

**Análisis del efecto de los mercados de agua sobre el beneficio de las explotaciones,
la contaminación por nitratos y el empleo eventual agrario**

Javier Calatrava Leyva¹ y Alberto Garrido Colmenero²

RESUMEN: La evidencia disponible sobre los efectos externos de los mercados de agua actualmente en funcionamiento es contradictoria. Algunos trabajos demuestran que el intercambio de agua reduce la contaminación derivada de los sistemas productivos del regadío, mientras que otros concluyen lo contrario. El uso combinado de tasas sobre el input contaminante y la implantación de un mercado de agua plantea incentivos a los productores con resultados ambiguos, entre otras razones porque agua y fertilización no son sustitutivos. El objetivo de este trabajo es analizar el efecto conjunto del establecimiento de un hipotético mercado de agua entre agricultores y un impuesto sobre el nitrógeno sobre la rentabilidad de las explotaciones, la contaminación por nitratos y la demanda de mano de obra eventual. Para ello se plantean y desarrollan dos modelos de programación no lineal que simulan la conducta de los regantes y el funcionamiento de un mercado de aguas entre comunidades de regantes de la Cuenca del Guadalquivir. Los resultados muestran que los intercambios de agua suponen un mayor uso de mano de obra y un incremento del excedente económico, si bien a costa de un cierto incremento en la contaminación por nitratos. La reducción de contaminación que produce el gravamen al nitrógeno se atenúa cuando los regantes pueden intercambiar el agua, al tiempo que se mitiga también el efecto renta negativo causado por la tasa al nitrógeno. No existe ambigüedad alguna sobre el aumento del empleo estacional derivado del intercambio de agua.

PALABRAS CLAVE: mercados de agua, efectos externos, contaminación por nitratos.

CÓDIGOS JEL: Q25, Q13

**Analysis of water market effects on farm profits, nitrate pollution and
temporary agricultural labour.**

SUMMARY: The evidence available about the external effects of functioning water markets is ambiguous. While some authors have shown that water exchanges diminishes the polluting effects of irrigated agriculture, others conclude otherwise. The joint use of contaminant input taxes and the establishment of water markets gives rise to ambiguous results, because water and fertilisers are not substitutes. The objective of this paper is to examine the joint effects of establishing an hypothetical spot water market among farmers and a nitrogen tax on irrigators' benefits, nitrogen pollution and hired external labour. Two non-linear models are formulated and developed that simulate irrigators' behaviour and the functioning of inter-district water markets in the Guadalquivir basin. Results show that water markets would increase hired farm labour and irrigators' surplus, though at the cost of increasing nitrates pollution. The reduction of nitrates contamination achieved by the tax is attenuated as a result of water exchanges, which in turn contribute to reduce the negative income effects caused by the nitrates tax. Water

¹ Departamento de Organización de Empresas y Comercialización, E.T.S.I.A., Universidad Politécnica de Cartagena. <j.calatrava@upct.es>

² Departamento de Economía y Ciencias Sociales Agrarias, E.T.S.I.A., Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid. Tfo. 91 336 57 82 Fax: 91 336 57 97, e-mail: agarrido@eco.etsia.upm.es>

markets increase unambiguously the social benefits resulting from increasing hired labour.

1. Introducción

Tanto en contextos hipotéticos como reales, se ha mostrado que los mercados de agua constituyen un mecanismo de asignación más eficiente en situaciones de escasez que la planificación centralizada u otros posibles sistemas. Pese a la abundancia de trabajos que examinan las características y efectos de los mercados de agua, hay dos cuestiones relacionadas con su funcionamiento que han recibido escasa atención en la literatura y que siguen en gran medida sin respuesta. La primera se refiere al efecto ambiental de los mercados de agua. La segunda, a otros posibles efectos externos, tales como la creación de empleo en el medio rural, adicionales a las ganancias de bienestar directamente obtenidas por compradores y vendedores. Hasta el momento, la evidencia existente sobre ambas cuestiones es ambigua.

En la mayoría de las situaciones en que los mercados de agua funcionan, los intercambios afectan tanto a usuarios agrícolas como no agrícolas (empresas de suministro urbano, industrias, empresas hidroeléctricas e, incluso, usuarios ambientales). Es de esperar que, en un marco institucional que permita intercambios de agua, los agricultores vendan la suya a otros usuarios con mayor disposición al pago. En principio, si los regantes contaminan los cauces y acuíferos en los que descargan los compuestos químicos que utilizan junto con el agua de riego, la venta de agua reduciría el uso total de éstos, así como la contaminación. Es más, si los agricultores, incentivados por la rentabilidad de vender agua en el mercado, invierten en tecnologías de riego que les permitan ahorrar agua, la contaminación se verá igualmente reducida al disminuir el drenaje y la infiltración de productos químicos al subsuelo, pero también podrían ocasionar que el consumo total de agua en la cuenca aumentara, agravando con ello los problemas de escasez. Los mercados de agua generalmente permiten a las compañías de suministro urbano expandir su oferta mediante la adquisición de agua destinada originalmente al riego. Si el tratamiento de las aguas residuales es completo y el ratio entre los flujos de retorno y el agua suministrada es elevado, como suele ser el caso en los usos urbanos, entonces un mercado de agua puede contribuir a mejorar la calidad ambiental del agua.

Sin embargo, puesto que el agua es un factor de producción esencial para la agricultura, la venta de agua ocasionará generalmente un menor uso de los demás factores de producción complementarios al riego en la tecnología productiva de la explotación, incluida la mano de obra. Un análisis coste-beneficio privado será generalmente favorable al intercambio de agua a causa de las grandes diferencias existentes entre la disposición al pago de los compradores y la productividad marginal del agua de los vendedores. Pero esto no significa que en las regiones en las que se localizan los vendedores no se ocasionen pérdidas económicas como consecuencia de una menor actividad agrícola. Mientras que las ganancias netas derivadas del intercambio son evidentes, los mecanismos de compensación a los indirectamente afectados por él no son comunes. En muchos casos, la legislación entrega cierto poder discrecional para bloquear el permiso para realizar una transacción de acuerdo a las posibles externalidades pecuniarias que pueden provocar. Por ejemplo, la Ley 49/1999, que legisla los contratos de cesión de agua en España, hace preceptiva la elaboración de un informe por parte de las autoridades agrarias, estatales o autonómicas, y la consulta a la comunidad de regantes, si es que el cedente pertenece a una, si bien de forma no vinculante. En EE.UU., la necesidad de compensar económicamente a las zonas perjudicadas por las ventas de agua ya goza de plena aceptación (Department of Interior, 1998). En todo caso, los únicos directamente beneficiados de la cesión son los antiguos propietarios del recurso que lo vendieron a través del mercado, y los usuarios que lo adquieren.

Los mercados de agua son instituciones complejas. Las experiencias de Australia y Chile, que establecieron mecanismos de mercado sobre sistemas previos centralizados, muestran que encontrar reglas de intercambio perfectas es virtualmente imposible, y que acaban surgiendo conflictos de situaciones que no habían sido anticipados. Ejemplos de estos conflictos son la agudización de los problemas de sobre-explotación y de salinización de drenajes, en Australia; y los conflictos entre las empresas hidroeléctricas y las asociaciones de regantes en Chile. Países como Canadá, España, Méjico, Brasil, Colombia o Perú han iniciado o concluido recientemente procesos de reforma para establecer mercados de agua, si bien muchos no han llegado a permitir todavía los intercambios. Algunas de las razones que explican el retraso de muchos países en afrontar tal proceso de reforma son los inciertos efectos ambientales y los efectos indirectos sobre las economías de las zonas rurales que vendan sus recursos.

