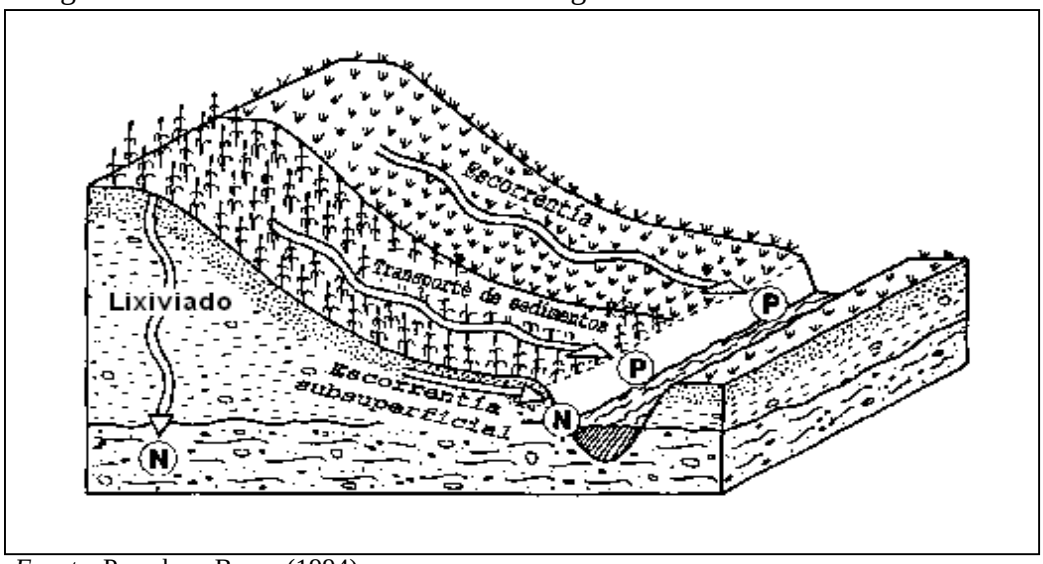
[4] Datos estimados a partir de INE (2001), Consejería de Agricultura (1999) y Albiac y Tapia (2001)

[5] El ingreso medio del agua es de 84,34 €/m^3 en la industria alimentaria, 83,13 €/m^3 en la industria química, 71,69 €/m^3 en la industria del papel y edición, y 6,61 €/m^3 en la industria de extracción de productos minerales no energéticos (INE 1999).

Freeman indica que la EPA estimó en unos 10.000 millones de dólares las pérdidas de beneficios recreativos por contaminación del agua (Freeman 1979), y también señala que los estudios sobre beneficios del control de la contaminación del agua arrojan una valoración media de unos 14.000 millones de dólares (Freeman 1990).[6]

El ingreso medio del agua es una aproximación muy imprecisa de la contribución del factor agua al valor de la producción, y la magnitud correcta es el valor de la productividad marginal del factor agua. El valor de la productividad marginal puede obtenerse a partir de la función de demanda del agua, por lo que la determinación de esta función es crucial para cualquier análisis económico de la gestión del agua. Existe muy poca información sobre funciones de demanda de agua en los distintos sectores, ya que hay grandes dificultades para realizar estimaciones econométricas al ser insuficiente la variación de los precios del agua para cualquier estimación fiable, y sólo existe información parcial sobre algunas zonas de regadío. A este respecto cabe citar los trabajos de Berbel et al. (1999), Sumpsi et al. (1998), y Feijoó et al. (2000), en los que se estima la respuesta de la demanda de agua en zonas de regadío de los Valles del Guadalquivir, Duero, Júcar, Segura y Ebro. En el trabajo que se presenta en este artículo, el cálculo de la demanda del agua de uso agrario se basa en el modelo bio-físico EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) desarrollado por el equipo de Williams (Mitchell et al. 1996).

Figura 1. Entradas de N en los cursos de agua



Fuente: Prasuhn y Braun (1994)

[6] Como muestra de los valores medioambientales del agua, el estudio de Desvousges et al. (1987) evalúa en 35 dólares por persona y año la disposición a pagar por mejorar la calidad del agua de un río de aptitud

Algunas propuestas de política de gestión de agua plantean medidas de gestión de demanda, como el aumento de los precios del agua para recuperar costes, la introducción de mercados de agua, o la revisión de las concesiones de agua. Diversos autores señalan que frente a las políticas tradicionales de oferta, las medidas de gestión de demanda de agua son preferibles desde el punto de vista de la sostenibilidad del recurso hídrico y la protección del medio ambiente. El diseño de medidas apropiadas de gestión del agua de regadío, es determinante para regular la contaminación que genera el regadío y los problemas medioambientales de la sobreutilización del recurso hídrico.

1.2. *Los efectos del abonado en la calidad del agua*

El origen de los nutrientes en los ecosistemas puede ser natural o antropogénico. En general, la carga de nutrientes aumenta conforme se incrementa la actividad humana en las cuencas y ecosistemas acuáticos, y esta carga representa una presión sobre el medioambiente. La carga de nitrógeno proviene esencialmente de la actividad agraria, sobre todo de fertilizantes nitrogenados y estiércoles animales. En las últimas décadas, la carga de nitrógeno en los ríos ha aumentado por el mayor uso de fertilizantes nitrogenados, la intensificación del cultivo y una mayor carga ganadera. La contaminación por nitrógeno que genera la actividad agrícola se produce como consecuencia del arrastre del nitrógeno por lixiviado y escorrentía, que pasa a los acuíferos y a las corrientes superficiales (figura 1). Se calcula que entre un 50 y un 90 por cien de la carga de nitrógeno en las aguas superficiales tiene su origen en las actividades agrarias (EEA 1999). Los impactos de una carga excesiva de nutrientes pueden manifestarse de forma directa por contaminación del agua potable o como factor de eutrofización que elimina el oxígeno necesario para la supervivencia de los organismos acuáticos.

