

Los mercados de agua en España

Presente y perspectivas

Serie **Economía** [26]

Los mercados de agua en España

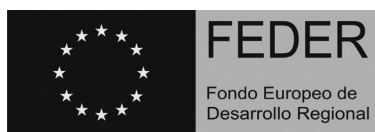
Presente y perspectivas

**José A. Gómez-Limón
Javier Calatrava Leyva
(coordinadores)**



La investigación que ha dado lugar a la publicación de este libro ha sido financiada parcialmente por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto de investigación del Plan Nacional de I+D+i titulado «Diseño de nuevos mercados de agua para España: Evaluación como medidas para la mejora de la eficiencia en su uso y la adaptación al cambio climático» MERCAGUA, Ref. AGL2013-48080-C2-00-R), en el que participan las Universidades de Córdoba y Politécnica de Cartagena.

Los coordinadores del libro agradecen igualmente la colaboración de la Subdirección General de Análisis, Prospectiva y Coordinación del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), por facilitarnos la celebración del seminario preparatorio de esta publicación en su sede central del Paseo de la Infanta Isabel el pasado día 12 de noviembre de 2015, así como su contribución a los debates mantenidos.



UNIÓN EUROPEA
“Una manera de hacer Europa”

Los mercados de agua en España: presente y perspectivas

© 2016 del texto: los autores

© 2016 de la edición: Cajamar Caja Rural

Edita: Cajamar Caja Rural

Plaza Barcelona, 5. 04006 ALMERÍA

Teléfono: (+34) 950 210 386

publicaciones@cajamar.com

www.publicacionescajamar.es

ISBN-13: 978-84-xxxx-xx-x

Depósito Legal: AL-256-2013

Diseño y maquetación: Beatriz Martínez Belmonte

Imprime: x

Fecha de publicación: x de 2016

Imagen de cubierta: x

Impreso en España / *Printed in Spain*

Cajamar Caja Rural no se responsabiliza de la información y opiniones contenidas en esta publicación, siendo responsabilidad exclusiva de sus autores.

© Todos los derechos reservados. Queda prohibida la reproducción total o parcial de esta publicación, así como la edición de su contenido por medio de cualquier proceso reprográfico o fónico, electrónico o mecánico, especialmente imprenta, fotocopia, microfilm, offset o mimeógrafo, sin la previa autorización escrita de los titulares del Copyright.

PRESENTACIÓN	9
<hr/>	
PARTE I. MARCO GENERAL DE LOS MERCADOS DE AGUA EN ESPAÑA	
Los mercados de agua y su implementación en España. Una introducción <i>José A. Gómez-Limón y Javier Calatrava</i>	17
Marco legal de los mercados de agua en España <i>Antonio Embid Irujo</i>	43
Actividad de los mercados formales de agua en España (1999-2014) <i>Sara Palomo-Hierro y José A. Gómez-Limón</i>	71
Los mercados informales de agua en España: una visión de conjunto <i>Lucía De Stefano y Nuria Hernández-Mora</i>	97
<hr/>	
PARTE II. DESEMPEÑO DE LOS MERCADOS EN ESPAÑA	
Mercados de agua y eficiencia económica <i>Javier Calatrava y José A. Gómez-Limón</i>	127
Mercados de agua y equidad. Impactos sociales <i>Fernando E. Garrido Fernández</i>	159
Mercados de agua y medioambiente <i>Juan José Oñate</i>	181
Los mercados de agua como instrumento de gestión de riesgos <i>Javier Calatrava y Almudena Gómez-Ramos</i>	209
Barreras culturales: actitudes y opiniones de los agentes frente al mercado <i>Giacomo Giannoccaro, Manuela Castillo y Julio Berbel</i>	237
<hr/>	
PARTE III. CASOS DE ESTUDIO	
Los mercados formales de agua en la cuenca del Segura <i>Javier Calatrava y David Martínez Granados</i>	253
Los mercados de agua en la demarcación hidrográfica del Júcar <i>Marta Garcá Mollá, Carles Sanchís Ibor, Héctor Macián Sorribes, Llorenç Avellà Reus y Manuel Pulido-Velázquez</i>	285

PARTE IV. PERSPECTIVAS DE FUTURO

Mercados de agua en Australia y California. ¿Qué podemos aprender de ellos? <i>Sara Palomo-Hierro, Claire Settre, Adam Loch y Sarah Ann Wheeler</i>	317
Cambio climático y mercados de agua <i>José Albiac, Mohamed Kabil, Ariel Dinar y Javier Tapia</i>	345
El potencial de los contratos de opción de agua <i>Dolores Rey, Javier Calatrava y Alberto Garrido</i>	369
Perspectivas de futuro: los mercados de agua en el conjunto de la política hidráulica española <i>Carlos Mario Gómez y Gonzalo Delacámara</i>	387
SÍNTESIS	
<hr/>	
Un visión realista de los mercados de derechos de agua <i>Julio Berbel, Carlos Gutiérrez-Martín y Giacomo Giannoccaro</i>	413
Disfuncionalidades de los mercados de agua en España <i>Nuria Hernández-Mora y Leandro del Moral</i>	429
REFERENCIA CURRICULAR DE LOS AUTORES	461

Presentación

x.

Roberto García Torrente
Grupo Cooperativo Cajamar

I. MARCO GENERAL DE LOS MERCADOS DE AGUA EN ESPAÑA

Los mercados de agua y su implementación en España. Una introducción

José A. Gómez-Limón^a y Javier Calatrava^b

^aUniversidad de Córdoba y ^bUniversidad Politécnica de Cartagena

1. Escasez de agua y política hidráulica

Como en otras muchas regiones del planeta, la mayor parte del territorio español presenta en la actualidad una *economía madura del agua*. Tal y como explica Randall (1981), esta situación se caracteriza por:

- Una demanda alta y creciente de agua.
- Una oferta inelástica del recurso a largo plazo, ya que las posibilidades de contar con nuevos recursos hídricos de calidad son cada vez más limitadas.
- Una intensa y creciente competencia por el uso del agua entre los distintos sectores económicos (agricultura, industria, producción de energía y ocio), los usos urbanos, y el medioambiente (mantenimiento de caudales ecológicos).
- La aparición de externalidades ambientales negativas, tanto de carácter cuantitativo como cualitativo, derivadas del uso abusivo (p. ej., sobreexplotación de acuíferos o disminución de caudales) o inadecuado (p. ej., contaminación difusa y puntual de masas de agua o salinización) del agua.
- Un coste de suministro del recurso cada vez mayor, debido a las crecientes inversiones necesarias para mantener en buen estado las infraestructuras hidráulicas existentes (embalses, sistemas de distribución) y el elevado coste de las nuevas fuentes de agua (desalación, reutilización, etc.), que han tenido que desarrollarse ante la imposibilidad de contar con más recursos convencionales.

Se evidencia así como la creciente escasez del recurso que caracteriza la madurez de la economía del agua no se debe simplemente a un problema de escasez física, sino más bien a una *escasez socialmente condicionada*, debido a la demanda creciente del recurso por parte de las actividades humanas (Aguilera-Klink, 1997).

El avance de este proceso de madurez está provocando el «cierre» de la mayor parte de las cuencas del sur y el este peninsular (Berbel *et al.*, 2013), situación descrita como aquella en la que no existe margen para la satisfacción de nuevas demandas, sin que ello provoque la reducción de otras demandas ya existentes (Keller *et al.*, 1998; Molle *et al.*, 2010). Lógicamente, en estos casos las agencias encargadas de la gestión del agua (confederaciones hidrográficas o agencias autonómicas del agua) no pueden otorgar nuevos derechos de agua, ya que no existe disponibilidad de recursos ociosos.

El inicio de la madurez de la economía del agua en España puede establecerse en los años ochenta del pasado siglo, como consecuencia de la implementación de una intensa política desarrollista durante de las décadas anteriores (MIMAM, 1997). Efectivamente, durante todo el siglo XX España vivió una fase expansiva de su sector hidráulico, en la que la construcción de nuevas infraestructuras fue la manera habitual de satisfacer las crecientes demandas de agua. Esta orientación de la política hidráulica es la que se ha denominado como *política de oferta*. No obstante, este modelo de política hidráulica se ha ido agotando paulatinamente, dadas las dificultades cada vez mayores para aumentar la oferta de agua (limitaciones ambientales y económicas). La entrada en la fase de madurez exigió pues un cambio en las directrices políticas con relación a la gestión del agua, sustituyendo paulatinamente la aplicación generalizada de la política de oferta por la llamada *política de demanda*, enfocada hacia la satisfacción de las nuevas necesidades de agua mediante la reasignación de los recursos existentes.

La orientación de la política hidráulica de un país, y por ende la forma de gestionar la escasez de recursos (reasignación) exige de un debate social al respecto. El resultado de este debate será el que determine el marco legal e institucional de la gestión del agua, en el cual se establecen tanto el sistema de titularidad del agua como las reglas que permiten su utilización (derechos de agua) por parte de los usuarios. En el caso de España, este marco viene definido por la vigente Ley de Aguas aprobada en 1985, donde se establece la titularidad pública del agua, a través del denominado *dominio público hidráulico*. Esta opción está justificada por las características propias del agua,

tanto físicas (carácter ‘fluyente’ en condiciones naturales) como económicas (necesidad de grandes inversiones para su empleo en actividades económicas, que conduce a la existencia de monopolios), que dificultan su gestión eficiente a través de un sistema de titularidad privada. Asimismo, en consonancia con la titularidad pública del recurso, la Ley de Aguas establece que el régimen de uso del agua por parte de los usuarios se rija por el principio del *interés general*, con el objetivo de que el recurso se utilice de la manera en que mejor contribuya al bienestar social. Así, los usos del agua en España quedan supeditados a un régimen concesional, a través del cual el Estado otorga derechos de uso privativo del recurso (concesiones) a aquellos usuarios que se considere pueden hacer un uso socialmente beneficioso del mismo. Por este motivo, dichos derechos de uso se otorgan de manera condicionada (para la utilización del agua en actividades y localizaciones concretas) y de forma temporal (normalmente por períodos de 75 años). Dentro de este marco resulta evidente que la implementación de cualquier política de demanda debe perseguir la reasignación de derechos de uso del agua con el propósito que los recursos disponibles se utilicen de la mejor manera posible desde una perspectiva pública (maximización del bienestar social).

En este contexto, existen dos alternativas para la implementación de políticas de gestión de la demanda que permitan dar satisfacción a los nuevos usos, adaptando estos a las nuevas demandas sociales: los «instrumentos normativos» y los «instrumentos económicos». Los primeros, los *instrumentos normativos*, consisten en la modificación unilateral del régimen concesional por parte del poder público, anulando (o no renovando) derechos de uso ya existentes, otorgados en el pasado a usos que entonces se consideraban socialmente beneficiosos, pero que en la actualidad no se considera que lo sean. Con ello se trata de liberar recursos hídricos que pueden emplearse por el Estado para otorgar nuevas concesiones (usos productivos) o mejorar el estado ecológico de las masas de agua (usos ambientales), que contribuyan de manera más efectiva al interés general. De manera más concreta, los mecanismos legalmente disponibles en España en este sentido son: a) la revisión concesional, por la cual se reducen o se anulan los derechos de uso otorgados con anterioridad, b) la expropiación forzosa de los derechos concesionales cuando estos son declarados de utilidad pública, y c) simplemente la no renovación de los derechos de uso cuando expira el plazo de concesión. No obstante, estos instrumentos se han demostrado ineficientes para reasignar recursos hídricos (Embíd, 2013), dado su elevado coste económico (largos procedimientos ad-

ministrativos y judiciales, así como el pago de indemnizaciones) y político (resistencia y movilización de los colectivos afectados). De hecho, apenas han sido empleados en la práctica administrativa española.

Dada la inoperatividad de los mecanismos anteriores, más recientemente han tomado protagonismo los denominados *instrumentos económicos* (Sumpsi *et al.*, 1998), basados en incentivos monetarios para promover la reducción de los usos actuales y la reasignación de los derechos de uso de manera voluntaria. Los instrumentos económicos orientados a la reducción o conservación del agua son la modernización de infraestructuras hidráulicas y la tarifación del agua. La primera de estas medidas se implementa a través de subvenciones para la renovación de instalaciones y sistemas de gestión de los regadíos, como vía para mejorar su eficiencia técnica y fomentar así el ahorro. La segunda de ellas, la tarifación, tiene como objetivo que los usuarios del agua sean conscientes del verdadero coste que supone la utilización del recurso mediante el pago de una tasa por unidad de volumen que fomente un uso del mismo más racional, evitando que este se despilfarre. En ambos casos, el fin último es reducir el uso del agua en las actividades socialmente menos beneficiosas (principalmente en la agricultura), al objeto de poder liberar recursos que puedan otorgarse de manera centralizada (a través del régimen concesional) a nuevos usos socialmente más demandados (p. ej., usos urbanos y/o la recuperación ambiental de las masas de agua).

Durante las dos últimas décadas, en España se ha utilizado extensamente el instrumento de la modernización, lo cual ha permitido renovar tecnológicamente la mayor parte del regadío nacional. No obstante, existen dudas sobre si la mejora de la eficiencia técnica del riego, consecuencia de la modernización, se haya traducido verdaderamente en ahorros del agua, dado que estos procesos normalmente han venido acompañados de aumentos en las superficies regables y en los consumos unitarios por superficie (Berbel *et al.*, 2015), pero no de la revisión de las concesiones.

Por su parte, el instrumento de la tarifación se ha aplicado en España de forma muy timorata, a pesar del mandato legal de su implementación por la Directiva Marco del Agua, que recomienda la aplicación de una «política de precios» que fomente el uso eficiente de los recursos, a través de la cual los usuarios paguen por el coste íntegro del recurso, incluyendo los costes financieros, ambientales y de escasez. De hecho, puede afirmarse que la estructura tarifaria del agua no ha cambiado desde la aprobación del régimen económico-financiero de la Ley de Aguas en 1985, lo que evidencia la inadecuada

trasposición de la norma europea. En cualquier caso, debe comentarse que existen numerosos estudios, tanto en relación con el agua para abastecimiento urbano (García-Valiñas, 2005; Tobarra-González, 2013) como con el agua de riego (Varela-Ortega *et al.*, 1998; Berbel y Gómez-Limón, 2000; Gómez-Limón y Riesgo, 2004; Iglesias y Blanco-Fonseca, 2008), que ponen en duda la utilidad de la tarifación como mecanismo de ahorro de agua. Efectivamente, en dichos trabajos se evidencia que, para niveles razonables de las tarifas de agua, apenas se producirían ahorros de agua en las ciudades o en las zonas regables de las cuencas donde existe una mayor escasez, dado el carácter de necesidad básica del agua de boca y la elevada rentabilidad de la agricultura de regadío en dichos territorios.

Finalmente, dentro de los instrumentos económicos posibles para la política de demanda, cabe citar a los mercados de agua. Se trata de mecanismos descentralizados de asignación de derechos de agua que posibilitan la transmisión voluntaria de los mismos entre usuarios a cambio de una contraprestación económica (dinero o cualquier otro activo). En el siguiente apartado nos centramos en este instrumento, describiendo de manera sumaria su potencialidad como instrumento de reasignación de recursos en un contexto de escasez, y apuntando sus principales ventajas e inconvenientes.

2. Los mercados de agua como instrumento para la mejora de la gestión del agua

2.1. Tipología de los mercados de agua

Al hablar de mercados de agua, en realidad se hace referencia a todo un conjunto de diferentes mecanismos que posibilitan el intercambio voluntario de agua. A través de dichos mecanismos se transfiere la responsabilidad de reasignar los recursos hídricos de la Administración a los propios usuarios, pero sin realizar cambios en la distribución de derechos de propiedad y/o concesiones. La idea que subyace es que los usuarios del agua conocen mejor que la Administración los beneficios que genera su aprovechamiento, de tal forma que esta falta de información por parte del Estado se suple con la conducta de los usuarios, que recibirían señales de la escasez relativa del recurso a través del precio de mercado y, buscando su beneficio privado, lo emplearían de forma óptima, resultando del proceso la transferencia del agua hacia aquellos usos de más valor y una asignación eficiente del recurso (Spulber y Sabbaghi, 1994).

Una primera forma de clasificar estos mercados es diferenciarlos en función de su naturaleza informal o formal (Cummings y Nercissiantz, 1992). Los primeros, los *mercados informales*, son aquellos que surgen entre los usuarios del recurso de manera espontánea, y que son ajenos a cualquier control o regulación por parte de organismo regulador alguno. Si por el contrario, la Administración Pública interviene en la regulación de los mismos, entonces se trata de *mercados formales* de agua. En España, sobre todo en las zonas de mayor escasez de recursos como el Sureste, Levante y las Islas Canarias, han existido tradicionalmente intercambios informales de agua, siempre con un carácter local y a pequeña escala (Hernández-Mora y De Stefano, 2013). Sin embargo, no ha sido hasta la aprobación de la Ley 46/1999, de Reforma de la Ley de Aguas, cuando estos mercados han sido introducidos en el ordenamiento jurídico español, regulándose con ello su funcionamiento como instrumento de demanda aplicable para paliar los efectos de la escasez del recurso.

Los mercados formales de agua presentan un carácter heterogéneo, pues mediante este término se hace referencia a múltiples formas de organización, caracterizadas por una serie de variables definitorias que, a la postre, resultan en diferencias significativas en cuanto a su finalidad, funcionamiento y resultados (Lee y Jouravlev, 1998; Riesgo y Gómez-Limón, 2003; Rico-González y Gómez-Limón, 2005). Entre estas variables definitorias destaca el tipo de derecho de uso de agua que es objeto de transacción. En función de ello cabe clasificar los mercados de agua bajo tres grandes tipos (Griffin, 2006, cap. 7):

- *Mercados de derechos permanentes*, en aquellos casos en los que los vendedores transfieren a los compradores la titularidad del derecho de uso o propiedad del recurso de manera definitiva, con todas sus ventajas y obligaciones. Estos mercados son útiles para resolver problemas de escasez estructural en cuencas «cerradas», posibilitando que nuevas demandas permanentes del recurso (p. ej., nuevos abastecimientos urbanos) puedan ser satisfechas mediante la adquisición de derechos a usos de menor valor (p. ej., actividades agrarias) de manera descentralizada.
- *Mercados de derechos temporales*, en los que el titular de los derechos de uso del agua cede estos temporalmente al comprador. En la práctica, en este tipo de transacciones se intercambia el agua físicamente pero no el derecho de uso o propiedad. Estas cesiones de derechos pueden ser puntuales, denominándose mercados «instantáneos» (*spot*), o por

un período de tiempo, generalmente de uno o varios años, denominándose entonces mercados de alquiler de derechos (*lease*). En ambos casos, su finalidad es mitigar los efectos de la escasez coyuntural de recursos, por lo que su actividad se concentra en periodos de sequía. A nivel mundial, la mayoría de los intercambios de agua, tanto en términos de número de transacciones como de volumen, corresponden a mercados de tipo instantáneo, incluso en aquellos países, como Australia y los EEUU, en los que funcionan los mercados de derechos.

- *Mercados de opción sobre derechos de uso.* Una opción de compra sobre derechos de agua da al comprador de la opción el derecho, pero no la obligación, de adquirir dichos derechos de uso en una fecha concreta futura a cambio de un precio predeterminado. Por su parte, el vendedor de la opción tiene la obligación de vender estos derechos de uso, en el caso de que el comprador desee ejercer su derecho a comprar, bajo las condiciones pactadas en el contrato. Normalmente estas opciones se refieren a derechos de uso temporales, mediante las cuales los compradores tratan de cubrirse del riesgo de escasez conyuntural de agua durante el periodo de tiempo que se determine en el contrato (p. ej., durante los siguientes 10 años). Para ello, aquellos usuarios que desean asegurarse el suministro futuro de agua (p. ej., un abastecimiento urbano) adquieren opciones de compra a titulares actuales de derechos de agua cuyas actividades puedan suspenderse temporalmente (p. ej., actividad agraria) a cambio de una prima (precio de compra de la opción). Posteriormente, durante el periodo de validez de la opción, el tenedor de la misma podrá ejercer su derecho de compra en el caso que el recurso escasee por una sequía, haciéndose efectiva la cesión de derechos por el precio acordado en el momento de la firma del oportuno contrato (precio de ejercicio de la opción). Pese a sus múltiples ventajas, su uso en la práctica ha sido limitado, principalmente para garantizar el suministro urbano en diversos estados del Sudoeste de los EEUU y los usos ambientales en Australia.

Asimismo, es de interés la tipología de los mercados sobre la base del tipo de agentes intervinientes (vendedores y compradores). Así, deben diferenciarse entre *mercados de agua entre particulares*, donde comprador y vendedor interactúan directamente para negociar las condiciones de la cesión de derechos de agua, con la posible participación de intermediarios o corredores profe-

sionales, de los denominados *bancos de agua*, que funcionan en un contexto más institucionalizado y en los que intervienen agentes ajenos a los usuarios del agua. Un banco de agua es un mecanismo de mercado a través del cual un organismo administrativo (público o privado) actúa como intermediario necesario en las operaciones de compra-venta de derechos. Los intercambios tienen lugar a través de un proceso preestablecido que es regulado y controlado por la Administración a través de un organismo regulador. En primer lugar, se adquieren derechos a través de ofertas públicas de compra de derechos temporales de uso o de derechos permanentes, en las cuales se establecen los volúmenes y los precios máximos que están dispuestos a aceptar. A esta oferta pública pueden acudir todos los titulares de derechos que así lo deseen, siempre que reúnan las condiciones objetivas exigidas (p. ej., localización, tipo de uso, etc.). Una vez efectuada así la adquisición de los derechos, el banco de agua puede bien reasignar los derechos adquiridos a través de una oferta pública de venta, bien retenerlos para usos ambientales (p. ej., mantenimiento de caudales o recarga de acuíferos). A través de este segundo tipo de mercados se permite centralizar las ofertas de compra y venta de derechos, facilitando con ello el control público del mercado y reduciendo los costes de transacción de las operaciones que presentan economías de escala. Además, permiten incrementar la actividad de mercado y su transparencia al facilitar el contacto entre compradores y vendedores y proporcionar información sobre precios y cantidades intercambiadas. Por todo ello, su uso está creciendo en las economías del agua más maduras del mundo.

Los diferentes tipos de mercados de agua no son excluyentes, sino que pueden actuar de forma complementaria, dando con ello respuesta a las diferentes necesidades de los potenciales usuarios, así como a los distintos objetivos políticos que se persiguen a través de este tipo de instrumentos de gestión de la demanda. Así, el intercambio de derechos permite dar respuesta a cambios estructurales a largo plazo de la oferta o la demanda del recurso, mientras que las cesiones de agua y los contratos de opción ayudan a hacer frente a situaciones coyunturales de escasez de agua (Howitt, 1998). Este es justamente el caso de los mercados de agua en España, donde la Ley de Aguas vigente contempla la posibilidad de transferir derechos de agua a través de dos tipos de mercados: los denominados *contratos de cesión de derechos*, que corresponden a un diseño de mercado de derechos temporales entre particulares, y los *centros de intercambio de derechos*, que se ajustan a los bancos de agua antes comentados, donde pueden transferirse tanto derechos temporales como permanentes.

En este sentido el capítulo 2 de este libro, redactado por Antonio Embid, está dedicado monográficamente al marco legal de los mercados de agua vigente en España, detallando el diseño institucional aprobado por el legislador estatal en esta materia y haciendo un análisis crítico del mismo desde una perspectiva jurídica.

2.2. La actividad de los mercados de agua en España

En la exposición de motivos de la Ley 46/1999 se afirma que la reforma legal por la que se introdujeron los mercados de agua en el ordenamiento jurídico español pretendía «potenciar la eficiencia en el empleo del agua, para lo que es necesaria la flexibilización del actual régimen a través del nuevo contrato de cesión de derechos, que permita optimizar socialmente los usos de un recurso tan escaso». En este contexto resulta razonable preguntarse si la implementación de este instrumento económico en España ha permitido alcanzar los objetivos perseguidos. Sin embargo, esta pregunta aún no tiene respuesta.

En este sentido cabe destacar que ninguna institución del Estado ha realizado estudios o informes orientados a evaluar el desempeño de los mercados de agua en España. Esta situación contrasta con lo que ocurre en otros países con mayor tradición en la evaluación de las políticas públicas, como es el caso de Australia, donde la agencia nacional encargada de la gestión del agua (*National Water Commission, NWC*) publica anualmente un informe sobre la actividad de los mercados del agua en aquel país (el último puede encontrarse en NWC, 2013a) y, periódicamente, evalúa el desempeño de los mercados, señalando los aspectos problemáticos que requieren actuaciones públicas para su solución (véase NWC, 2010, 2011, 2013b y 2013c).

La opacidad de la Administración española (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y confederaciones hidrográficas) en relación con los mercados de agua llega al extremo de ni siquiera publicar estadísticas al respecto. De hecho, en la actualidad no existen cifras oficiales sobre el número de operaciones, volúmenes transaccionados, precios pagados o agentes intervinientes en estos mercados. Esta falta de transparencia informativa dificulta cualquier intento de evaluación del desempeño de los mercados de agua por parte de organizaciones y técnicos independientes.

Algunos investigadores independientes han tratado de cubrir parcialmente esta laguna informativa arriba comentada, realizando trabajos donde han recopilado información sobre las principales experiencias de mercado que han

tenido lugar en España desde que se aprobaron en 1999. Entre estos trabajos podemos destacar los de Calatrava y Gómez-Ramos (2009), Garrido *et al.* (2013), Palomo-Hierro *et al.* (2015) y Hernández-Mora y Del Moral (2015). Al objeto de complementar los trabajos anteriores, este libro dedica dos capítulos a analizar la actividad de los mercados en España desde 1999. Así, el capítulo 3, elaborado por Sara Palomo y José A. Gómez-Limón, trata de resumir la actividad de los mercados formales de agua (contratos de cesión y centros de intercambio), mientras que el capítulo 4, redactado por Lucía De Stefano y Nuria Hernández-Mora, hace lo propio en relación a los mercados informales de agua.

En los trabajos antes citados se evidencia que tanto el número de transacciones de agua como el número de usuarios que han participado en las mismas ha sido muy escaso, lo que se corresponde con las características de un mercado «estrecho» (*thin market*). Los mercados estrechos aparecen cuando el número de potenciales participantes en el mercado es reducido debido al limitado ámbito espacial del mercado, por ejemplo, porque existan restricciones físicas o legales al intercambio (Tisdell, 2011), lo que genera falta de competencia y dispersión en los precios (que dejan de ser un buen indicador de la escasez del recurso).

Además, la mayoría de las transacciones realizadas se han concentrado durante la severa sequía que tuvo lugar en el periodo 2005-2008; fuera de este período el mercado ha estado prácticamente inactivo. A pesar de ello, el volumen de agua transferido en el conjunto de estas operaciones sí puede considerarse significativo, llegando a suponer en los años de sequía hasta el 4 % de los recursos disponibles en las cuencas de mayor escasez de recursos (Segura y Júcar). En cualquier caso, cabe concluir que el desarrollo de los mercados de agua en España hasta la fecha ha sido bastante limitado, muy por debajo de su potencial desarrollo, tal y como evidencia los mercados en Australia o Chile, donde este instrumento moviliza más del 10 % de los recursos consumidos durante los periodos de escasez (Grafton *et al.*, 2011).