Hasta la aparición del libro editado por Easter, Rosegrant y Dinar (1998), la literatura sobre mercados de agua, así como sobre sus efectos externos, estaba bastante dispersa. Las ampliamente documentadas experiencias de mercados en California y Colorado muestran que los efectos externos sobre las economías rurales son considerables (Howitt, 1994). De hecho, la evidencia parece indicar que el Banco de Aguas de California de 1991 perjudicó enormemente a agricultores y trabajadores agrícolas de los condados de los que provinieron la mayor parte de las ventas (Graham, 1998). Aunque el efecto neto del Banco sobre el empleo fue positivo, esto fue sólo a nivel de todo el Estado de California (Carter et al., 1994). Según Howe et al. (1990) la venta sin restricciones de derechos ha ocasionado graves perjuicios económicos en muchas comunidades rurales de Arizona. Mientras varios trabajos han estimado la distribución de las ganancias de bienestar entre compradores y vendedores de agua - Hearne y Easter (1998) para Chile, Archibald y Renwick (1998) para California, y Garrido (1998a) para España, por citar algunos-, ninguno de los trabajos conocidos por los autores evalúa la distribución de los beneficios entre propietarios y trabajadores agrícolas como resultado del intercambio de agua. Este hecho es sorprendente, más aún si se tiene en cuenta que en la abrumadora mayoría de países en que la liberalización del agua está recibiendo un apoyo creciente, el suministro de agua al sector agrícola ha disfrutado de un considerable nivel de subsidiación de los costes de capital, gestión y mantenimiento (OCDE, 1999). En España, Arriaza y Gómez-Limón (2000) han evaluado el impacto de hipotéticos mercados de agua entre regantes, empleando la metodología de análisis multicriterio. Sus resultados indican que, restringidos al ámbito local y agrario, los intercambios de cesiones tendrían impactos sociales y económicos muy limitados. Esta conclusión se sustenta en que la aversión al riesgo de los productores podría impedir que los intercambios de agua llegaran a favorecer el desarrollo de cultivos más productivos y demandantes de trabajo. Recientemente, Murphy et al. (2000) y Rosegrant et al. (2000) han demostrado en un contexto de laboratorio de economía experimental y mediante programación matemática, respectivamente, la existencia probable de beneficios económicos derivados de la transacción de agua, y la superioridad del mercado sobre otros mecanismos de asignación de recursos escasos. Los trabajos de Bjorlund y McKay (1998, 2001) prueban que en Australia los mercados de agua son altamente responsables del incremento de la productividad agrícola del agua en la Cuenca del Murray-Darling.

En cuanto a los posibles efectos medioambientales de los mercados de agua, se trata de una cuestión que, lejos de estar resuelta, presenta respuestas dispares. En los trabajos de Weinberg et al. (1993) y Weinberg y Wilen (1997) se muestra cómo los intercambios de agua entre varios distritos del valle californiano de San Joaquín permiten reducir el nivel de contaminación por selenio, al reducir significativamente la cantidad de agua drenada en el valle. En el trabajo de Dinar y Letey (1991) se demuestra, tanto teórica como empíricamente, que un mercado de agua reduciría la infiltración de agua y la cantidad de metales del suelo movilizados al inducir la adopción de tecnologías de riego, si bien sólo consideran la venta de agua de un uso agrícola a otro urbano. Por contra, en Pigram et al. (1992) la evidencia empírica indica que los mercados de agua han exacerbado determinados problemas medioambientales en las cuencas de Australia sometidas a estrés hídrico. Ello ha justificado que los sistemas de intercambio recientemente implantados en Australia lleven asociados distintos gravámenes de acuerdo con su impacto previsible sobre las descargas salinas (Bjorlund y McKay, 2001). Weber (2001) demuestra teóricamente que un mercado de aguas que permita transacciones de derechos diferenciadas por el emplazamiento de la toma, simultáneamente operado con otro que facilite el intercambio de derechos de contaminación resolvería sólo una parte de los efectos externos, en concreto la que se relaciona con usuarios terceros, no así la que está ligada a bienes públicos.

La literatura parece pues indicar la existencia de dos efectos diferentes y de signo contrario de los mercados de agua en la agricultura de regadío. Por un lado, éstos pueden inducir cambios tecnológicos o simplemente un menor consumo de agua, lo que redundaría en un menor nivel de infiltración de agroquímicos y metales a las aguas subterráneas. Por contra, si el intercambio tiene lugar sólo entre distintos usuarios agrícolas el agua es reasignada entre agricultores con distintas orientaciones productivas, y el mercado promueve los cultivos de mayor valor añadido frente a los de menor; en principio, si los primeros suponen un uso más intensivo de inputs, parece plausible esperar mayores niveles de contaminación³.

³ En contra de lo que suele asumirse, el mercado del agua puede tener como únicos agentes a los agricultores. En Australia, el 97% de los recursos intercambios en la Cuenca del Murray-Darling ha tenido a los regantes como compradores y vendedores (Bjorlund y McKay, 2001). Dadas las restricciones que impone la regulación del mercado del agua, en virtud del art. 61bis de la Ley 44/1999, es plausible pensar que sean los regantes los grandes intervinientes del futuro mercado en España.

El objetivo de este trabajo es arrojar algo de luz sobre los aspectos más debatidos del funcionamiento de los mercados de agua, examinando los efectos de los mercados de agua sobre la contaminación difusa de origen agrario y sobre la demanda de mano de obra agraria eventual. El uso combinado de una tasa al uso de nitrógeno y la autorización de intercambiar el agua entre usuarios agrarios constituye el marco político del análisis. Este trabajo da continuidad a una línea de investigación ya abierta, de la que ya se han obtenido algunos resultados (Garrido, 1998a y 2000; Calatrava y Garrido, 2001) y que tiene por objetivo central el estudio de los mercados de agua entre usuarios agrarios empleando modelos no lineales de programación matemática positiva. La aportación de este estudio a los ya realizados y a la literatura sobre mercados de agua es el análisis y la evaluación de los efectos externos negativos y positivos derivados de los intercambios de agua. El empleo de un modelo biofísico, como EPIC, que permitió en anteriores estudios el uso de funciones de respuesta de los cultivos al agua y a la fertilización, hace posible la obtención de funciones de lixiviación de nitrógeno y su inclusión en el análisis de los efectos del mercado, cuyos efectos externos hasta el momento no habían sido considerados. En otra extensión a trabajos previos, se examina si los intercambios efectivamente reducen o incrementan la cantidad de mano de obra eventual empleada en las labores agrícolas. El escenario del análisis empírico es Andalucía, una región con una elevada tasa de desempleo y una superficie de regadíos superior a 800.000 hectáreas, en la que la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas es uno de los principales problemas medioambientales de origen agrícola. El trabajo continúa con un segundo apartado, en el que se establece la base teórica del análisis. El apartado tercero presenta la metodología empleada, y el cuarto expone y discute los principales resultados obtenidos.

2. Bases teóricas

2.1. Modelo de un regante individual

La demanda de agua de una comunidad resulta de la agregación de las funciones de demanda individuales de los regantes que la componen. Aunque el objetivo del trabajo no es analizar el comportamiento individual frente al mercado de los agricultores, la disposición al pago de la comunidad de regantes se basará en ellos. Sea el problema de optimización a que se enfrenta un regante:

$$\text{Max } \pi(W_k, N_k, S_k) = \sum_k S_k [F^k(W_k, N_k) p_k + E_k] - \sum_k C_k(S_k) - (t + p_N) \sum_k S_k N_k - p_w \sum_k W_k S_k$$

$$s.a. \quad \sum_k S_k W_k \leq W_0 \quad [1]$$

$$\sum_k S_k \leq S_0$$

con la siguiente notación:

Variables: W_k cantidad de agua aplicada por hectárea al cultivo k ; N_k cantidad de nitrógeno aplicado por hectárea al cultivo k ; y S_k superficie dedicada al cultivo k .

Funciones: $\pi(.)$ función de beneficio de la explotación; $F^k(.)$ función de producción del cultivo k con derivadas parciales $F^k_w > 0$, $F^k_N > 0$, $F^k_{ww} < 0$, $F^k_{NN} < 0$, puesto que las productividades marginales de ambos factores agua y nitrógeno son decrecientes, y $F^k_{wN} > 0$, puesto que agua y nitrógeno son factores de producción complementarios (Paris, 1992); $C_k(S_k)$ función de costes del cultivo k , que depende de la superficie dedicada, y la cantidad de factores de producción aplicados, al cultivo k , siendo $C'_S > 0$ y $C''_S > 0$.

Parámetros y constantes: t impuesto sobre el nitrógeno; p_k precio de venta del producto k ; E_k subvención por hectárea para el cultivo k ; p_N precio del nitrógeno; p_w precio institucional del agua; W_0 dotación por hectárea de agua; y S_0 superficie de la explotación.

La estructura del modelo [1] asume que los cultivos tienen funciones de respuesta al agua y al nitrógeno cóncavas, asumiendo complementariedad de inputs en coherencia con resultados numerosos contrastados en la literatura, y las de costes de cada cultivo convexas. La razón por la que las funciones de costes tienen como único argumento la superficie asignada a cada cultivo se deriva de plantear el supuesto de costes marginales crecientes, causados por factores usualmente no observables. Ejemplos de estos factores son los que se derivan de las rotaciones o calendarios ajustados de itinerarios técnicos, la superación de los límites técnicos de productividad del equipo productivo o gerencial de la explotación, o los causados por razones contractuales o institucionales (Howitt, 1995). En la presentación de la parte empírica del trabajo, se contrasta el supuesto de convexidad de la función de costes de cada cultivo⁴.