En España, la mecanización de la agricultura en los años sesenta y la posterior introducción de variedades de cultivo de alto rendimiento supusieron un fuerte aumento en la utilización de fertilizantes minerales. Entre 1960 y 1989, el consumo de nitrógeno pasó de 0,24 a 1,12 millones de toneladas de nitrógeno activo, el de fósforo pasó de 0,36 a 0,53 millones de toneladas de P_2O_5, y el consumo de potasio de 0,07 a 0,37 millones de toneladas de K_2O. En la última década la utilización media por hectárea de

---

navegable a baño.

estos fertilizantes en España se ha estabilizado, y está cercana a la media de la UE.[7] Sin embargo los valores medios no son representativos de la problemática que puede haber en algunas zonas vulnerables debido a la excesiva utilización de fertilizante.

Se han comenzado a tomar medidas para reducir los costes medioambientales de las externalidades que generan los fertilizantes minerales al contaminar el suelo y las aguas superficiales y subterráneas. El control de la contaminación o de la calidad medioambiental puede realizarse definiendo niveles objetivo a alcanzar, y estableciendo medidas de política medioambiental para el cumplimiento de estos objetivos. Estas medidas pueden ser acuerdos voluntarios de reducción, impuestos ambientales, diseño de estándares, e impuestos sobre procesos e inputs (Hanley et al. 1997).

El diseño de medidas para el control medioambiental de las actividades agrícolas es una cuestión compleja, ya que las actividades de cultivo generan una contaminación difusa, en la que es difícil identificar las fuentes de contaminación. Tietenberg (2000) afirma que el control de la contaminación difusa está en sus inicios, y que la información sobre los costes de control es escasa. También señala que aunque el coste de control pueda ser razonable para algunas sustancias, el control de todas las fuentes de contaminación difusa puede tener un coste prohibitivo.

En este sentido son interesantes los resultados obtenidos por Ribaudo et al. (2001), que han participado en un estudio de la NOAA sobre hipoxia en el Golfo de Méjico (CENR 2000), y que señalan que la limitación de la aplicación de fertilizantes tiene una mayor eficiencia de costes para reducciones moderadas de contaminación de nitrógeno, pero que la restauración de humedales es una medida con mayor eficiencia de costes para reducciones elevadas de contaminación.

En la Unión Europea, la normativa sobre la gestión y la calidad del agua se establece en varias directivas, y las directivas que afectan especialmente a las actividades agrarias son la Directiva de Nitratos (1991), y la Directiva Marco del Agua (2000). En España, la aplicación de la legislación sobre calidad del agua ha supuesto un avance en el tratamiento de aguas residuales urbanas, pero la Directiva de Nitratos ha llevado un gran retraso en España y en otros países comunitarios. La Directiva de Nitratos solo regula las aguas subterráneas, y la aplicación de la Directiva de Nitratos por las Comunidades Autónomas se ha hecho con retraso y bajo la amenaza de

[7] En España, la aplicación media de fertilizantes minerales es de 65 kg/ha para el nitrógeno, 34 kg/ha para el fósforo, y 29 kg/ha para el potasio, mientras que en la UE la media es de unos 70 kg/ha, 25 kg/ha, y 30 kg/ha, respectivamente (MAPA 1999, MAPA 2000a).

penalizaciones. El enfoque de las medidas ha sido reducir al máximo el número de zonas vulnerables y las exigencias sobre las prácticas contaminantes de los agricultores.

La nueva Directiva Marco del Agua extiende la protección de los acuíferos a todas las aguas, y fija un objetivo de cumplimiento obligatorio en el que se debe alcanzar un "buen estado de las aguas" y unos precios del agua que fomenten la conservación e incorporen los costes medioambientales. La gestión de la demanda de agua de riego va a adquirir una gran importancia como consecuencia de la Directiva Marco del Agua. La Directiva establece: i) una combinación de restricciones de emisiones y estándares de calidad, con fechas límite para que todas las aguas tengan una calidad apropiada; ii) una gestión del agua basada en cuencas y con participación de los usuarios; y iii) un precio del agua a los usuarios que sea igual al coste completo de captación, distribución y tratamiento, y que incluya los costes medioambientales de aprovisionamiento y utilización. Podrán contemplarse algunas derogaciones en las que no se aplique este coste completo, como en el caso de zonas desfavorecidas o en la provisión de servicios básicos a un precio razonable. En España, aunque la Directiva no prohíbe estas excepciones territoriales, es improbable que toda la demanda de uso agrario pueda considerarse caso especial, ya que representa el 80 por cien de la demanda consuntiva de agua en el país.

En este artículo se examinan los efectos de algunas medidas de gestión de agua y control de contaminación sobre la actividad agrícola de la zona de regadío Flumen-Monegros en el Valle del Ebro. En el análisis se emplean funciones de respuesta de cultivos estimadas mediante la utilización del simulador de crecimiento de cultivos EPIC, para poder comparar la situación actual con escenarios de aumento de precios del agua y los fertilizantes, cambio tecnológico de los sistemas de riego, y límites en el uso de fertilizantes.

2. Metodología

El área estudiada es la zona de regadío de Flumen-Monegros, en la provincia de Huesca. La relación entre los rendimientos y el uso del agua y del nitrógeno, se utiliza para examinar distintas alternativas de gestión de agua y del nitrógeno, y sus efectos sobre la rentabilidad de las actividades agrarias y la contaminación.