2.3. El impacto de los mercados de agua en España

La falta de información oficial respecto a los mercados, así como la escasa operatividad de los mismos, ha dificultado la realización de una evaluación integral independiente sobre la implementación de este instrumento en España (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009; Rey *et al.*, 2014), a diferencia de lo que ha

ocurrido en otros países (véase p. ej., Bauer, 2004 en relación con el caso de Chile; Grafton *et al.*, 2011 y 2012 en relación al caso de Australia). Hasta la fecha, los únicos intentos que se han realizado en este sentido a nivel nacional se han basado en estimaciones de carácter normativo, a través de la modelización y simulación de situaciones hipotéticas de mercado (Garrido, 2000; Arriaza *et al.*, 2002; Calatrava y Garrido, 2005b; Gómez-Limón y Martínez, 2006; Pujol *et al.*, 2006). Sin embargo, estos trabajos no han podido tener en cuenta toda la complejidad normativa, institucional, técnica y cultural que rodea y condiciona este tipo de intercambios, por lo que los resultados alcanzados no dejan de ser estimaciones sobre el potencial de reasignación de los mercados en condiciones óptimas (de laboratorio). Por dicho motivo, los resultados obtenidos distan mucho de las cifras reales que muestran la actividad de los mercados en nuestro país. Además, estos trabajos se han centrado en los aspectos económicos (incremento de beneficios de los agentes intervinientes) que justifican las operaciones de intercambio de agua, ignorando en buena medida las externalidades ambientales y sociales que estas operaciones pueden llevar aparejadas, las cuales apenas han sido abordadas de manera superficial y cualitativa.

El objetivo de la segunda parte de este libro es precisamente hacer una primera aproximación en este sentido, tratando de valorar los impactos positivos y negativos de la implementación de este instrumento económico; solo evidenciando que los beneficios derivados de su aplicación superan a los costes se podrá confirmar la utilidad de los mercados de agua dentro de la política hidráulica española. Además, esta evaluación resulta igualmente de interés de cara a mejorar el diseño e implementación de este instrumento económico en el conjunto del Estado, en la medida que este tipo de estudios permiten señalar los principales aspectos a mejorar, al objeto de que su aplicación contribuya de manera más efectiva a la mejora del bienestar social.

La principal virtud que tienen los mercados de agua es la de revelar el verdadero coste de oportunidad o coste de escasez del recurso, haciendo posible su transferencia desde los usos de menor valor hacia otros de mayor valor (Easter y Hearne, 1995; Thobani, 1997). Asimismo, la posibilidad de intercambiar derechos de agua incentiva a los usuarios para realizar prácticas e inversiones ahorradoras del recurso (Dinar y Letey, 1991; Dosi y Easter, 2002). Así, el *impacto económico* más reseñable de la aplicación de este instrumento económico es la mejora de la eficiencia asignativa, contribuyendo de esta manera a mejorar el bienestar del conjunto de la sociedad mediante

el incremento de la riqueza derivada del uso de los recursos hídricos disponibles (Howe *et al.*, 1986). Una conclusión general de los trabajos previamente comentados que han simulado mercados hipotéticos de agua en España es que estas mejoras de eficiencia económica se incrementan en términos proporcionales cuanto mayor es el ámbito espacial del mercado debido al mayor número de potenciales participantes y a las mayores diferencias del valor del agua en los usos afectados por las operaciones (Garrido, 1998 y 2000). El máximo potencial de mejora de la eficiencia de los mercados se daría en un teórico escenario de competencia perfecta donde los costes de transacción fuesen nulos; en tales circunstancias la asignación del recurso sería óptima y el bienestar asociado al uso del recurso se maximizaría siguiendo el Teorema de Coase (Coase, 1960). El capítulo 5 de este libro, desarrollado por Javier Calatrava y José A. Gómez-Limón, tiene como objetivo cuantificar la mejora de eficiencia económica (incremento del valor añadido) originada por los intercambios de agua en España, teniendo en cuenta las imperfecciones de mercado y los costes de transacción existentes.

En todo caso, existen dudas fundadas sobre si la asignación de recursos hídricos a través del libre mercado (basado únicamente en la rentabilidad privada que genera su uso a los diferentes agentes intervinientes) refleja adecuadamente las preferencias sociales y, por tanto, si este instrumento económico conduce a soluciones óptimas desde una perspectiva de Pareto (maximización del bienestar social) (Honey-Rosés, 2009). Los posibles desfases entre las soluciones de mercado y las realmente eficientes desde una perspectiva social están motivados por la existencia de los denominados efectos externos o *externalidades* asociadas a los distintos usos del agua que, a pesar de tener un valor para el conjunto de la sociedad, son ignoradas en un sistema de libre mercado. La interconexión física de muchos de los usos del agua genera estas externalidades, que se materializan en afecciones sobre terceros agentes o sobre el conjunto de la sociedad como, por ejemplo, amenazas a la viabilidad de las zonas rurales donde está presente el regadío, o la conservación de los ecosistemas asociados a las masas de agua. Cualquier cambio en la asignación del agua través de los mercados puede provocar impactos sobre ambos aspectos, generando una pérdida (externalidad «negativa») o ganancia (externalidad «positiva») de bienestar social que deben ser tenidas igualmente en cuenta. Es más, cuanto más amplio es el ámbito espacial del mercado, no solo se incrementan las ganancias privadas resultantes del mismo, sino que también pueden ser potencialmente mayores sus efectos externos. Por este motivo, los

mercados de agua deben estar altamente regulados por los poderes públicos, al objeto de evitar en lo posible la aparición de los denominados *fallos de mercado* (asignaciones no eficientes del recurso desde una perspectiva social) (Livingston, 1995; Bruns *et al.*, 2005; McCann y Garrick, 2014). Para ello se requiere un conjunto de normas de funcionamiento del mercado que traten de «internalizar» en lo posible todas estas externalidades que pueden generar los intercambios de agua.

De lo comentado anteriormente se deduce que para realizar una evaluación integral del desempeño de los mercados de agua en España, además de los impactos económicos directos generados por los mercados (incremento de rentas de los agentes intervinientes y el aumento neto de la producción en sus actividades económicas), deben analizarse igualmente los impactos sociales y ambientales de los mismos, pues estos también inciden en el bienestar social asociado al uso del agua.

Los mercados de agua generan *impactos sociales* significativos. Quizá el principal de ellos sea la generación neta de empleo. Efectivamente, la transferencia de agua hacia usos productivos de mayor valor añadido normalmente lleva aparejada una mayor demanda del factor trabajo (piénsese, p. ej., en la transferencia de derechos desde usos agrarios en cultivos extensivos hacia usos agrarios en horticultura intensiva) (Calatrava y Garrido, 2001; Gómez-Limón y Martínez, 2006). No obstante, debe comentarse que el movimiento de agua consecuencia de los mercados también provoca que la generación de riqueza y empleo se desplace desde las zonas de origen hacia las de destino. Así, aunque el resultado global del mercado en relación con la generación de riqueza y empleo sea netamente positivo, este instrumento económico genera externalidades sociales negativas en las zonas de origen de los recursos, donde la actividad económica se ve negativamente afectada (Howe y Goemans, 2003; Bourgeon *et al.*, 2008). Ciertamente, la venta de derechos de agua por parte de los usuarios de las zonas regables (normalmente extensivas y de baja rentabilidad) puede impedir al sector del regadío desempeñar la función social de equilibrio territorial para las que fueron creadas, induciendo la despoblación de las zonas rurales donde estos sistemas están localizados, con la consiguiente degradación del espacio, paisaje, recursos naturales y medio ambiente (Gómez-Limón, 2008). Este impacto sobre la economía de las zonas cedentes será obviamente mayor con la venta permanente de derechos que con cesiones puntuales de agua. En general, puede esperarse que cuanto más amplio sea el ámbito espacial del mercado mayor sea el efecto positivo total sobre la

generación de empleo, pero también la destrucción de empleo en las zonas cedentes (Calatrava y Garrido, 2001; Arriaza *et al.*, 2002). La aparición de tales externalidades sociales sugiere la necesidad de implementar algún tipo de compensación en favor del desarrollo rural de las zonas de origen (Nunn y Ingram, 1988; Hanak, 2003). Estos aspectos sociales relacionados con la generación de empleo y la equidad interterritorial son tratados en profundidad en el capítulo 6 de este libro, redactado por Fernando Garrido, en el cual se intentará dar luz a estos aspectos para el caso español.

Las transferencias de agua fruto de los mercados también conllevan múltiples *impactos ambientales*, que han sido objeto de un amplio tratamiento en la literatura internacional y nacional. Estos impactos dependen del ámbito espacial y sectorial en que tienen lugar los intercambios, así como del tipo de impacto considerado, aunque, en general, cuanto mayor es el ámbito espacial del mercado mayor es la probabilidad de generar externalidades, y mayor el control público necesario para evitarlos. El primero de ellos es la variación del flujo de agua en ciertos tramos de los cauces naturales (Griffin, 2006, pp. 216-220), bien disminuyéndolos (transferencias aguas arriba de la cuenca o hacia otras cuencas), bien incrementándolos (transferencias aguas abajo de la cuenca). En la medida que estos flujos de agua por los cauces naturales tienen un valor intrínseco (medioambiental –mantenimiento de los ecosistemas asociados–, paisajístico, recreativo –pesca, baño...– e incluso productivo –navegación), las variaciones de los mismos conllevan la aparición de externalidades, tanto negativas como positivas, según el caso (Tisdell, 2001; Murphy *et al.*, 2009).

El segundo de estos impactos es la posibilidad de incremento de recursos consumidos a nivel de cuenca, bien por la apropiación excesiva de caudales, bien por la activación de derechos de agua no utilizados realmente con anterioridad a la implementación de estos mercados (derechos «dormidos»), bien por la reducción de los flujos de retorno (movilización de derechos de agua hacia usos más eficientes tecnológicamente, en los cuales la proporción de recursos consumidos respecto a los usados es mayor; *i.e.*, menores flujos de retorno) (Heaney y Beare, 2001; Tisdell, 2001). En todos los casos se trata de una externalidad ambiental negativa porque supone un incremento en las extracciones de aguas en detrimento de los usos ambientales del recurso, sin olvidar su impacto sobre la escasez y la garantía de suministro de los demás usos del agua de la cuenca. Este impacto es de especial gravedad en cuencas «cerradas», donde la extracción de recursos sobrepasa el límite de la sostenibilidad (concesiones superiores a los recursos disponibles).

El tercero de los impactos ambientales está relacionado con la calidad del agua. Efectivamente, las transferencias de agua resultado de los mercados pueden afectar positivamente o negativamente a la calidad de las masas de agua por la variación de las tasas de descarga de las sustancias contaminantes (principalmente sustancias fertilizantes y pesticidas procedentes de la actividad agraria). En este sentido los trabajos previos apuntan a que si los mercados de agua operan dentro del sector agrario, es probable que la calidad del agua empeore en las zonas de destino por la mayor intensidad de cultivo. Sin embargo, cuando las operaciones trascienden del ámbito agrario, es probable que la calidad del agua mejore, dadas las mayores exigencias en el tratamiento de las aguas de los usos urbanos, turísticos o industriales (Weinberg *et al.*, 1993; Connor y Perry, 1999; Calatrava y Garrido, 2001). Finalmente, en zonas sometidas a estrés hídrico, los mercados de agua pueden generar o exacerbar problemas de salinización de tierras como consecuencia de un mayor grado de explotación de los recursos y una degradación de su calidad. Sirva como ejemplo el caso australiano (Heaney *et al.*, 2006).

El conjunto de impactos ambientales de los mercados será abordado en el capítulo 7, preparado por Juan José Oñate. Además, en este capítulo se analiza el uso de los mercados de agua con fines ambientales a través de los centros de intercambio (bancos de agua), gracias a los cuales la Administración ha rescatado derechos de agua, tanto temporalmente como de forma definitiva, en las cuencas altas del Júcar, Guadiana y Segura.

En relación con el desempeño de los mercados de agua en España, la segunda parte del libro analiza igualmente una serie de cuestiones relevantes que condicionan la actividad y resultados de los mismos. En primer lugar, el capítulo 8, redactado por Javier Calatrava y Almudena Gómez Ramos, está dedicado a analizar la relación entre mercados de agua y la *gestión del riesgo de disponibilidad de agua*. Efectivamente, la posibilidad de intercambiar agua a través de los mercados permite aumentar la flexibilidad de la gestión del agua, reduciendo la vulnerabilidad económica de los usuarios derivada de la variabilidad en sus dotaciones (Calatrava y Garrido, 2005b, 2005a; Kasprzyk *et al.*, 2009). Esta circunstancia es clave al objeto de analizar, entre otros aspectos, la viabilidad de nuevas infraestructuras destinadas igualmente a reducir la vulnerabilidad de los usuarios frente a la sequía y de inversiones orientadas a mejorar la eficiencia técnica en el uso del agua (Carey y Zilberman, 2002; Bjornlund, 2006).

Todos los mercados de agua presentan *costes de transacción*, derivados de su diseño, del marco legal e institucional (costes de tipo administrativo), del medio físico (costes de transporte del recurso), y de la necesaria búsqueda de información, negociación y supervisión del contrato. Todos estos costes pueden llegar a ser muy elevados (incluso infinitos cuando existen limitaciones legales o técnicas insuperables), convirtiéndose en *barreras al mercado* (McCann y Easter, 2004; Garrick y Aylward, 2012; Garrick *et al.*, 2013; McCann y Garrick, 2014). De hecho, diversos estudios (Garrido *et al.*, 2013; Giannoccaro *et al.*, 2015; Palomo-Hierro *et al.*, 2015) señalan esta como la causa de la escasa actividad de los mercados en España. Su análisis es por tanto de vital importancia para comprender el funcionamiento de los mercados de agua y mejorar su marco legal e institucional. Por este motivo, en este libro se dedica el capítulo 9, elaborado por Giacomo Giannoccaro, Manuela Castillo y Julio Berbel, a este tema. De manera más concreta, en este capítulo se estudian las barreras culturales que pueden influir en la decisión de participar en un mercado de agua, y muy especialmente en la decisión de vender agua, analizando las actitudes y opiniones de los agentes de varias zonas de España frente al mercado.

Los capítulos anteriores sobre el desempeño de los mercados de agua en España se complementan en la tercera parte del libro con el análisis de diferentes casos de estudio. Concretamente, en el capítulo 10 Javier Calatrava y David Martínez Granados desarrollan el caso de los mercados formales en la cuenca del Segura (tanto los intracuenca como los intercuenca facilitados por el acueducto Tajo-Segura), mientras que en el capítulo 11 Marta García Mollá, Carles Sanchís, Héctor Macián, Llorenç Avellá y Manuel Pulido analizan el desempeño de los mercados de agua en la cuenca del Júcar. En estos capítulos, a diferencia de los anteriores se tratará de hacer una aproximación integral a la aplicación de este instrumento económico, relacionando sus impactos económicos, sociales y medioambientales.

3. Mercados de agua en España: perspectivas de futuro

De lo comentando hasta el momento, queda claro que el desarrollo de los mercados de agua no debe considerarse en ningún caso como un fin en sí mismo, sino tan solo un instrumento más para la mejora de la gestión del agua desde una perspectiva social. En la segunda (evaluación del desempeño e impactos) y tercera parte (casos de estudio) del libro se ha analizado en profundidad el desempeño de los mercados en España hasta la fecha aplicando un

enfoque multidisciplinar. Así, se han podido apuntar diferentes mejoras en el funcionamiento de estos mercados desde una perspectiva pública (corrección de fallos de mercado mediante la internalización de las externalidades negativas y la reducción de barreras y costes de transacción que posibiliten un incremento de la actividad del mismo), al objeto de hacer de este un verdadero instrumento económico en favor del interés general (mejora en la eficiencia del uso de los recursos).

Por su parte, la cuarta parte del libro está enfocada a analizar determinados aspectos relevantes que deben tenerse en cuenta para la evolución futura de los mercados de agua en España. En este sentido el capítulo 12, preparado por Sara Palomo, Claire Settre, Adam Loch y Sarah Ann Wheeler, aborda el estudio de la *experiencia internacional* en relación con estos mercados (Maestu, 2013; Easter y Huang, 2014), realizando un análisis crítico de los casos de Australia y California. Sin duda, el estudio de ambos casos, que cuentan ya con una larga experiencia y que ha sido objeto de innumerables trabajos, permiten extraer lecciones de interés para mejorar los mercados de agua en España y prever su futuro desarrollo.

El *cambio climático* es ya patente a nivel mundial, previéndose que sus efectos se incrementen en las próximas décadas de forma significativa (IPCC, 2014). Las previsiones existentes para España apuntan que para el año 2040 la temperatura media se incrementará entre 1,4 °C y 1,9 °C, y que las precipitaciones se reducirán entre el 7 % y el 14 % en las cuencas del sur y este peninsular según el escenario de emisiones considerado (CEDEX, 2011). Estos cambios tendrán un impacto relevante en las aportaciones naturales de agua en las cuencas actualmente más afectadas por la escasez (Guadalquivir, Guadiana, Júcar, Segura y Mediterráneas Andaluzas), donde se espera que estas disminuyan entre un 10 % y un 15 % para ese mismo año. Además, debe indicarse que el régimen hídrico en estas cuencas no solo se verá reducido, sino que estará sometido a una mayor variabilidad temporal, destacando una mayor frecuencia y severidad de las sequías (Bates *et al.*, 2008). El cambio climático afectará igualmente a la demanda hídrica de los cultivos, que se verá incrementada como consecuencia del aumento de la temperatura y la elevación de la concentración atmosférica de CO₂. Rodríguez-Díaz *et al.* (2007) han estimado que en el sur peninsular dicho incremento oscilará entre un 15 % y un 20 % para el año 2050.

Ante esta previsión de agravamiento de la escasez relativa se hace imprescindible adoptar medidas de adaptación, donde los instrumentos económicos

como los mercados de agua pueden ejercer un rol fundamental (Loch *et al.*, 2013; OECD, 2013). Dada la relevancia del tema, el capítulo 13 del libro, elaborado por José Albiac, Mohamed Kahil, Ariel Dinar y Javier Tapia, analizará el papel de los mercados de agua, frente a otras políticas de demanda, en un contexto de cambio climático cada vez más patente.

Ante un contexto de riesgo de escasez creciente, numerosos autores (véase, entre otros, Michelsen y Young, 1993; Howitt, 1998; Gómez-Ramos y Garrido, 2004; Gómez-Ramos, 2013; Rey *et al.*, 2016) han señalado las ventajas que presentan los *mercados de opción sobre derechos de uso*. Este diseño alternativo del mercado aún no se ha desarrollado en nuestro país, pero ya cuenta con experiencias en California (Hansen *et al.*, 2008; Tomkins y Weber, 2010), donde ha demostrado que los contratos de opción son un mecanismo más eficiente en la distribución del riesgo entre las partes intervinientes que los derechos permanentes y temporales. En esta línea, Dolores Rey, Javier Calatrava y Alberto Garrido abordan en el capítulo 14 el potencial interés de este tipo de mercados de agua en España, así como las estrategias a seguir para su exitosa implementación.

La cuarta parte del libro termina con el capítulo 15, donde Carlos Mario Gómez y Gonzalo Delacámara analizan la compatibilidad de los mercados de agua dentro del conjunto de políticas (hidráulica, agraria, ambiental,...) que inciden sobre la gestión del agua en España, tratando de determinar las sinergias positivas y las incoherencias y conflictos que presenta este instrumento económico en relación con otros instrumentos políticos.

Esta obra termina con una quinta parte donde se recogen dos opiniones en relación a los mercados de agua. La primera de ellas corre a cargo de Julio Berbel, Carlos Gutiérrez-Martín y Giacomo Giannoccaro (capítulo 16), donde se destacan los aspectos más positivos de la aplicación de este instrumento en España, y se sugieren una serie de iniciativas para posibilitar un mercado más activo en pro de una reasignación más eficiente del agua. La segunda de las opiniones, mucho más crítica, corre a cargo de Nuria Hernández-Mora y Leandro del Moral (capítulo 17), donde se recopilan los aspectos más problemáticos de la aplicación de estos mercados en nuestro país, señalando igualmente las reformas necesarias para evitar que estos se sigan reproduciendo en un futuro.

Los editores de la obra confiamos que el lector disfrute del documento, y que su lectura responda a las expectativas que tiene al respecto.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del proyecto de investigación MERCAGUA (AGL2013-48080-C2-1-R y AGL2013-48080-C2-2-R).

Referencias bibliográficas

- AGUILERA-KLINK, F. (1997): «Economía de agua: Reflexiones ante un nuevo contexto»; en LÓPEZ-GÁLVEZ, J. y NAREDO, J. M., eds.: *La gestión del agua de riego*. Fundación Argentaria-Visor, Madrid.
- ARRIAZA, M.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y UPTON, M. (2002): «Local water markets for irrigation in southern Spain: A multicriteria approach»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 46(1); pp. 21-43.
- BATES, B. C.; KUNDZEWICZ, Z. W.; WU, S. y PALUTIKOF, J. P., eds. (2008): *El cambio climático y el agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Secretaría del IPCC, Ginebra.
- BAUER, C. J. (2004): «Results of Chilean water markets: Empirical research since 1990»; *Water Resources Research* 40(9); W09S06.
- BERBEL, J. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2000): «The impact of water-pricing policy in Spain: An analysis of three irrigated areas»; *Agricultural Water Management* 43(2); pp. 219-238.
- BERBEL, J.; GUTIÉRREZ-MARTÍN, C.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A.; CAMACHO-POYATO, E. y MONTESINOS, P. (2015): «Literature review on rebound effect of water saving measures and analysis of a Spanish case study»; *Water Resources Management* 29(3); pp. 663-678.
- BERBEL, J.; PEDRAZA, V. y GIANNOCCARO, G. (2013): «The trajectory towards basin closure of a European river: Guadalquivir»; *International Journal of River Basin Management* 11(1); pp. 111-119.
- BJORNLUND, H. (2006): «Can water markets assist irrigators managing increased supply risk? Some Australian experiences»; *Water International* 31(2); pp. 221-232.

- BOURGEON, J. M.; EASTER, K. W. y SMITH, R. B. W. (2008): «Water markets and third-party effects»; *American Journal of Agricultural Economics* 90(4); pp. 902-917.
- BRUNS, B. R.; RINGLER, C. y MEINZEN-DICK, R., eds. (2005): *Water rights reform: Lessons for institutional design*. International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington, D.C.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2001): «Análisis del efecto de los mercados de agua sobre el beneficio de las explotaciones, la contaminación por nitratos y el empleo eventual agrario»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 1(2); pp. 149-169.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005a): «Modelling water markets under uncertain water supply»; *European Review of Agricultural Economics* 32(2); pp. 119-142.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005b): «Spot water markets and risk in water supply»; *Agricultural Economics* 33(2); pp. 131-143.
- CALATRAVA, J. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «El papel de los mercados de agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADÍA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- CAREY, J. M. y ZILBERMAN, D. (2002): «A model of investment under uncertainty: Modern irrigation technology and emerging markets in water»; *American Journal of Agricultural Economics* 84(1); pp. 171-183.
- CEDEX (CENTRO DE ESTUDIOS HIDROGRÁFICOS) (2012): *Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua*. CEDEX, Madrid.
- COASE, R. H. (1960): «The problem of social cost»; *Journal of Law and Economics* 3(1); pp. 1-44.
- CONNOR, J. D. y PERRY, G. M. (1999): «Analyzing the potential for water quality externalities as the result of market water transfers»; *Water Resources Research* 35(9); pp. 2833-2839.
- CUMMINGS, R. G. y NERCISSANTZ, V. (1992): «The use of water pricing as a means for enhancing water use efficiency in irrigation: Case studies in Mexico and the United States»; *Natural Resources Journal* 32(4); pp. 731-755.

- DINAR, A. y LETEY, J. (1991): «Agricultural water marketing, allocative efficiency, and drainage reduction»; *Journal of Environmental Economics and Management* 20(3); pp. 210-223.
- DOSI, C. y EASTER, K. W. (2002): «Water scarcity: Institutional change, water markets, and privatization»; en CANAVARI, M.; CAGGIATI, P. y EASTER, K. W., eds.: *Economic studies on food, agriculture, and the environment*. Kluwer Academic-Plenum Publishers, New York.
- EASTER, K. W. y HEARNE, R. R. (1995): «Water markets and decentralized water resources management: International problems and opportunities»; *Journal of the American Water Resources Association* 31(1); pp. 9-20.
- EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds. (2014): *Water markets for the 21st century: What have we learned?* Springer, New York.
- EMBED, A. (2013): «Legal reforms that facilitate trading of water use rights in Spain»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- GARCÍA-VALIÑAS, M. Á. (2005): «Fijación de precios para el servicio municipal de suministro de agua: Un ejercicio de análisis de bienestar»; *Hacienda Pública Española* 172; pp. 119-142.
- GARRICK, D. y AYLWARD, B. (2012): «Transaction costs and institutional performance in market-based environmental water allocation»; *Land Economics* 88(3); pp. 536-560.
- GARRICK, D.; WHITTEN, S. M. y COGGAN, A. (2013): «Understanding the evolution and performance of water markets and allocation policy: A transaction costs analysis framework»; *Ecological Economics* 88; pp. 195-205.
- GARRIDO, A. (1998): «Economic analysis of water markets in 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, Boston.
- GARRIDO, A. (2000): «A mathematical programming model applied to the study of water markets within the Spanish agricultural sector»; *Annals of Operations Research* 94(1); pp. 105-123.
- GARRIDO, A.; GÓMEZ-RAMOS, A.; ESTRELA, T.; YAGÜE, J.; SEGURA, R., et al. (2013): «Voluntary water trading in Spain: A mixed approach of public and private initiatives»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).

- GIANNOCCARO, G.; CASTILLO, M. y BERBEL, J. (2015): «An assessment of farmers' willingness to participate in water trading in southern Spain»; *Water Policy* 17(3); pp. 520-537.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2008): «El regadío en España»; *Papeles de Economía Española* 117; pp. 86-109.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y MARTÍNEZ, Y. (2006): «Multi-criteria modelling of irrigation water market at basin level: A Spanish case study»; *European Journal of Operational Research* 173(1); pp. 313-336.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2004): «Irrigation water pricing: Differential impacts on irrigated farms»; *Agricultural Economics* 31(1); pp. 47-66.
- GÓMEZ-RAMOS, A. (2013): «Drought management, uncertainty and option contracts»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- GÓMEZ-RAMOS, A. y GARRIDO, A. (2004): «Formal risk-transfer mechanisms for allocating uncertain water resources: The case of option contracts»; *Water Resources Research* 40(12); W12302.
- GRAFTON, R. Q.; LIBECAP, G. D.; EDWARDS, E. C.; O'BRIEN, R. J. y LANDRY, C. J. (2012): «Comparative assessment of water markets: Insights from the Murray-Darling Basin of Australia and the Western USA»; *Water Policy* 14(2); pp. 175-193.
- GRAFTON, R. Q.; LIBECAP, G. D.; MCGLENNON, S.; LANDRY, C. J. y O'BRIEN, R. J. (2011): «An integrated assessment of water markets: A cross-country comparison»; *Review of Environmental Economics and Policy* 5(2); pp. 219-239.
- GRIFFIN, R. C. (2006): *Water resource economics: The analysis of scarcity, policies, and projects*. The MIT Press, Cambridge (USA).
- HANAK, E. (2003): *Who should be allowed to sell water in California?: Third-party issues and the water market*. Public Policy Institute of California, San Francisco (USA).
- HANSEN, K.; HOWITT, R. E. y WILLIAMS, J. C. (2008): «Valuing risk: Options in California water markets»; *American Journal of Agricultural Economics* 90(5); pp. 1336-1342.
- HEANEY, A. y BEARE, S. C. (2001): «Water trade and irrigation: Defining property rights to return flows»; *Australian Commodities: Forecasts and Issues* 8(2); pp. 339-348.

- HEANEY, A.; DWYER, G.; BEARE, S. C.; PETERSON, D. C. y PECHEY, L. (2006): «Third-party effects of water trading and potential policy responses»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 50(3); pp. 277-293.
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DE STEFANO, L. (2013): «Los mercados informales de aguas en España: Una primera aproximación»; en EMBID, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DEL MORAL, L. (2015): «Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilización»; *Geoforum* 62; pp. 143-155.
- HONEY-ROSÉS, J. (2009): «Reviewing the arguments for market based approaches to water distribution: A critical assessment for sustainable water management in Spain»; *Sustainable Development* 17(6); pp. 357-364.
- HOWE, C. W. y GOEMANS, C. (2003): «Water transfers and their impacts: Lessons from three Colorado water markets»; *Journal of the American Water Resources Association* 39(5); pp. 1055-1065.
- HOWE, C. W.; SCHURMEIER, D. R. y SHAW, W. D. (1986): «Innovative approaches to water allocation: The potential for water markets»; *Water Resources Research* 22(4); pp. 439-445.
- HOWITT, R. E. (1998): «Spot prices, option prices, and water markets: An analysis of emerging markets in California»; en EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A., eds.: *Markets for water: Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- IGLESIAS, E. y BLANCO-FONSECA, M. (2008): «New directions in water resources management: The role of water pricing policies»; *Water Resources Research* 44(6); W06417.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2014): *Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- KASPRZYK, J. R.; REED, P. M.; KIRSCH, B. R. y CHARACKLIS, G. W. (2009): «Managing population and drought risks using many-objective water portfolio planning under uncertainty»; *Water Resources Research* 45(12); W12401.