⁴ Un revisor anónimo criticó la formulación de los costes del modelo [1], sugiriendo que se incluyesen como argumentos la cantidad de agua y nitrógeno aplicada a cada cultivo y no solo la superficie. En realidad, esta formulación y la propuesta no difieren si la del modelo se reescribe del siguiente modo: $CT_k(S_k, W_k, N_k) = C_k(S_k) + S_k [(t+p_N)N_k + p_w W_k]$. Planteada así, la convexidad de la función de costes viene dada por el sumando $C_k(S_k)$, que es una función convexa como se explica en el procedimiento de calibración.

Con las anteriores condiciones de concavidad y convexidad, el problema [1] tiene una solución óptima:

$$(W_{1,\dots,K}^*, N_{1,\dots,K}^*, S_{1,\dots,K}^*, \lambda^*, \mu^*) \quad [2]$$

donde W_k^* , N_k^* , y S_k^* son las cantidades de agua y nitrógeno aplicadas al cultivo k y la superficie dedicada al cultivo k , respectivamente, en el óptimo; y λ^* es el precio sombra del agua, mientras que μ^* es el precio sombra de la tierra.

Dos efectos externos del problema [1] son de interés a nuestra investigación. Uno es la contaminación difusa derivada del uso del nitrógeno, y la otra es la mano de obra eventual contratada por el agricultor. La contaminación por nitratos derivada de la solución [2] viene dada por $N = \sum_k S_k^* G^k(N_k^*, W_k^*)$, donde $G^k(.)$ es una función generada de contaminación específica de cada cultivo que depende de la cantidad de nitrógeno y agua empleada, con primeras derivadas positivas ($G_N^k > 0$ y $G_W^k > 0$) y segundas derivadas sin signo determinado, el cual dependerá del cultivo considerado. Esta función $G^k(.)$ puede estimarse a partir de datos reales o generarse mediante un simulador agronómico, que es la opción tomada en este estudio. La cantidad de mano de obra contratada en la explotación se expresa como $L = \sum_k S_k^* a_k$, donde a_k es la cantidad de trabajo eventual empleado por hectárea en el cultivo k . A diferencia de las necesidades de mano de obra, la evaluación de la contaminación por nitratos se determina asumiendo una relación funcional en la que también interviene también la cantidad de agua aplicada al cultivo y, obviamente, la cantidad de fertilizante.

El valor dual de la solución [2] asociado a la restricción de agua permite derivar una función de demanda de agua. Así pues, parametrizando W_0 pueden obtenerse diferentes soluciones al problema [1], incluyendo diferentes valores para el precio sombra del agua. Sea $\Psi(.)$ la función que relaciona el agua y su precio sombra o valor dual, expresada como sigue:

$$\lambda^*(W) = \Psi(W; p_w, p_N, t, S) \quad [3]$$

expresión que puede considerarse como una función de demanda de agua, ya que relaciona la disponibilidad de agua con la disposición al pago del agricultor por el agua. Algunos resultados teóricos básicos deducidos de [3] son: $\partial \lambda^*(W) / \partial W < 0$, indicando que la demanda de agua tiene pendiente negativa; y $\partial \lambda^*(W) / \partial t < 0$ indicando que la disposición al pago por el agua disminuye al incrementarse el impuesto unitario sobre el nitrógeno, ya que agua y nitrógeno son inputs complementarios (Paris, 1992).

Puesto que se trata de un modelo de equilibrio parcial, y puesto que el mercado de productos agrarios es competitivo, no se contempla el efecto del impuesto sobre el nitrógeno sobre los consumidores, por lo que se exagera el impacto negativo de dicho impuesto sobre los agricultores.

2.2. Modelo de una comunidad de regantes y un mercado de agua regional

Sea i el subíndice para un agricultor y j el subíndice para una comunidad de regantes. Cada función de demanda de agua de una comunidad de regantes puede obtenerse agregando las funciones de demanda de cada uno de sus regantes. Sea W_j^D la demanda de agua de la comunidad j :

$$W_j^D = \sum_i \Psi_i^{-1}(\lambda_{ij}^*(W_j); p_w, p_N, t, S_i) \quad [4]$$

donde λ_{ij}^* es el precio sombra del agua del agricultor i en la comunidad de regantes j . Similares agregaciones pueden hacerse para obtener la contaminación total por nitratos y la demanda total de mano de obra de cada comunidad como $N_j^P = \sum_i N_i^P(W_j; \cdot)$ y $L_j = \sum_i L_i(W_j; \cdot)$, respectivamente, ambas indirectamente relacionadas con la cantidad de agua disponible para cada explotación.

Nótese que, puesto que $G_W^k > 0$, se cumple que $\partial N_i^P / \partial W_j > 0$, y $\partial N_j^P / \partial W_j > 0$, lo que implica que la infiltración total de nitrógeno tanto a nivel de la explotación como de la comunidad de regantes crece al hacerlo la dotación disponible de agua. Paralelamente, puede verse que $\partial L_i / \partial W_j > 0$, y $\partial L_j / \partial W_j > 0$, es decir, que la mano de obra total contratada tanto a nivel de la explotación como de la comunidad de regantes crece al incrementarse la dotación de agua.

Finalmente, se asume que la medida del bienestar de cada comunidad de regantes es el área por debajo de su función de demanda, es decir, su excedente económico entendido como excedente del consumidor de agua. Numerosos estudios en el campo de la economía del agua aconsejan emplear esta medida como un indicador que permite medir la eficiencia asignativa del recurso empleado como factor de producción (Young, 1996). En ausencia de medidas observables de disposición al pago, el área por debajo de la función trazada por el precio sombra muestra realmente la retribución económica del agua en el empleo considerada, neta de los demás costes privados. Sea $B_j(W_j; p_w, p_N, t)$ la función de excedente económico de cada comunidad de regantes, cuyo argumento es el agua utilizada y sus parámetros y constantes son el

precio institucional del agua, el precio del nitrógeno y el nivel impositivo sobre el nitrógeno. Su valor se obtiene de la siguiente expresión:

$$B_j(W_j; p_w, p_N, t) = \sum_i \int_0^{W_j} \Psi_i(\lambda_{ij}(W); p_w, p_N, t, S_i) dW_j \quad [5]$$

Obsérvese que en la expresión [5], W_j , que es la cantidad de agua disponible es, medida por unidad de superficie de riego, idéntica para todos los regantes, pero característica de la comunidad de regantes j .

A partir de los resultados y funciones previamente expuestas, se desarrolla a continuación el modelo de mercado anual de agua entre las comunidades de regantes, siguiendo a Garrido (1998a y 2000). La asignación óptima de agua entre los distintos distritos se obtiene a partir del siguiente modelo de optimización [6]:

$$\begin{aligned} \text{Max } BR(W_j^{com}, W_j^{ven}, p_e) &= \sum_j B_j(W_j; p_w, p_n, t) - c_t \sum_j (W_j^{com} + W_j^{ven})/2 \\ \text{sujeto a: } W_j &= W_{j0} + W_j^{com} - W_j^{ven} \quad \forall j \\ B_j(W_j; p_w, t) + [(p_e + c_t/2)(W_j^{ven} - W_j^{com})] &\geq B_j(W_{j0}; p_w, t) \quad \forall j \\ \sum_j W_j^{com} - \sum_j W_j^{ven} &= 0 \end{aligned} \quad [6]$$

donde la función objetivo suma los excedentes económicos de todas las comunidades de regantes y deduce los costes de transacción derivados del mercado de agua; BR representa el excedente económico regional, que engloba a todas las comunidades de regantes que participan en el mercado; y las variables endógenas son la posición compradora o vendedora de cada comunidad de regantes, W_j^{com} or W_j^{ven} , y el precio de equilibrio del mercado de agua p_e . Nótese que todos los regantes deben de pagar un coste institucional por el agua, p_w , por la cantidad de agua a que tienen derecho (W_{j0}), independientemente de la posición finalmente adoptada cuando los intercambios tienen lugar, y que los costes de transacción c_t son soportados en igual medida por el comprador y el vendedor.

La primera restricción significa que cada distrito utilizará tan solo su dotación de agua (W_{j0}) más (menos) la cantidad que compre (venta) en el mercado, W_j^{com} (W_j^{ven}). La segunda restricción es una restricción de compatibilidad de incentivos, y obliga a que ningún intercambio de agua que pueda tener lugar empeore la situación de ninguno de las comunidades de regantes. Y la tercera y última restricción establece la condición de equilibrio del mercado. Nótese que, pese a que la variable clave del modelo es W_j □esto

es, cuanto agua se utiliza en cada comunidad de regantes una vez que el intercambio tiene lugar, ésta resulta de $W_j = W_{j0} + W^{com*}_j - W^{ven*}_j$.

Si la solución óptima al problema [6], $(W^{com*}_j, W^{ven*}_j, p_e^*)$, existe, entonces, por la segunda restricción del modelo, la asignación que resulta es Pareto-superior al escenario base en el que no existen intercambios.