El regadío de Flumen-Monegros abarca diecisiete municipios en los que la agricultura de regadío es un elemento importante de su actividad económica y

estabilidad demográfica. La zona ocupa 85.500 ha, de las que 61.200 son cultivables y 49.900 son tierras en regadío. El clima es semiárido con déficit de agua a lo largo de todo el año, por lo que el riego es esencial en la producción agrícola. El origen de los recursos hídricos es el río Gállego a través del pantano de la Sotonera, con una capacidad de 187 hm^3, y el río Cinca a través del canal del Cinca. El sistema de riego es por superficie, aunque en algunas zonas se está introduciendo el riego por aspersión. Existen datos meteorológicos de la zona e información de suelos georreferenciada (Nogués et al. 1999), y también se ha recogido datos sobre el manejo de los cultivos y las características de las comunidades de regantes. Los principales cultivos de la zona son maíz, alfalfa, arroz, trigo, cebada y girasol, para los que existen datos estadísticos de superficie ocupada y costes medios por hectárea (DGA 1999, MAPA 2000b).

2.1. *Modelo agronómico*

Para determinar los efectos de las medidas de gestión del agua de riego y del control de la contaminación, se ha obtenido la respuesta de los rendimientos de los cultivos al agua y al abonado de nitrógeno. Las funciones de rendimiento se han estimado mediante el programa de crecimiento de cultivos EPIC, que incorpora información de las características locales de clima, suelo, manejo, y sistema de riego de las actividades de cultivo. La idoneidad del paquete EPIC para el análisis de la contaminación por nitrógeno queda de manifiesto por su utilización en el estudio sobre la hipoxia de la NOAA (CENR 2000). Una ventaja del paquete EPIC es que permite obtener estimaciones de la carga por hectárea de nutrientes y pesticidas, y estas estimaciones pueden utilizarse como coeficientes técnicos en modelos de a programación matemática. Ejemplos de esta utilización son los de Mapp et al. (1994), Helfand y House (1995), Blanco (1996) y Randhir y Lee (1997).

La elección de un modelo agronómico de simulación como EPIC para el cálculo de las funciones de respuesta de los cultivos presenta grandes ventajas con respecto a los trabajos que se basan en información recogida mediante encuestas,[8] ya que los resultados se pueden validar adecuadamente, y el modelo proporciona los niveles de percolación de agua y de lixiviado de nitrógeno. Estas ventajas permiten realizar una buena aproximación a la contaminación que generan las actividades de regadío.

[8] Es el caso de los trabajos de Berbel et al. (1999) y de Sumpsi et al. (1998), mencionados anteriormente.

La validación de los resultados obtenidos con el simulador de cultivos se ha llevado a cabo mediante su comparación con las encuestas realizadas a las comunidades de regantes de la zona de estudio en el marco del proyecto CICYT AGL 2001-2333-C02**.** Estas encuestas también recogen información sobre la gestión del agua por las comunidades de regantes y datos agronómicos del manejo de los cultivos por sistema de riego (superficie y aspersión). Por otra parte, se dispone de información experimental de campo sobre rendimientos, utilización de los inputs agua y nitrógeno, y sobre los niveles de percolación y lixiviado en parcelas con similares características a las del área de estudio (Orús et al. 2000). Esta información experimental se ha utilizado para contrastar adecuadamente las simulaciones correspondientes a los niveles de contaminación, que se identifican con los niveles de lixiviado de nitrógeno.

2.2. *Modelo económico*

El problema que se ha planteado es el de la maximización del margen neto por hectárea de los cultivos respecto a la utilización de los inputs agua de riego y nitrógeno. El problema se define mediante la expresión:

[1] $$\max_{x,n} \; p_y \cdot f(x,n) - p_x x - p_n n + s - k$$

donde *f(x, n)* es el rendimiento del cultivo en función del agua aplicada *x* y el nitrógeno *n*, s es el pago directo por el cultivo, *k* son los costes de cultivo distintos del fertilizante nitrogenado y el agua (semillas, herbicidas, maquinaria, mano de obra, costes indirectos y amortizaciones), y p_y, p_x y p_n son los precios del cultivo, el nitrógeno y el agua. Al optimizar el margen neto de cada cultivo para los precios actuales del cultivo, del agua y del nitrógeno (p_y, p_x y p_n), se observa que la solución óptima del rendimiento y el uso de inputs se acercan razonablemente a la situación actual de rendimiento y uso de inputs recogida en el cuadro 2.

Para los cultivos considerados, trigo, cebada, maíz, arroz, girasol y alfalfa, se han estimado funciones de respuesta del cultivo *f(x,n)* utilizando el programa EPIC, con datos de producción, meteorología, manejo y costes, y suelos. En economía agraria, se han estudiado las funciones de respuesta de los cultivos durante largo tiempo y con distintas técnicas. Dos funciones de respuesta muy utilizadas han sido la función polinomial y la de Von Liebig. La función polinomial permite la sustitución entre los