- KELLER, J.; KELLER, A. y DAVIDS, G. (1998): «River basin development phases and implications of closure»; *Journal of Applied Irrigation Science* 33(2); pp. 145-163.
- LEE, T. R. y JOURAVLEV, A. S. (1998): *Los precios, la propiedad y los mercados en la asignación del agua*. CEPAL, Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- LIVINGSTON, M. L. (1995): «Designing water institutions: Market failures and institutional response»; *Water Resources Management* 9(3); pp. 203-220.
- LOCH, A.; WHEELER, S. A.; BJORNLUND, H.; BEECHAM, S.; EDWARDS, J., *et al.* (2013): *The role of water markets in climate change adaptation*. National Climate Change Adaptation Research Facility, Gold Coast (Australia).
- MAESTU, J., ed. (2013): *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- MCCANN, L. y EASTER, K. W. (2004): «A framework for estimating the transaction costs of alternative mechanisms for water exchange and allocation»; *Water Resources Research* 40(9); W09S0901.
- MCCANN, L. y GARRICK, D. (2014): «Transaction costs and policy design for water markets»; en EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds.: *Water markets for the 21st century: What have we learned?*. Springer, New York.
- MICHELSSEN, A. M. y YOUNG, R. A. (1993): «Optioning agricultural water rights for urban water supplies during drought»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(4); pp. 1010-1020.
- MIMAM (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE) (1998): *Libro blanco del agua*. MIMAM, Madrid.
- MOLLE, F.; WESTER, P. y HIRSCH, P. (2010): «River basin closure: Processes, implications and responses»; *Agricultural Water Management* 97(4); pp. 569-577.
- MURPHY, J. J.; DINAR, A.; HOWITT, R. E.; RASSENTI, S. J.; SMITH, V. L., *et al.* (2009): «The design of water markets when instream flows have value»; *Journal of Environmental Management* 90(2); pp. 1089-1096.
- NUNN, S. C. y INGRAM, H. M. (1988): «Information, the decision forum, and third-party effects in water transfers»; *Water Resources Research* 24(4); pp. 473-480.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (2013): *Water and climate change adaptation: Policies to navigate uncharted waters*. OECD Publishing, Paris.

- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- PUJOL, J.; RAGGI, M. y VIAGGI, D. (2006): «The potential impact of markets for irrigation water in Italy and Spain: A comparison of two study areas»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 50(3); pp. 361-380.
- RANDALL, A. (1981): «Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 25(3); pp. 195-220.
- REY, D.; CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2016): «Optimisation of water procurement decisions in an irrigation district: The role of option contracts»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 60(1); pp. 130-154.
- REY, D.; GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2014): «The water markets in Spain: Moving towards 21st century mechanisms and approaches with 20th century regulations»; en EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds.: *Water markets for the 21st century: What have we learned?* Springer, New York.
- RICO-GONZÁLEZ, M. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2005): «Los mercados de agua: Análisis de los condicionantes para su correcto desarrollo en España»; *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 206; pp. 33-62.
- RIESGO, L. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2003): «Mercados del agua. Análisis de las opciones elegidas para su aplicación en España»; en FEDERACIÓN NACIONAL DE COMUNIDADES DE REGANTES, ed.: *La agricultura de regadío europea y la Directiva Marco del Agua*. Federación Nacional de Comunidades de Regantes (FENACORE), Madrid.
- RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A.; WEATHERHEAD, E. K.; KNOX, J. W. y CAMACHO, E. (2007): «Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain»; *Regional Environmental Change* 7(3); pp. 149-159.
- SPULBER, N. y SABBAGHI, A., eds. (1994): *Economics of water resources: From regulation to privatization*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- SUMPSI, J. M.; GARRIDO, A.; BLANCO, M.; VARELA-ORTEGA, C. e IGLESIAS, E. (1998): *Economía y política de gestión del agua en la agricultura*. MundiPrensa, Madrid.
- THOBANI, M. (1997): «Formal water markets: Why, when, and how to introduce tradable water rights»; *The World Bank Research Observer* 12(2); pp. 161-179.

- TISDELL, J. G. (2001): «The environmental impact of water markets: An Australian case-study»; *Journal of Environmental Management* 62(1); pp. 113-120.
- TISDELL, J. G. (2011): «Water markets in Australia: An experimental analysis of alternative market mechanisms»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 55(4); pp. 500-517.
- TOBARRA-GONZÁLEZ, M. Á. (2013): «Factores explicativos de la demanda municipal de agua y efectos en el bienestar de la política tarifaria. Una aplicación a la cuenca del Segura»; *Estudios de Economía Aplicada* 31(2); pp. 577-596.
- TOMKINS, C. D. y WEBER, T. A. (2010): «Option contracting in the California water market»; *Journal of Regulatory Economics* 37(2); pp. 107-141.
- VARELA-ORTEGA, C.; SUMPSI, J. M.; GARRIDO, A.; BLANCO-FONSECA, M. e IGLESIAS, E. (1998): «Water pricing policies, public decision making and farmers' response: implications for water policy»; *Agricultural Economics* 19(1-2); pp. 193-202.
- WEINBERG, M.; KLING, C. L. y WILEN, J. E. (1993): «Water markets and water quality»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(2); pp. 278-291.

Marco legal de los mercados de agua en España

Antonio Embid Irujo
Universidad de Zaragoza

1. Introducción general. La aparición del mercado de derechos de uso de agua en la legislación española: características fundamentales

En el moderno ordenamiento español de aguas la aparición del mercado de derechos de uso de agua tiene lugar tardíamente o, vista la situación desde otra perspectiva temporal, muy recientemente¹. Procede de la Ley 46/1999, de 13 de diciembre, modificatoria de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, que es la Ley postconstitucional que comienza su vigencia el 1 de enero de 1986, después de la más que centenaria vigencia de la Ley de Aguas de 1879, con orígenes últimos en la Ley de Aguas de 1866, primer texto legal regulador de las aguas en el Estado constitucional español. Hoy en día, la ley vigente es el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA en adelante), aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, texto refundido en el que se integran, entre otras, las dos Leyes que he nombrado y que ha tenido muchas modificaciones posteriores. La regulación del mercado de derechos de uso de agua se contiene en los arts. 67 y ss. TRLA², debiendo advertir que en ningún lugar de tal texto se contiene la expresión de «mercado» que aquí se utiliza, por tanto, de una forma descriptiva y no técnica en modo alguno.

En otro lugar he tratado de las causas, en mi opinión, de la introducción de esta novedad normativa y a lo allí especificado ampliamente me remito no sin recordar, sin más, la posición dentro de esas causas del agotamiento de

¹ Hablo de moderno ordenamiento porque el examen histórico permite comprobar la existencia de mercados de agua más o menos formalizados, en bastantes lugares de España durante los siglos XIX y XX, singularmente en el Levante. *Vid.* esa realidad en Gil (1993) y en López Ortiz y Melgarejo Moreno (2007). Estos mercados tuvieron muy mala consideración por dar lugar al surgimiento de una casta de «aguatenientes» que abusaban de su posición privilegiada, lo que explica que se hayan desarrollado al margen de la Ley, tanto de la de 1866-1879, como de la legislación postconstitucional de aguas (Ley 29/1985). Los mercados no han sido aceptados en ella hasta la Ley 46/1999, modificatoria de la anterior. Las dos leyes se citan luego de forma completa en el texto.

² También con posterior modificación y con desarrollo en los arts. 343 y ss. del Reglamento del Dominio Público Hidráulico de 1986 con múltiples modificaciones posteriores, entre ellas la llevada a cabo por el RD 606/2003, de donde proceden los preceptos citados. En adelante RDPH.

los recursos hídricos tradicionales, la crisis de la agricultura, el ejemplo de lo sucedido en otros países y la consideración, en general, como bien económico del agua (Embid Irujo, 2013)³.

El mercado que crea la Ley 46/1999, de 13 de diciembre, no es un mercado de aguas sino que es un mercado de derechos de uso de agua. Ese va a ser el objeto de las transacciones que operen a su amparo. En modo alguno podría ser un mercado de aguas en cuanto que en España las aguas son bienes de dominio público (art. 2 del TRLA) y, como tales y por directa decisión de la Constitución (ex art. 132), inalienables. Lo que va a ser objeto posible de la transacción son los derechos a utilizar el agua. Una transacción que es distinta de la tradicional transacción sobre las concesiones, que siempre ha existido en el derecho español, sometida en algunos supuestos a autorización administrativa (cuando el agua sea soporte de un servicio público, por ejemplo el abastecimiento a poblaciones), y en otros solo a una comunicación a la Administración posterior a la transacción. En todo caso lo que no ha sido posible en el derecho español es ceder las concesiones de agua para riego sin ceder, a su vez, la tierra que estas concesiones debían regar. Es lo que se llama usualmente la vinculación del agua a la tierra y que ha debido ser levantada con ocasión de la Ley 46/1999, para posibilitar los contratos con derechos de agua destinados al regadío.

La Ley 46/1999 crea dos variedades de «mercado». En una de ellas (el contrato de cesión de derechos de uso de agua), la posición concesional de quien cede sigue existiendo y no se ve afectada por la transacción; en ese contrato la cesión es siempre temporal y, en todo caso, retornarán los derechos al concesionario (cedente) antes –o al tiempo– de que finalice el período de la concesión con independencia de su posible prórroga o real terminación. En la otra (las transacciones que se lleven a cabo a través de los centros de intercambio de derechos), las cesiones pueden ser temporales (al centro) pero también definitivas, recuperando el poder público, entonces, los derechos de uso de agua en toda su extensión y no teniendo por qué cederlos a otro usuario.

Dentro de estas notas muy generales y propias solo de una introducción (que luego se desarrollará), hay que decir también que se trata de un mercado de derechos sobre aguas públicas. Paradójicamente, las aguas privadas (las que sigan siendo tales tras la operación de demanialización general prevista por la

³ Tiene mucho interés el tener claras las razones de la introducción normativa porque eso permite explicar su contenido y avatares. También, en su caso, las disfunciones que puedan producirse en relación al modelo original. En relación a la situación en otros países, *vid.* últimamente los trabajos de Garrido *et al.* (2012), Griffin *et al.* (2013) y Maestu (2013).

Ley 29/1985, en función del acogimiento de los antiguos titulares privados a la posibilidad de mantener tal titularidad para las aguas subterráneas y de manantial que regulaba las disposiciones transitorias segunda y tercera de esa Ley), quedan fuera del mercado.

Desde otro punto de vista el mercado de derechos de uso de agua es muestra de la interrelación entre los vectores social (privado) y público combinados con distinto nivel de intensidad. Así:

- a) El *contrato de cesión de derechos de uso de agua* se suscribe entre usuarios y supone, como se ha dicho, una transacción solamente temporal. Es la expresión de la participación prácticamente exclusiva de la sociedad en la reasignación de recursos hídricos⁴.
- b) La posibilidad de creación de *centros de intercambio de derechos de uso de agua* sería la muestra de una intervención puramente administrativa que, eso sí, para perfeccionarse necesita de la voluntad de los particulares cedentes al centro (Molina Giménez, 2007b). Es la Administración hídrica quien compra derechos a sus titulares y luego los cede a otros usuarios, de forma temporal o definitiva. Y desde 2006⁵ y en el ámbito territorial del Alto Guadiana, es posible que la Administración que adquiere derechos de uso de agua, reserve parte de los mismos para el medio ambiente sin necesidad de tener que ceder, como en el TRLA, todo lo que adquiere a otros usuarios.

A continuación voy a describir con algo más de profundidad y por separado el régimen jurídico de estas dos figuras (apartados 2 y 3) y luego me referiré a las variaciones del ordenamiento jurídico, más que significativas en algunos casos, sobre las prescripciones originales.

2. El contrato de cesión de derechos de uso de agua

Como indicaba, la Ley 46/1999, de 13 de diciembre, crea una figura contractual a la que denomina «contrato de cesión de derechos de uso de agua». Es un contrato que solo puede celebrarse entre usuarios del agua. Obviamente el que vende los derechos (cedente) debe serlo, pero también debe serlo el

⁴ Digo prácticamente exclusiva en el texto porque, como luego se verá, el contrato precisa de una autorización administrativa. Cfr. de forma general en la doctrina jurídica Menéndez Rexach (2002), Molina Giménez (2007a), Navarro Caballero (2007) o Vázquez (2000).

⁵ Cfr. las disposiciones adicionales segunda y tercera del Real Decreto-Ley 9/2006, de 15 de septiembre, por el que se adoptan medidas urgentes para paliar los efectos producidos por la sequía en las poblaciones y en las explotaciones agrarias de regadío en determinadas cuencas hidrográficas (BOE núm. 222 de 16 de septiembre de 2006).

adquirente (cesionario), con lo que no es posible que acceda al uso de agua aquel que no posea un derecho de utilización ya, por mínimo que este sea en relación al volumen adquirido (lo que no deja de ser una evidente contradicción o, por lo menos, carente de una completa lógica, dada la posible absoluta disparidad entre lo que se posee y lo que se adquiere).

Al margen de otras decisiones legales, que luego referiré, conviene advertir que la Ley 46/1999 no fue objeto de desarrollo reglamentario hasta varios años más tarde, con la aprobación por el Gobierno, por Real Decreto 606/2003 de una modificación de tal texto (Setuáin Mendía, 2004). Con ello se aclararon algunas dudas que planteaba la Ley 46/1999 y se adoptaron determinadas decisiones que eran necesarias para una implantación efectiva porque, de hecho, se dio una situación de mercado regulado legalmente sin posibilidad (si se hubiera querido) de hacer uso de él⁶. Tras este desarrollo reglamentario podemos señalar las siguientes notas que completan el régimen jurídico de los contratos ya iniciado en su exposición en el apartado anterior:

- a) En relación a los usuarios, se precisa que los derechos transferibles son los de los concesionarios y los de los titulares de aprovechamientos temporales de aguas privadas. Los propietarios de aguas privadas que decidieron seguir en esa posición en el momento hábil para ello no pueden usar el nuevo contrato. Los intercambios entre miembros de la misma comunidad de usuarios, quedan al margen de la regulación legal y son sometidos solamente a lo que digan las ordenanzas de dicha comunidad.
- b) Los contratos están sometidos a autorización de los organismos de cuenca. Pero si esta no opera en un plazo muy breve (uno o dos meses, según circunstancias que no es necesario precisar aquí), el contrato queda autorizado por silencio administrativo positivo (art. 68.2 TRLA)⁷.
- c) En todo caso están tasados en la Ley los criterios que permiten la denegación de la autorización que, además, debe ser motivada. Estos criterios son: que el contrato afecte negativamente al régimen de ex-

⁶ En realidad ese retraso solo puede explicarse por la voluntad gubernamental de no aplicar el mercado y acudir a las tradicionales políticas de oferta pública. Basta con recordar la Ley 10/2001, de 5 de enero, del Plan Hidrológico Nacional, enviada al Parlamento por un Gobierno surgido de las elecciones generales de marzo de 2000 (solo tres meses después de la Ley 46/1999) y que aun con el mismo signo ideológico, disfrutaba de mayoría absoluta en el Congreso de los Diputados.

⁷ El Tribunal Constitucional en Sentencia 149/2011 afirmó la constitucionalidad de este silencio administrativo positivo frente al recurso de inconstitucionalidad formulado por el Gobierno de Aragón. Puede verse un estudio específico de esta Sentencia y crítico con la misma en Embid Irujo (2013).

plotación de los recursos de la cuenca, a los derechos de terceros, a los caudales ambientales, al estado o conservación de los ecosistemas acuáticos o a cualquier incumplimiento legal⁸.

- d) El Organismo de cuenca goza de un derecho de adquisición preferente de los caudales cedidos durante el tiempo de que dispone para la autorización. Para ello debe abonar al cedente la compensación económica que figure en el contrato.
- e) El volumen que puede ser cedido no es, simplemente, el que aparezca en el título concesional puesto que este puede ser ficticio en relación al que, realmente, puede utilizar el concesionario (el transcurso del tiempo desde que se otorgó la concesión puede tener mucho que ver en esta disparidad). Se trata de que no se transe sobre «agua de papel» y, por ello, se debe poner como tope material del contrato el volumen realmente utilizado por el cedente a cuyos efectos de determinación se atenderá a los cinco últimos años de consumo con posibilidad, incluso, de correcciones atendiendo a las dotaciones-objetivo que fijen los respectivos Planes Hidrológicos de cuenca.
- f) Se prohíbe expresamente el contrato que suponga el paso de usos no consuntivos a consuntivos. Así, por ejemplo, un concesionario hidroeléctrico no podría ceder agua a otro usuario para su utilización de regadío, porque el primer uso no es consuntivo y el segundo sí. Se persigue de esa forma que la puesta en marcha del mercado de derechos de uso de agua no incremente el consumo del recurso.
- g) Igualmente las transacciones tienen que realizarse en la línea de la preferencia de usos que marca la legislación de aguas. El orden de preferencia de utilizaciones es esencial en la legislación española de aguas a efectos de otorgar concesiones o proceder a su expropiación (art. 60 TRLA). Lo mismo sucede en el mercado de derechos de uso de agua. Solo se pueden ceder derechos a usos preferentes o, en todo caso, situados en posición de igualdad en la jerarquía de usos. Ejemplo: un concesionario de agua para la agricultura puede ceder a un Ayuntamiento titular de una concesión para abastecimiento a poblaciones, pero no puede tener lugar el camino contrario; de la misma forma, un concesionario de agua para regadío podrá ceder a otro concesionario agrícola.

⁸ Es bastante cuestionable que en el escaso tiempo que se concede para el otorgamiento de la autorización pueda, realmente, observarse el cumplimiento, o no, de estos criterios, máxime cuando en determinadas circunstancias la decisión del Organismo de cuenca debe ir precedida del informe de los organismos estatales o autonómicos competentes en materia de agricultura.

- h) La duración temporal de los contratos no se explicita en el TRLA (tampoco en la regulación reglamentaria) pudiendo ser, por tanto, la que fijen los que contratan con, obviamente, el límite temporal de la duración de la concesión de la que traen causa los derechos de uso de agua sobre los que se transa.
- i) En cuanto al aspecto económico de las transacciones, es de notar que la legislación habla de «compensación económica» y no de precio como un intento, deliberado, de alejarse del puro mercado precisamente en este aspecto capital⁹. La Ley dispone que el Ministerio puede fijar un importe máximo, pero esto no ha sucedido en ningún momento en la práctica.
- j) Los contratos se deben inscribir en el Registro de Aguas que llevan los organismos de cuenca.
- k) En muchas ocasiones la situación concreta informará de que se deberá también solicitar paralelamente la celebración de contratos (con la Administración titular) sobre el uso de infraestructuras públicas para el transporte del agua cedida. En otras, incluso, solicitar la autorización para construir o adaptar nuevas infraestructuras de transporte. En los dos supuestos se regula un silencio administrativo positivo por el transcurso de cuatro meses desde la presentación de la solicitud.
- l) Una situación singular se da en relación a los contratos que supongan una transferencia de agua entre distintas cuencas (art. 72 TRLA). En esas circunstancias se excepcionan algunos de los principios que hemos visto con anterioridad. Así, el contrato y también el uso de las infraestructuras estatales necesarias para que tenga lugar esa transferencia lo debe autorizar el Ministerio de Medio Ambiente (actualmente con otra denominación) y estar prevista esta transferencia en la Ley reguladora del Plan Hidrológico Nacional o en las Leyes reguladoras de las distintas transferencias.

Como veremos posteriormente, estos principios fueron excepcionados con ocasión de la gran sequía iniciada en 2005 y la voluntad de transferir agua, por la vía del contrato de cesión de derechos de uso de agua, entre distintas cuencas; más adelante, incluso, ha existido una significativa modifi-

⁹ Probablemente, también, por los malos recuerdos especulativos que trae la idea del mercado. No se pretende –otra cosa es que se consiga– que los titulares que venden derechos obtengan un lucro económico, sino una «compensación» por dejar de utilizar tales derechos. Las palabras llevan todas en sí una determinada carga ideológica; otra cosa es que la realidad pueda desmentir el contenido vinculado a tales palabras.

cación del art. 72 TRLA para que incluso en situaciones normales baste con la autorización administrativa para viabilizar estos contratos sin que sea necesario esa previsión legal previa.

En general esta regulación que se ha expuesto en sus líneas más importantes resulta bien estructurada jurídicamente y con muchos mecanismos para evitar la especulación y el mal uso del agua conseguida con base en estos contratos. Solo el sistema de silencio administrativo positivo por si no se contesta a la solicitud de autorización del contrato, con los breves plazos de producción del silencio es, en mi opinión, algo que debía haber sido regulado con más matices y con presunción de negatividad del silencio. Sin embargo, el Tribunal Constitucional, como ya he dicho, en su Sentencia 149/2011, de 28 de septiembre, ha avalado este sistema legal¹⁰.

3. Los centros de intercambio de derechos de uso de agua

La otra forma de mercado de derechos de uso de agua que regula la Ley 46/1999 (y ahora el TRLA) es la posibilidad de constituir centros de intercambio de derechos de uso de agua. Lo que dispone sobre el particular la Ley es que en los casos en que se den una serie de circunstancias (como sequías extraordinarias, declaración de acuíferos sobreexplotados, *vid.* el art. 71 TRLA) el Consejo de Ministros puede autorizar la constitución de estos centros de intercambio de derechos de uso de agua en los organismos de cuenca. Hasta el momento se han constituido en las cuencas del Júcar, Segura, Guadiana y Guadalquivir de entre las de gestión de la Administración del Estado.

Estos centros actúan mediante ofertas públicas de adquisición de derechos (con un régimen muy semejante al de la contratación pública puesto que su fundamento, en el fondo, es el mismo), pudiendo ser esa adquisición temporal o definitiva. Pueden adquirir derechos sobre aguas públicas, pero también aguas privadas. Es, por tanto, una de las formas de transformación de la propiedad privada de las aguas en propiedad pública y situación que diferencia la regulación de los contratos de cesión de derechos de uso de aguas, contratos a los que no pueden acceder los propietarios privados, y los centros de intercambio de derechos de uso de agua, que sí pueden adquirir aguas de propiedad privada.

¹⁰ Obviamente todo lo indicado ampara los contratos que se celebren en su aplicación. Hernández-Mora y De Stefano (2013) han descrito magistralmente la situación de informalidad que en muchos casos existe.

Con posterioridad el centro debe llevar a cabo ofertas para que los usuarios adquieran derechos de uso sobre esos caudales previamente adquiridos por él. En el sistema original del TRLA, no cabe reservar derechos para utilizaciones ambientales. Desde el Real Decreto-Ley 9/2006 antes citado, eso es posible para el Alto Guadiana, lo que se hace en atención a los graves problemas de sobreexplotación de acuíferos que se viven en ese lugar y que dieron lugar, posteriormente, hasta a la aprobación de un Plan Especial del Alto Guadiana por el Real Decreto 13/2008.

4. Las significativas modificaciones del ordenamiento jurídico original

Este ordenamiento ha conocido algunas modificaciones bien significativas (ya mencionadas en algún caso). Modificaciones temporales por situaciones de sequía (1), que luego se generalizan en algunos de sus aspectos (2) y una regulación singular para el ámbito del Alto Guadiana (3).

4.1. La regulación excepcional, en situación de sequía, de los contratos de cesión de derechos de uso de agua entre distintas cuencas hidrográficas

Lo que se indica en la rúbrica operó con ocasión de la gran sequía iniciada en 2005. En ese momento se dictó el Real Decreto-Ley 15/2005, de 16 de diciembre, de medidas urgentes para la regulación de las transacciones de derechos al aprovechamiento de agua, prorrogado anualmente hasta llegar al Real Decreto-Ley 14/2009, de 4 de diciembre, que ha estado vigente hasta el 30 de noviembre de 2010 habiendo acabado en él la vigencia del derecho excepcional¹¹.

Subrayo este hecho porque nos informa de un carácter más que singular del mercado de derechos de uso de agua en España: sus escasas notas de puro «mercado» (entendido como una transacción a la que dos partes llegan como resultado de su estricta y exclusiva voluntad, dentro de un determinado marco jurídico, obviamente) y más bien la existencia de un mercado intervenido por la Administración no solamente por la presencia de determinados elementos de control posteriores a la acción de las partes –aunque sean bien lábiles–, sino por la misma creación, para una situación muy concreta, del régimen jurídico de las transacciones muy probablemente adecuado a lo que las partes comu-

¹¹ He estudiado las características de este Real Decreto-Ley en Embid Irujo (2011, pp. 38 y ss.). *Vid.* también Navarro Caballero (2008, pp. 108 y ss).

nican a la Administración sobre cuáles son sus necesidades¹². Como además ello coincide con lo que la Administración entiende que es de interés público (allegar recursos a determinadas zonas del territorio nacional por esta vía de asignación indirecta, ya que no hay recursos hídricos «directos» que asignar dada la situación de sequía existente) surge, de esa forma, el peculiar mercado de derechos de la época de la sequía (2005-2009) que ha sido también, cuantitativamente hablando, la más notable de las experiencias de mercado hasta ahora sucedidas en España¹³.

Las características fundamentales de este régimen jurídico en relación al que ya ha sido expuesto en este trabajo (apartado 2), son:

- a) Que no solo los derechos concesionales son los transmisibles. También lo son los derechos «al uso de agua adscritos a las zonas regables de iniciativa pública cuyas dotaciones brutas máximas figuren en los planes hidrológicos de cuenca (art. 2.1)¹⁴.
- b) Que los derechos de ambos contratantes deben estar inscritos en el Registro de Aguas (art. 2.3) a cuyos efectos se «calificará el título presentado por el solicitante» por el órgano competente para la inscripción (art. 2.4).
- c) Que en el caso de contratos de cesión de derechos de uso de agua que deban operar entre distintas cuencas –es lo que se trataba de conseguir– no hace falta previsión en el Plan Hidrológico Nacional ni en la Ley específica reguladora de cada transferencia (que es lo que exigía el art. 72.1 TRLA como antes vimos). Basta con la autorización que supone el Real Decreto Ley 15/2005.
- d) Que determinadas infraestructuras estatales se declaran hábiles para transportar las aguas objeto de contrato entre cuencas. Así ocurre con las infraestructuras de conducción entre la cuenca del Guadalquivir y la del Sur, o entre la del Tajo y la del Segura.
- e) Que la autorización de estos contratos es competencia del director general del Agua del entonces denominado Ministerio de Medio Ambiente. Este mismo es el que puede ejercitar el derecho de adquisición preferente que ya he contemplado antes.

¹² Esto es una suposición personal, obviamente, que puede estar completamente equivocada y lo asumo ya de entrada y, si es preciso, expreso también anticipadamente mis disculpas por poner negro sobre blanco lo que opino sobre la génesis de tal Real Decreto-Ley.

¹³ Para todos los ejemplos sobre esos contratos y reflexiones sobre su significación, es imprescindible Hernández-Mora y Del Moral (2015).

¹⁴ La razón de esta precisión radica en que en tales zonas regables no suelen existir concesiones para el uso de aguas.

4.2. La modificación del texto refundido de la Ley de Aguas para facilitar la utilización de las infraestructuras de transferencias de recursos hídricos entre territorios de distintos ámbitos de planificación hidrológica en cualquier tiempo

Como se ha indicado, en el diseño original por la Ley 46/1999 del que luego fue art. 72 TRLA, la suscripción de contratos de cesión de derechos de uso de agua para transportarla entre territorios de distintos ámbitos de planificación hidrológica se hacía dependiente de la presencia de esa posibilidad en el Plan Hidrológico Nacional (PHN en adelante) o en las leyes singulares reguladoras de cada trasvase (transferencia en términos técnicos tras el PHN de 2001). En suma, era necesaria una suerte de autorización legal previa de dichos contratos, tras la cual vendría la autorización (administrativa) del uso de estas infraestructuras por parte del Ministerio de Medio Ambiente (denominación entonces existente).