2.3. Efectos externos del mercado de agua

Aparte de los beneficios privados del mercado de agua, a partir de la solución del modelo de mercado [6] pueden cuantificarse otros importantes efectos externos: la contaminación difusa por nitratos -que aporta una dimensión de externalidad ambiental del mercado- y la demanda de mano de obra -que proporciona una idea de la posible aceptación social del mismo-.

Se ha visto en el apartado anterior que la infiltración total de nitrógeno en el ámbito de la comunidad de regantes está directamente relacionada con la cantidad de agua utilizada. Por lo tanto, si el agua se vende para un uso no agrario es de esperar que la contaminación por nitratos se reduzca. Cuando el intercambio tiene lugar únicamente entre agricultores o comunidades de regantes, es de esperar que la contaminación se incremente al reasignarse el agua de los cultivos menos intensivos a los más intensivos, cuya rentabilidad es mayor. En un mercado como el expuesto en este trabajo, la cantidad de agua empleada por cada comunidad de regantes j dependerá de los valores duales del agua de todas las comunidades de regantes que participan en el mercado, es decir:

$$W_{j0} + W^{com*}_j - W^{ven*}_j = \Phi_j(\lambda^*_j, \lambda^*_{-j}) \quad [7]$$

donde el subíndice $-j$ se refiere a las comunidades de regantes diferentes a j ; y, lógicamente, $\partial\Phi_j/\partial\lambda^*_j > 0$ y $\partial\Phi_j/\partial\lambda^*_{-j} < 0$.

Sustituyendo [7] en $N_j = \sum_i N_i(W_j; \cdot)$ y tomando la primera derivada con respecto a λ se obtienen los siguientes resultados:

$$\partial N_j / \partial \lambda^*_j = (\partial N_j / \partial W_j) (\partial \Phi_j / \partial \lambda^*_j) > 0 \quad [8]$$

$$\partial N_j / \partial \lambda^*_{-j} = (\partial N_j / \partial W_j) (\partial \Phi_j / \partial \lambda^*_{-j}) < 0 \quad [9]$$

puesto que $\partial N_j / \partial W_j > 0$, $\partial \Phi_j / \partial \lambda^*_j > 0$ y $\partial \Phi_j / \partial \lambda^*_{-j} < 0$. Esto supone que la contaminación total por nitratos en la comunidad de regantes j tras el intercambio crece con el valor dual del agua para dicha comunidad de regantes y decrece con el valor dual de las otras comunidades participantes.

El efecto agregado del mercado sobre la contaminación por nitratos dependerá por tanto de los valores relativos de $\partial N_j / \partial W_j$ para las distintas comunidades de regantes. Si existe una relación monótonamente creciente (decreciente) entre $\partial N_j / \partial W_j$ y el valor dual del agua, λ_j , entonces el efecto del mercado será un incremento (reducción) del nivel total regional de la contaminación por nitratos. Si no existe tal relación, la dirección de tal efecto dependerá de cada caso, siendo por tanto una cuestión empírica. El razonamiento es idéntico, incluido el signo de las derivadas, para la cantidad de mano de obra y cómo se ve afectada por el mercado de agua.

3. Modelos empíricos ⁱ

A partir de los modelos anteriores se plantean las siguientes y relevantes cuestiones para evaluar los mercados de agua, no solo desde la perspectiva privada sino también desde la perspectiva medioambiental y social. Formalmente, las preguntas que se persigue contestar se formulan, para $t < t'$, en los siguientes términos:

1. ¿La contaminación por nitratos a nivel regional se ve incrementada o reducida como consecuencia de los intercambios de agua? En otras palabras, ¿cual es el signo de $(\sum_j N_j(W_j^*; \cdot) - \sum_j N_j(W_{j0}; \cdot))$?
2. ¿La cantidad total de mano de obra contratada en la región se ve incrementada o reducida como consecuencia de los intercambios de agua? En otras palabras, ¿cuál es el signo de $(\sum_j L_j(W_j^*; \cdot) - \sum_j L_j(W_{j0}; \cdot))$?
3. ¿Son los beneficios (o pérdidas) derivados de un incremento del nivel impositivo sobre el nitrógeno mayores o menores con un mercado de agua que sin él? Es decir, se busca establecer si: $\left[BR(W_j^*; t') - BR(W_j^*; t) \right] / > = < \left[BR(W_{j0}; t') - BR(W_{j0}; t) \right] /$
4. ¿Son las ganancias derivadas del mercado mayores o menores con un impuesto sobre el nitrógeno bajo que con uno alto? Es decir:
 $\left[BR(W_j^*; t) - BR(W_{j0}; t) \right] / > = < \left[BR(W_j^*; t') - BR(W_{j0}; t') \right] /$

El marco empírico para la simulación de los mercados de agua ha sido expuesto con detalle por Garrido (1998a, 2000). El procedimiento aquí utilizado para dar respuesta a las anteriores preguntas incluye los siguientes pasos:

1. Un primer modelo de programación matemática no-lineal se calibra para simular cada tipo representativo de explotación, considerando cuatro comunidades de

regantes y 13 explotaciones tipo, todas ellas localizadas en la cuenca del Guadalquivir. Estas son las versiones empíricas del modelo [1]. Las funciones de producción utilizadas F^k se muestran en el cuadro 1. Las funciones convexas de costes C_k , cuyos coeficientes se muestran en el cuadro 2, se han obtenido mediante Programación Matemática Positiva (Howitt, 1995), y dependen de la superficie dedicada a cada cultivo S_k .

[Cuadros 1 y 2 aquí]

2. Cada modelo se ejecuta en GAMS para una serie de dotaciones diferentes, con objeto de obtener pares de puntos de disponibilidad de agua y su correspondiente valor dual. Cada serie de ejecuciones se repite para uno de los cinco niveles impositivos sobre el nitrógeno considerados. A continuación se realiza una regresión de los valores duales -variable explicada- sobre la disponibilidad de agua -variable explicativa-, obteniéndose una función de demanda de agua para cada explotación y nivel impositivo.
3. Se agregan las funciones de demanda de agua para obtener una función de demanda de agua específica para cada comunidad de regantes y nivel impositivo. A partir de éstas, e integrándolas haciendo variar la cantidad de agua, se obtienen las funciones de excedente económico privado de cada comunidad.
4. Para cada par de valores (W_{j0}, t) considerados, el modelo calcula asimismo la cantidad de nitrógeno infiltrada por hectárea para cada cultivo y explotación N_i^* a partir de las funciones G_k que aparecen en el cuadro 3ⁱⁱ, así como la cantidad de mano de obra eventual utilizada. A partir de éstos valores se obtienen las funciones $N_j = \sum_i N_i^*(W_j; \cdot)$ y $L_j = \sum_i L_i^*(W_j; \cdot)$. En el cuadro 4 se muestran dichas relaciones funcionales obtenidas para cada comunidad de regantes y nivel impositivo.

[Cuadros 3 y 4 aquí]

5. Las funciones de excedente económico permiten formular otro modelo de programación matemática no-lineal que simula el mercado de agua entre las distintas zonas regables, considerando los siguientes escenarios:
 - Cinco niveles distintos de impuesto sobre el nitrógeno: $t_1=0$; $t_2=0,25p_N$; $t_3=0,5p_N$; $t_4=0,75p_N$; $t_5=p_N$. Es decir, se han considerado tan solo incrementos de hasta el 100% en el coste unitario del nitrógeno debido a lo inelástico de su demanda (Hanley, 1990).

- Nueve escenarios de escasez de agua para cada comunidad de regantes, mostradas en el cuadro 5.

[Cuadro 5 aquí]

6. Se ejecutan los modelos de mercado y se computan los resultados de beneficio, contaminación por nitratos y mano de obra contratada. La solución de los modelos de mercado proporcionan la asignación óptima de agua entre las comunidades de regantes, así como la de los agricultores.

El objetivo de la simulación es analizar los potenciales efectos externos, en términos de generación de empleo agrícola y contaminación difusa, del establecimiento de mercados anuales de intercambio de agua entre zonas regables de Andalucía. Es evidente que, en presencia de tales externalidades, el óptimo privado de los agricultores no coincidirá con el óptimo social. En ausencia de una función de costes ambientales para la zona no es posible establecer dicho óptimo social. Además, los objetivos sociales y ambientales no aparecen formalmente definidos en la reforma de la Ley de Aguas de 1985, si se exceptúa una mención genérica a las comprobaciones que deberá hacer el organismo de cuenca al objeto de examinar si el intercambio de aguas solicitado tendrá o no afecciones al dominio público o a un tercero. Por todo ello, se ha optado por considerar el excedente económico de los agricultores como la función a optimizar, siendo los efectos externos un resultado del mercado y no una variable que determine su alcance.