CUADRO 2

Manejo actual de los cultivos en riego por superficie y aspersión

Variable	**Maíz**		**Trigo**		**Cebada**		**Alfalfa**		**Girasol**		**Arroz**
	Sup	**Asp**	**Sup.**	**Asp**	**Sup**	**Asp**	**Sup**	**Asp**	**Sup**	**Asp**	**Sup**
Rendimiento (Tm/ha)	10,0	12,3	5,5	7,0	4,5	5,5	16,7	16,9	2,5	3,5	6,0
Margen neto €/Ha (pta/ha)	553,28 (91.845)	849,34 (140.990)	425,86 (70.693)	568,81 (94.423)	237,04 (39.348)	329,14 (54.638)	649,28 (107.780)	630,54 (104.670)	400,84 (66.540)	(553,01) (91.800)	833,67 (138.390)
Agua (m^3/ha)	9.000	8.000	4.500	3.750	3.500	3.000	10.000	8.000	3.500	3.000	14.000
VPM del agua €/m^3 (pta/m^3)	0	0	0,001 (0,1)	0,072 (12,1)	0,001 (0,2)	0,050 (8,3)	0	0	0,203 (33,7)	0.079 (13,2)	0,015 (2,6)
Nitrógeno (kg/ha)	462	342	143	192	151	160	75	75	75	100	201
Percolación (m^3/ha)	3.674	1.530	1.745	700	1.840	370	3.853	2.080	1.302	0	1.920 Escorrentía
Lixiviado N (kg/ha)	133	40	4.7	0.6	2.1	0.6	19	17	8	0	14 Pérdida N

inputs, y la función de Von Liebig define un rendimiento máximo a partir del cual el rendimiento no responde a una mayor aplicación de inputs. Frank et al. (1990) han ampliado los estudios previos basados en funciones de respuesta polinomiales y de Von Liebig, introduciendo la función Mitscherlich-Baule. La ventaja de la especificación Mitscherlich-Baule sobre la polinomial y la Von Liebig es que permite una respuesta con las propiedades de rendimiento máximo y sustitución entre los factores.

En este trabajo se ha seleccionado la especificación polinomial que es la que se utiliza normalmente en la literatura, ya que la especificación Mitscherlich-Baule es más compleja y suele presentar problemas de convergencia en la estimación. La ecuación polinomial $y = a_0 + a_1 x + a_2 x^2 + a_3 n + a_4 n^2 + a_5 x\ n$ se ha estimado para el maíz, trigo, cebada, alfalfa, arroz y girasol, donde *y* es rendimiento del cultivo en Tm/ha, *x* es el agua de riego aplicada en m^3/ha y *n* es el nitrógeno activo aplicado en kg/ha.

El cuadro 3 muestra la estimación de las funciones de rendimiento de los cultivos en riego por superficie y por aspersión. Estas funciones permiten simular la respuesta de los cultivos de la zona Flumen-Monegros a la cantidad o los precios del agua y el abono nitrogenado, o al establecimiento de un límite en el nitrógeno aplicado.

En la simulación de estos escenarios se obtienen resultados de las variables de interés por hectárea (margen neto, agua, nitrógeno, percolación y lixiviado). Como una primera aproximación a los efectos de los escenarios sobre la zona de riego, se han extrapolado los resultados por hectárea multiplicando los resultados de cada cultivo por las hectáreas que ocupan. En una segunda aproximación más precisa, se ha utilizado el modelo de programación lineal del regadío Flumen-Monegros de Feijoó et al. (2000),[9]

[9] El modelo de programación lineal maximiza el margen neto de las actividades de cultivo en cada municipio, sujeto a restricciones de tierra, mano de obra mensual, disponibilidad de agua mensual,

CUADRO 3

Funciones de rendimiento de los cultivos

Cultivo	**Riego por superficie**	**Riego por aspersión**
Maíz	$Y=0.506+0.113\cdot10^{-2}X-0.119\cdot10^{-6}X^2+0.226\cdot10^{-1}N-0.382\cdot10^{-4}N^2+0.161\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.918$	$Y=0.506+0.154\cdot10^{-2}X-0.141\cdot10^{-6}X^2+0.210\cdot10^{-1}N-0.361\cdot10^{-4}N^2+0.140\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.995$
Trigo	$Y=0.871+0.951\cdot10^{-3}X-0.145\cdot10^{-6}X^2+0.172\cdot10^{-1}N-0.336\cdot10^{-4}N^2+0.249\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.971$	$Y=0.762+0.888\cdot10^{-3}X-0.114\cdot10^{-6}X^2+0.185\cdot10^{-1}N-0.538\cdot10^{-4}N^2+0.272\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.983$
Cebada	$Y=0.936+0.845\cdot10^{-3}X-0.217\cdot10^{-6}X^2+0.176\cdot10^{-1}N-0.439\cdot10^{-4}N^2+0.453\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.969$	$Y=0.891+0.815\cdot10^{-3}X-0.196\cdot10^{-6}X^2+0.168\cdot10^{-1}N-0.499\cdot10^{-4}N^2+0.48823\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.982$
Alfalfa	$Y=4.522+0.295\cdot10^{-2}X-0.196\cdot10^{-6}X^2+0.296\cdot10^{-1}N-0.254\cdot10^{-3}N^2+0.163\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.972$	$Y=4.266+0.291\cdot10^{-2}X-0.196\cdot10^{-6}X^2+0.279\cdot10^{-1}N-0.274\cdot10^{-3}N^2+0.282\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.976$
Girasol	$Y=0.325+0.573\cdot10^{-3}X-0.128\cdot10^{-6}X^2+0.200\cdot10^{-1}N-0.656\cdot10^{-4}N^2+0.127\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.982$	$Y=0.521+0.502\cdot10^{-3}X-0.920\cdot10^{-7}X^2+0.189\cdot10^{-1}N-0.649\cdot10^{-4}N^2+0.174\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.980$
Arroz	$Y=1.324+0.444\cdot10^{-3}X-0.210\cdot10^{-7}X^2+0.172\cdot10^{-1}N-0.930\cdot10^{-4}N^2+0.104\cdot10^{-5}XN$ $\mathbf{R^2_{aj}} = 0.975$	

Nota: Y es el rendimiento del cultivo en Tm/ha, X es el agua de riego en m^3/ha, y N es el nitrógeno activo aplicado en kg/ha.

para determinar la sustitución entre cultivos bajo el escenario de limitación de fertilización de nitrógeno, ya que es el escenario que muestra una mejor eficiencia de costes.