Este texto pasó posteriormente sin variación al TRLA de 2001 constituyendo su art. 72, pero la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de Evaluación Ambiental, introdujo, mediante su disposición final cuarta, determinadas modificaciones en el TRLA y, entre ellas¹⁵, llevó a cabo la reforma del art. 72 del TRLA para construir un texto más complejo en cuyo apartado primero se indica que sin necesidad de base legal específica del contrato (en el PHN o en la ley reguladora de cada trasvase, como antes), la mera autorización por parte de la Dirección General del Agua de los contratos que celebren usuarios de distintas cuencas, servirá para la utilización de las correspondientes infraestructuras de transporte¹⁶. La tabla 1, en la que se contienen las sucesivas regulaciones que tan sucintamente se han resumido aquí, permite observar claramente, con la ayuda de los correspondientes resaltes tipográficos, la significativa variación aprobada.

¹⁵ Esta Ley en el ámbito de las aguas también contenía prescripciones relativas al trasvase entre la cuenca del Tajo y del Segura (reglas de explotación), que fueron impugnadas por la Comunidad Autónoma de Aragón por haberse adoptado sin pedir a la Comunidad Autónoma el preceptivo informe que para ello contiene el Estatuto de Autonomía de Aragón (la Comunidad tiene una pequeña parte de su territorio en la cuenca del Tajo, y la necesidad de informe se predica en relación a los trasvases u obras hidráulicas que afecten a su territorio). La STC 13/2015, de 5 de febrero, declaró la inconstitucionalidad y nulidad de tales disposiciones. Posteriormente la Ley 21/2015, de 20 de julio, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes, ha reiterado el mismo contenido de la Ley 21/2013 (*vid.* disposición adicional quinta, disposición transitoria primera y disposiciones finales primera y segunda) sin que la Comunidad Autónoma de Aragón llegara a adoptar el informe que a esos efectos le solicitó el Congreso. Traigo aquí este recuerdo, aunque pueda parecer un poco marginal al tema que trato, por la evidente influencia que el trasvase Tajo-Segura tiene sobre el régimen jurídico de los trasvases y, a su vez, por cómo este se modifica con el subconsciente del Tajo-Segura –seguro– en la voluntad del legislador.

¹⁶ Se han añadido además al art. 72 unos apartados 2 y 3 (el original art. 72 no estaba dividido en apartados). El primero sobre el régimen económico-financiero aplicable a estas transacciones que será el establecido en las normas singulares que regulen el régimen de explotación de las correspondientes infraestructuras y el segundo para decir que la autorización de estas cesiones no podrá alterar lo establecido en las reglas de explotación de cada uno de los trasvases. Esta última cuestión es una precaución que no debe desdeñarse y otra vez en el caso del Tajo-Segura (de tanta importancia, vuelvo a subrayar, en la creación del régimen jurídico de los mercados) da lugar paralelamente a la modificación de sus reglas de explotación.

Tabla 1. Evolución normativa del art. 72 del TRLA

Texto original artículo 72	Texto art. 72.1 Reforma 2013
Solo se podrán usar infraestructuras que interconecten territorios de distintos Planes Hidrológicos de cuenca para transacciones reguladas en esta sección si el Plan Hidrológico Nacional o las leyes singulares reguladoras de cada trasvase así lo han previsto. En este caso, la competencia para autorizar el uso de estas infraestructuras y el contrato de cesión corresponderá al Ministerio de Medio Ambiente, entendiéndose desestimadas las solicitudes una vez transcurridos los plazos previstos sin haberse notificado resolución administrativa.	<i>La Dirección General del Agua podrá autorizar la cesión de derechos, a que se refiere esta sección, que implique el uso de infraestructuras que interconectan territorios de distintos Planes Hidrológicos de cuenca*, esta autorización conlleva la de uso de las infraestructuras de interconexión. Se entenderán desestimadas las solicitudes de cesión una vez transcurridos los plazos previstos sin haberse notificado la resolución administrativa.</i>

* Obsérvese la deficiente redacción del precepto. Aquí, en lugar de una coma, debería existir un punto o, mejor, un punto y coma.

La modificación normativa operada por la Ley 21/2013 es, sin duda, heredera de los distintos Reales Decretos-Leyes dictados a partir de 2005 para luchar contra la fuerte sequía que entonces se produjo y que fueron prorrogados hasta 2009¹⁷. También en aquellos textos se exceptionaba en relación al régimen jurídico presente en el TRLA –entre otras cosas– que los contratos de cesión de derechos estuvieran previstos en el PHN o en las leyes singulares reguladoras de cada trasvase bastando con la autorización de la Dirección General del Agua para legitimar tanto los contratos como la utilización de las infraestructuras. Estos sucesivos Reales Decretos-Leyes permitieron, como es sabido, la celebración de varios contratos para transportar agua desde la cuenca del Tajo a la cuenca del Segura y desde la del Guadalquivir a la del Sur. Pero lo que ahora sucede con la nueva norma es que se eleva a la regulación general y permanente del TRLA lo que en aquel momento era una regla de urgencia (por eso se utilizaba el Decreto-Ley) y limitada temporalmente al período de tiempo anual (año hidrológico) al que se extendía la vigencia de cada Real Decreto-Ley, para poner en ese tiempo algún remedio a una situación crítica que amenazaba fuertemente el desarrollo agrícola (y, por tanto, económico) en algunas cuencas hidrográficas.

La cuestión que se apunta no es, por tanto, baladí ni mucho menos en tanto que con la mera previsión del TRLA se pueden autorizar contratos fuera de situaciones extraordinarias, para las situaciones normales (hidrológica y, por tanto, social y económicamente) lo que, simplícidamente, permite plantear dos cuestiones (problemas) desde el punto de vista de la planificación hidrológica:

¹⁷ Vid. mayor desarrollo en Embid Irujo (2013, pp. 40 y ss.) con toda la excelente bibliografía que sobre esa cuestión cito en ese trabajo.

- a) La pérdida de relevancia de la planificación hidrológica en un ámbito que forma parte de los temas clave de la política hídrica del país y, además, es esencialmente polémico, y
- b) La compatibilidad entre planificación hidrológica y mercado.

En el apartado final del trabajo, volveré sobre estas capitales cuestiones.

4.3. El mercado de derechos de uso de agua en el ámbito del Alto Guadiana

Trato ahora de una normativa que excepciona la regulación general en función de un espacio territorial concreto; el Alto Guadiana, tal y como se delimita en el Real Decreto 13/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el Plan Especial del Alto Guadiana (en adelante, PEAG)¹⁸, Plan que encuentra su legitimación en la disposición adicional cuarta de la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional¹⁹.

En el caso que nos ocupa las previsiones de un comercio de derechos de uso de agua, se encontraban en las normas del citado Plan (Anexo I, publicadas en el suplemento del número 21 del BOE de 24 de enero de 2008). Pero la modificación del TRLA por Real Decreto-Ley en mayo de 2012 que luego se transforma en la Ley 11/2012, de 19 de diciembre, de medidas urgentes en materia de medio ambiente (disposición adicional 14^a), lleva a cabo una variación en el mismo.

Con el anterior párrafo ya he comenzado a centrar los datos normativos que se tienen que tener en cuenta. Efectivamente, la Ley 11/2012 procede a introducir una nueva disposición adicional decimocuarta en el TRLA titulada «Cesión de derechos y transformación de aprovechamientos por disposición legal en concesiones, en el ámbito del Alto Guadiana», modificación que tiene distintas virtualidades que se irán desgranando en este apartado, y el elemento común de referirse, en lo que hace referencia al mercado, a aguas subterráneas inscritas en el Registro de Aguas en las Secciones A o C o en el Catálogo de Aguas Privadas de la Cuenca, depende de las medidas que se prevean.

¹⁸ *Vid.*, el art. 4 del Real Decreto 13/2008 cuyo apartado primero indica que el PEAG «es aplicable a la cuenca del río Guadiana, aguas arriba de la desembocadura del río Jabalón, incluyendo la cuenca de este». El apartado segundo permite la sectorialización territorial de las medidas del PEAG, tal y como se incluye en los mismos documentos de este.

¹⁹ Si bien a donde hay que ir a buscar la legitimación jurídica para muchas de las medidas contenidas en el PEAG (aprobado por el Real Decreto 13/2008) es en la disposición adicional segunda («medidas urgentes de aplicación al Alto Guadiana» del Real Decreto-ley 9/2006, de 15 de septiembre, por el que se adoptan medidas urgentes para paliar los efectos producidos por la sequía en las poblaciones y en las explotaciones agrarias de regadío en determinadas cuencas hidrográficas, antes citado en nota).

Debe advertirse también que determinados acuíferos sitios en el PEAG fueron en el pasado objeto de la declaración de acuífero sobreexplotado (hoy la terminología, proveniente de la DMA, es la de masas de agua subterránea en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo o químico) y que para superar tal situación, con problemas ambientales (y sociales y económicos) muy graves, se adoptaron a lo largo del tiempo distintas medidas hasta llegar al mencionado PEAG aprobado por el Real Decreto 13/2008. Curiosamente esta disposición adicional decimocuarta (nueva) del TRLA ve la luz en un momento de excepcional recuperación de los acuíferos en ese lugar producto de las abundantísimas lluvias iniciadas en 2009 y que han contemplado un renacimiento del río Guadiana y la vuelta a la vida del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, así como una subida –congruente con las dos anteriores menciones– de los niveles piezométricos auténticamente sorprendente.

Dicho lo anterior, añado que desde la perspectiva del mercado de derechos de uso de aguas, las decisiones que se adoptan en los dos primeros apartados de esta disposición adicional decimocuarta tienen como referencia común que aun celebrándose un contrato de cesión de derechos de uso de agua –cosa que no se nombra expresamente ni, creo, es condición de los resultados que se prevén–, este no tendría por sí mismo ninguna de las virtualidades que en el régimen común aparecen predicadas del mismo (*vid.* arts. 67 y ss. TRLA), sino que la transformación de derechos (llamémosle todavía así) va a operar exclusivamente por medio del otorgamiento de concesiones por parte de la Administración hídrica (Confederación Hidrográfica del Guadiana) que seguiría a los eventuales acuerdos entre particulares, y ello aun cuando, equívocamente, se diga en algunos momentos en tales disposiciones que esos acuerdos producen una transmisión, cosa que contemplados los preceptos en su conjunto, no es así. Estamos ante un –aparente– reverdecimiento del régimen concesional bien que marcado en todo caso –predeterminado– por los previos acuerdos entre los particulares, lo que debe limitar cualquier consideración –entusiasta o no– que se quiera hacer de esta suerte de «reaparición» del régimen concesional. Veamos todo ello más despacio²⁰.

²⁰ Lo que sigue es una reproducción bastante literal de lo que escribí en Embid Irujo (2013). Con posterioridad *vid.* AA.VV. (2013): «Las novedades del régimen legal de las aguas subterráneas», *Revista Jurídica de Castilla-La Mancha*, 54.

Las cesiones totales e irreversibles de derechos inscritos en el Registro de Aguas y en el Catálogo de Aguas Privadas, son efectivas mediante el otorgamiento de una concesión

Observemos, en primer lugar, la originalidad del sistema previsto en el apartado primero de la nueva disposición adicional decimocuarta: puede haber contratos entre particulares acerca de la transmisión de derechos (totales e irreversibles, característica que siempre debe ser notada), pero esos acuerdos son solamente un presupuesto de la transmisión, una condición necesaria pero no suficiente, porque la transmisión solo será efectiva mediante el otorgamiento por el organismo de cuenca (Confederación Hidrográfica del Guadiana) de la correspondiente concesión que está marcada en su contenido por lo que previamente hayan dispuesto los particulares en su acuerdo.

Una concesión, entonces, que desde un punto de vista supone la consagración del cambio de naturaleza jurídica de las aguas privadas anotadas en el Catálogo de Aguas Privadas de la cuenca y desde otro, el cambio del titular de las hipotéticas concesiones inscritas en la Sección A del Registro o de los aprovechamientos temporales de aguas privadas inscritos en la Sección C (provenientes de quienes optaron en el marco de las disposiciones transitorias segunda y tercera de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, por la conversión de su titularidad privada en pública), lo que sería plenamente operativo a partir del 31 de diciembre de 2035 mediante el otorgamiento de la correspondiente concesión para la que tenían derecho preferente encontrándose antes en la situación de titulares de un aprovechamiento temporal de aguas privadas, situación que ahora podría cesar –anticipadamente– si cedieran sus derechos a otro titular y este obtuviera –condición imprescindible– la concesión mencionada en la disposición adicional decimocuarta TRLA.

El precepto supone, entonces, una fuerte apuesta por las transformaciones de los derechos privados sobre aguas en derechos públicos (transformación de las aguas privadas en públicas, en realidad) y también y desde otra perspectiva, por dar facilidades para que las situaciones de temporalidad propias del contrato de cesión de derechos de uso de agua (que no se nombra para nada en esta regulación ni, creo, guarde relación alguna con lo que aquí se trata pero traigo la mención a título comparativo), se transformen en la disposición que se comenta en situaciones más consolidadas (e irreversibles). Todo desemboca, por tanto, en el otorgamiento de una concesión para la que se fija un régimen jurídico especial, con unas notas singulares que sumar, obviamente, a las propias generales del régimen concesional presentes en la legislación de aguas.

En ese régimen jurídico especial las notas más destacadas son:

- a) El volumen que deberá figurar en la concesión. Este parece que no tiene por qué ser el que refieran los que suscriban los acuerdos que, se supone, se correspondería (la cesión es total e irreversible) con el de los títulos concesionales (sección A del Registro de Aguas), el de los aprovechamientos temporales de aguas privadas (sección C del Registro de Aguas) y lo anotado en el Catálogo de Aguas Privadas de la cuenca, en su caso. Aquí la existencia de un régimen de sobreexplotación de acuíferos (masas de agua subterránea en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo o químico) determina necesariamente la imposibilidad jurídica de acudir a ese resultado cuando los acuerdos se refieran a las dos unidades hidrogeológicas declaradas sobreexplotadas en el ámbito territorial del PEAG porque, en ese caso, lo que transmitirían los cedentes y luego reflejarían las concesiones sería una pura «agua de papel», quizás jurídicamente acreditada pero no existente de forma física en la realidad. Cosa que sería de auténtica gravedad, sobre todo si ello figurara así en el documento concesional. Y tampoco me parece que en relación al resto de los acuíferos, aun sin declaración de sobreexplotación, deba coincidir necesariamente el contenido de la concesión otorgada con los títulos inscritos en los distintos registros. Y ello por la vulnerabilidad demostrada del Alto Guadiana que lo ha hecho, a lo largo del tiempo, mercedor de distintos tipos de medidas de protección, sin excesivo éxito hasta las últimas lluvias, aun cuando estas no sean encajables, obviamente, dentro de las medidas de protección.

Por ello el precepto indica que «el volumen de agua concedido será un porcentaje del volumen objeto de transmisión. Ese porcentaje se determinará en atención a las condiciones técnicas y ambientales que concurran y, en su caso, vinculado al programa de actuación para la recuperación del buen estado de la masa de agua».

La prescripción mencionada es en el plano de la teoría bien plausible. Ese, y no otro, debe ser el principio a tener en cuenta. Otra cuestión es la aplicación de la norma y cómo se concrete el porcentaje previsto en ella en la realidad, porque el precepto en sí no da pistas concretas y permite distintas formas de abocar a diferentes resultados también. Si se hubiera hablado, simplemente, de reflejar lo existente en el plan

de actuación sobre la cuantificación de los derechos susceptibles de utilización, la forma de enjuiciamiento de la norma debería ser diferente en relación a las dos unidades hidrogeológicas declaradas sobre-explotadas. Formas y resultado que, supongo, deberán ser conocidas con anterioridad por los que suscriban los acuerdos porque de su conocimiento depende, obviamente, no solo el precio de la transmisión sino hasta la misma decisión sobre la conveniencia de adquisición.

En todo caso y dados los antecedentes de las masas de agua subterránea en ese lugar, toda precaución a recomendar parece poca para que no puedan agravarse situaciones históricas que ahora conocen un cierto paréntesis por la recuperación espectacular de las masas de agua en función de las lluvias iniciadas en 2009. Pero, insisto, la memoria histórica es determinante del comportamiento que se debe tener, ahora y en el futuro, porque la regulación que se indica no tiene ningún plazo temporal para ser ejecutada (solo, indirectamente, podríamos decir que la fecha tope para ello será el 31 de diciembre de 2035, porque es a la que va a ir referida la concesión que hipotéticamente se otorgue, tal y como veremos *infra*).

- b) El mismo elemento precautorio determina otra de las condiciones jurídicas de la adquisición: si el destino del agua cuyos derechos se van a disfrutar por el otorgamiento de la concesión va a ser el regadío, «no se podrá incrementar la superficie de riego que ya tuviera reconocida el cedente». Elemento de precaución pero cuya última concreción necesita algunas palabras adicionales: quien sí puede incrementar su superficie de regadío y en la misma extensión que tuviera el cedente, es, como parece obvio, el que va a resultar titular de la concesión, en el caso de que se otorgue. Se supone que la concesión reflejará esas nuevas condiciones territoriales, fundamentalmente la del lugar que va a ser regado con los caudales adquiridos (más bien otorgados)²¹, y las demás precisiones usuales en el ámbito de las concesiones para riego. Es también posible –aunque sobre eso, por elemental, no dice nada el precepto comentado– que no haya incrementos de la superficie hasta la proporción permitida, y que los derechos de agua «nuevos» se destinen –en todo o en parte– a la mejora de las dotaciones de las que ya disponía el adquirente.

²¹ Porque si el lugar va a ser el mismo del cedente, lo que entonces se habría producido es una adquisición de las tierras de este con la consiguiente adquisición también de las concesiones a ellas vinculadas. Ello no tiene nada que ver, obviamente, ni con este régimen especial ni con el general de los contratos de cesión de derechos de uso de agua. Es el tradicional comercio de agua que se ha producido y se produce entre nosotros mediante la adquisición de la tierra a la que el agua está adscrita.

- c) La fecha de finalización de la concesión es significativa: 31 de diciembre de 2035. Parece que se tratara de volver a la letra y espíritu de las disposiciones transitorias segunda y tercera de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, en el sentido de que es la misma fecha a la que iba allí vinculada la situación de aprovechamiento temporal de aguas privadas de la que disfrutaban los titulares de aguas privadas que hubieran optado por el sistema público. Ahora simplemente se otorga una concesión con un plazo limitado (un poco más de 20 años en el momento que se aprobó la novedad normativa) predicándose igual conclusión que en la Ley 29/1985, de tener en ese momento preferencia para obtener una nueva concesión.
- d) La concesión a otorgar ahora tiene un régimen privilegiado en relación al general en otros aspectos de la misma. Así se prescindirá del trámite de competencia de proyectos y el plazo máximo para su otorgamiento es de 9 meses (18 en el régimen común, ex disposición adicional sexta TRLA) sin que se varíe el sistema de silencio administrativo negativo ahora existente.

Apostillo, finalmente, que la Administración hídrica no dispone expresamente de la alternativa que aparece en el último inciso del art. 68.3 TRLA dentro de la regulación del contrato de cesión de derechos de uso de agua: el poder adquirir los caudales transados entre los particulares por el precio de adquisición «rescatando los caudales de todo uso privativo» tal y como indica el precepto citado. En realidad en ningún supuesto de la nueva disposición adicional decimocuarta se indica nada en relación a que exista un precio que deba figurar en el acuerdo (no es un contrato de cesión de derechos de uso de agua lo que se celebra por los particulares, eso ya lo he indicado expresamente al comienzo del tratamiento de este punto, pero sí un «acuerdo») que los particulares deban hacer llegar a la Confederación Hidrográfica del Guadiana, silencio que parece difícilmente explicable²². No hay, por tanto, posibilidad de usar este método para vincular volúmenes de agua al medio ambiente, por ejemplo. O a disponer de esos caudales libremente para destinarlos a utilidades distintas de las que hubieran dispuesto los suscribientes del acuerdo que luego habrán elevado a la Confederación Hidrográfica del Guadiana para

²² Inexplicable en relación a lo que suele suceder en cualquier tipo de transacción. Que ello pueda dar lugar al cruce de un dinero «negro» en la adquisición (previa) de caudales que luego se reflejarán en la concesión otorgada, sería una consecuencia no expresa en el ordenamiento jurídico creado –obviamente– ni entraría su control dentro de las competencias propias de la Administración hídrica competente (Confederación Hidrográfica del Guadiana).

la consagración definitiva de su voluntad en forma del otorgamiento de la correspondiente concesión. Lo que los particulares disponen, determina ineludiblemente el sentido final de la concesión porque si no se da la concesión, los derechos de uso de agua (sea cual fuere la naturaleza jurídica de estos) quedan en poder del cedente (primitivo titular) que quería transmitirlos a otro usuario. El negocio jurídico privado, que estaba sometido a una condición para ser realmente eficaz (el otorgamiento de la concesión), desaparece de la vida jurídica. Sin más consecuencias jurídicas y en el ámbito de lo público, otra cuestión es la relación entre los particulares que suscribieran el primitivo acuerdo que no ha concluido, por los motivos que fuere, en el otorgamiento de la concesión²³.

Las cesiones parciales e irreversibles de derechos, operan también mediante el régimen concesional

La segunda posibilidad de mercado de derechos de uso de aguas es la que aparece en el apartado segundo de la nueva disposición adicional decimo-cuarta. Esta solo está abierta a quienes tengan sus derechos (concesionales) inscritos en la Sección A del Registro de Aguas y consiste en que «excepcionalmente» se les podrá autorizar a transmitir irreversiblemente «una parte» de sus derechos (en el apartado primero recuérdese que se trataba de la transmisión de la totalidad de los derechos) a otros titulares de aprovechamientos «siempre que se declare de manera expresa el volumen de agua al que se renuncia y se identifique de forma inequívoca la extensión de tierra que se dejará de regar». Pero la operatividad de este acuerdo necesita –igual que lo que se acaba de estudiar en el punto anterior– de la aplicación del régimen concesional, lo que quiere decir que la transmisión (su autorización) solo opera mediante el otorgamiento la concesión de la forma que inmediatamente diré, y que no hay transmisión decidida por los particulares que valga si no hay posterior otorgamiento de la concesión²⁴.

Porque, efectivamente, el precepto concluye indicando que «esta transmisión se realizará mediante la modificación de características de la concesión cedente y el otorgamiento de concesión para el cesionario, expedientes que se tramitarán obligatoriamente de forma conjunta».

²³ Esas consecuencias puramente privadas se derivarían, probablemente, de lo que los particulares hubieran incorporado sobre esa posibilidad al acuerdo por el que acordaran la transmisión.

²⁴ Como se habrá podido colegir, por tanto, de este y de otros comentarios que he realizado, la técnica jurídica que se denota en esta disposición no es especialmente brillante. Más bien lo contrario. Lo que se dice no es enteramente preciso y necesita, inmediatamente, del correspondiente comentario para poder ser entendido (y aplicado).

Finalmente añado dos reflexiones adicionales: la primera es el resultado de autoplantearme la cuestión de porqué se regula esto en relación a quienes tienen sus títulos inscritos en la sección A del Registro, y no a los que los tienen en la Sección C. Esta pregunta solo puede tener su respuesta en el sentido institucional de la legislación de aguas: operar de esa forma alternativa significaría pasar, sin más, al régimen concesional pero no solo para una parte de los derechos inscritos, sino para la totalidad (por la aplicación de lo previsto en las disposiciones transitorias segunda y tercera, originalmente, de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas). No tendría sentido, entonces, esa previsión y, por tanto, es adecuado que –con las evidentes precauciones que acabo de señalar– se trate solamente de la cesión parcial de derechos concesionales inscritos en la Sección A del Registro de Aguas.

La segunda es una mera constatación: proceder de la forma que se acaba de comentar para la cesión «parcial» (e irreversible) de unos derechos que, además, solo operarán por la aplicación del régimen concesional posterior, supone que en el ámbito territorial del PEAG la aplicabilidad del contrato de cesión de derechos de uso de agua es de dudosa posibilidad jurídica por el hecho de que su objeto está ya cubierto por la nueva prescripción normativa. Está claro que esa cesión parcial ya solo podría tener lugar a través de la disposición adicional decimocuarta, apartado segundo, y no a través de lo regulado en los arts. 67 y ss. TRLA. Y que, además, lo regulado en esa disposición no otorga a la voluntad de los particulares el «señorío» completo sobre la transmisión de los derechos sino, a lo más, la capacidad de iniciar un procedimiento administrativo que deberá terminar –o no– con el otorgamiento de la correspondiente concesión y la modificación de la primitiva. Si esto significa un anticipo del porvenir que en el plano de lo general y no limitado al Alto Guadiana y en el marco de una hipotética reforma de la legislación de aguas, espera a los arts. 67 y ss. TRLA, ello debe quedar a la imaginación de los comentaristas. Sinceramente no creo que sea así, sino que las características tan singulares del Alto Guadiana y sus problemas hídricos tradicionales –aun enmascarados por abundantes lluvias y la recuperación cuantitativa consiguiente de las masas de agua subterránea, cuestión que la experiencia enseña que será solo un resultado temporal– determinan la búsqueda, supongo que en todo caso reflexiva y consciente, de nuevas fórmulas de asignación de recursos hídricos, atípicas en relación a lo hasta ahora conocido en nuestro ordenamiento jurídico²⁵.

²⁵ Y es la eficacia de las mismas la que determinará ineludiblemente su porvenir. Habrá que estar muy atentos a las noticias e informaciones que se hagan públicas sobre la aplicación de esta nueva normativa.

Transacciones y ubicación territorial de los derechos cedidos. La cuestión de las infraestructuras de conducción

El apartado tercero de esta disposición adicional decimocuarta dispone que «la cesión de derechos en los términos establecidos en los dos apartados anteriores, podrá efectuarse sin infraestructuras de conducción cuando el cedente y el cesionario pertenezcan a la misma masa de agua subterránea».

El juicio sobre este precepto tiene que ser positivo, en principio, en cuanto representa una adecuación al mundo de las aguas subterráneas de algo que ya funciona así, sin precepto expreso, en el ámbito de las aguas superficiales. Efectivamente, también puede haber mercado sin construcción o uso de infraestructuras en el caso que las aguas puedan ser transportadas a través de un cauce (río, afluente, arroyo), dejadas de captar por el cedente y captadas por el cesionario..., siempre sin afección a terceros y dentro del cumplimiento de las condiciones que, en otro caso, justificarían la negativa a la autorización del contrato.

En el caso del precepto que nos ocupa, se utiliza el verbo «podrán», habitual en los preceptos relativos a las actuaciones de la Administración Pública y que suele presentar dificultades de interpretación jurídica. La interpretación adecuada para este caso es, en mi opinión, que no habrá necesidad de construir infraestructuras de conducción para las transacciones que operen dentro de la misma masa de agua subterránea..., a no ser que sea necesario hacerlo, porque la situación en ámbitos territoriales alejados de la misma masa, puede ser hídricamente muy distinta y, por tanto, el mero hecho de que alguien deje de captar para que otro capte en un punto alejado, puede no ser tan simple o tener, vistas las cosas desde otra perspectiva, efectos negativos que deben ser evitados con el transporte superficial de las aguas, desde el punto de captación por el cedente hasta el lugar donde el adquirente (titular de la concesión otorgada) pretende llevar a cabo el aprovechamiento. De ahí que el «podrán» signifique que la Administración pueda adoptar otra decisión distinta de la falta de necesidad de construcción de infraestructuras de conducción.