4. Resultados y discusión

Un resumen de los resultados de la simulación se presenta en el cuadro 6. Las cifras representan el porcentaje de cambio de los tres efectos del mercado relevantes - beneficio de los regantes, contaminación por nitratos y demanda de mano de obra- con respecto a la situación sin mercado. Los resultados pertenecen al conjunto de la región y se obtienen agregando los resultados de cada comunidad de regantes. Se interpretan como sigue: una celda con un valor de 2,09 (encuadrada en la tabla) significa que, como resultado de la reasignación de agua a través del mercado y para el escenario de impuesto sobre el nitrógeno cero ($t_1=0$) y disponibilidad de agua A3 (ver Cuadro 5), la región en su conjunto usaría alrededor del 2% más mano de obra eventual de la que utilizaría en el escenario sin mercado -el actual-. Por razones de espacio no se muestran

los efectos externos de cada comunidad de regantes, si bien, para dar una idea de éstos se muestran en el cuadro 8 los correspondientes al nivel impositivo t_3 .

Como era de esperar, el alcance de los intercambios de agua, y por tanto el incremento de excedente económico, es mayor para los escenarios de menor disponibilidad de agua y, muy especialmente, para aquellas situaciones en que la escasez es asimétrica entre las distintas zonas regables. Esto se debe a que las diferencias entre el precio sombra del agua de las distintas zonas son mayores para éstos escenarios. La asignación que resulta del mercado en cada una de las situaciones de disponibilidad de agua es eficiente desde el punto de vista del excedente económico privado de los agricultores.

Antes de examinar los efectos indirectos del mercado de agua, es necesario hacer algunos comentarios sobre el efecto en el excedente económico de los agricultores. El mercado permite alcanzar ganancias modestas cuando la escasez afecta simétricamente a todos los participantes en el mercado, pero duplica o incluso triplica las ganancias cuando las reducciones de las dotaciones son asimétricas. Lo relativamente bajo de las ganancias de renta en los escenarios de escasez simétrica se deben a varios factores: (1) el mercado se limita a regantes que operan en la misma cuenca, con técnicas de producción relativamente parecidas y en similares tipos de suelos, mercados de productos e inputs; (2) el modelo ha sido formulado para proporcionar resultados conservadores, realizando supuestos realistas sobre los costes de transacción y haciendo que los compradores paguen el agua que adquieren según su máxima disposición al pago, con el resultado de que los beneficios del mercado están claramente sesgados a favor de los vendedores; y (3) el modelo ha sido calibrado de acuerdo con las medidas de política agraria vigentes, con las distorsiones del mercado que esto supone. Esto significa que los cultivos extensivos de regadío se benefician relativamente más de los pagos compensatorios de la PAC que algunos de los intensivos, los cuales en un escenario no distorsionado y ausente de protección se verían más estimulados que con las actuales subvenciones.

[Cuadro 6 aquí]

4.1. Efectos externos ambientales de los intercambios de agua

Los resultados del cuadro 6 indican que las variaciones en los niveles de contaminación por nitratos derivadas de los intercambios de agua dependen del

escenario de disponibilidad de agua considerado. En general, el mercado tiende a exacerbar los problemas de contaminación, aunque no en gran medida. Para escenarios de sequía bastante plausibles (del A1 al A4), el hecho de que los recursos hídricos se transfieran de los cultivos de menor valor añadido a los de mayor tiende a provocar un incremento de la contaminación por nitratos, lo cual puede agravar el impacto ambiental que lleva asociado un período de sequía al disponerse de menores caudales para dilución.

Estos resultados del mercado son ligeramente sensibles al nivel impositivo establecido sobre el nitrógeno. Así, para niveles impositivos mayores el mercado de agua tiende a incrementar el nivel de contaminación en la mayoría de los escenarios de disponibilidad de agua considerados. Esto indica que el efecto del impuesto sobre el uso del nitrógeno es más efectivo si el agua no es objeto de intercambio. Si bien las diferencias cuantitativas entre los escenarios de intercambio y no intercambio no son muy significativas, sí que lo son desde el punto de vista cualitativo.

4.2. Los precios de equilibrio y las cantidades intercambiadas

El cuadro 7 muestra los precios de equilibrio del mercado simulado entre comunidades de regantes, así como las cantidades intercambiadas, expresadas en porcentajes sobre la cantidad de que dispondrían en ausencia de mercado. Una cifra positiva de 106,15 implica que esta comunidad adquiere más del doble de la cantidad de que dispondría si no existiera la opción del mercado; mientras que una cifra de -36,45 indica que esta comunidad ha vendido el 36,45 % de la cantidad asignada antes del mercado.

Como era de esperar, los resultados muestran que el precio de equilibrio desciende al aumentar el impuesto sobre el fertilizante, y aumenta para escenarios de menores disponibilidades de agua. Las cantidades intercambiadas no son excesivamente sensibles a cambios en la magnitud del impuesto, por lo que no cabe esperar la imposición fiscal sobre fertilizantes interfiera sobre las transacciones de posible mercado del agua. Por último, hay que resaltar el hecho de que todas las CCRR son potencialmente vendedoras o compradoras, dependiendo su posición en el mercado de su dotación de agua relativa frente a la de las otras CCRR, o dicho de otro de los impactos diferenciales que pueden tener las sequías sobre los sistemas de abastecimiento de agua cada una de las CCRR. Este resultado puede ser esgrimido en el

debate político para despejar algún temor hacia el mercado del agua basado en riesgos de excesiva acaparación o redistribución sesgada del agua entre aquellos intervinientes con mayor disposición al pago. Las diferencias relativas entre disposiciones al pago de los regantes llegan a invertirse cambiando de una u otra situación de disponibilidad de recursos.

[Cuadro 7 aquí]

4.3. Efectos indirectos del mercado de agua sobre la mano de obra contratada

Las tres últimas columnas del cuadro 6 proporcionan evidencia clara sobre los efectos positivos sobre la cantidad de mano de obra eventual contratada en la región. Un resultado a destacar es que en casi todos los escenarios simulados el incremento de la demanda de mano de obra casi duplica el incremento del beneficio privado del empresario alcanzable a través del mercado. Los beneficios sociales netos del mercado de agua serían mayores que los obtenidos por los propietarios de la tierra o los derechos del agua.

Paralelamente al efecto del mercado sobre la contaminación, el intercambio de agua favorece los cultivos de mayor valor añadido –algodón y cultivos hortícolas- que requieren de más mano de obra que los de menor valor añadido –tales como el trigo y el girasol-. Esto explica que los niveles de mano de obra contratada sean relativamente mayores que los del beneficio de los empresarios.

En el cuadro 8 se observa que en aquellas comunidades de regantes que venden agua el nivel de empleo se ve claramente reducido. Lo que puede no suponer un gran problema al tratarse de áreas regables relativamente cercanas, entre las cuales puede darse una cierta movilidad de la mano de obra, sí que puede ocasionar graves daños a las economías rurales locales en el caso de que los intercambios tuviesen lugar entre zonas más distantes.

[Cuadro 8 aquí]

4.4. ¿Permite el mercado de agua atenuar las pérdidas de beneficio causadas por el impuesto sobre el nitrógeno?

El cuadro 9 ayuda a responder esta pregunta. Las cifras que contienen deben de interpretarse de la siguiente manera: el valor recuadrado de **-4,90** significa que, para el escenario A3 y en ausencia de mercado de agua, un incremento del impuesto sobre el

nitrógeno de $t_1=0$ a $t_5=p_N$ -un incremento del 100%- reduce el beneficio privado a nivel regional en alrededor de un 5%.

De nuevo, aunque las diferencias cuantitativas no son muy significativas, la tendencia cualitativa es inequívoca. En virtualmente todos los escenarios, la opción de intercambiar agua reduce escasamente las pérdidas de beneficio privado causadas por un incremento en el impuesto sobre el nitrógeno.

[Cuadro 9 aquí]

4.5. ¿Son las ganancias derivadas del intercambio mayores o menores con un impuesto bajo que con uno alto?

Para examinar esta cuestión es necesario volver al cuadro 6. Los resultados indican que las ganancias de bienestar derivadas del mercado son ligeramente superiores con impuestos altos que con bajos, lo que puede verse comparando las cifras correspondientes a cada nivel impositivo contenidas en las tres primeras filas del cuadro 6. La explicación más lógica es que los cultivos de mayor rentabilidad se ven menos afectados, en términos relativos, por el impuesto que los cultivos de menor valor añadido. Al suponer el impuesto un menor porcentaje del margen neto de los cultivos más rentables que del de los menos rentables, el mercado favorece a los primeros en mayor medida que a los segundos con niveles impositivos altos que con bajos.