En la simulación se compara el escenario base o situación actual con otros escenarios en los que se incrementa el precio del agua (Escenario 1) o el precio del nitrógeno (Escenario 2), se establece un límite de fertilización nitrogenada (Escenario 3), o se sustituye el riego por superficie por riego por aspersión (Escenario 4). Y por último en el caso del límite a la fertilización, se considera además el efecto global de esta medida sobre la distribución de los cultivos, que se compone de efecto sobre el rendimiento de cada cultivo y efecto de sustitución entre cultivos (Escenario 5). En el escenario base o situación actual el sistema de riego que se utiliza normalmente es por superficie, aunque se ha introducido el riego por aspersión en algunos sectores. En los cálculos para el escenario base se considera que todo el riego es por superficie.

La simulación de los escenarios alternativos se lleva a cabo con las funciones estimadas de respuesta del rendimiento de los cultivos al agua de riego y al nitrógeno. Se han simulado cuatro escenarios: aumento del precio del agua, aumento del precio del nitrógeno, fijación de un límite en el uso de nitrógeno activo y cambio del sistema de riego a riego por aspersión. Para los escenarios de aumento de precios de los factores productivos y cambio en la tecnología de riego se consideran únicamente los efectos

restricciones de sucesión y frecuencia, y restricciones de retirada de tierra y barbecho. Para una

sobre la rentabilidad de los cultivos y sobre la disminución de la contaminación por nitrato, manteniendo fija la distribución de la superficie total por cultivos. Para el escenario de limitación de fertilizante se analizará también el efecto que tal medida producirá sobre la distribución de los cultivos en la zona. El escenario de cambio de técnica de riego se ha analizado teniendo en cuenta los costes de inversión necesarios para su puesta en marcha, por lo que se ha optado por incluirlo de forma independiente al resto de escenarios.

3. Resultados

En la zona Flumen-Monegros se aplican actualmente en riego por superficie y por aspersión, las cantidades de agua de riego y fertilizante nitrogenado que se muestran en el cuadro 2. Mediante el programa EPIC se ha obtenido el rendimiento, percolación y lixiviado que se generan con estas cantidades de agua y nitrógeno, y se ha calculado el margen neto y el valor de la productividad marginal del agua. El valor de la productividad marginal del agua es muy bajo en casi todos los cultivos, lo que indica que la utilización de los inputs agua y nitrógeno está cerca del máximo rendimiento. En el cuadro 2 se observa que el sistema de riego por aspersión incrementa el rendimiento y el margen neto de los cultivos utilizando menores cantidades de agua, lo que reduce la percolación de agua y el lixiviado de nitrógeno.

La contaminación de las actividades de cultivo está ligada a la percolación de agua, que arrastra nitrógeno (lixiviado) y sales. Los cultivos que utilizan mayor cantidad de agua son maíz, alfalfa y arroz, y son también los que generan una mayor percolación (maíz y alfalfa) o escorrentía (arroz). El maíz es el cultivo que genera las pérdidas de nitrógeno más importantes, junto con cantidades menores de la alfalfa y el arroz (cuadro 2).

En el escenario base o situación actual (superficie media de 1996 a 1999), la superficie cultivada en regadío de la zona de estudio es de 49.900 ha, de las que el maíz ocupa 12.400 ha, la alfalfa 10.600, el arroz 4.200, el girasol 4.500, el trigo 3.500, y la cebada 3.800 ha. La suma de la superficie de estos cultivos estudiados es 39.000 ha.

El cuadro 4 muestra los resultados de la solución óptima para los precios actuales del agua (0,012 €/m^3 ó 2 pta/m^3) y del nitrógeno (0,60 €/kg ó 100 pta/kg) en el escenario

---

descripción en gran detalle del modelo, se puede consultar Albiac et al. (1998).

base. En este escenario base, se observa que el margen neto de la zona es de 23,9 millones de euros (3.972 millones pta), la utilización de agua es 255 hm^3, el uso de

CUADRO 4

Resultados de los escenarios alternativos

	Escenario base	**Escenario 1**	**Escenario 2**	**Escenario 3**
Variables	P_x=2; P_n=100	P_x=10; P_n=100	P_x=2; P_n=200	Límite nitrógeno P_x=2; P_n=100
Margen neto (10^6 €) (10^6 pta)	23,9 (3.972)	13,6 (2.261)	19,7 (3.275)	22,8 (3.787)
Agua (hm^3)	255	181	249	242
Nitrógeno (Tm)	7.833	7.489	6.551	5.853
Percolación (hm^3)	56,3	30,2	33,7	28,8
Lixiviado de N (Tm)	1.159	442	745	722

nitrógeno activo es 7.833 toneladas, la percolación es 56 hm^3, y el lixiviado de nitrógeno es 1.159 toneladas de nitrógeno activo.

En el escenario 1, los precios del agua se elevan de 0,012 €/m^3 (2 pta/m^3) a 0,06 €/m^3 (10 pta/m^3). Al incrementar el precio del agua, la utilización de agua se reduce en un 30 por ciento y la percolación y el lixiviado experimentan una reducción del 46 por ciento. El coste para los agricultores del escenario 1 es alto, ya que el margen neto se reduce en un 43 por cien. Un inconveniente de este escenario es que la reducción de la dosis de riego disminuye el lavado, lo que puede provocar en algunos suelos problemas de acumulación de sales en las capas superiores del suelo.