Pero de la misma forma y teniendo en cuenta que no se dice nada expresamente para el supuesto de acuerdos entre titulares de agua de distintas masas de aguas subterráneas, podría ser factible que tampoco se obligara a la construcción de infraestructuras de conducción en este caso si el mero hecho de dejar de captar agua en una masa y hacerlo el adquirente y futuro concesionario en otra, no tuviera efectos perjudiciales para terceros, el medio ambiente u otros valores a proteger con base en el ordenamiento jurídico. Es un proble-

ma de prueba y demostración de la falta de esos efectos nocivos. Predicar la necesidad de construir, en todo caso, infraestructuras de conducción, podría hacer económicamente inviables cualesquiera acuerdos que se adoptaren que, sin embargo, podrían ser beneficiosos para las masas de agua controvertidas conjuntamente consideradas.

5. La actualidad de los mercados de derechos de uso de agua. Reflexiones finales sobre la compatibilidad entre planificación y mercado

En la actualidad existen distintas circunstancias que están propiciando una intensificación en torno a las posibilidades de utilizar los mercados de derechos de uso de agua. Por un lado las circunstancias relativas al cambio climático (Embid Irujo, 2010; Bates *et al.*, 2008; IPCC 2014) que en muchos lugares están propiciando una reducción de precipitaciones y, por tanto, la necesidad incrementada de allegar recursos hídricos para atender sus necesidades, y no solo las nuevas y que, en todo caso, conduce a una serie de reflexiones sobre la utilidad de los mercados de agua en el derecho europeo, muy interesantes y que ya he estudiado detenidamente en otro lugar al que remito²⁶.

Los textos a los que remito son importantes por su origen y están llamando a una reflexión sobre un instrumento que puede tener su utilidad. Sin desconocer los aspectos éticos que la introducción de mecanismos de mercado lleva necesariamente consigo²⁷, debe tenerse en cuenta también que en España, la experiencia de la última gran sequía (2005-2009) prueba el papel capital que los contratos de cesión de derechos de uso de agua han tenido para coadyuvar a superar una situación sin que se hayan producido daños definitivos en la cuenca que sufría tal sequía, como sería la pérdida del arbolado en el caso de los frutales.

La experiencia muestra también que a través del mercado en ningún país, con excepción quizá de Chile, tiene lugar la mayor parte de la gestión del agua. Y en España las cantidades de agua que se mueven en virtud del mercado son muy reducidas en relación al conjunto del consumo de recursos

²⁶ Cfr. Embid Irujo (2013, pp. 30 y ss.). Se estudia allí el contenido de diversos documentos europeos, fundamentalmente comunicaciones de la Comisión al Consejo.

²⁷ Fundamentalmente y en España se puede plantear la pregunta de la legitimidad de un lucro de los particulares que han obtenido unos derechos de uso de agua de forma enteramente gratuita y para dedicarlos a concretas finalidades. No cabe duda que desde una estricta consideración jurídica, lo que procedería cuando alguien intenta vender todos o parte de sus derechos derivados de una concesión, es que la Administración procediera a una revisión de la misma.

hídricos. Por eso es ajustado que se hable en ocasiones de los «mitos» del mercado de derechos de aguas (Dellapenna *et al.*, (2013) sin desconocer su papel complementario en la gestión del agua (Garrido *et al.*, 2013).

En suma, nos encontramos ante un instrumento jurídico que fuera de sus sedes «tradicionales» (Estados Unidos de América, Australia, Chile) se está extendiendo a otros lugares (España como se ha visto, pero también en México) y las presentes circunstancias climáticas así como –no se olvide ello– la fuerte y ya casi permanente crisis económica que se vive con la consiguiente reducción de inversiones públicas pueden llevar a una situación en la que el predominio de la acción de la «sociedad» aparezca cada vez más nítido en relación al papel de los Estados.

Pero, y por último, en un país como España que hace de la planificación hidrológica la clave de la política del agua (*vid.* el art. 1.4 TRLA que indica que a la planificación hidrológica se subordina toda actuación sobre el dominio público hidráulico) hay que relacionar, necesariamente, la técnica de la planificación con la del mercado. Esa necesidad no existió en los momentos iniciales de la regulación del mercado con la Ley 46/1999, ni tampoco en los inmediatamente posteriores, puesto que las transacciones celebradas en los primeros momentos y el mismo entendimiento difundido acerca de la regulación del mercado de derechos de uso de agua, permitía llegar a la conclusión de que las transacciones serían, además de raras en volumen, acordadas por escasos períodos de tiempo, normalmente por año hidrológico. Obsérvese, incluso, cómo la regulación especial de la sequía 2005-2009, que excepcionó principios de la Ley 46/1999 (y luego del TRLA de 2001, y baste el recuerdo a la evolución normativa presente en el art. 72 TRLA que he realizado con anterioridad), se basaba en normas legales anuales que permitían, por tanto, transacciones con solo un año de vigencia.

Pero cuando el régimen jurídico cambia en la dirección de permitir transacciones entre cuencas (que son las significativas) con mínimo control administrativo y sin previsión previa legal²⁸, y una vez que, además y en general, se ha asentado el silencio administrativo positivo como consecuencia de la no autorización administrativa en plazo de la correspondiente transacción, debe llevarse a cabo una seria consideración sobre la compatibilidad –y sus formas– entre la celebración de contratos de cesión de derechos de uso de agua y la planificación hidrológica.

²⁸ Lo que en Embid Irujo (2015, pp. 55 y ss.) me ha llevado a hablar de pérdida de la relevancia de la planificación hidrológica en este y en algún otro ámbito.

Porque efectivamente y por principio, un contrato de cesión de derechos de uso de agua no estará previsto en la planificación hidrológica aprobada²⁹ y, por tanto, la autorización administrativa que tenga lugar implicará un desconocimiento (también podríamos utilizar la palabra contradicción en la mayor parte de ocasiones) entre el contenido del contrato y la norma jurídicamente vinculante que es la planificación hidrológica. En la teoría general del derecho está claro, en principio, cuál es la consecuencia de la contraposición entre norma y acto (que es la autorización administrativa). Bien que en este caso esa contradicción tendría un elemento de resolución a priori dada la convivencia en la misma norma (TRLA) de la planificación hidrológica y del contrato de cesión de derechos de uso de agua (de los mercados de derechos de uso de agua, en general).

¿Significa esto que cualquier contrato es compatible con la planificación hidrológica con tal de que haya operado la autorización administrativa previa o, aún sin ella, el silencio administrativo positivo en los casos en que ello así está previsto? Esa es una conclusión a la que a priori no podría llegar, creo, ningún jurista reflexivo. Pueden existir contratos que sean contradictorios con los mismos objetivos ambientales perseguidos por un Plan y descubrirse esa contradicción en el marco de la tutela judicial efectiva que persigan los interesados en hacerla realidad a través de los correspondientes recursos que concluyan con éxito (o sea, con sentencia favorable, definitiva, correspondiente al contenido de su recurso).

Pero al margen de la existencia de los recursos puede existir una actuación administrativa que descubra tal contradicción y ponga en marcha los mecanismos que se desprenden del conjunto del ordenamiento jurídico para remediarla. Quizá ello no sea necesario en contratos de validez temporal anual y con escasa (cuantitativa y cualitativamente hablando) repercusión sobre volumen de agua, pero sí en contratos de otra índole. Ese mecanismo no puede ser otro que el de la revisión de la planificación por variación de un elemento sustancial de la misma, revisión anticipada y parcial, anterior a la revisión completa y periódica del Plan que debe tener lugar cada seis años tal y como dispone el ordenamiento jurídico en vigor (*vid.* el art. 89.1 del Reglamento de la Planificación Hidrológica aprobado por el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio). Obviamente no puede aquí anticiparse el contenido de tal revisión

²⁹ Cuando se escriben estas líneas –octubre de 2015– se ve muy cercana la aprobación de los planes del segundo ciclo de planificación. Segundo ciclo según la DMA de 2000 aunque tercero en la práctica española, dada la aprobación de la mayor parte de los Planes hidrológicos de cuenca en 1998, conforme a las prescripciones del ordenamiento jurídico entonces vigente.

que será deducible (en términos técnicos)³⁰ del contrato o contratos concretos, pero lo que sí puede advertirse es que no tiene esa revisión que limitarse a una mera inserción del contrato entre las prescripciones de la normativa del plan o de sus documentos anexos, sino que puede tener otro tipo de efectos sobre la zona en la que los recursos alegados por el plan van a operar y sobre otras también. Y no se olvide, además, que en los contratos para transportar recursos hídricos entre cuencas, las afecciones a la planificación lo serán tanto al plan del ámbito territorial cedente como al receptor.

En esos términos es perfectamente posible pensar que el resultado de un contrato de sustantiva importancia pueda llevar consigo una redistribución de los recursos asignados a las distintas unidades territoriales (sistemas de explotación) del Plan (de los Planes afectados); ello no es ninguna tontería y se puede deducir fácilmente su trascendencia. En suma, de lo que se trata es que siga siendo verdad el axioma claro y sencillo del que parte el art. 1.4 TRLA: que toda la actuación sobre el dominio público hidráulico está subordinada a la planificación hidrológica, también la actuación a la que pueda dar lugar la existencia, legalmente asegurada, de los mercados de derechos de uso de agua³¹.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca dentro de las actividades del Grupo de Investigación AGUDEMA (Agua, Derecho y Medio Ambiente), integrado en el IUCA (Instituto de Ciencias Ambientales de Aragón) de la Universidad de Zaragoza y su realización ha sido apoyada por el Gobierno de Aragón y el Fondo Social Europeo.

³⁰ Lo que quiere decir que en el actual ordenamiento jurídico no existe base jurídica suficiente para llevar a cabo esa revisión anticipada y parcial.

³¹ Debo consignar, finalmente, la existencia de una norma de vigencia temporal limitada y, probablemente, agotada ya cuando estas páginas se publiquen, pero que contiene principios contrarios a lo que en este capítulo se ha descrito como régimen jurídico «consolidado» del mercado de derechos de uso de agua en España. Me refiero a la disposición adicional tercera del Real Decreto-ley 6/2015, de 14 de mayo, por el que se modifica la Ley 55/2007, de 28 de diciembre, del Cine, se conceden varios créditos extraordinarios y suplementos de créditos en el presupuesto del Estado y se adoptan otras medidas de carácter tributario. Obsérvese el objeto de esta norma, tan concreto, en la que se inserta esa disposición adicional con la siguiente y sorpresiva rúbrica: «Regla excepcional y temporal sobre la cesión de derechos al uso privativo de aguas en la demarcación hidrográfica del Segura». Excepcional y temporal. Lo primero porque se autoriza la celebración de contratos de cesión de derechos al uso privativo de las aguas entre concesionarios de la cuenca del Segura y en los que el volumen susceptible de cesión será igual al volumen concedido al titular que cede su derecho, por lo que se exceptiona la regla del TRLA que se refiere a la cesión del volumen realmente utilizado y con unas determinadas pautas para determinarlo. Y temporal porque esta regla estará vigente hasta el 31 de diciembre de 2015.

Referencias bibliográficas

- AA.VV. (2013): «Las novedades del régimen legal de las aguas subterráneas»; *Revista Jurídica de Castilla La Mancha* 54.
- BATES, B. C.; KUNDZEWICZ, Z. W. y WU, S. (2008): *Climate change and water. Technical paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Secretariat, Geneva.
- DELLAPENNA, J. W. (2013): «The myth of markets for water»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- EM BID IRUJO, A. (2010): «Cambio climático y recursos hídricos. Aspectos jurídicos»; en GARCÍA-PACHÓN, M^a P. y AMAYA, O. D., eds.: *Derecho y cambio climático*. Universidad Externado de Colombia, Bogotá.
- EM BID IRUJO, A. (2011): «La crisis del agua, de la agricultura y de las finanzas públicas: El papel del Derecho»; en EM BID IRUJO, A., ed.: *Agua y agricultura*. Thomson Reuters-Civitas, Cizur Menor (Navarra).
- EM BID IRUJO, A. (2013): «La crisis del sistema concesional y la aparición de fórmulas complementarias para la asignación de recursos hídricos. Algunas reflexiones sobre los mercados de derechos de uso de agua»; en EM BID IRUJO, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- EM BID IRUJO, A. (2015): «Valoración global del nuevo ciclo de la planificación hidrológica, con atención especial al Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Ebro. Apuntes, respuntes e hilvanes»; en EM BID IRUJO, A., ed.: *El segundo ciclo de planificación hidrológica en España (2010-2014)*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013): «La flexibilización del régimen de concesiones y el mercado de aguas en los usos de regadío»; en EM BID IRUJO, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- GARRIDO, A.; MAESTU, J.; GOMEZ-RAMOS, A.; ESTRELA, T.; YAGUE, J.; SEGURA, R.; CALATRAVA, J.; ARROJO, P. y CUBILLO, F. (2012): «Voluntary water trading in Spain: a mixed approach of public and private initiatives»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).

- GIL, A. (1993): *La propiedad de aguas perennes en el sureste ibérico*. Universidad de Alicante, Alicante.
- GRIFFIN, R. C.; PECK, D. E. y MAESTU, J. (2013): «Introduction: Myths, principles and issues in water trading»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DE STEFANO, L. (2013): «Los mercados informales de aguas en España: Una primera aproximación»; en EMBID IRUJO, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DEL MORAL, L. (2015): «Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilización»; *Geoforum* 62; pp. 143-155.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2014): *Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. IPCC, Ginebra.
- LÓPEZ ORTIZ, M. I. y MELGAREJO MORENO, J. (2007): «El fin del regadío tradicional y la creación de sociedades mercantiles para la venta de agua. Riegos de Levante margen derecha del Segura»; *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 43; pp. 307-334.
- MAESTU, J., ed. (2013): *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- MENÉNDEZ REXACH, A. (2002): «Consideraciones sobre los mercados de aguas en España. En especial los contratos de cesión de derechos de aprovechamiento en la legislación estatal de aguas»; en EMBID IRUJO, A., ed.: *El Derecho de aguas en Iberoamérica y España: Cambio y modernización en el inicio del tercer milenio*, Vol. 1, Civitas, Madrid.
- MOLINA GIMÉNEZ, A. (2007a): «Contratos de cesión de derechos al uso privativo de las aguas»; en EMBID IRUJO, A., ed.: *Diccionario de Derecho de Aguas*. Iustel, Madrid.
- MOLINA GIMÉNEZ, A. (2007b): «Centros de intercambio de derechos del agua»; en EMBID IRUJO, A., ed.: *Diccionario de Derecho de Aguas*. Iustel, Madrid.

- NAVARRO CABALLERO, T. M. (2007): *Los instrumentos de gestión del dominio público hidráulico. Estudio especial del contrato de cesión de derechos al uso privativo de las aguas y de los bancos públicos del agua*. Tirant lo Blanch, Valencia.
- NAVARRO CABALLERO, T. M. (2008): «Las transacciones de derechos al uso del agua y su transferencia a las cuencas receptoras del Tajo-Segura»; *Revista Aranzadi de Derecho Ambiental* 14; pp. 103-121.
- SETUÁIN MENDÍA, B. (2004): «Aspectos normativos de los mercados de aguas: últimas aportaciones desde la reforma del Reglamento del Dominio Público Hidráulico»; *Revista de Administración Pública* 163; pp. 349-388.
- VÁZQUEZ, C. (2000): «La regulación de los contratos de cesión de derechos de usos de agua»; en EMBID IRUJO, A., ed.: *La reforma de la Ley de Aguas. (Ley 46/1999, de 13 de diciembre)*. Civitas, Madrid.

Actividad de los mercados formales de agua en España (1999-2014)

Sara Palomo-Hierro y José A. Gómez-Limón

Universidad de Córdoba

1. Introducción y objetivos

Al hablar de mercados de agua, en realidad se hace referencia a todo un conjunto de diferentes instituciones que posibilitan el intercambio de agua. Una primera forma de clasificar estos mercados es diferenciarlos en función de su naturaleza informal o formal. Los primeros, los *mercados informales*, son aquellos que surgen entre los usuarios del recurso de manera espontánea, y que son ajenos a cualquier control o regulación por parte de organismo regulador alguno. Si por el contrario, la Administración Pública interviene en la regulación de los mismos, entonces se trata de *mercados formales* de agua. En España, sobre todo en las zonas de mayor escasez de recursos, tradicionalmente han existido intercambios informales de agua (Aguilera Klink, 2002; Calatrava y Gómez-Ramos, 2009; Garrido *et al.*, 2013). Sin embargo, no ha sido hasta la aprobación de la ley 46/1999, de Reforma de la Ley de Aguas, cuando estos mercados han sido introducidos en el ordenamiento jurídico español, regulándose formalmente su funcionamiento.

Como ya se ha comentado en los capítulos anteriores, la normativa española optó por regular los mercados formales de agua a través de dos figuras: 1) los denominados *contratos de cesión*, que se asimilan a lo que económicamente se conoce como mercados temporales o *spot* (los vendedores transfieren a los compradores determinadas cantidades de agua a través de la cesión temporal de sus derechos de uso), y 2) los *centros de intercambio*, como adaptación española de los conocidos bancos de agua (la Administración actúa como intermediaria necesaria en las operaciones de compra-venta, primero adquiriendo recursos a través de ofertas públicas de compra de agua, y posteriormente procediendo a su asignación entre los usuarios demandantes del recurso mediante ofertas de venta o a través de cesiones gratuitas).

Desde su aprobación en 1999, la actividad de estos mercados en España ha sido relativamente escasa. Los intercambios se han realizado mayoritariamente mediante la figura de los contratos de cesión y, en menor medida, mediante los centros de intercambio, realizándose la mayor parte de ellos en circunstancias de sequía y entre usuarios del sector agrario. Esta escasa operatividad del mercado ha hecho difícil valorar los efectos positivos (y negativos) de la implementación de este instrumento económico (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). De hecho, las supuestas bondades de los mercados de agua como medio para mejorar la eficiencia asignativa del recurso y su influencia sobre los diferentes agentes afectados (externalidades ambientales y sociales) solo se han podido analizar hasta la fecha en nuestro país mediante la realización de estimaciones de carácter normativo, a través de la modelización y simulación de situaciones hipotéticas de mercado (Garrido, 2000; Arriaza *et al.*, 2002; Calatrava y Garrido, 2005; Gómez-Limón y Martínez, 2006; Pujol *et al.*, 2006), trabajos en los que no se han tenido en cuenta toda la complejidad normativa, institucional, técnica y cultural que rodea y condiciona este tipo de intercambios.

Este trabajo, por el contrario, pretende llevar a cabo un análisis de las experiencias de los mercados de agua desarrollados en España desde su implantación hasta la fecha. Para ello se ha realizado una catalogación de las transacciones de las que se tiene conocimiento, con el fin de estudiar el papel desempeñado por los mercados de agua como instrumento para la reasignación de los recursos hídricos en nuestro país.

Con este propósito, el trabajo se organiza de la siguiente manera. Tras esta sección introductoria, los siguientes cuatro apartados están dedicados a la descripción detallada de las principales experiencias de mercado que han tenido lugar en España desde la aprobación de estos mercados. En virtud de estas experiencias, en el sexto apartado se presenta una visión general de los mercados de agua como instrumento reasignador del recurso entre los distintos sectores y usuarios en España. Para finalizar, en el séptimo apartado se exponen las principales conclusiones extraídas del trabajo.

2. La experiencia de los mercados de agua en España

A pesar de que los mercados de agua han estado regulados desde la aprobación de la Reforma de la Ley de Aguas de 1999, no fue hasta el año 2001 cuando se tiene constancia de la realización efectiva de operaciones. De hecho,

la mayoría de las transacciones de agua que han dado lugar a experiencias de mercado en España se han producido durante el periodo 2006-2008, durante el cual nuestro país tuvo que hacer frente a una severa sequía.

Dentro de estos intercambios formales, cabe distinguir aquellos celebrados sobre la base de contratos de cesión suscritos entre titulares de derechos de una misma cuenca de aquellos firmados por titulares de distintas cuencas, pues para los últimos resulta necesaria la autorización del uso de infraestructuras de conexión intercuenas por parte de la Dirección General del Agua (Ministerio de Agricultura). Por su parte, la constitución de los centros de intercambio, como señala la normativa vigente, ha tenido un carácter excepcional, pues únicamente se han puesto en marcha en situaciones especiales de sequía o de sobreexplotación grave de acuíferos, y solo en determinadas cuencas hidrográficas.

Un resumen de las principales experiencias de mercado que han tenido lugar en España desde que se aprobaron en 1999 se puede encontrar en los trabajos realizados por Yagüe (2008), Calatrava y Gómez-Ramos (2009), Garrido *et al.* (2013) y Palomo-Hierro *et al.* (2015). En este capítulo se trata de complementar estos trabajos haciendo una relación lo más exhaustiva posible de las operaciones realizadas en nuestro país, catalogación que ha sido posible a través de un pormenorizado trabajo de recogida de información secundaria (documentos informativos de diferentes agentes e instituciones) y primaria (entrevistas con usuarios que han participado en los intercambios). Debe aclararse, no obstante, que el catálogo así creado no puede considerarse necesariamente completo, en la medida que podrían existir contratos de cesión no descritos en este trabajo por la falta de accesibilidad a la documentación pública sobre los mismos. En cualquier caso, el proceso de catalogación realizado, aun pudiendo ser incompleto, ha permitido obtener la base de datos más amplia de la que se puede disponer en la literatura sobre los mercados de agua en España. Los autores confiamos que en un futuro se corrija la falta de transparencia informativa existente en relación con los mercados formales de agua, poniendo a disposición del público toda la información disponible sobre estas operaciones (agentes intervinientes, volúmenes transferidos y precios pagados). Sin duda, las nuevas exigencias registrales introducidas por el Real Decreto 670/2013 (obligación de anotación en el registro de aguas de todos los contratos de cesión de derechos) posibilitarán que estas carencias puedan ser resueltas pronto.

Con el objeto de facilitar el seguimiento de la lectura del capítulo, las operaciones de mercado catalogadas se han recogido de forma sintética en las Tablas 1 (contratos de cesión intracuenca), 2 (contratos de cesión intercuenca) y 3 (centros de intercambio). La explicación más detallada de las mismas será el objeto de los siguientes tres apartados.

Tabla 1. Experiencias de mercado en España. Los contratos de cesión intracuenca

Cuenca hidrográfica	Origen	Destino	Volumen	Año	Compesación económica	Uso
Tajo	CR del Canal de Henares	Mancomunidad de Aguas del Sorbe	Máximo 20 hm ³ /año (2002: 4 hm ³ ; 2005: 14 hm ³)	2002-2012	CF: 38.000 €/año CV: 0,01 - 0,03 €/m ³ + costes bombeo	R - U
Mediterránea Andaluza	CR de Pago de la Vega (y otras CCRR del Alto Almanzora)	Aguas de Almanzora SA	0,9 hm ³ /año	2007-2014	0,15 €/m ³	R - R
Segura	Cuenca Hidrográfica del Segura	Cuenca Hidrográfica del Segura	19,01 hm ³ en 54 contratos	2000-2008	Tarifa del trasvase para regadío como referencia (aprox. 0,17 €/m ³)	R - R
	CR de Hellín	Mancomunidad de los Canales del Taibilla	1,2 hm ³	2006	0,30 €/m ³	R - U
	CCRR de Sangonera y Campotéjar	CR de Pulpi	2 hm ³ /año	2011-2012	0,20 €/m ³ + costes de bombeo	R - R

CR = Comunidad de Regantes; CF = Cuota Fija; CV= Cuota Variable; R = Regadío; U = Urbano.

Fuente: elaboración propia a partir de las fuentes citadas en el documento.

Tabla 2. Experiencias de mercado en España. Los contratos de cesión intercuenas

Infraestructura del trasvase	Origen	Destino	Volumen	Año	Compensación económica	Uso
Negratín-Almanzora	Finca de Los Cerrados y La Maestranza	Aguas de Almanzora SA	1,08 hm ³	2006	–	R - R
	Aguas de Almanzora SA	Aguas de Almanzora SA	2006: 11,97 hm ³ 2007: 3,9 hm ³ 2008: 4 hm ³	2006-2008	Autocontrato Estimación: 0,18 €/m ³	R - R
	CR Genil-Cabra	Aguas de Almanzora SA	8 hm ³ /año	2007 y 2008	0,18 €/m ³	R - R
	CR Guadalmellato	Aguas de Almanzora SA	5 hm ³ /año	2007 y 2008	0,18 €/m ³	R - R
	CR Margen Izquierda del Bembézar	Aguas de Almanzora SA	4,31 hm ³	2007	0,18 €/m ³	R - R
	CR Margen Derecha del Bembézar	Aguas de Almanzora SA	12 hm ³	2007	0,18 €/m ³	R - R
Tajo-Segura	CR Canal de Estremera	SCRATS	94,5 hm ³ (31,05 hm ³ /año); 5,6 hm ³	2006-2009; 2014	0,19 €/m ³ - 0,22 €/m ³ ; n.d.	R - R
	CR Canal de las Aves	Mancomunidad de los Canales del Taibilla	2006: 1,18 hm ³ ; 2007: 8,50 hm ³ ; 2008: 36,90 hm ³	2006-2008	0,27 €/m ³	R - U
	Unidad Sindical de Usuarios del Júcar	Mancomunidad de los Canales del Taibilla	6-12 hm ³ /año	2001-2004	0,25 €/m ³	R/H - U
	CR de Illana-Leganiel	SCRATS	Máximo 10,2 hm ³ /año (Ninguna operación hasta la fecha)	2011-2021	Canon regulación × 10 años + 0,06 €/m ³	R - R
	CR de la Poveda	SCRATS	1,274 hm ³	2014	n.d.	R - R

CR = Comunidad de Regantes; CC = Contrato de Cesión; CF = Cuota Fija; CV= Cuota Variable; R = Regadío; H = Hidroeléctrico; U = Urbano.

Fuente: elaboración propia a partir de las fuentes citadas en el documento.

Tabla 3. Experiencias de mercado en España. Los centros de intercambio

Cuenca hidrográfica	Finalidad	Tipo de oferta	Cedentes	Adquirientes	Año hidrológico	Núm. OPAD	Volumenes adquiridos	Precios medios pagados
Júcar	Reducir temporalmente la utilización de agua de los usuarios de riego del acuífero de La Mancha Oriental (zona del Alto Júcar en Albacete), mejorando con ello la situación de emergencia producida por la sequía (deseccamiento del tramo medio del río).	Cesiones temporales de derechos de uso	Regantes	CH Júcar para aumentar caudales	2006/2007	1	27,30 hm ³	0,19 €/m ³
					2007/2008	3	50,60 hm ³	0,25 €/m ³
Guadiana	Reordenar los aprovechamientos y propiciar una recuperación rápida y eficaz del nivel piezométrico del acuífero de La Mancha Occidental y los de los ecosistemas asociados (Tablas de Daimiel, las Lagunas de Ruidera y los Ojos del Guadiana).	Adquisiciones permanentes de derechos	Regantes	CH Guadiana para aumentar caudales y CA de Castilla-La Mancha para nuevas concesiones	2006/2007	3	9,76 hm ³	0,18 €/m ³
					2008/2009	3	18,00 hm ³	0,18 €/m ³
Segura	Minimizar los efectos de la sequía, garantizando la demanda urbana y los flujos medioambientales en el río Mundo y Segura en la provincia de Albacete.	Cesiones temporales de derechos de uso	Regantes	CH Segura para aumentar caudales y usos urbanos	2007/2008	2	6,00 hm ³	0,17 €/m ³

Fuente: elaboración propia a partir de las fuentes citadas en el documento.

3. Los contratos de cesión intracuenca

Cabe comenzar el análisis de los contratos de cesión intracuenca por el suscrito entre la Comunidad de Regantes (CR) del Canal de Henares en Madrid (cedente o vendedor) y la Mancomunidad de Aguas del Sorbe (cesionario o comprador), ambos pertenecientes a la *Cuenca del Tajo*, dado que se trata del más importante en términos de volumen transferido. El contrato fue firmado el 30 de abril de 2002 a causa de la sequía, que dificultaba a la Mancomunidad de Aguas del Sorbe satisfacer el abastecimiento urbano de Guadalajara, Alcalá de Henares y otros municipios de la mancomunidad. El precio pagado por esta cesión constó de una parte fija de 38.000 €/año y otra variable de 0,04 €/m³ para los primeros 4 hm³, y de 0,02 €/m³ para el resto, hasta un máximo de 20 hm³ al año. Estos precios se fueron actualizando anualmente según el IPC. Así, la cuota fija ascendió el año 2011 a 57.687 euros (MAS, 2011). Además de esta compensación a los cesionarios, la Mancomunidad de Aguas del Sorbe tuvo que abonar a la Confederación Hidrográfica del Tajo los costes de bombeo necesarios para la cesión. La duración del contrato era por diez años, revisado mediante prórrogas por períodos de dos años. En todo caso cabe señalar que solo en 2002 y en 2005 se hicieron transferencias de agua efectivas, por volúmenes de 4 hm³ y 14 hm³, respectivamente (Estevan y La Calle, 2007).