5. Conclusiones

El enfoque de modelización empleado, con las condiciones clásicas de concavidad y convexidad de las funciones consideradas, y calibrado a condiciones agrícolas bastante comunes, ha permitido examinar algunos efectos externos de un sistema de intercambio de agua entre productores agrícolas. Mientras que las ganancias del mercado han sido comprobadas tanto en la realidad como en condiciones hipotéticas en muchas regiones del mundo, dos importantes efectos indirectos han empezado a recibir cierta atención recientemente: la contaminación difusa causada por un input que es complementario al agua de riego, tal como el nitrógeno; y el efecto sobre la cantidad de mano de obra eventual utilizada en las explotaciones de regadío.

Pese a que no es posible establecer resultados teóricos a priori respecto a ambos efectos indirectos, la aplicación empírica aquí desarrollada ha mostrado que los mercados de agua pueden generar un doble beneficio en situaciones de disponibilidad de

agua comunes y plausibles. Este doble beneficio resulta de las ganancias de renta de las explotaciones y del incremento de la cantidad de mano de obra empleada. Además, los beneficios sociales en términos de reducción del desempleo agrario del mercado son mayores que los beneficios privados, que son los que en última instancia determinan los incentivos de los propietarios del derecho a vender o comprar agua.

En general, un mercado de agua accesible solo a regantes puede exacerbar los problemas relacionados con la contaminación por nitratos, aunque en el análisis presentado se muestra que los efectos no serían cuantitativamente muy significativos. Sin embargo, puede afirmarse que el incremento de contaminación resultante del mercado de agua sería mayor cuando más amplio, tanto en número de participantes como en extensión geográfica sea éste. Una conclusión clara emerge de este análisis y es que los mercados de agua limitados a la agricultura de regadío estimularían claramente la agricultura más intensiva, con la consecuencia de verse multiplicada la contaminación de origen agrario.

Sin embargo, es justo pensar que si los mercados de agua trascienden del ámbito sectorial de la agricultura, y que los compradores de agua –destinada básicamente a usos urbanos, turísticos o industriales- cumplen los criterios más exigentes para el tratamiento de las aguas, entonces los intercambios reducirían en general el nivel de contaminación de origen agrícola, algo ya planteado por Weinberg et al. (1993) y Weinberg y Wilen (1997).

En muchas regiones y países se limita la cantidad de agua que los agricultores que son propietarios de derechos pueden vender a compradores de fuera del sector. Dicha limitación se suele justificar para proteger a las zonas rurales de los efectos indirectos que puedan surgir aparte de los beneficios de los propietarios de la tierra y los derechos de agua. En este trabajo se ha mostrado que los mercados de agua incrementan el valor económico del agua empleada en la agricultura y la cantidad de empleo agrario creado en la región. Estos resultados confirman las evaluaciones realizadas sobre mercados de aguas en Australia, y refutan los obtenidos por Arriaza y Gómez-Limón (2000) para la agricultura de regadío del Valle del Guadalquivir. La conclusión es que en las zonas de regadío con problemas de empleo rural, una reforma de la política de aguas que incluya algún grado de liberalización es un medio de incrementar los beneficios del regadío; más aún en países menos desarrollados con grandes grupos de trabajadores sin tierra.

Finalmente, los resultados de la simulación muestran que, en presencia de externalidades causadas por un mercado de agua, la combinación de un impuesto sobre el factor de producción contaminante y el mercado proporcionan resultados cualitativamente ambiguos. Por un lado, los intercambios de agua apenas atenúan las pérdidas de renta causadas por el impuesto. Por otro, el mercado contribuye a reducir el efecto reductor de la contaminación que tiene el impuesto. Para analizar la combinación de ambos efectos es preciso decidir previamente cuál es el objetivo primario que se persigue con la política. Si la contaminación por nitratos es la principal preocupación, entonces un impuesto sobre el nitrógeno sin permitir intercambios de agua es la mejor opción; pero si la eficiencia y el empleo rural son los objetivos perseguidos, entonces la menor reducción de la contaminación que supone el mercado puede ser compensada por los otros beneficios sociales y económicos alcanzados.

En previsión de los posibles intercambios que surgirán al amparo de la Ley de Aguas reformada (Ley 46/1999), y la transposición de la Directiva Marco sobre Política de Aguas a España, resulta necesario profundizar en el análisis de los impactos indirectos derivados de los contratos de cesión de derechos de agua. Si, como los resultados de este estudio parecen sugerir, la mayor eficiencia en los usos agrarios del agua lleva consigo un aumento del empleo de fertilización nitrogenada, deberá estudiarse con mayor detalle geográfico, hidrológico y técnico cómo y dónde se emplean las aguas adquiridas mediante las transacciones. En el supuesto de que el impacto ambiental fuera apreciable, ello podría ser causa para denegar el permiso a una solicitud de autorización para celebrar un contrato de cesión.

Notas

ⁱ Para facilitar la presentación, muchos detalles del análisis empírico han sido omitidos. La mayoría pueden encontrarse en los trabajos previos de Garrido (1998a y 1999), y los que no, se presentan en esta sección.

ⁱⁱ Los niveles de contaminación por nitratos han sido simulados para cada comunidad de regantes, cultivo, y cantidades de agua y nitrógeno aplicadas utilizando el simulador agronómico EPIC, calibrado a los suelos y condiciones climáticas de cada zona con fondos del Proyecto Europeo POLEN (No. 8001-CT91-0306). Se agradece a G. Flichman (IAM Montpellier) y a C. Varela (UPM) toda la ayuda prestada como coordinadores científicos del citado proyecto.

Bibliografía

- Archibald, S.O. y Renwick, M.E. (1998). Expected transaction costs and incentives for water market development. En Easter, K.W., Rosegrant, M. y Dinar, A. (eds), *Markets for Water - Potential and Performance*. Kluwer Academic Publishers, New York, 95-118.
- Arriaza, M. y Gómez-Limón, J.A. (2000). Mercados locales de agua de riego. Una modelización multicriterio en el Bajo Guadalquivir. *Revista de Estudios Agrosociales y Pesqueros* **188**: 135-164.
- Bjornlund, H. y McKay, J. (1998). Factors affecting water prices in a rural water market: A south Australian experience. *Water Resources Research* **34**(6): 1563-1570.
- Bjornlund, H. y McKay, J. (2001): Operational mechanisms for the efficient working of water markets - Some australian experiences. Presentación al 7th *International Water and Resource Economics Consortium and the 4th Seminar on Environmental and Resource Economics*, Girona, 3-5 Junio.
- Calatrava, J. y Garrido, A. (2001). "Agricultural subsidies, water pricing and farmers' response: Implications for water policy and CAP reform". En Dosi, C. (ed), *Agricultural use of Groundwater – Towards integration between agricultural policy and water resources management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 241-257.
- Carter, H.O., Vaux Jr., H.R. y Scheuring, A.F. (eds) (1994). *Sharing scarcity. Gainers and losers in water marketing*. University of California Agricultural Issues Center, Davis.
- Department of the Interior (1998). *Final Report – Water in the West: The challenge for the next century*. Denver. <http://www.den.doi.gov/wwprac/reports/final.htm>
- Dinar, A. y Letey, J. (1991). Agricultural water marketing, allocative efficiency and drainage reduction. *Journal of Environmental Economics and Management* **20**: 210-223.
- Easter, K.W., Rosegrant, M.W. y Dinar, A. (eds.) (1998). *Markets for water - Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Garrido, A. (1998a). An economic analysis of water markets within the Spanish agricultural sector: Can they provide substantial benefits? En Easter, K.W.,

- Rosegrant, M.W. y Dinar, A. (eds.), *Markets for water - Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, New York, 223-239.
- Garrido, A. (1998b). *Agricultural water pricing practices in OECD countries*. Group on Economic and Environmental Policy Integration, ENV/EPOC/GEEI(98)11. OCDE, Paris.
- Garrido, A. (2000). A mathematical programming model applied to the study of Spanish water markets. *Annals of Operations Research* **94**: 105-123.
- Graham, W. (1998). A hundred rivers run through it. California floats its future on a market for water. *Harper's Magazine*. June.
- Hanley, N. (1990). The economics of nitrate pollution. *European Review of agricultural Economics* **17**(2): 129-151.
- Hearne, R.R. y Easter, K.W. (1998). Economic and financial returns from Chile water markets. En Easter, K.W., Rosegrant, M.W. and Dinar, A. (eds.), *Markets for water - Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, New York, 223-239.
- Howe, C.W., Lazo, J.K. y Weber, K.R. (1990). The economic impacts of agriculture-to-urban water transfers on the area of origin: A case study of the Arkansas River Valley in Colorado. *American Journal of Agricultural Economics* **72**: 1200-1204.
- Howitt, R.E. (1994). Effects of water marketing on the farm economy. In Carter, H.O., Vaux Jr., H.R. y Scheuring, A.F. (eds), *Sharing scarcity. Gainers and losers in water marketing*. University of California Agricultural Issues Center, Davis, 97-133.
- Howitt, R.E. (1995). Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics* **77**(2): 329-342.
- Murphy, J.M., Dinar, A., Howitt, R.E., Rassenti, S.J. y Smith, V.L. (2000). The design of "smart" water market institutions using laboratory experiments. *Environmental and Resource Economics* **17**: 375-394.
- OECD (1999). *The price of water. Trends in OECD countries*. OECD, Paris. 173 pp.
- Paris, Q. (1992). The von Liebig hypothesis. *American Journal of Agricultural Economics* **74**: 1019-1028.
- Pigram, J.J., Delforce, R.J., Coelli, M.C., Norris, V., Antony, G., Anderson, R.L. y Musgrave, W.F. (1992). *Transferable water entitlements*. The Center for Water Policy Research, University of New England, Armidale.