Bajo el escenario 2, el precio del nitrógeno activo se incrementa de 0,60 €/kg (100 pta/kg) a 1,20 €/kg (200 pta/kg). Al aumentar el precio del nitrógeno, la utilización de nitrógeno se reduce ligeramente (16%), mientras que el lixiviado de nitrógeno cae en un 26 por cien, y la percolación en un 50 por cien. El coste para los agricultores de este escenario es menor que el escenario 1, con una pérdida de margen neto del 17 por cien. El tercer escenario introduce un límite en el uso de nitrógeno en las actividades de cultivo, que supone una utilización de nitrógeno activo en la zona de 5.856 toneladas, con una reducción del 25 por cien.[10] Bajo este escenario, el lixiviado de nitrógeno cae en un 38 por cien y la percolación en un 49 por cien, con la ventaja de que el coste para los agricultores es pequeño, ya que el margen neto se reduce en solo un 5 por cien.

Si el objetivo de la regulación es limitar el lixiviado de nitrógeno y la percolación de agua, el establecimiento de un límite es un buen instrumento para alcanzar el

[10] El límite para los cultivos es el siguiente: maíz, 300 kg/ha; trigo, cebada, girasol y arroz, 100 kg/ha; y alfalfa, 50 kg/ha.

objetivo a un coste bajo para los agricultores. Este resultado coincide con las conclusiones de los trabajos de Bernardo et al. (1993), Huang y Uri (1992), y Mapp et al. (1994) para diferentes regiones de Estados Unidos. La medida que induce una mayor reducción tanto en la percolación como en el lixiviado, es el aumento del precio del agua hasta 0,06 €/m^3 (10 pta/m^3), pero esta medida tiene un coste prohibitivo para los agricultores, ya que provoca una caída en el margen neto del 43 por cien lo que implicaría en muchos casos el abandono de las actividades de cultivo.

Una alternativa que se está discutiendo para mejorar la gestión del agua de riego y reducir los impactos medioambientales del regadío es la modernización de los sistemas de riego, que en esta zona supondría pasar del riego por superficie al riego por aspersión. Con un sistema de riego por aspersión, la utilización de agua y nitrógeno en la zona disminuye, el margen neto se incrementa, mientras que la percolación y el lixiviado se reducen significativamente (53 % y 62 %, respectivamente). Ahora bien, los costes de la modernización del sistema de riego por superficie a riego por aspersión son elevados. El coste de equipamiento en parcela puede estimarse entre 1.807 (300.000) y 3.012 €/ha (500.000 pta/ha), a lo que hay que añadir el coste de modernización de los canales secundarios de distribución de agua a las parcelas, con lo que el coste total de la inversión puede alcanzar un millón de pesetas por hectárea. Se considera que esta inversión se financia a un tipo real del 3 por cien a 30 años, ya que el período de vida útil se estima en 30 años, y que solo se subvencionan los intereses de la financiación de la modernización. En estas condiciones el pago anual de los agricultores sería de unos 201 €/ha (33.300 pta/ha). El incremento del margen neto por hectárea por modernización del sistema de riego, instalando riego por aspersión, es de unos 170 €/ha (28.200 pta/ha) para los cultivos que se producen actualmente.[11] El incremento de margen neto al modernizar el regadío no cubre la financiación en el caso de que se subvencionen los intereses de la inversión, y por lo tanto este escenario no se considera viable como alternativa de reducción de la contaminación de nitrógeno.

La modernización del sistema de riego quedaría asegurada con la introducción de cultivos hortofrutícolas que son más rentables, lo que tampoco es una tarea sencilla ya que supone una adquisición de técnicas de cultivo, disponibilidad de capital para el equipamiento, disponibilidad de mano de obra, formación del capital humano, y acceso a la industria de transformación. Por otra parte los efectos medioambientales de una

agricultura hortofrutícola intensiva podrían significar un aumento de la contaminación de las aguas de retorno en la zona.

CUADRO 5
Resultados del cambio de superficie

	Escenario base	**Límite de nitrógeno con sustitución de cultivos**
Variables		
Margen neto (10^6 €) (10^6 pta)	23,9 (3.972)	22,9 (3.805)
Agua (hm^3)	255	243
Nitrógeno (Tm)	7.833	5.849
Percolación (hm^3)	56,3	29,1
Lixiviado de N (Tm)	1.159	722

De los cuatro escenarios considerados, el escenario que establece un límite al uso de nitrógeno es el más coste-eficiente ya que provoca una caída importante de la percolación y el lixiviado en las distintas actividades de cultivo con la ventaja de que la caída en margen neto es moderada. Este escenario es el más favorable, y es el que se va a utilizar para determinar el efecto de la sustitución de cultivos en la zona de estudio como consecuencia de los cambios en los rendimientos de los cultivos.

Para llevar a cabo el análisis del efecto global de la limitación del uso de fertilizantes en la zona, que se compone de efecto sobre el rendimiento de cada cultivo y efecto de sustitución entre cultivos, se ha empleado el modelo de programación lineal descrito. El procedimiento empleado ha sido el de sustituir los rendimientos actuales (escenario base) por los rendimientos calculados para cada cultivo cuando se limita el abonado de nitrógeno.

La reducción del uso de fertilizantes no provoca grandes variaciones en las superficies de las actividades de cultivo del regadío Flumen-Monegros I. Los rendimientos del maíz, trigo, cebada y arroz tienen una caída superior a los rendimientos del girasol y la alfalfa, que prácticamente se mantienen al tener una menor necesidad de abonado de nitrógeno. Como consecuencia, la superficie cultivada de maíz, trigo, cebada y arroz, disminuye entre 0,3 y 5 por cien, mientras que la superficie de girasol y alfalfa aumenta 5 y 2 por cien, respectivamente. Como consecuencia de los cambios en los rendimientos y la nueva distribución de los cultivos, el margen neto se reduce en un 4 por cien, la utilización del agua cae en un 5 por cien y la de nitrógeno un

[11] Exceptuando el arroz que no se cultiva en aspersión y la alfalfa que no aumenta su margen en aspersión.