Otro de los contratos de cesión que tuvo lugar fue el celebrado en febrero de 2007 entre la CR de Pago de la Vega de Serón en Almería (cedente) y Aguas de Almanzora SA (cesionario), ambas pertenecientes a las *Cuencas Mediterráneas Andaluzas*. En este caso, el precio de la operación fue de 0,15 €/m³, por un volumen total de 0,9 hm³. Este contrato se ha venido renovando anualmente hasta la fecha. Asimismo se tiene constancia de que Aguas de Almanzora SA ha actuado igualmente como cesionaria en contratos firmados con otras comunidades de regantes del Alto Almanzora (La Fuente de Cela, Fuente de la Hoya Alta y Fuente del Beneficiado de la Vega), pero para estos no se dispone de datos sobre los volúmenes cedidos o los precios pactados.

Además de los contratos ya citados, otras 54 cesiones de derechos fueron autorizadas en la *Cuenca del Segura* entre los años 2000 y 2008, suponiendo un volumen total de agua transferida de 19,01 hm³. Para el establecimiento de la compensación económica de estas cesiones, se tomó como referencia la tarifa que se aplicaba a los regadíos dependientes del trasvase Tajo-Segura (SCRATS, 2009). En relación con estas operaciones conviene comentar que

muchas de ellas trataron de ser paralizadas por el Gobierno de Castilla-La Mancha, quien recurrió la decisión de la Confederación Hidrográfica del Segura de autorizar tales contratos, alegando que estos suponían un perjuicio para los intereses de la Comunidad Autónoma en materia de agua. Uno de ellos fue el firmado en mayo de 2006 entre tres comunidades de regantes de Hellín (Albacete) con la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, en Murcia, con el fin de asegurar el abastecimiento urbano en las provincias de Murcia, Alicante, Albacete y Almería. Para llevar a cabo esta cesión los regantes de Hellín dejaron de cultivar las 300 hectáreas de arroz de las que eran titulares. Finalmente, y a pesar de la oposición del Gobierno de Castilla-La Mancha, se hizo posible la celebración del contrato, y la Mancomunidad de los Canales del Taibilla abonó 1.200 €/ha de arrozal que dejó de regarse, obteniendo 1,2 hm³ de agua. Así, el precio del agua adquirida ascendió a 0,30 €/m³.

Hasta el momento, el último de los contratos realizado por usuarios de una misma cuenca hidrográfica del que se tiene constancia es el firmado en mayo de 2011 entre usuarios de la Cuenca del Segura, concretamente entre las comunidades de regantes de Sangonera y Campotéjar (cedentes) en Murcia, con la CR de Pulpí (cesionaria) en Almería. La cesión pactada fue de 2 hm³, llevada a cabo ante la necesidad de resolver un grave problema de suministro en la zona más alta de la comunidad de regantes de destino durante los meses de verano. El precio pagado por la misma fue de 0,20 €/m³, cantidad a la que han de sumarse los correspondientes costes de bombeo. Este contrato fue renovado para el 2012.

4. Los contratos de cesión intercuenca

El Real Decreto-ley 15/2005 y las sucesivas prórrogas del mismo hasta el año 2010 autorizaron la utilización de las infraestructuras de conexión intercuenca del trasvase entre el embalse del Negratín (alto Guadalquivir) y el de Cuevas de Almanzora (la parte más oriental de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, en Almería), así como del acueducto Tajo-Segura, para llevar a cabo contratos de cesión temporal de derechos entre concesionarios pertenecientes a las diferentes cuencas interconectadas. Con ello se dio luz verde a la celebración de contratos de cesión intercuenca.

Así, en diciembre de 2006 se autorizó la transferencia de 1,08 hm³ de agua a través del *trasvase Negratín-Almanzora*, de las fincas de Los Cerrados y La Maestranza, situadas en el bajo Guadalquivir, a Aguas de Almanzora SA,

sociedad constituida por la Junta Central de Usuarios del Valle de Almanzora para explotar los recursos hídricos del trasvase para el riego de las 17 comunidades de regantes del norte de Almería que la integran. La celebración de estos contratos constituyó el primer paso para la realización de posteriores auto-contratos suscritos por esta misma sociedad. Para ello, Aguas de Almanzora SA realizó una compra masiva de tierras de arrozales en la provincia de Sevilla, por un total de 1.400 hectáreas, con el fin de adjudicarse los derechos de aguas vinculados a las mismas. Una vez adquiridas las tierras, se suscribieron sucesivos contratos de cesión durante los años 2006, 2007 y 2008 por un volumen de 11,97 hm³, 3,9 hm³ y 4 hm³ respectivamente, en los que Aguas de Almanzora SA actuó como vendedora (cediendo el agua para el riego del arroz en el Bajo Guadalquivir) y como compradora (adquiriendo agua para el riego de cítricos y hortícolas en el norte de Almería). En cualquier caso, la aprobación de tales contratos estuvo sujeta a la aplicación de un coeficiente de reducción técnico del 50 % a la hora de establecer el volumen intercambiable. Dicho porcentaje de reducción o «peaje» se estableció conforme a la normativa vigente, que establece que el volumen intercambiable debe ajustarse al realmente consumido durante los últimos años (consideración de la eficiencia del riego), y que los cambios de uso del agua que conlleva la transferencia de recursos tengan en cuenta sus efectos ambientales (cambios cualitativos del agua y variaciones de flujo en el cauce de los ríos). Por ambos motivos, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir decidió que solo el 50 % del volumen concesional fuese objeto de intercambio. Además, debe comentarse que en los años 2006 y 2007, a causa de la sequía, tuvo lugar una reducción de las dotaciones a los arrozales del Bajo Guadalquivir, al igual que el resto de zonas regables de la cuenca. Como consecuencia, los volúmenes de agua intercambiables durante estos dos años se vieron reducidos, pudiendo transferir de manera efectiva tan solo el 25 % de la concesión. Estos auto-contratos de cesión de derechos, lógicamente, no informaban de precio alguno. A pesar de ello, teniendo en cuenta que Aguas de Almanzora SA pagó un precio medio de 24.000 €/ha de arrozal, se puede estimar que el precio pagado por estas transferencias equivalió a 0,18 €/m³ (Berbel y Mesa, 2011).

Aguas de Almanzora SA también actuó como compradora en los diversos contratos de cesión realizados con: a) la CR Genil-Cabra, por unos volúmenes de 8 hm³ anuales en 2007 y 2008; b) la CR del Guadalmellato durante estos dos mismos años por un volumen de 5 hm³ anuales, y c) las comunidades de regantes del Canal de la Margen Izquierda y del Canal de la Margen Derecha

del Bembézar, que cedieron parte de sus derechos de uso durante el año 2007 por un total de por 4,31 hm³ y 12 hm³, respectivamente. En todos estos casos el precio fue de 0,18 €/m³. Debe comentarse, no obstante, que las operaciones antes relacionadas entre estas comunidades de regantes del Valle Medio del Guadalquivir y Aguas de Almanzora SA han coincidido con los procesos de modernización de las primeras. Así, estas comunidades optaron por vender el agua que no podían emplear durante las campañas en que sus infraestructuras de riego estaban inoperativas por la renovación que estaban realizando, obteniendo de esta manera una fuente de financiación adicional para cubrir las inversiones en curso. Cabe suponer, no obstante, que estas operaciones no se volverán a repetir una vez terminados dichos procesos de modernización, en la medida que el uso del agua en las comunidades modernizadas ha incrementado considerablemente el valor de su productividad marginal (Rodríguez-Díaz *et al.*, 2012), haciendo antieconómica la venta de sus recursos a los precios pagados hasta la fecha.

Seguidamente se pasa a comentar las experiencias de mercado que han tenido lugar bajo la utilización de las infraestructuras del *trasvase Tajo-Segura*. Los contratos realizados a través de esta conexión intercuenca han supuesto el mayor volumen de cesiones de derechos de agua en España hasta la fecha. La primera de las experiencias de mercado que tuvo lugar entre distintas cuencas fue la del contrato llevado a cabo en febrero de 2006 por la CR del Canal de Estremera (comunidad de regantes del Alto Tajo, situada entre las comunidades de Madrid y Castilla-La Mancha), que actuó como vendedora, y el Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura (SCRATS), con ámbito territorial en las provincias de Murcia, Alicante y Almería, que actuó como comprador. Se intercambiaron un total de 94,5 hm³, a razón de 31,05 hm³ anuales durante los años 2006, 2007 y 2008, de los que finalmente se pudieron repartir en destino 28 hm³ cada año, una vez descontadas las pérdidas en el transporte y distribución. Estos volúmenes contribuyeron a paliar la situación de escasez existente en el sureste español durante este período de sequía. La contraprestación económica percibida por los regantes del Estremera estuvo destinada a ayudar a la modernización de sus regadíos. Esta varió de los 0,19 €/m³ fijados para el primer año, hasta los 0,22 €/m³ en el último año. El volumen de agua intercambiado en esta cesión supuso un 30 % de los recursos hídricos movilizados en el año hidrológico 2007/2008 a través del acueducto Tajo-Segura (SCRATS, 2009).

Hasta el año 2008 la renovación del contrato fue favorecida por la prórroga del Real Decreto-ley 15/2005, que autorizaba el uso de las infraestructuras sin que a los volúmenes transferidos se le cargase la correspondiente tasa de uso de la infraestructura del trasvase Tajo-Segura. Sin embargo, el contrato firmado en junio de 2009 introdujo algunos cambios, aunque el volumen intercambiado siguió siendo el mismo. En esta ocasión, debido a la falta de certidumbre sobre las condiciones de exención de la tarifa, se llegó a un acuerdo consistente en el establecimiento de un primer pago a razón de 0,10 €/m³, al que seguiría un segundo pago condicionado a la aprobación de tal exención. Si esta no se aprobaba, no habría lugar al segundo abono, mientras que en caso contrario se realizaría un segundo pago por el agua que completaría el primero hasta el límite máximo de 0,19 €/m³. Finalmente el Real Decreto-ley 14/2009 volvió a conceder la exención de la tarifa de conducción de las aguas por la infraestructura del trasvase, cuyo valor aproximado para dicho año fue de 0,17 €/m³. Por este motivo el precio final pagado por los regantes del SCRATS fue de 0,18 €/m³. Desde entonces (año 2009), entre la CR de Estremera y el SCRATS solo ha tenido lugar otro contrato de cesión por una cantidad de 5,004 hm³ en 2014 (SCRATS, 2015). Este mismo año 2014 también se transfirieron 1,274 hm³ mediante un contrato de cesión con la CR de la Poveda, también situada en el Alto Tajo. La cuantía económica de la cesión no está disponible en ninguno de estos dos últimos casos.

Otro de los contratos que ha tenido lugar a través del uso de las infraestructuras del trasvase Tajo-Segura ha sido el realizado entre el Canal de las Aves (comunidad de regantes de Aranjuez, Madrid) como cedente, y la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (abastecimiento de municipios de Murcia y Alicante) como cesionaria. Este intercambio fue llevado a cabo mediante la firma de tres contratos, suscritos en 2006, 2007 y 2008, que posibilitaban la cesión de hasta 40 hm³/año. En cualquier caso, las cantidades realmente transferidas fueron 1,18 hm³ en 2006, 8,5 hm³ en 2007, y 36,9 hm³ en 2008. Estos contratos de cesión, no obstante, fueron algo peculiares, en el sentido de que consistieron en dejar almacenados los volúmenes cedidos en los embalses de cabecera del Tajo (Entrepeñas y Buendía), al objeto de garantizar el embalse mínimo necesario para posibilitar el trasvase Tajo-Segura. El precio medio de estos contratos fue de 0,27 €/m³, suponiendo un total de 8,5 millones de euros al año.

También utilizando el trasvase Tajo-Segura tuvo lugar otra transferencia de agua desde usos agrarios hacia usos urbanos. Aunque dicho intercambio no pueda ser considerado un contrato de cesión a todos los efectos, la finalidad y el procedimiento fueron similares. Esta operación consistió en la detracción de recursos asignados a la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar (USUJ), formada por los usuarios agrarios del Bajo Júcar y por Iberdrola como usuario hidroeléctrico, para posteriormente ser aportadas a la Mancomunidad de los Canales del Taibilla, encargada del abastecimiento de 3,5 millones de personas residentes en 80 municipios en las cuencas del Segura y del Júcar, entre las que destacan Murcia, Alicante y Cartagena. Estas aportaciones se realizaron entre 2001 y 2004, con un volumen que osciló entre los 6 hm³ y los 12 hm³ anuales. En este caso no se fijó un precio, pero la Mancomunidad de Canales del Taibilla tuvo que asumir los siguientes costes: a) el canon de regulación y tarifa de utilización de los cedentes, b) los costes de bombeo del agua subterránea necesaria para sustituir los caudales superficiales transferidos por el USUJ, c) la indemnización a los usuarios hidroeléctricos por la detracción de caudales, y d) las tarifas de utilización de las infraestructuras de conexión intercuenca. En total, el coste estimado para el comprador fue de 0,25 €/m³ (Estevan y La Calle, 2007).

Para finalizar con las cesiones de derechos entre distintas cuencas, merece la pena mencionar el «Acuerdo Marco para la cesión futura de derechos al uso de aguas de la Cuenca del Tajo», firmado por la CR de Illana-Leganiel, perteneciente a las provincias de Guadalajara y Cuenca, como cedente, y por el SCRATS como cesionario. Este acuerdo, firmado en mayo de 2011, consistió en el compromiso de la mencionada comunidad de regantes, que se encontraba en un costoso proceso de primera transformación, a ceder parte o la totalidad del volumen concesional que le fue concedido en 2009 (10,2 hm³/año procedentes de los embalses de Entrepeñas y Buendía en cabecera del Tajo) al SCRATS, siempre que este lo requiriera. La compensación económica fue fijada en 0,06 €/m³, equivalente al coste estimado de la pérdida de actividad económica para la comunidad cedente. Además, el SCRATS asumiría el pago del canon de regulación correspondiente a esta comunidad durante los diez años de vigencia del acuerdo, llevándose a cuenta de la primera transferencia efectiva de agua la mitad de estos pagos anuales (SCRATS, 2012).

El especial interés de este contrato reside en la similitud que presentan las condiciones que lo definen con los denominados contratos de opción. Los contratos de opción son una modalidad de mercado no recogida explícita-

mente por la Ley de Aguas, aunque tampoco prohibida en su articulado. Se trata de una posible configuración del mercado que dota de una mayor flexibilidad al intercambio, ya que en este tipo de contratos las partes contratantes adquieren el derecho (opción), pero no la obligación, de venta o adquisición del agua a un precio prefijado para una fecha determinada. Para hacer esto posible, y con el fin de compensar la incertidumbre inherente a la posibilidad de ejecución final del contrato, el comprador de la opción debe pagar una prima al vendedor de la misma al principio del acuerdo, cantidad que constituye un ingreso del vendedor con independencia de si finalmente se lleva a cabo o no la transferencia efectiva del recurso. A esta cantidad habrá que sumar el pago del precio prefijado por transferencia, en caso de que esta se realice finalmente (Garrido y Gómez-Ramos, 2009). De acuerdo a la información comentada en el párrafo anterior, el pago anual del canon de regulación de la CR de Illana-Leganiel por parte del SCRATS podría ser considerada como el pago de una prima asociada a la adquisición de la opción de comprar el agua en el momento que el SCRATS lo necesite al precio ya convenido de 0,06 €/m³. Así pues, cabe señalar que este acuerdo representa la primera experiencia de contrato de opción de agua en España.

No obstante debe comentarse que cuando en 2014 el SCRATS ha necesitado ejercer su derecho de compra según lo establecido en el acuerdo, el correspondiente contrato de cesión entre el SCRATS y CR de Illana-Leganiel no ha sido aprobado por la Administración, por considerar que la comunidad de regantes cedente no ha hecho uso efectivo del volumen de agua objeto de la cesión en los últimos cinco años como exige la normativa vigente. La no aprobación de esta cesión ha sido recurrida ante los tribunales por el SCRATS, y aun se está a la espera de que el tema se resuelva judicialmente (SCRATS, 2015).

5. Los centros de intercambio

Llegados a este punto, y una vez descritos los intercambios formales entre particulares que han tenido lugar en España hasta la fecha, en esta sección se relatan aquellos intercambios en los que la Administración ha participado como intermediaria, es decir, las operaciones llevadas a cabo a través de los centros de intercambio.

En primer lugar debe aclararse que la activación de los centros de intercambio requiere de la existencia de una «situación de excepcionalidad hídrica», que faculte al Gobierno de la nación a autorizar temporalmente este

tipo de mercado de agua mediante la aprobación del correspondiente real decreto-ley. Desde la introducción de los mercados de agua en España, dicha situación de excepcionalidad se ha producido únicamente durante el periodo de sequía 2005-2008. Efectivamente, la constitución de centros de intercambios se formalizó a raíz de la aprobación del Real Decreto-ley 15/2005, de medidas excepcionales y urgentes para paliar los efectos de la sequía en determinadas cuencas (Segura, Júcar, Guadiana y Guadalquivir). Esta situación de excepcionalidad se fue prorrogando a través de sucesivos reales decreto-ley hasta noviembre 2008, cuando se consideró terminado el episodio de sequía.

Según la normativa vigente en 2005 cuando se autorizó la constitución de los centros de intercambio, estos bancos de agua solo podían operar comprando y vendiendo cesiones temporales de derechos de uso, sin que en ningún caso se les permitiese retener o reservar derecho alguno. Fue solo tras la aprobación del Real Decreto-ley 9/2006 cuando los centros de intercambio ganaron en operatividad, pues gracias a esta reforma legislativa se autorizó a los Organismos de cuenca a realizar ofertas públicas de adquisición de derechos (OPAD) tanto de carácter temporal como permanente. En el caso de que se tratase de cesiones temporales de uso, los volúmenes adquiridos pueden bien cederse a otros usuarios a un precio fijado, bien retenerse al objeto de conseguir el buen estado de las masas de agua (p. ej., mantenimiento de caudales en los ríos durante épocas de sequía). En el caso de que se trate de adquisiciones permanentes de derechos, la finalidad de las mismas deberá ser la constitución de reservas de carácter ambiental (p. ej., reducción de los derechos de extracción en acuíferos sobreexplotados), o bien su cesión a las comunidades autónomas, para que estas puedan posteriormente asignarlas siguiendo criterios de interés general entre nuevos usuarios. Aunque durante la implementación de los centros de intercambios se ha hecho uso de todas las posibilidades legales arribas comentadas, como se analiza a continuación, no cabe duda de que la principal finalidad de este mecanismo de mercado en España ha sido hasta la fecha la mejora ambiental de masas de aguas, reteniendo para ello tanto cesiones temporales de derechos (actuaciones de tipo coyuntural), como derechos permanentes (actuaciones de tipo estructural).

Las OPAD realizadas por el *Centro de Intercambio del Júcar* tuvieron lugar durante los años hidrológicos 2006/07 y 2007/08. La finalidad de las mismas era la de reducir temporalmente la utilización de agua del acuífero de La Mancha Oriental (zona del Alto Júcar en Albacete) por parte de los usuarios agrarios mediante el rescate temporal de derechos. En total se pretendía disminuir

las extracciones en 100 hm³. Con ello se quería mejorar la situación hídrica del tramo medio del río durante esos años de escasez, evitando su desecación. Se trató pues de una actuación coyuntural al objeto de gestionar la situación de emergencia producida por la sequía (Ferrer y Martín, 2011).

La primera OPAD se acordó en diciembre de 2006, con un presupuesto máximo total disponible de 12 millones de euros. A los regantes se les daba la opción de ceder sus derechos por un año a cambio de una compensación que variaba en función de la distancia de su explotación a los humedales o a las llanuras de inundación que se trataban de recuperar. Se presentaron 119 solicitudes, la mayoría de ellas correspondientes a aguas subterráneas, de las cuales 110 fueron aceptadas finalmente, suponiendo una adquisición de 27,3 hm³ por valor de 5,3 millones de euros, lo que supuso un precio medio de 0,19 €/m³ (Yagüe, 2008). Durante el año hidrológico 2007/2008 tuvieron lugar tres nuevas OPAD con el mismo objetivo de reducir las extracciones en el acuífero de La Mancha Oriental en las zonas más cercanas al río Júcar y así conseguir su mejora ambiental gracias al incremento de los aportes provenientes del acuífero (Garijo, 2011). La primera de las ofertas se acordó en diciembre de 2007, con un presupuesto de 12 millones de euros. Mediante esta oferta se adquirieron los derechos correspondientes a 36,77 hm³. A finales de febrero de 2008 y con el fin de garantizar las condiciones medioambientales del río Júcar durante el periodo estival, fue acordada la segunda de las OPAD con un presupuesto de 5 millones de euros, el cual tuvo un escaso seguimiento, posibilitando una reducción de las extracciones de apenas 1 hm³. Por este motivo, tan solo un mes después, en marzo de 2008, se aprobó otra oferta con un presupuesto total de 5,5 millones de euros. En este caso los resultados obtenidos fueron mejores, suponiendo una reducción adicional de las extracciones de 21,52 hm³ (MAGRAMA, 2008). En resumen, durante el año 2007/2008 a través de este centro de intercambio se pudieron retener derechos equivalentes a 50,6 hm³, por un importante total de 12,7 millones de euros, lo que supone un precio medio de 0,25 €/m³.

En el caso del Guadiana debe señalarse que el centro de intercambio se aprobó como respuesta institucional al problema de sobreexplotación que ha venido sufriendo el acuífero de la Cuenca Alta del Guadiana (acuífero 23 o de La Mancha Occidental) desde los años setenta. Esta sobreexplotación está reconocida oficialmente desde 1994, año en que comenzó a aplicarse un plan de reordenación de recursos con el objetivo de reducir las extracciones hasta niveles sostenibles, y así permitir la recuperación del nivel piezométrico del

acuífero y de los ecosistemas acuáticos asociados a este, en especial el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, las Lagunas de Ruidera y los Ojos del Guadiana. Sin embargo, el poco éxito de este primer intento de revertir la situación de sobreexplotación hizo necesaria el diseño e implementación de un plan de actuación más ambicioso. Así se aprobó en 2008 el *Plan Especial del Alto Guadiana* (PEAG), que incluía la constitución de un centro de intercambio de derechos permanentes de agua como una de sus principales medidas estructurales para solucionar el problema. El objetivo del mismo era reducir paulatinamente las extracciones desde los 280 hm³ extraídos anuales en ese momento (80 hm³ haciendo uso de pozos sin concesiones), hasta 150 hm³/año en 2027. Los volúmenes rescatados se destinarían en un 70 % a la recuperación de los niveles freáticos del acuífero y un 30 % a fines «sociales»; es decir, a legalizar pozos realizados para riego de viña y otros cultivos prioritarios. Esta cesión a ilegales se realizó mediante dos ofertas públicas que lanzó la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

En cualquier caso, tres OPAD fueron llevadas a cabo con anterioridad a la aprobación formal del PEAG, durante los años 2006 y 2007. Conforme a lo aprobado en el Real Decreto-ley 9/2006, las cesiones de derechos realizadas al centro de intercambio tendrían carácter definitivo y serían por la totalidad del volumen que figurase en el título concesional. La compensación económica varió entre un importe mínimo de 3.000 €/ha hasta un máximo de 6.000 €/ha y 10.000 €/ha, según se tratase de superficies asociadas a cultivos leñosos o herbáceos, respectivamente. A la hora de valorar las ofertas, tuvieron preferencia aquellas cuya situación era más cercana a los límites del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, así como las de menor importe por hectárea de regadío. Las ofertas se llevaron a cabo en noviembre de 2006, abril de 2007 y septiembre de 2007, con unos presupuestos máximos de 0,6; 10 y 30 millones de euros, respectivamente. Mediante estas tres ofertas fueron adquiridos 9,76 hm³ de derechos, correspondientes a 2.399 hectáreas, por un valor de 22,28 millones de euros. Así el precio medio del derecho permanente adquirido resultó de 2,28 €/m³. No obstante, debe tenerse en cuenta que, al tratarse de un acuífero sobreexplotado, el Plan de Ordenación de Extracciones limita las concesiones extracciones a un 50 % de los derechos de uso reconocidos. Por este motivo, el precio medio de derechos realmente retenidos (reducción de las extracciones) fue de 4,57 €/m³. Considerando un periodo de 50 años y una tasa de descuento del 3 %, el precio medio del agua rescatada resultó ser de 0,18 €/m³ (Ferrer y Martín, 2011).

Otras tres OPAD tuvieron lugar tras la aprobación del PEAG, en septiembre de 2008, marzo de 2009 y septiembre de 2009. A estas ofertas se les dotó de un presupuesto de 12, 20 y 12 millones de euros, respectivamente. Mediante estas ofertas se adquirieron 18 hm³ de derechos inscritos correspondientes a 4.400 hectáreas aproximadamente, por un valor de 42,33 millones de euros. El precio medio del agua realmente rescatada resultó ser igualmente de 0,18 €/m³.

En total, mediante las seis ofertas, se recuperaron 27,84 hm³ de derechos de uso de agua, que han permitido minorar las extracciones reales en tan solo 13,6 hm³. Precisamente ha sido este volumen de derechos el que ha sido cedido a la Comunidad de Castilla-La Mancha para su asignación entre regantes de viña y otros cultivos sociales hasta entonces sin concesión. Estaba previsto la continuidad del Plan y de sucesivas OPAD hasta alcanzar los ambiciosos objetivos propuestos. No obstante, la crisis económica y las necesidades de control presupuestarios han impedido que se aprobasen nuevas ofertas.

Asimismo, cabe hacerse eco del estudio realizado por WWF-España (WWF-España, 2012), donde se evidencia que las adquisiciones realizadas por el centro de intercambio del Guadiana apenas han supuesto una reducción efectiva de las extracciones, que estiman en tan solo 2 hm³. Esto es debido a que aproximadamente el 83 % de las explotaciones cuyos derechos fueron comprados no extraían agua del acuífero en los años previos a la venta, tratándose por tanto de una adquisición de «derechos de papel». Cabe señalar igualmente la existencia de otras deficiencias en la gestión de estas OPAD, como el insuficiente control de las extracciones posterior a las mismas, lo que ha permitido que numerosos regantes que cedieron sus derechos de manera definitiva, hayan continuado regando de manera ilegal.