- Rosegrant, M.W., Ringler, C., Mckinney, D.C., Cai, X., Kellerr, A. y Donoso, G. (2000). Integrated economic-hydrologic water modelling at the basin scale: The Maipo river basin. *Agricultural Economics* **24**: 33-46.
- Weber, M.L. (2001). Markets for water rights under environmental constraints. *Journal of Environmental Economics and Management* **42**: 53-64.
- Weinberg, M. y Wilen, J.E. (1997). Taking a closer look at “inefficient” policies: options for controlling agricultural pollution in California’s San Joaquin river basin. 8th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Tilburg, The Netherlands, 26-28 Junio.
- Weinberg, M., Kling, C.L. y Wilen, J.E. (1993). Water markets and water quality. *American Journal of Agricultural Economics* **75**: 278-291.
- Young, R.A. (1996). *Measuring economic benefits for water investments and policies*. World Bank Technical Paper n°338. Washington D.C. 118 pp.

Cuadros

CUADRO 1
Funciones de producción utilizadas

Forma funcional: $Q_k = \alpha_k + \beta_k W_k + \delta_k N_k + \varepsilon_k W_k^2 + \phi_k N_k^2 + \eta_k N_k W_k$

Término	Algodón	Maíz	Girasol	Trigo
Independiente (α_k)	-0,352	-12,974	0,437	0,611
Lineal agua (β_k)	0,0105	0,038	0,00068	0,0039
Lineal nitrógeno (δ_k)		0,0067	0,0312	0,046
Cuadrático agua (ε_k)	-0,0000086	-0,000024	-0,0000097	-0,000034
Cuadrático nitrógeno (ϕ_k)	-0,0000251	-0,000072	-0,00014	-0,00013
Cruzado agua-nitrógeno (η_k)	0,000019	0,0000517	0,000054	0,00005
R² ajustado	0,9795	0,9822	0,9890	0,9971

Nota: sólo se muestran aquellos coeficientes significativamente distintos de cero. Producción en Tm/ha, agua en mm, y nitrógeno en kg/ha.

CUADRO 2
Funciones de costes cuadráticas de cada tipo de explotación y cultivo (miles de pesetas por hectárea)

Forma funcional: $C_{ik}^i = a_{ik} S_k + b_{ik} (S_k)^2$

CC.RR.	Fincas	Término lineal (a_{ik})				Término cuadrático (b_{ik})			
		Algodó	Girasol	Maíz	Trigo	Algodó	Girasol	Maíz	Trigo
		n				n			
Guadalmellato	GU1	118,2	64,3	91,2	41,2	117,2	9,11	30	30
Guadalmellato	GU2	244,3	64,31	91,2	41,2	0,76	1,52	6,2	6,2
Guadalmellato	GU3	159	64,31	99,9	50	3,64	0,42	0,67	0,67
Guadalmellato	GU4	123,9	34,85	109	59	16,81	9,4	0,31	0,31
Guadalmellato	GU5	47,6	31	109	59	16,81	2,89	0,06	0,06
Genil-Cabra	GC1	183,1	64,8	86,8	36,8	5,37	2,8	9,27	9,27
Genil-Cabra	GC2	244,8	64,8	102,5	52,5	0,15	0,52	0,6	0,6
Fuente-Palmera	FP1	248	64,8	102,5	52,4	2,7	52,34	62,91	62,91
Fuente-Palmera	FP2	244,8	64,8	102,4	52,5	0,6	10,5	4,31	4,31
Fuente-Palmera	FP3	196,9	64,8	93,3	43,3	1,09	1,17	1,48	1,48
M.D. Bembezar	BE1	90,36	64,6	54,1	60	255,42	23,96	497,7	497,7
M.D. Bembezar	BE2	230,2	64,6	63,7	60	2,88	2,89	12,3	12,3
M.D. Bembezar	BE3	240,8	64,3	63,2	60	0,14	0,54	3,74	3,74

CUADRO 3
Funciones de infiltración de nitrógeno

Forma funcional: $N_k^P = \nu_k W_k + o_k N_k + \theta_k W_k^2 + \rho_k N_k^2 + \sigma_k N_k W_k$

Término	Algodón	Maíz	Girasol	Trigo
Lineal agua (ν_k)		0,0044		0,0436
Lineal nitrógeno (o_k)	0,304	0,396	0,768	0,305
Cuadrático agua (θ_k)	0,0000422	-0,0000669	-0,000344	
Cuadrático nitrógeno (ρ_k)	0,0023		-0,00225	0,00013
Cruzado agua-nitrógeno (σ_k)	-0,00048		0,00134	-0,000117
R² ajustado	0,9973	0,9952	0,9863	0,9986

Nota: sólo se muestran aquellos coeficientes significativamente distintos de cero. Infiltración de

nitrógeno en kg/ha; agua en mm; y nitrógeno aplicado en kg/ha.

CUADRO 4
Regresión lineal de Mano de obra y Contaminación con la cantidad de agua

Comun. de reg. y nivel impos. t	Ecuaciones: $L_j^a = \sum_i L_i^*(W_j; .)$			Ecuaciones: $N_j^b = \sum_i N_i^*(W_j; .)$		
	Constante	Agua ^c	R ² ajust.	Constant	Agua	R ² ajust.
CR -1; imp=t ₁	52,51	0,010491	0,991	55,24	0,004596	0,999
CR -1; imp=t ₂	52,31	0,010553	0,991	54,0	0,004587	0,999
CR -1; imp=t ₃	52,20	0,010601	0,990	52,72	0,004580	0,999
CR -1; imp=t ₄	52,11	0,010645	0,990	51,44	0,004582	0,999
CR -1; imp=t ₅	52,03	0,010688	0,990	50,07	0,004583	0,999
CR -2; imp=t ₁	43,78	0,019614	0,994	48,71	0,008508	0,999
CR -2; imp=t ₂	43,79	0,019662	0,994	47,56	0,008471	0,999
CR -2; imp=t ₃	43,81	0,019737	0,994	46,35	0,008437	0,999
CR -2; imp=t ₄	43,80	0,019792	0,994	45,13	0,008406	0,998
CR -2; imp=t ₅	43,76	0,019873	0,993	43,89	0,008379	0,999
CR -3; imp=t ₁	47,85	0,007841	0,973	52,01	0,005470	0,999
CR -3; imp=t ₂	47,94	0,007859	0,975	50,96	0,005432	0,999
CR -3; imp=t ₃	48,04	0,007876	0,973	49,92	0,005396	0,999
CR -3; imp=t ₄	48,12	0,007896	0,974	47,88	0,005360	0,999
CR -3; imp=t ₅	48,21	0,007911	0,973	47,83	0,005322	0,999
CR -4; imp=t ₁	46,58	0,018632	0,995	49,59	0,008527	0,999
CR -4; imp=t ₂	46,73	0,018664	0,995	48,56	0,008471	0,998
CR -4; imp=t ₃	46,89	0,018693	0,995	47,51	0,008426	0,998
CR -4; imp=t ₄	47,03	0,018725	0,995	46,46	0,008369	0,999
CR -4; imp=t ₅	47,20	0,018753	0,995	45,41	0,008325	0,998

^a La mano de obra se mide en horas de trabajo por hectárea. ^b La contaminación por nitratos viene dada por EPIC y medida en kg./ha de nitratos infiltrados. ^c Las aplicaciones de agua se miden en m³/ha.