25 por cien (Cuadro 5). El efecto global sobre la contaminación que se registra en la zona del escenario de limitación del abonado nitrogenado es un descenso del 38 por cien en el lixiviado de nitrógeno y del 48 por cien en la percolación, porcentajes cercanos al 38 por cien de lixiviado y 49 por cien de percolación calculados sin tener en cuenta la sustitución de cultivos.

4. Resumen y conclusiones

En este trabajo se han estimado las funciones de rendimiento de los cultivos del regadío de Flumen-Monegros para determinar los efectos de algunas políticas de gestión del agua y las técnicas de riego sobre el rendimiento de las actividades de cultivo y la contaminación del agua. Para establecer la relación entre los rendimientos y la utilización de agua y nitrógeno, se ha empleado el programa de crecimiento de cultivos EPIC aplicado a los principales cultivos de la zona: maíz, alfalfa, girasol, trigo, cebada y arroz, incorporando datos locales de producción, meteorología, suelo, manejo, costes y sistemas de riego.

En la función de respuesta de los cultivos se ha seleccionado la especificación polinomial, que es la que se utiliza normalmente en la literatura. Mediante estas funciones de respuesta se obtiene información sobre la percolación de agua y el lixiviado de nitrógeno, que son procesos contaminantes ya que la percolación arrastra nitrógeno y sales. Los cultivos que utilizan una mayor cantidad de agua son maíz, alfalfa y arroz, y son los cultivos que generan una mayor percolación (maíz y alfalfa) o escorrentía (arroz), aunque también generan el mayor margen neto. El maíz es el cultivo que produce mayores pérdidas de nitrógeno.

En la simulación se ha comparado el escenario base o situación actual con otros escenarios alternativos en los que se incrementa el precio del agua o del nitrógeno, se establece un límite a la fertilización, o se sustituye el sistema de riego por superficie a riego por aspersión. Bajo el escenario de aumento de los precios del agua, la percolación de agua y el lixiviado de nitrógeno se reducen drásticamente, pero con un elevado coste para los agricultores medido por la reducción del margen neto. Un escenario de aumento del precio del nitrógeno también reduce significativamente la percolación de agua y el lixiviado, con un coste para los agricultores menor que en el escenario anterior. Si se establece un límite al uso de nitrógeno, se comprueba que hay una caída importante de la percolación y el lixiviado, con la ventaja de una reducción moderada en el margen

neto. El establecimiento de un límite es un buen instrumento para reducir el lixiviado y la percolación a un coste bajo para los agricultores. Un incremento del precio del agua hasta 0,06 €/m^3 (10 pta/m^3) provoca una reducción mayor, pero el coste es muy elevado y podría significar el abandono de las actividades de cultivo.

El cambio en el sistema de riego de la zona a riego por aspersión, implica un aumento del margen neto y una reducción apreciable de la percolación y el lixiviado. El aumento del margen neto no cubre una financiación de mercado de la modernización del sistema de riego, ni tampoco cubre una financiación con intereses subvencionados. La modernización quedaría asegurada con la introducción de cultivos hortofrutícolas más rentables, que suponen un gran esfuerzo de adquisición de técnicas de cultivo, disponibilidad de capital para el equipamiento y de mano de obra abundante, formación del capital humano, y acceso a la industria de transformación. Las consecuencias medioambientales sobre la calidad y cantidad de agua de producciones hortofrutícolas podrían ser negativas, como se observa en la agricultura intensiva del Levante mediterráneo.

La medida de limitar el uso de nitrógeno es la que muestra una mayor eficiencia de costes, y por ello se ha examinado el efecto global de la limitación de abonado con sustitución de cultivos en la zona de regadío de Flumen-Monegros I. Se observa que la reducción de abonado no provoca grandes variaciones en las superficies de las actividades de cultivo, y que el efecto global sobre la contaminación es una reducción del 38 por cien del lixiviado y del 48 por cien de la percolación.

En consecuencia, puede afirmarse que la medida de protección de la calidad del agua más eficiente por su capacidad de reducción de la contaminación y el bajo coste para los agricultores es el establecimiento de un límite sobre uso de nitrógeno. El cambio en la distribución de los cultivos que produce esta medida tendría un efecto poco importante sobre el margen de los agricultores, mientras que el ahorro en el uso de inputs y sobre todo la reducción en la contaminación son elevados. El problema de este tipo de instrumento es la dificultad del control en la aplicación del límite. Una opción factible es delegar la responsabilidad del control a las comunidades de regantes, con mediciones de la calidad del agua en las salidas de retorno de los polígonos de riego.

Bibliografía

Albiac, J.; Mema, M.; Tapia, J.; Feijoo, M. y Calvo, E. (1998). *Modelización del uso de suelo en la zona de Flumen-Monegros I.* Documento de Trabajo 98/10. Unidad de Economía Agraria. SIA-DGA. Zaragoza.

Albiac, J. y Tapia, J. (2001). *La gestión de demanda de agua frente a la política de oferta del trasvase del Ebro*. Documento de Trabajo 02/1. Unidad de Economía Agraria. SIA-DGA. Zaragoza.

Berbel, J.; Jiménez, J.; Salas, A.; Gómez-Limón, J. y Rodríguez, A. (1999). *Impacto de la política de precios del agua en las zonas regables y su influencia en la renta y el empleo agrario*. Federación Nacional de Comunidades de Regantes de España. Madrid.

Bernardo, D., Mapp, H., Sabbagh, G., Geleta, S., Watkins, K., Elliot, R. Y Stone, J. (1993). "Economic and Environmental Impacts of Water Quality Protection Policies: 2.Application to the Central High Plains". *Water Resources Research* **29** (9):3081-3091.