Para finalizar con la relación de las OPAD se hace referencia a las realizadas por el *Centro de Intercambio del Segura*. A través de este centro tuvieron lugar dos OPAD durante los años 2007 y 2008, dirigidas a los arroceros de la parte alta de la cuenca que estuviesen dispuestos a ceder temporalmente sus derechos de agua, al objeto de minimizar los efectos de la sequía que tuvo lugar durante dichos años. Concretamente, mediante estas ofertas se pretendía la adquisición temporal de derechos de usos para garantizar la demanda urbana y la consecución de los flujos medioambientales en el río Mundo y Segura en la provincia de Albacete. El presupuesto de la OPAD de 2007 fue de 700.000 euros, con un precio máximo de adquisición de 0,18 €/m³. Finalmente, esta oferta posibilitó la adquisición de 2,93 hm³, procedentes de

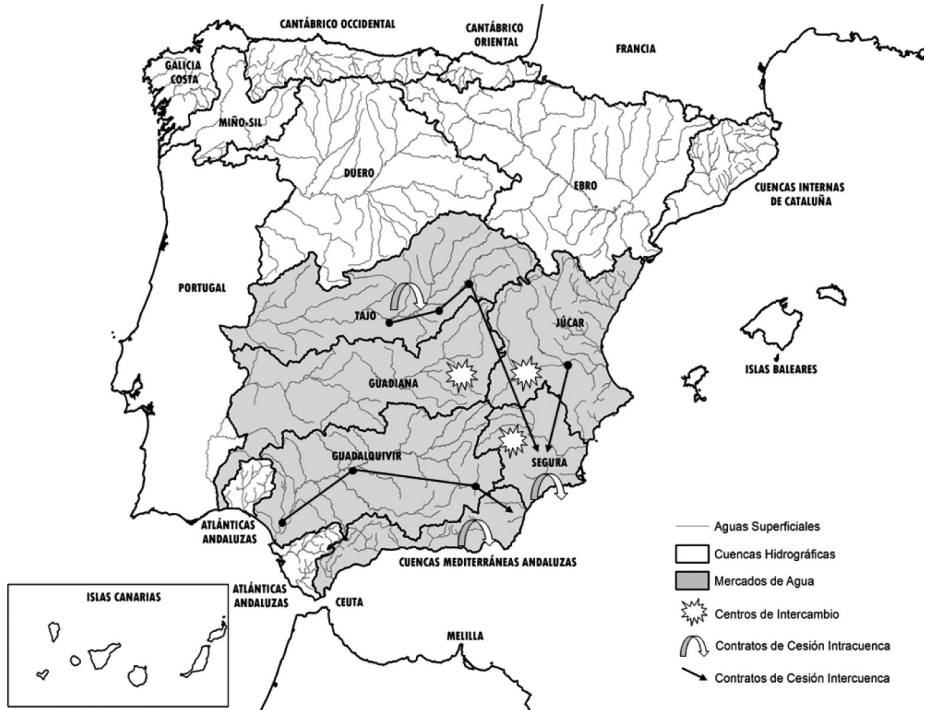
971 hectáreas de arrozal, a un precio medio de 0,17 €/m³, correspondientes a la firma de 41 contratos. La oferta de 2008 tuvo características y resultados similares. Aunque el abastecimiento era el uso principal para el que irían destinados los derechos adquiridos, en la práctica la totalidad del volumen adquirido fue destinado a fines medioambientales (Garrido *et al.*, 2013).

6. Los mercados de agua como institución reasignadora de recursos en España

Con el fin de complementar e ilustrar la revisión de las experiencias anteriormente descritas, en la Figura 1 se muestra una visión general acerca de la localización geográfica de los principales intercambios de agua realizados en el territorio español. En la misma se puede observar que el principal destino del agua intercambiada mediante los contratos de cesión ha sido el de las cuencas hidrográficas del sureste peninsular (Segura y Mediterráneas Andaluzas), hecho que concuerda con la situación de escasez permanente de recursos hídricos y la elevada demanda de los usuarios urbanos y agrarios que estas presentan. La mayor parte de estos recursos han procedido de otras cuencas interconectadas con las cuencas anteriormente mencionadas por infraestructuras de trasvases, como son el Tajo, el Guadalquivir y el Júcar.

Cabe señalar que los mercados de agua solo han estado realmente activos durante períodos de sequía, como el ocurrido entre los años 2006-2008. De hecho, en años húmedos, donde las disponibilidades del recurso han sido ‘normales’, como en los años 2010 o 2011, el número de operaciones se ha reducido al mínimo. Esta circunstancia evidencia la utilidad de este instrumento económico como herramienta para la reasignación de agua en períodos de escasez, destinando los recursos a los usos de mayor valor económico y social. Con el objeto de obtener una visión general acerca del funcionamiento del mercado del agua en nuestro país, en la Tabla 4 se recogen las estimaciones correspondientes al volumen de agua intercambiado en cada una de las cuencas hidrográficas en las que han tenido lugar los intercambios, tanto en términos absolutos (hm³) como en términos relativos (%) sobre el volumen consumido. Para ello se ha tomado como referencia el año 2007, pues este es el año en el que se han registrado mayor número de intercambios, coincidiendo con el punto más álgido del último período de sequía que ha afrontado España.

Figura 1. Localización geográfica de los mercados de agua en España



Fuente: elaboración propia.

De acuerdo a la información contenida en la Tabla 4, la Cuenca Hidrográfica del Tajo ha sido la que mayor volumen de agua ha cedido a través de contratos de cesión, tanto en términos absolutos como relativos, ya que el agua cedida por esta cuenca en el año 2007 ascendió a 68,40 hm³, cifra que supone el 2,42 % del agua total consumida en esta cuenca en dicho año. Otra cuenca exportadora de recursos por la celebración de contratos de cesión en el año 2007 fue el Guadalquivir, si bien el volumen transferido en términos relativos fue inferior, sin llegar a superar el 1 % de su consumo durante dicho ejercicio. De los datos de esta tabla se observa igualmente cómo las cuencas hidrográficas del Segura y Mediterráneas Andaluzas son las principales importadoras. La cuenca hidrográfica del Segura ha llegado a adquirir en 2007 mediante los mercados de agua un 4 % de las demandas consuntivas. Un caso similar es el de las Cuenclas Mediterráneas Andaluzas, demarcación que llegó a importar hasta un 2,5 % de su consumo anual de 2007 a través de los

mercados de agua. Estos datos evidencian la gran relevancia de los contratos de cesión intercuenca, que cuantitativamente han sido mucho más importantes que los contratos intracuenca, que apenas han operado en las cuencas del Segura y Mediterráneas Andaluzas.

Tabla 4. Volumen de agua consumida y transferida a través del mercado según cuenca hidrográfica (2007)

Cuenca hidrográfica	Total consumo (hm ³)	Cesiones intracuenca (hm ³)	Cesiones intercuenca (hm ³) [*]	OPAD (hm ³)	Total mercado (hm ³)	Total mercado/ total consumo (%)
Guadalquivir	3.790,47		(-) 33,21		33,21	0,88
Guadiana	2.261,92			9,52	9,52	0,42
Júcar	3.138,55		(-) 06,10	27,30	33,40	1,06
Segura	1.820,83	0,71	(+) 74,50	3,00	78,21	4,30
M. Andaluzas	1.337,78	0,90	(+) 33,21		34,11	2,55
Tajo	2.830,00		(-) 68,40		68,40	2,42
Resto	16.444,06					0,00
Total España	31.623,61	1,61	107,71	39,82	150,83	0,48

** Los signos positivos indican que la cuenca es importadora de agua por el funcionamiento de los mercados, mientras que los signos negativos indican que esta es exportadora por este mismo motivo.*

Fuente: elaboración propia.

Además de los contratos de cesión, debe destacarse igualmente la importancia de los centros de intercambio, especialmente en la Cuenca del Júcar, donde gracias a este tipo de transferencias en el año 2007 se movilaron casi el 1 % de los recursos consumidos en la misma. En las cuencas del Guadiana y del Segura esta alternativa de mercado también fue utilizada en dicho año, pero con una relevancia muy inferior, movilizandoo menos del 0,5 % de los recursos consumidos en las mismas.

Como conclusión, de los datos anteriores se evidencia que si bien a nivel nacional la relevancia volumétrica de las transferencias de agua es limitada incluso en un año seco (0,48 % del volumen consumido), a nivel territorial los mercados de agua han resultado relevantes, movilizandoo una cantidad de

recursos bastante elevada, como ha ocurrido en la Cuenca del Segura, con volúmenes transferidos superiores al 4 % del total consumido en un año de sequía. Igualmente cabe destacar el caso de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, cuya importancia a nivel local ha sido incluso más relevante; si se considera únicamente la unidad hidrológica del Subsistema Cuevas del Almanzora, cabe resaltar que aproximadamente un tercio del agua consumida durante el año 2007 en esta unidad hidrológica se obtuvo a través del mercado.

7. Conclusiones

La primera conclusión que se deriva de este capítulo es la falta de transparencia informativa en relación con los mercados formales de agua en España, circunstancia que ha motivado que todos los análisis realizados hasta ahora hayan sido necesariamente parciales, pues no se dispone de un catálogo completo de operaciones, con la correspondiente información en cuanto a agentes intervinientes, volúmenes transferidos y precios pagados. Los autores consideramos que esta carencia debería ser subsanada de manera urgente por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Administración competente en la materia y que registra la práctica totalidad de operaciones celebradas. Esta demanda resulta claramente pertinente, sobre todo si se tiene en cuenta que el agua es patrimonio público, y su gestión debe ser transparente para el conjunto de la sociedad española. Solo con una política informativa transparente se podrán abordar análisis integrales de la experiencia de los mercados de agua en España, que cuantifiquen de manera precisa los impactos económicos, sociales y ambientales de los mismos, y con ello establecer de forma fehaciente la contribución de este instrumento económico al bienestar social.

Aun teniendo en cuenta el carácter parcial de la información disponible, cabe afirmar que la práctica totalidad de los intercambios realizados a través de los mercados de agua en España han tenido lugar durante el período de sequía 2006-2008, durante el cual estos han permitido la reasignación de una fracción significativa (aunque pequeña) de los escasos recursos hídricos disponibles. Estos intercambios se han producido desde usos de baja productividad, como son los usos de regadío del interior peninsular o del Bajo Guadalquivir (cultivo de arroz), a usos urbanos o agrarios de elevado valor añadido en el sureste peninsular. Este marcado carácter coyuntural de la actividad de los mercados de agua, activo únicamente en períodos de escasez, parece dar la razón al legislador español, quien a la hora de regular este instrumento económico

optó únicamente por legalizar los mercados temporales (contratos de cesión y centros de intercambio), al objeto de resolver de manera descentralizada problemas de asignación de recursos durante episodios de sequía, dejando que la asignación permanente de derechos se siga realizando de manera centralizada a través del régimen concesional. Igualmente se ha podido evidenciar que los mercados más activos y con mayor potencial son los intercuenas. Así, se pone de manifiesto que solo en los casos donde los usuarios intervinientes presentan un gran diferencial en cuanto a la productividad marginal del agua, se pueden superar los elevados costes de transacción (institucionales, técnicos y culturales) que conllevan estas operaciones, posibilitando cerrar operaciones que generen incrementos netos de eficiencia económica.

El análisis de la experiencia española también ha evidenciado la falta de competencia de los mercados de agua, especialmente desde el lado de la oferta, que permite considerar a estos como de carácter oligopolista. La fijación de precios, muy por encima del lucro cesante de los vendedores (Garrido *et al.*, 2013), y el reducido número de usuarios que licitaron en las OPAD realizadas en los centros de intercambio (Ferrer y Martín, 2011) son buena muestra de ello. Las causas de esta estructura de mercado requieren de futuros análisis específicos, al objeto de poder corregir las posibles barreras de mercado y conseguir que estos mercados sean realmente competitivos, como condición *sine qua non* para que los mercados de agua sean un instrumento útil para mejorar la eficiencia económica y el bienestar social.

Finalmente cabe señalar que los mercados de agua, concretamente los centros de intercambio, han demostrado ser igualmente un instrumento potencialmente interesante para resolver problemas ambientales, tanto estructurales (sobreeplotación de masas de agua y la recuperación de humedales) como coyunturales (minimización de impactos ambientales de las sequías). Efectivamente, frente al carácter coercitivo de los instrumentos jurídicos tradicionales del Derecho Administrativo, como es la expropiación forzosa (revisión de concesiones en el caso de derechos de agua), las OPAD permiten a la Administración retener temporal o permanentemente los derechos de agua de aquellos usuarios que accedan a ello de manera voluntaria (reduce la conflictividad social y política, así como los litigios judiciales), a través de un sistema de subastas, que potencialmente es menos oneroso para las arcas públicas que las indemnizaciones por expropiación. En todo caso, resulta evidente que para que este instrumento económico sea efectivo, debe ir acompañado de la implementación estricta de las medidas de control y sanción previstas en el mar-

co legal vigente (control efectivo de extracciones, clausura de pozos ilegales, reducción de dotaciones, imposición de sanciones por incumplimiento, etc.), con el objetivo de desincentivar comportamientos al margen de legalidad que agraven los problemas de sobreexplotación de las masas de agua.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del proyecto de investigación MERCAGUA (AGL2013-48080-C2-1-R).

Referencias bibliográficas

- AGUILERA KLINK, F. (2002): *Los mercados de agua en Tenerife*. Bakeaz, Bilbao.
- ARRIAZA, M.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y UPTON, M. (2002): «Local water markets for irrigation in southern Spain: A multicriteria approach»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 46(1); pp. 21-43.
- BERBEL, J. y MESA, P. (2011): «Valoración del agua de riego por el método de precios quasi-hedónicos: Aplicación al Guadalquivir»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 7(14); pp. 127-144.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005): «Modelling water markets under uncertain water supply»; *European Review of Agricultural Economics* 32(2); pp. 119-142.
- CALATRAVA, J. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «El papel de los mercados de agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A., CALATRAVA, J., GARRIDO, A., SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- ESTEVAN, A. y LA CALLE, A. (2007): *Transferencias de derechos de agua entre demandas urbanas y agrarias. El caso de la Comunidad de Madrid*. Cuadernos I+D+i n.º 1. Canal de Isabel II, Madrid.

- FERRER, G. y MARTÍN, M. (2011): «Los instrumentos de mercado y la recuperación del estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas. Experiencias comparadas en las cuencas del Júcar y del Guadiana»; *VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. «Ríos Ibéricos + 10». Mirando al futuro tras 10 años de DMA*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Talavera de la Reina, Toledo, febrero 2011.
- GARIJO, L. (2011): «Experiencias de los centros de intercambio de derechos: El modelo de la cuenca del Júcar»; *Jornada X Aniversario AEUAS: El futuro de la gestión del agua subterránea*. Asociación Española de Usuarios de Aguas Subterráneas. Las Lagunas de Ruidera, Ciudad Real, mayo 2011.
- GARRIDO, A. (2000): «A mathematical programming model applied to the study of water markets within the Spanish agricultural sector»; *Annals of Operations Research* 94(1-4); pp. 105-123.
- GARRIDO, A. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «Propuesta para la implementación de un centro de intercambio basado en contratos de opción»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A., CALATRAVA, J., GARRIDO, A., SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, London.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y MARTÍNEZ, Y. (2006): «Multi-criteria modelling of irrigation water market at basin level: A Spanish case study»; *European Journal of Operational Research* 173(1); pp. 313-336.
- MAGRAMA (MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE) (2008): *Informe balance del año hidrológico 2007-2008*. MAGRAMA, Madrid.
- MAS (MANCOMUNIDAD DE AGUAS DEL SORBE) (2011): *Acta de la sesión ordinaria celebrada por la Junta de Gobierno de la Mancomunidad de Aguas del Sorbe*. MAS, Guadalajara.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- PUJOL, J.; BERBEL, J.; RAMÍREZ DE CARTAGENA, F.; VIAGGI, D. y RAGGI, M. (2006): «Evaluation of markets for irrigation water in the Internal River Basins of Catalonia, Spain»; *Spanish Journal of Agricultural Research* 4(1); pp. 3-16.

- RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A.; PÉREZ-URRESTARAZU, L.; CAMACHO-POYATO, E. y MONTESINOS, P. (2012): «Modernizing water distribution networks: Lessons from the Bembézar MD irrigation district, Spain»; *Outlook on Agriculture* 41(4); pp. 229-236.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2009): *Memoria 2008*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2012): *Memoria 2011*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2015): *Memoria 2014*. SCRATS, Murcia.
- WWF-ESPAÑA (2012): *El fiasco del agua en el Alto Guadiana*. WWF-España, Madrid.
- YAGÜE, J. (2008): «Experiencia de los instrumentos de mercado en España»; *Thematic week seven: Economics and financing - The role of market instruments in integrated water management*. Tribuna del Agua, Expo Agua 2008, Zaragoza, julio-agosto.

Los mercados informales de aguas en España

Una visión de conjunto

Lucía De Stefano^a y Nuria Hernández-Mora^b

^aUniversidad Complutense de Madrid y ^bUniversidad de Sevilla

1. Introducción

El derecho de aguas español se apoya fundamentalmente en el sistema concesional para la asignación de derechos de uso de agua y la gestión del recurso. La consideración de todas las aguas como bienes de dominio público supone que las decisiones sobre la asignación del recurso corresponden a la Administración Pública (Estevan y La Calle, 2007), por medio de las concesiones de aprovechamiento de aguas y de la planificación hidrológica. Al mismo tiempo, la mayoría de las aguas subterráneas continúan en el régimen privado establecido por las disposiciones transitorias segunda y tercera de la Ley de Aguas de 1985.

Como señala Embid (2013), actualmente en muchas demarcaciones hidrográficas existe poco margen para la asignación de nuevos recursos mediante concesión, al estar la gran mayoría de los recursos hídricos disponibles ya asignados. De hecho, se dan situaciones de sobreasignación de recursos superficiales, como es el caso de la denominada «brecha hídrica» en la Demarcación Hidrográfica (DH) del Guadalquivir (Del Moral, 2011), o de sobreexplotación de recursos subterráneos, como ocurre en muchos acuíferos del litoral mediterráneo o en los acuíferos manchegos.

Los llamados recursos no convencionales, como la desalación o la reutilización de aguas depuradas, constituyen una nueva fuente de agua de gran interés y de creciente importancia en determinadas zonas, pero de peso todavía pequeño en relación con los recursos superficiales y subterráneos. Por otro lado, el incremento de la oferta de agua mediante la construcción de nuevas presas y trasvases es una opción cada vez más inviable en un territorio como el español, hidráulicamente muy desarrollado. España es el país del mundo con el mayor número de grandes presas por kilómetro cuadrado y con uno de los mayores índices de regulación de nuestros ríos (Garrote *et al.*, 2009). También existen numerosos trasvases para llevar el agua de unas cuencas a otras (Hernández-Mora *et al.*, 2013). Por tanto, las propuestas de nuevas infraes-

estructuras se enfrentan a impedimentos ambientales, sociales y económicos cada vez más importantes.

En este contexto, los mecanismos disponibles para reasignar derechos de uso de agua consisten fundamentalmente en la revisión concesional y en los instrumentos de mercado regulados por la Administración. La recuperación y reasignación de volúmenes de agua significativos mediante la caducidad o revisión concesional es una posibilidad contemplada en nuestra legislación. Sin embargo, Embid (2013) y Naredo (2007) coinciden en remarcar la reticencia de la Administración del agua a acometer complejos procesos de revisión o caducidad concesional, ante las fuertes resistencias de los usuarios. El resultado de esta falta de determinación de la Administración ha sido que, en casos de mejora de eficiencia de los usos del agua como, por ejemplo, por la modernización de regadíos, no se hayan revisado las concesiones a la baja (ver WWF-España, 2015).

Los mercados de agua fueron introducidos en el marco legal español por la Ley 46/1999, que establece dos tipos de mecanismos de transacción de derechos de agua para las aguas públicas bajo régimen concesional: los centros de intercambio y los contratos de cesión. Hasta el momento estas dos figuras han sido utilizadas solo en algunas demarcaciones y de forma puntual.

Al margen de este marco legal, desde hace años hay estudios dispersos que describen operaciones de compraventa o intercambio de derechos de agua para solucionar problemas locales de escasez. En muchas ocasiones estas operaciones son conocidas por los agentes en el territorio, pero sus características y motivaciones no han sido descritas de manera sistemática. En algunas ocasiones la Administración competente aprueba o incluso impulsa la celebración de los acuerdos y su implementación. En otras, estos se producen al margen del marco normativo e institucional. Dada la gran opacidad que rodea estos acuerdos, surgen algunas preguntas relevantes: ¿Estos mercados son fenómenos circunscritos a un área geográfica específica o se encuentran en toda España? ¿Cuál es su magnitud en términos de volúmenes intercambiados? ¿Bajo qué marco legal o institucional se celebran? ¿Qué tipo de problemas intentan solucionar y cómo?¹

¹ Para contestar a estas y otras preguntas las autoras de este capítulo organizaron en enero de 2013 en el marco de las actividades del Observatorio del Agua de la Fundación Botín un seminario bajo el título «Los mercados informales de aguas en España: Una primera aproximación» (http://www.fundacionbotin.org/observatorio-del-agua_observatorio-de-tendencias.htm). Los contenidos de este capítulo se basan en buena medida en las aportaciones de los participantes en ese seminario. Una primera versión de este trabajo fue presentada en las XVIII Jornadas de Derecho de Aguas, «Concesiones, autorizaciones y mercados de aguas» (Zaragoza, marzo 2013), y publicada en Hernández-Mora y De Stefano (2013). El texto original ha sido substancialmente revisado y actualizado en base a una nueva revisión bibliográfica y consultas a distintos agentes en el territorio.

Este documento ofrece una visión de síntesis de las experiencias dispersas y poco documentadas que se han podido recoger. Su análisis sugiere que existen operaciones de intercambio que han surgido espontáneamente y en el ámbito local, que en general la Administración ha intentado formalizar utilizando diversas fórmulas administrativas. En otros casos, la Administración se ha valido de mecanismos de sustitución de recursos para conseguir la optimización del uso del agua mediante varios tipos de acuerdos e iniciativas. Sin embargo, todas estas iniciativas se han desarrollado fuera del marco legal específico establecido por la Ley 46/1999 para reasignar derechos de agua utilizando instrumentos de mercado.

2. ¿Qué se entiende por mercados informales?

Los mercados de agua existen en España bajo distintas formas desde hace siglos. Así, por ejemplo, históricamente se han producido subastas de agua en los regadíos tradicionales de Alicante y Murcia, cesiones de derechos de agua en el campo de Tarragona (Torregrosa, 2009), o compraventas de agua en los más conocidos y estudiados mercados de aguas de Canarias. Por su parte Estevan y La Calle (2007) identifican y caracterizan distintas experiencias anteriores a 1999 de acuerdos de compraventa, reasignación o cesión de derechos de aguas para hacer frente a situaciones de desabastecimiento de zonas urbanas en periodos de sequía, algunas de los cuales se remontan a los años 70.

Bajo el término mercados informales nos referimos a aquellas operaciones de compraventa de agua o intercambio de derechos que se producen al margen de los supuestos que contempla la legislación de aguas vigente en materia de cesión de derechos y centros de intercambio. Estos intercambios afectan tanto a derechos privados de aguas subterráneas como a aguas sujetas a concesión u otros títulos de aprovechamiento.

La Figura 1 muestra la distribución geográfica de las experiencias de compraventa de aguas que se han producido en España en los últimos años y de los que se ha podido tener conocimiento para este capítulo. Es probable que existan otras. Estas experiencias son de tres tipos: (a) compraventa de derechos dentro del marco de las figuras contempladas por la legislación vigente en materia de mercados de agua, es decir, los centros de intercambio y contratos de cesión; (b) compraventa de aguas subterráneas privadas; y (c) acuerdos más o menos formales mediante los cuales se venden o se ceden volúmenes de agua entre particulares y otro tipo de usuarios (ayuntamientos y comunidades de

regantes), y cuya tipificación jurídica no encaja en los supuestos contemplados por la legislación mencionada en el punto (a). Este capítulo se centra en el análisis de las experiencias que se encuadran en los dos últimos grupos.

Figura 1. Distribución geográfica de algunas experiencias de intercambios de derechos de agua en la Península Ibérica



Fuente: elaboración propia.

La relación de experiencias contempladas en la Figura 1 y la categorización que proponemos de los mismos no es exhaustiva, al no incluir algunas experiencias de intercambio anteriores a 1999. Así por ejemplo, Estevan y La Calle (2007) identifican otros acuerdos de compraventa o cesión de derechos de aguas entre usuarios agrarios y urbanos que adoptan distintas formas y con distinto grado de intervención de la Administración Pública competente. Entre ellos destacan dos por el papel que jugó la Administración en la reasignación de caudales entre usuarios en circunstancias de sequía: los acuerdos entre la Comunidad de Regantes (CR) de la Zona Regable de Viar y EMASESA para garantizar el abastecimiento a Sevilla en las sequías de 1974-76,

1981-83 y 1992-95, donde la Confederación Hidrográfica (CH) del Guadalquivir actuó de mediador y los regantes fueron compensados económicamente; o la sustitución de riego con aguas del río Alberche por parte de los regantes del Canal del Bajo Alberche por aguas bombeadas del Tajo a cargo del Canal de Isabel II, con el fin de garantizar el suministro de Madrid durante la sequía de 1993-94 y de nuevo en 2005.

Además, la experiencia de los mercados de agua en Canarias tiene gran importancia desde un punto de vista socioeconómico y es, sin duda, la que tiene mayor tradición e implantación en España. Estos mercados se producen dentro de un marco legal específico, el que establece la Ley de Aguas de Canarias (Estevan y La Calle, 2007), y han sido analizados extensivamente por diversos autores (Aguilera Klink y Sánchez-García, 2005; Aguilera Klink, 2006; Aguilera Klink y Sánchez Padrón, 2002; Fernández y Aguilera Klink, 2000).

3. Ejemplos de los mercados informales en España

La bibliografía existente sobre esta temática, así como la información que se ha podido recabar a través de investigadores y agentes presentes en el territorio es relativamente escasa. Esto pone de manifiesto la poca transparencia que existe en relación con las compraventas de agua en general, y en el caso de los mercados informales en particular. A continuación se presentan los casos identificados agrupados geográficamente en las cuatro regiones: DH del Júcar; DH del Segura; Comunidad Autónoma de Andalucía; y Cuencas Internas Catalanas y DH del Ebro.

3.1. Compraventa de agua en la DH del Júcar

Los acuerdos de compraventa y cesiones de agua en la DH del Júcar tienen una gran tradición histórica y son quizás los más estudiados. Altamira (1985) señala la existencia histórica de mercados de agua mediante la subasta de minutos de riego en la Huerta Alicantina y en numerosas localidades de la cuenca del Vinalopó (Novelda, Monforte del Cid, Onil, Ibi, Tibi, Crevillente, Villajoyosa), pero no tenemos información sobre su posible continuidad en el tiempo. El mismo autor también subraya los intentos, a menudo fallidos, del legislador ya a finales del siglo XIV de evitar en la región alicantina la separación de los derechos sobre la tierra de los derechos sobre el agua. Así, Altamira reporta una orden de Rey Juan I de Aragón que busca que «...el agua no fuese

separada de la tierra (*que la dita Aigua no sia departida de la tierra*) por el interés de la gran ganancia que resultaba a sus dueños en perjuicio de la Huerta y de la cosa pública» (p. 73).

La Tabla 1 resume las experiencias recientes de intercambios de agua en la DH del Júcar descritos por Sanchís *et al.* (2013), García Mollá *et al.* (capítulo 11 de este libro), Hervás (2013) y Torregrosa y Sevilla (2013). A continuación se resumen sus características fundamentales según estos autores.

Tabla 1. Intercambios informales de agua en la DH del Júcar

Origen	Destino	Volumen (hm ³ /año)	Año	Precio (€/m ³)	Uso	Tipo de recurso	Tipología legal
CR Acequia Real del Júcar, CR Acequia de Favara, CR Real Acequia de Moncada	Acequia de la Huerta de Sollana, Sindicato de Riego de la Marjal de Massanassa y otras CCRR tradicionales	Desconocido.		0,00	R→R	Superficial	Cesión no registrada
CCRR de la Marina Baja	Consorcio de Aguas de la Marina Baja	6-20	Desde 1978	Variado	R→U→R	Subterránea, superficial y depurada	Autorización administrativa
Unión Sindical de Usuarios del Júcar	Consorcio de Aguas de la Marina Baja	26,6	1999-2001	0,02 + costes de transporte	R→U	Superficial	Sustitución de recursos
CR Alto Vinalopó	Aguas Municipalizas de Alicante	3,875	Desde 2003	0,168	R→U	Subterránea	Reparto de agua de pozo común
Unión Sindical de Usuarios del Júcar	Mancomunidad de Canales del Taibilla	51	2001-2005	0,042 (precio 2002 actualizado anualmente)	R→U	Superficial	Acuerdos de la Junta de Gobierno de la CHJ
	Mancomunidad de Canales del Taibilla y usuarios del Júcar	247	2005-2007		R→U, R		Convenio de Alarcón
Unión Sindical de Usuarios del Júcar	Comunidad de Usuarios de la Ribera del Júcar	4,3	2014	0,02-0,05	R→U	Superficial	Sustitución de recursos
		6,8	2015	0,02-0,05	R→U	Superficial	

R: usos para regadíos; U: usos urbanos.