CUADRO 5
Escenarios de disponibilidad de agua

CCRR	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
CR-1 (GC)	1	0,8	0,6	0,4	0,2	1	0,5	0,5	0,2
CR-2 (GU)	1	0,8	0,6	0,4	0,2	0,5	1	0,2	0,5
CR-3 (FP)	1	0,8	0,6	0,4	0,2	1	0,5	0,5	0,2
CR-4 (BE)	1	0,8	0,6	0,4	0,2	0,5	1	0,2	0,5

Cada celda representa el factor que multiplica la dotación normal de cada comunidad de regantes

CUADRO 6
Resultados de la simulación del mercado de agua regional (porcentajes de cambio del mercado con respecto a la situación inicial sin intercambios de agua)

Variable relevante	Imp. Nit.	Escenarios de disponibilidad de agua							
		A1	A2	A3	A4	A5	A7 ^a	A8	A9
Beneficio Regional	t ₁	1,40	1,60	1,80	2,90	5,70	4,10	6,40	0,00
Beneficio Regional	t ₂	1,40	1,60	1,92	2,98	5,77	4,23	6,40	3,55
Beneficio Regional	t ₃	1,40	1,60	2,00	3,00	5,60	4,30	6,30	3,90
Beneficio Regional	t ₄	1,43	1,64	2,06	3,00	5,60	4,365	6,38	4,12
Beneficio Regional	t ₅	1,50	1,70	2,10	3,00	5,60	4,40	6,41	4,20
Contaminación	t ₁	1,46	0,97	0,27	0,38	-0,29	3,73	1,55	0,00

Contaminación	t ₂	1,47	0,98	0,86	0,38	-0,17	3,76	1,52	1,73
Contaminación	t ₃	1,49	1,01	1,01	0,41	-0,18	3,80	1,50	2,25
Contaminación	t ₄	1,51	1,04	1,04	0,40	-0,11	3,84	1,47	2,41
Contaminación	t ₅	1,54	1,07	1,05	0,36	-0,09	3,89	1,45	2,59
Mano de obra contratada	t ₁	3,93	3,37	2,09	3,14	1,35	8,71	1,17	0,00
Mano de obra contratada	t ₂	3,93	3,38	3,45	3,09	1,47	8,70	1,10	5,43
Mano de obra contratada	t ₃	3,93	3,40	4,04	3,00	1,57	8,70	1,05	6,21
Mano de obra contratada	t ₄	3,93	3,43	4,02	2,88	1,65	8,72	1,01	6,68
Mano de obra contratada	t ₅	3,94	3,44	3,96	2,63	1,70	8,72	0,98	6,83

^a El escenario A6 se ha omitido porque no se generó ningún intercambio de agua

CUADRO 7

Resultados de la simulación del mercado de agua regional: precio de equilibrio y cantidad de agua intercambiada (porcentaje sobre la dotación inicial)

Imp. Nit.		Escenarios de disponibilidad de agua							
		A1	A2	A3	A4	A5	A7 ^a	A8	A9
t ₁	Precio (ptas/m ³)	18,95	22,04	25,77	28,88	35,69	21,05	34,44	33,86
t ₁	Precio (euros/m ³)	0,1139	0,1325	0,1549	0,1736	0,2145	0,1265	0,2070	0,2035
t ₁	Intercambio CR-1	19,11	12,12	0,01	0,00	-29,77	95,00	-38,70	0,00
t ₁	Intercambio CR-2	-36,45	-42,37	-42,57	-79,39	-100	-51,98	-100	0,00
t ₁	Intercambio CR-3	17,33	14,86	6,44	14,53	-9,34	99,03	-41,98	0,00
t ₁	Intercambio CR-4	7,26	13,17	19,41	35,65	61,50	-2,25	106,15	0,00
t ₃	Precio (ptas/m ³)	18,18	21,23	23,97	28,21	34,82	20,27	33,58	28,99
t ₃	Precio (euros/m ³)	0,1093	0,1276	0,1441	0,1695	0,2093	0,1218	0,2018	0,1742
t ₃	Intercambio CR-1	18,60	11,89	12,25	0,00	-25,44	94,16	-37,68	109,01
t ₃	Intercambio CR-2	-36,97	-42,72	-63,22	-74,71	-100	-52,32	-98,67	-55,88
t ₃	Intercambio CR-3	17,26	15,16	20,34	14,27	-3,97	99,15	-40,20	135,67
t ₃	Intercambio CR-4	7,71	13,36	22,13	33,42	58,79	-1,95	103,63	0,00
t ₅	Precio (ptas/m ³)	17,37	20,41	23,23	28,51	34,13	19,44	32,87	28,19
t ₅	Precio (euros/m ³)	0,1044	0,1227	0,1396	0,1713	0,2051	0,1168	0,1976	0,1694
t ₅	Intercambio CR-1	18,35	11,96	11,89	0,00	-22,38	94,02	-37,01	117,82
t ₅	Intercambio CR-2	-37,23	-42,91	-61,60	-68,10	-100	-52,50	-97,66	-61,76
t ₅	Intercambio CR-3	17,53	15,51	20,14	0,00	-2,46	99,75	-39,70	154,24
t ₅	Intercambio CR-4	7,87	13,35	21,51	33,30	57,38	-1,90	102,28	0,00

Nota: las cantidades intercambiadas presentan signo positivo cuando se trata de zonas compradoras y signo negativo cuando se trata de zonas vendedoras.

^a El escenario A6 se ha omitido porque no se generó ningún intercambio de agua

CUADRO 8

Efectos externos del intercambio de agua en términos de incrementos porcentuales con respecto a la situación sin mercado por Comunidades de Regantes (nivel impositivo t₃)

Escenario de escasez		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
Agua usada	Genil-Cabra	18,6	11,89	12,25	0	-25,44	0	94,16	-37,68	109,01
	Guadalmellato	-36,97	-42,72	-63,22	-74,71	-99,99	0	-52,32	-98,67	-55,88
	Fuente-Palmera	17,26	15,16	20,34	14,27	-3,97	0	99,15	-40,20	135,67
	Bembezar	7,71	13,36	22,13	33,42	58,79	0	-1,95	103,63	0
Contamina.	Genil-Cabra	7,72	4,3	3,65	0	-3,16	0	24,65	-9,86	13,54

	Guadalmellato	-15,92	-16,1	-19,73	-17,35	-13,14	0	-22,53	-12,96	-15,33
	Fuente-Palmera	7,77	6	6,70	3,52	-0,56	0	28,81	-11,68	19,1
	Bembezar	3,38	5,14	7,06	7,96	7,95	0	-0,85	16,01	0
	Total	1,48	1	1	0,41	-0,18	0	3,79	1,5	2,27
Trabajo	Genil-Cabra	11,43	6,66	5,99	0	-6,15	0	41,77	-16,71	26,35
	Guadalmellato	-19,75	-20,44	-25,78	-23,5	-18,66	0	-27,95	-17,42	-20,37
	Fuente-Palmera	11,55	9,38	11,16	6,39	-1,14	0	49,91	-20,23	39,14
	Bembezar	4,98	7,93	11,57	14,11	15,73	0	-1,26	27,74	0
	Total	3,93	3,4	4,04	2,99	1,57	0	8,7	1,04	6,21

CUADRO 9

Reducción del beneficio resultante del incremento del impuesto sobre el nitrógeno

Cambios en el beneficio	¿Mercado de agua?	Escenarios de disponibilidad de agua								
		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
$[RB(W_{j0,t_2}) - RB(W_{j0,t_1})]$	No	-1,53	-1,45	-1,35	-1,30	-1,18	-1,41	-1,52	-1,18	-1,36
$[RB(W_{j0,t_3}) - RB(W_{j0,t_1})]$	No	-2,96	-2,79	-2,60	-2,40	-2,19	-2,63	-2,93	-2,20	-2,55
$[RB(W_{j0,t_4}) - RB(W_{j0,t_1})]$	No	-4,36	-4,08	-3,79	-3,45	-3,14	3,82	-4,29	-3,17	-3,66
$[RB(W_{j0,t_5}) - RB(W_{j0,t_1})]$	No	-5,73	-5,33	-4,90	-4,44	-3,95	-4,98	-5,62	-4,09	-4,71
$[RB(W_{j,t_2}^*) - RB(W_{j,t_1}^*)]$	Si	-1,49	-1,42	-1,23	-1,25	-1,29	-1,36	-1,4	-1,27	-1,14
$[RB(W_{j,t_3}^*) - RB(W_{j,t_1}^*)]$	Si	-2,90	-2,72	-2,40	-2,39	-2,30	-2,63	-2,77	-2,32	-1,79
$[RB(W_{j,t_4}^*) - RB(W_{j,t_1}^*)]$	Si	-4,29	-4,0	-3,55	-3,49	-3,23	-3,83	-4,08	-3,26	-2,25
$[RB(W_{j,t_5}^*) - RB(W_{j,t_1}^*)]$	Si	-5,61	-5,20	-4,63	-4,43	-4,01	-4,98	-5,33	-4,15	-2,66