Blanco, M. (1996). *Analyse de impacts socio-économique et des effects sur l´environment des politiques agricoles: Modélisation de l´utilisation agricole des ressources dans la région espagnole de Castille-León*. CIHEAM-Institut Agronomique Méditerranéen de Montpellier, Collection Théses Masters, Nº 32. Montpellier.

Committee on Environment and Natural Resources. (2000). *Integrated assessment of Hypoxia in the Northern Gulf of Mexico*. National Science and Technology Council. CENR. Washington, DC.

Consejería de Agricultura y Pesca. (1999). *Inventario y Caracterización de los Regadíos de Andalucía*. Junta de Andalucía. Sevilla.

Desvousges, W.; Smith, V. y Fisher, A. (1987). "Option Price Estimates for Water Quality Improvements: A Contingent Valuation Study for the Monongahela River". *Journal of Environmental Economics and Management* **14**: 248-67.

Diputación General de Aragón. (1999). *Base de datos 1 T de superficie de cultivos por término municipal para Aragón 1987-1999*. Departamento de Agricultura. DGA. Zaragoza

European Environment Agency. (1999). *Nutrients in European Ecosystems*. Environmental assessment report Nº 4. EEA. Copenhague.

Feijoó, M.; Calvo, E. y Albiac, J. (2000). "Economic and environmental policy analysis of the Flumen-Monegros irrigation system in Huesca, Spain". *Geographical Analysis* **32** (3): 187-204

Freeman, A. (1979). *The Benefits of Environmental Improvment: Theory and Practice*. Johns Hopkins Press. Baltimore.

Freeman, A. (1990). Water Pollution Policy. En P. Portney (Ed.) *Public Policies for Environmental Protection*. Resources for the Future. Washington.

Frank, M.; Beattie, B. y Embleton, E. (1990). "A Comparison of Alternative Crop Response Models". *American Journal of Agricultural Economics* **72** (3): 597-603.

Hanley N., J. Shogren y B. White (1997). *Environmental Economics in Theory and Practice*. Oxford University Press. Londres.

Helfand, G. y House, B. (1995). "Regulating nonpoint source pollution under heterogeneous conditions". *American Journal of Agricultural Economics* **77** (4): 1024-32.

Huang, W. y Uri, N. (1992). "An assessment of alternative agricultural policies to reduce nitrogen fertilizar use". *Ecological Economics* **5**:213-234.

Instituto Nacional de Estadística. (1999). *Cuentas Satélite del Agua 1995*. INE. Madrid.

Instituto Nacional de Estadística. (2001). *Estadísticas del Agua 1999*. INE. Madrid.

Mapp, H.; Bernardo, D.; Sabbagh, S.; Geleta, S. y Watkins K. (1994). "Economic and environmental impacts of limiting nitrogen use to Project water quality: A stochastic regional analysis". *American Journal of Agricultural Economics* **76** (4): 889-903.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (1999). *Anuario de Estadística Agraria*. MAPA. Madrid.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2000a). *Hechos y Cifras del Sector Agroalimentario Español 2000*. Secretaría General Técnica. MAPA. Madrid

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2000b). *Análisis de la economía de los sistemas de producción. Resultados técnico-económicos de explotaciones agrícolas de Aragón en 1999*. Subsecretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA. Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente. (1998). *Libro Blanco del Agua en España*. Edición preliminar. MIMAM. Madrid.

Nogués, J.; Herrero, J.; Rodríguez, R. y Boixadera, J. (1999). "Land evaluation in a salt-affected irrigated district using an index of productive potential". *Environmental Management* **25** (2): 143-52.

Mitchell, G.; Griggs, R.; Benson, V. y Williams, J. (1996). *The EPIC model Environmental Policy Integrated Climate. User's Guide*. Texas Agricultural Experiment Station. Temple.

Orús, F.; Quílez, D. y Betrán, J. (2000). *El Código de Buenas Prácticas Agrarias (I): Fertilización nitrogenada y contaminación por nitratos*. Informaciones técnicas nº 93. Servicio de Formación y Extensión Agraria. Dirección General de Tecnología Agraria. Diputación General de Aragón. Zaragoza.

Prasuhn, V. y Braun, M. (1994). *Abschätzung der phosphor und- stickstoffverluste aus diffusen quellen in den Gewässern des Kantons*. FAC Liebefeld Bern. Berna.

Quintanilla, A.; Castaño, S.; García, J.; Navarro, E. y Montesinos, J. (1997). Aproximación al estudio de la evolución temporal de la superficie en regadío de la cuenca del río Segura mediante técnicas de teledetección y SIG. En J. Casanova y J. Sanz (eds.): *Teledetección: Usos y Aplicaciones*. Secretaría de Publicaciones e Intercambio Científico. Universidad de Valladolid. Valladolid.

Randhir, T. y Lee, J. (1997). "Economic and water quality impacts of reducing nitrogen and pesticide use in agriculture". *Agricultural and Resource Economics Review* **26**: 40-51.

Ribaudo, M.; Heimlich, R.; Claassen R. y Peters, M. (2001). "Least-cost Management of Nonpoint Source Pollution: Source Reduction Versus Interception Strategies for Controlling Nitrogen Loss in the Mississipi Basin". *Ecological Economics* **37** (2): 183-97.

Sumpsi, J.; Garrido, A.; Blanco, M.; Ortega, C. y Iglesias, E. (1998). *Economía y política de gestión del agua en la agricultura*. MAPA-MundiPrensa. Madrid.

Tietenberg, T. (2000). *Environmental and Natural Resource Economics*. 5ª Edición. Addison-Wesley. Nueva York.