Fuente: Sanchís *et al.* (2013); García Mollá *et al.* (capítulo 11 de este libro); Hervás (2013) y Torregrosa y Sevilla (2013). Elaboración propia.

Cesiones de aguas entre comunidades de regantes tradicionales del litoral de Valencia (Sanchís *et al.*, 2013; García Mollá *et al.*, capítulo 11 de este libro). Se trata de cesiones de aguas superficiales desde unas comunidades de regantes (CR Real Acequia de Moncada, CR Acequia de Favara, y CR Acequia Real del Júcar) hacia otras de menor cota (CR Arrozales de El Puig, CR Marjal de Massanassa y CR Huerta de Sollana), que se abastecían tradicionalmente con aportes de pequeñas fuentes y manantiales y que necesitan complementar sus recursos. Mientras que muchas comunidades de regantes (CCRR) de este tipo se fueron integrando en las de aguas superficiales situadas aguas arriba a medida que sus fuentes de abastecimiento iban agotándose, en los casos aquí comentados las CCRR receptoras mantienen su independencia institucional. Estos acuerdos se efectúan por tradición y se repiten anualmente siempre que haya disponibilidad de agua. No responden a acuerdos escritos ni existe precio ni aforo de los volúmenes cedidos. Los acuerdos no se recogen en ningún registro oficial aunque las cesiones están recogidas en las ordenanzas de algunas CCRR.

Intercambios de agua en la Comarca de la Marina Baja. Torregrosa (2009) describe en detalle el intercambio de caudales que se viene produciendo desde 1978 entre el Consorcio de Aguas de la Marina Baja (CAMB) y seis CCRR de la Marina Baja. El CAMB es un ente creado en 1977 por la CH del Júcar, la Diputación de Alicante y siete municipios de la comarca de la Marina Baja (entre ellos Benidorm y Altea), con el objetivo de suministrar a los municipios consorciados agua en alta para abastecimiento. El intercambio tiene como objetivo hacer frente a los picos de demanda asociados al turismo estival. Para ello, el CAMB recibe aguas blancas de las CCRR, y estas a su vez reciben el agua urbana depurada. Las CCRR reciben, además, distintos tipos de compensaciones económicas e incentivos del CAMB, como el pago de una cantidad fija al año, o la construcción y mantenimiento de infraestructuras (canales de transporte de aguas blancas y canales de transporte de aguas depuradas desde las EDAR a los embalses reguladores de los municipios). Estos intercambios inicialmente se regularon a través de acuerdos verbales que progresivamente se fueron formalizando mediante la firma de convenios de colaboración entre la CAMB y las CCRR. Al no establecerse en los contratos un caudal concreto a traspasar, ni un precio, ni un plazo –simplemente se fijan cantidades máximas a transferir ya que las necesidades fluctúan con la demanda estival–, estos acuerdos no encajan dentro de los supuestos de intercambio de aguas contemplados por la legislación vigente (Torregrosa y Sevilla, 2013). Según Rico *et al.* (2014), el intercambio supone para el CAMB un coste eco-

nómico de unos 1,2 millones de euros al año, correspondiente al 15 % de su presupuesto ordinario anual. Los acuerdos permiten gestionar de manera conjunta cerca de 50 hm³/año de aguas blancas para abastecimiento y para riego, y proporcionar unos 7 hm³/año adicionales de agua regenerada para el regadío, que pueden llegar hasta 9 hm³/año en épocas de sequía. Los mismos autores estiman que el coste medio del agua gestionada por la CAMB es de unos 0,14 €/m³.

Cesiones de aguas para sustitución de recursos superficiales por subterráneos entre el CAMB y la Unión Sindical de Usuarios del Júcar (USUJ) (García Mollá *et al.*, capítulo 11 de este libro). Estas cesiones se realizaron por iniciativa de la CH del Júcar entre 1999 y 2001, cuando los sistemas hídricos de la Marina Baja tenían las reservas muy bajas mientras que el sistema Alarcón-Contreras-Tous disponía de recursos para atender esas demandas de forma coyuntural. La Comisión de Desembalse aprobó varias cesiones de caudales al CAMB desde el Embalse de Alarcón a través del acueducto Tajo-Segura, de la red de la Mancomunidad de Canales del Taibilla (MCT), y de la conducción Fenollar-Amadorio. Esta opción de transferencia puntual estaba contemplada en el recién aprobado Plan Hidrológico del Júcar y preveía el pago por parte del CAMB de una indemnización a la USUJ –propietaria de la presa de Alarcón– por los gastos de conservación, explotación y uso de la infraestructura del embalse, las posibles afecciones a los usuarios, y los costes de transporte de los caudales cedidos. Entre mayo de 1999 y febrero de 2001 se transfirieron un total de 26,6 hm³.

Venta de aguas subterráneas de las CCRR del Alto Vinalopó para abastecimiento de Alicante (Sanchís *et al.*, 2013; García Mollá *et al.*, capítulo 11 de este libro). La CR Vall de Beneixama y la CR Huerta y Partidas de Villena, situadas en la cabecera de la cuenca del Vinalopó, transfieren aguas subterráneas a la empresa Aguas Municipalizadas de Alicante (AMA) para el abastecimiento de varios ayuntamientos en la comarca del Vinalopó Mitjà (Petrer, Novelda y Monforte del Cid) y del área metropolitana de Alicante (García Mollá *et al.*, capítulo 11 de este libro). Las partes que participan en el acuerdo han creado una entidad jurídica conjunta. En el primer caso, la CR de la Vall de Beneixama y la empresa AMA constituyeron en 1970 la Comunidad de Bienes Valle de Benejama para la explotación de una concesión administrativa de 2 hm³ anuales: 0,5 hm³ correspondientes a la CR y 1,5 hm³ para AMA. En el segundo caso, la CR y AMA crearon en 2003 una Comunidad de Usuarios, con unos derechos concesionales de 14,5 hm³/año. La CR tiene asigna-

dos 7,2 hm³, de los cuales 3,325 hm³ están destinados al regadío, mientras que los restantes 3,875 hm³ son vendidos a AMA. En este caso, AMA paga 0,168 €/m³ por el agua recibida, mientras que los regantes pagan 0,072 €/m³, de manera que los ingresos originados por la venta de agua a la empresa AMA constituyen una de las principales fuentes de ingresos de la CR.

Acuerdo de cesión de caudales superficiales y sustitución por recursos subterráneos entre la USUJ y la MCT. Entre 2001 y 2005 varios ayuntamientos de la zona atendida por la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (Alicante, Elche, Santa Pola, San Vicente del Raspeig y Aspe) recibieron agua del embalse de Alarcón a través de las infraestructuras del trasvase Tajo-Segura. Los recursos transferidos estaban asignados a la USUJ, que los cedió a cambio de ser compensada por los costes de sustitución de las aguas superficiales con recursos subterráneos. El coste de sustitución se fijó en 2002 en 0,042 €/m³, actualizado anualmente con el incremento del Índice de Precios al Consumo. La MCT se comprometía también a pagar el canon de regulación y tarifa de utilización de los cedentes, la indemnización a los usuarios hidroeléctricos por la detracción de caudales, y las tarifas de utilización de las infraestructuras de conexión intercuenca (Palomo-Hierro y Gómez-Limón, capítulo 3 de este libro), llegando el coste de la cesión para el comprador a estimarse en unos 0,25 €/m³ (Estevan y La Calle, 2007). Esta sustitución fue sancionada por sendos acuerdos de la Junta de Gobierno de la CH del Júcar. En este periodo en total se transfirieron desde el embalse de Alarcón unos 51 hm³, con volúmenes anuales entre 6 y 15,1 hm³.

Entre 2005 y 2008, debido a la situación de sequía en la DH del Júcar, la CH del Júcar se amparó en el Convenio de Alarcón, que regula el uso de las aguas de ese embalse, para utilizar las aguas superficiales almacenadas para garantizar el abastecimiento urbano de Valencia, Albacete y Sagunto y la campaña de riegos del Canal Júcar-Turía y de los regadíos de Albacete, compensando a la USUJ por los gastos asociados a esta sustitución. Además, se transfirió agua a la MCT, esta vez a un precio más elevado (entre 0,12 y 0,377 €/m³), al encontrarse el sistema del Júcar en situación de sequía. El volumen total de agua cedida durante el periodo 2005-2008 ascendió a más de 243 hm³, con transferencias anuales entre 68,2 y 91,07 hm³ (García Mollá *et al.*, capítulo 11 de este libro).

Sustitución de agua subterránea por recursos superficiales para el abastecimiento de la Ribera del Júcar (García Mollá *et al.*, capítulo 11 de este libro). Durante la última década los municipios de la Ribera del Júcar han visto

mermar la calidad de las aguas subterráneas que utilizaban para abastecimiento debido a la contaminación difusa de origen agrícola. Esto llevó la CH del Júcar a plantear que los regantes de la USUJ cedieran a los municipios de la Ribera agua superficial de mejor calidad a cambio del derecho a explotar los pozos abiertos durante la sequía de los años noventa y de que los municipios interesados por el intercambio se hiciesen cargo de los gastos de sustitución. Esta opción de sustitución de recursos en caso de pérdida de calidad ya se planteaba en el Plan Hidrológico del Júcar de 1998. A pesar de la oposición de los municipios a tener que asumir los gastos, en 2013 se creó la Comunidad de Usuarios de La Ribera del Júcar, formada por los ayuntamientos de Alzira, Carcaixent, Cullera, Favara y Llaurí, y se acordó el pago a la USUJ entre 0,02 y 0,05 €/m³. Se estima que en 2014 se transfirieron 4,3 hm³ y 6,8 hm³ en 2015, debido a que la contaminación alcanzó los pozos de otros dos municipios –Corbera y Algemés–, obligándoles a unirse a la Comunidad de Usuarios. Actualmente se está estudiando la posibilidad de que la CH del Júcar asuma la gestión y explotación de los pozos.

3.2. Compraventa de agua en la DH del Segura

Los acuerdos de compraventa y cesión de agua en la Demarcación Hidrográfica del Segura también tienen una fuerte tradición. Desde una perspectiva histórica, López Ortiz y Melgarejo (2007) describen el caso de la compañía Riegos del Levante, sociedad mercantil fundada en 1918 que tenía entre sus actividades la venta de parte de los caudales del río Segura registrados en su concesión a fincas sin agua. Citando a Ruiz-Funes (1983), estos autores también señalan la existencia de mercados de agua en numerosos municipios de la provincia de Murcia antes de la entrada en vigor de la Ley de Aguas de 1985, pero resulta difícil obtener datos sobre su actividad actual. La Tabla 2 resume los ejemplos identificados y descritos por Sanchís *et al.* (2013) y Calatrava (2013).

Tabla 2. Intercambios informales de agua en la DH del Segura

Origen	Destino	Precio (€/m ³)	Volumen (hm ³ /año)	Año	Uso	Tipo de recurso	Tipología legal
Torrevieja	CR Torremiguel	0,00	2,14	1982-1994	U→R	Residual	Contrato privado. Concesión administrativa
			2,14	1994-2003			
			5,44	2003-hoy			
CR de Torremiguel	Zona Riego de la Pedrera (Alicante)	0,10	1,7	2000-2007	R→R	Residual	Contrato privado. Concesión administrativa
		0,00		2007-hoy			
Regantes en los municipios de Águilas y Mazarrón		Desconocido	Importantes en el pasado. Actualmente compra o arrendamiento de tierras		R→R	Subterránea	Contrato privado
Acuífero Alto Guadalentín	Pulpí, Lorca, Águilas y Puerto Lumbreras	Año normal: 0,25-0,30; En sequía: 0,40-0,70	Hasta 16-17 en el pasado; 5-6 durante la última década	Más frecuentes en sequía	R→R R→U	Subterránea	Contrato privado
Regantes del Campo de Cartagena		0,30-0,60	Desconocido pero importante	Más intensos en sequía	R→R R→U	Subterránea	Contrato privado

Fuente: Sanchís *et al.* (2013) y Calatrava (2013). Elaboración propia.

Cesión de aguas regeneradas del Ayuntamiento de Torrevieja a las CCRR de Torremiguel y la Comunidad General de Usuarios de la Zona Regable de La Pedrera. Sanchís *et al.* (2013) describen la evolución de los acuerdos de cesión de agua entre Torrevieja y la CR de Torremiguel y entre esa CR y la zona de riego de la Pedrera. El acuerdo entre el Ayuntamiento de Torrevieja y la CR de Torremiguel surgió en los años 80, tras la puesta en marcha de la EDAR de Torrevieja y a raíz del interés de varios regantes de la zona por hacer uso de las aguas depuradas, que el Ayuntamiento de Torrevieja cedía gratuitamente. El alcance del acuerdo entre el Ayuntamiento y la CR se fue ampliando a medida que aumentaba el tamaño de la población y por tanto el volumen de agua residual producido. El acuerdo fue reconocido por la CH del Segura a través del otorgamiento de una concesión administrativa a la CR de Torremiguel en el año 2003. En el segundo caso, el acuerdo se materializó entre las dos entidades de riego para dar salida a todas las aguas depuradas producidas por el EDAR de Torrevieja (e inicialmente asignadas solo a la CR de Torremiguel). La CR de Torremiguel vendía parte de las aguas residuales a un precio de 0,10 €/m³ en concepto de valor de venta del agua y costes de elevación. El destino adicional de las aguas residuales fue reconocido por la CH del Segura en 2007 a través de una reordenación de los derechos concesionales de la

EDAR de Torrevieja, que permitió otorgar una concesión de agua de 1,7 hm³/año a la Comunidad General de Usuarios de la Zona Regable de La Pedrera. Se trata por tanto de acuerdos que surgieron entre las partes interesadas y que posteriormente fueron regularizados por la CH del Segura, al conceder a las CCRR involucradas concesiones de agua para los volúmenes de aguas residuales transferidos.

Mercados informales de agua en la cuenca del Segura. Según Calatrava (2013), las ventas de agua son relativamente frecuentes en la DH del Segura, donde también se han celebrado un número significativo de acuerdos de compraventa formales a través de la figura de los contratos de cesión. Las compraventas informales se concentran en el Alto Guadalentín, en las zonas costeras de la Región de Murcia (Campo de Cartagena, Mazarrón, Lorca y Águilas), en la Vega murciana del Segura y en la parte alicantina del Segura (Vega Baja). Por norma general, se producen en un ámbito local, por ejemplo entre usuarios de una misma zona regable, aunque existen redes de transporte de agua que pueden llegar a alcanzar varios kilómetros. La mayoría de las operaciones de compraventa se refieren a recursos subterráneos privados, pero se producen también acuerdos de compraventa o «préstamo» de aguas superficiales entre regantes de una misma CR. La frecuencia y la importancia cuantitativa de estas operaciones son difíciles de conocer al estar a menudo explícitamente prohibidas por las CCRR, ya que por norma las dotaciones no utilizadas deben revertir a la CR para su reasignación. Sin embargo se producen operaciones de compraventa de aguas subterráneas privadas entre usuarios individuales (agricultores, empresas agrícolas) que pueden pertenecer también a una CR, aunque las CCRR no participan en esas operaciones ni se utilizan sus infraestructuras. La mayoría de las operaciones de compraventa se realizan entre agricultores en activo, pero existen algunas Sociedades Agrarias de Transformación o sociedades mercantiles cuyo único objeto es la venta de agua subterránea.

En la actualidad pueden llegar a tener cierta importancia los acuerdos de compraventa de aguas en la zona del Alto Guadalentín y Campo de Cartagena, particularmente en períodos de sequía. Según Calatrava (2013), en el Guadalentín se han llegado a vender más de 16 hm³/año provenientes de pozos privados a distintas CCRR de la zona, a pesar de la declaración de sobreexplotación del acuífero, si bien estos volúmenes se han reducido a menos de

6 hm³/año durante la última década. En el caso del Campo de Cartagena, con una gran dependencia de las aguas del Trasvase Tajo-Segura, los agricultores se apoyan en la compra de aguas subterráneas privadas para cubrir sus necesidades. Los precios varían en función de la calidad del agua y su relativa escasez (precios mayores en épocas de sequía), llegando a alcanzar los 0,60 €/m³. Por último, la agricultura de regadío en las zonas de Águilas y Mazarrón se desarrolló fundamentalmente gracias a los mercados de aguas subterráneas privadas. El paulatino agotamiento y pérdida de calidad de los acuíferos ha reducido la intensidad de estos intercambios, que ahora se producen de manera indirecta a través de la compra o el arrendamiento de tierras con derecho a agua. Además, en estas zonas actualmente la gran mayoría de los recursos utilizados proceden de la desalación y de contratos de cesión puntuales entre CCRR.

3.3. Compraventa de agua en Andalucía

En Andalucía se celebran fundamentalmente dos tipos de compraventa de aguas: compraventa de aguas subterráneas privadas en el Poniente Almeriense (Poveda, 2013), y cesión de derechos de agua entre CCRR del Almanzora y entre estas y otras CCRR del Guadalquivir utilizando las infraestructuras del trasvase Negratín-Almanzora dentro del marco legal establecido por la reforma de 1999 (Vallverdú, 2013). En todos los casos, el destino de las aguas son los regantes de la zona de Almería, donde se concentran producciones intensivas hortofrutícolas de alta rentabilidad. La Tabla 3 resume las principales características de los intercambios informales.

Tabla 3. Intercambios informales de agua en Andalucía

Origen	Destino	Volumen (hm ³ /año)	Año	Precio (€/m ³)	Uso	Tipo de recurso	Tipología legal
Acuífero del Poniente Almeriense (entre sociedades de riego)		Variable	Continuo	0,18-0,28	R→R	Subterráneo	Contrato privado
Alto Almanzora (Almería)	Bajo Almanzora	Desconocido	Desconocido	Desconocido	R→R	Superficial	Contrato privado
Costa Tropical de Granada (dentro de CCRR o SAT)		Desconocido	Desconocido	Desconocido	R→R	Subterráneo	Contrato privado

Fuente: Poveda (2013); Vallverdú (2013) y Calatrava (2015, com pers.). Elaboración propia.

Compraventa de aguas subterráneas privadas en el Poniente Almeriense (Poveda, 2013). Las compraventas de agua en el Poniente Almeriense se celebran entre miembros de una misma CR² y, en ocasiones, entre distintas CCRR. La causa más común del intercambio entre CCRR es el empeoramiento de la calidad del agua de los sondeos de una de ellas. En estos casos los intercambios suelen tener carácter permanente y se instrumentan en la compraventa de participaciones equivalentes a horas de agua con lo que la CR compradora pasa a integrarse en la vendedora. En el caso de acuerdos entre particulares la casuística es muy amplia.

La gran mayoría de los recursos utilizados en la zona son de origen subterráneo y se extraen de los pozos gestionados de forma comunitaria por un grupo de usuarios (en gran mayoría regantes). Cada CR es titular de uno o varios aprovechamientos inscritos en el Catálogo de Aguas Privadas, o más excepcionalmente, en la sección C del Registro de Aguas (aprovechamiento privado de carácter temporal). Son la excepción los casos de aprovechamientos inscritos en la sección A del Registro. La regla general es que el aprovechamiento de la CR se divide en 720 participaciones que equivalen al número de horas existentes en un mes de treinta días y que suelen estar instrumentadas en las láminas o títulos correspondientes. Cada comunero tiene, en función del número de participaciones de las que es titular, un determinado número de horas para regar. El volumen de agua de cada hora depende de la potencia y eficiencia del bombeo y varía en cada CR.

En caso que un regante no consuma todas sus horas, otros comuneros las pueden utilizar, normalmente a un precio ligeramente superior, y únicamente en casos excepcionales de auxilio se permite que regantes que no pertenecen a la CR puedan hacer uso de horas. Estos intercambios ocurren libremente y se reflejan en documento privado. Los comuneros únicamente quedan obligados a comunicarlo a la CR para que quede constancia de la operación en el padrón de comuneros y consignarlo en las oportunas láminas de agua objeto del acuerdo.

Estos intercambios sobre aguas privadas no están contemplados en la legislación de aguas vigente. Puesto que entre las características que figuran en las inscripciones del Catálogo de Aguas Privadas se consigna la superficie regable del aprovechamiento comunitario sin que figure la asignación a cada

² En el Poniente Almeriense existen tanto Comunidades con estatus jurídico de corporaciones de derecho público (de usuarios según la terminología del Texto Refundido de la Ley de Aguas) así como Comunidades con naturaleza jurídica privada (Comunidades de bienes, Sociedades civiles o Sociedades Agrarias de Transformación; reguladas por el Código Civil o por su legislación específica). En este apartado nos referimos a todas ellas como CCRR.

una de las parcelas regadas, cabe deducir la permisividad de los intercambios entre comuneros de una misma CR, y la consiguiente prohibición de aquellos que supongan una alteración de la superficie regable consignada, que además llevarían aparejada la obligatoria conversión del derecho privado en la oportuna concesión administrativa.

Compraventa de aguas superficiales en el Bajo Almanzora (Vallverdú, 2013). En la parte baja de la cuenca del río Almanzora, en la provincia de Almería, los regantes han suscrito distintos acuerdos de compraventa de agua para cubrir sus necesidades. Por un lado, utilizando la figura de los contratos de cesión, entre 2006 y 2009 adquirieron agua de los regantes de Estremera, en la cuenca del Tajo, que fue transferida a través del Acueducto Tajo-Segura. También utilizaron la figura de los contratos de cesión para adquirir agua de CCRR de Córdoba y Sevilla (Bembézar, Genil Cabra y Guadalquivir) y de fincas arroceras de la provincia de Sevilla (cuya propiedad habían adquirido previamente), recibiendo los recursos desde el embalse del Negratín, en la cabecera del Guadalquivir, a través de la infraestructura del trasvase Negratín-Almanzora. Además de estos mercados formales, los regantes del Bajo Almanzora han suscrito contratos privados de compraventa de aguas superficiales con los regantes del Alto Almanzora para cubrir sus necesidades en las campañas de riego de invierno. No existe información sobre la importancia cuantitativa de estos acuerdos de compraventa, ni sobre los precios pagados por el agua. Los regantes utilizan las infraestructuras del trasvase Negratín-Almanzora para transportar las aguas compradas, ya que transcurre cerca de estas comunidades.

Compraventa de aguas subterráneas en la Costa Tropical de Granada. En esta zona se cultivan frutales tropicales de alto valor económico utilizando aguas superficiales y, en las zonas regables de más reciente creación, aguas subterráneas (Calatrava y Sayadi, 2005). En estas últimas, tradicionalmente ha habido un pequeño mercado de acciones de pozo dentro de pequeñas comunidades de regantes o SAT formadas para explotar un derecho de aguas privado. En una encuesta realizada en 2005, dentro del Proyecto CICYT AGL2002- 04251-C03-01, el 20 % de los regantes reconocía haber participado ocasionalmente en este tipo de mercado, con rango de precios entre 1,7 y 2,0 €/m³/año de acción (J. Calatrava, 2015, comunicación personal).

3.4. Compraventa de agua en las Cuencas Internas de Cataluña y DH del Ebro

Otro ejemplo parecido a las prácticas que se desarrollan en la Comarca de la Marina Baja son las que tienen lugar en Tarragona, en el sistema Siurana-Riudecanyes, donde se producen acuerdos de compraventa de aguas entre regantes y municipios también circunscritos a un ámbito geográfico delimitado. Tarrech *et al.* (1999) y Torregrosa (2009) describen el mercado de aguas que se ha desarrollado alrededor del sistema hidráulico Siurana-Riudecanyes, en la comarca del Campo de Tarragona, y que funciona desde 1904, cuando se creó la CR del Pantano de Riudecanyes. La CR recibió una concesión de agua a repartir entre los usuarios agrícolas y urbanos según una proporción establecida en la concesión. La compraventa de agua entre los miembros de la CR ha estado autorizada desde el principio, consolidándose un mercado de aguas acotado en el espacio y en el número de participantes (únicamente los miembros de la CR). Se trata, por tanto, de otro caso en el que la Administración ha podido enmarcar un acuerdo informal entre usuarios en el marco de la legislación vigente, al conceder una concesión a una comunidad de usuarios que regula el uso interno del agua mediante sus estatutos y acuerdos entre sus miembros.

Finalmente, mencionar el caso de la transferencia puntual de derechos entre usuarios agrícolas e hidroeléctricos, debido a una situación de sequía en 1998-2000 en el sistema de explotación del río Guadalope en la DH del Ebro. Según el Plan especial de Sequía de la Demarcación (CHE, 2007, p. 72) en este sistema «los dos años las reservas embalsadas fueron muy escasas y tuvo que realizar un estricto control de unas demandas que tuvieron que ser un 40 % inferiores a las habituales. ENDESA y el Sindicato Central del Guadalope llegaron a un acuerdo para compensar a los agricultores que no regaran sus fincas y cedieran su agua para la refrigeración de la Central Térmica de Andorra. El primer año ENDESA ofreció 30.000 pesetas por hectárea y ante las quejas de los agricultores, el segundo duplicó la cantidad; a estas cantidades los agricultores suman las ayudas de la Política Agraria Común por retirada de tierras. El ahorro de agua se estimaba en 9 hm³. Según ENDESA la retirada de tierras fue de 420 ha cada uno de los dos años 1999 y 2000».

4. Dos casos singulares

4.1. Cesión de derechos de aguas subterráneas en el Alto Guadiana

Este caso está ampliamente descrito por Embid (capítulo 2 de este libro), y consiste en una transformación de un derecho de agua donde puede haber una transacción económica entre particulares y que no tiene cabida en ninguno de los supuestos de la Ley 46/1999. Como explica Embid, el artículo 1.13 de la Ley 11/2012 modifica el Texto Refundido de la Ley de Aguas de 2001 e introduce en el ámbito del Plan Especial del Alto Guadiana la posibilidad de que un titular de aprovechamientos de aguas subterráneas pueda acordar con otro titular de aprovechamientos una transmisión «total e irreversible» de sus derechos. El cedente deberá tener inscrito su derecho en las secciones A o C del Registro de Aguas o en el Catálogo de Aguas Privadas. La cesión se concretará por medio del otorgamiento de una concesión por parte de la CH del Guadiana al cesionario. Se trata, por tanto, de cambios en las características de los derechos de agua realizados por parte de la Administración y que se basan en un acuerdo previo entre particulares. Mientras se remite a Embid (capítulo 2 de este libro) para un análisis detallado de las características e implicaciones jurídicas de este tipo de transacción, nos parece importante remarcar que nuevamente se trata de un caso de compraventa que no tiene cabida dentro de los instrumentos de mercado establecidos por la Ley 46/1999.

4.2. Compra de tierras con derechos a aguas subterráneas en la Corona Forestal de Doñana

En octubre de 2015 se ha llevado a cabo la compra por parte de la CH Guadalquivir de la finca «Cortijo de Los Mimbrales», de 1.061 hectáreas, en la Corona Forestal de Doñana. La compra, financiada en buena parte por fondos FEDER, se ha planteado como una forma de rescatar derechos de agua asignados a los dueños de la finca y para realizar un proyecto de restauración hidrológico forestal en la finca, que pasará de uso agrícola a forestal. Por tanto, la adquisición de las tierras con derecho a agua (10 hm³/año) parece tener objetivos muy parecidos al centro público de intercambio puesto en marcha en el Alto Guadiana como parte del Plan Especial del Alto Guadiana y descrito en Palomo-Hierro y Gómez-Limón (capítulo 3 de este libro) y WWF-España (2012). En este caso, sin embargo, no se ha utilizado esa figura legal y el destino de los derechos de agua rescatados con la compra no ha sido declarado oficialmente. La nota de prensa del Ministerio de Agricultura, Alimentación y

Medio Ambiente (MAGRAMA) de 24 julio de 2015 asegura, «la adquisición de esta finca, ubicada en el sureste de la Corona Forestal de Doñana (Huelva) e incluida como tierras agrícolas de regadío en el Plan Especial de Regadíos de esta Corona Forestal, va a suponer un importante beneficio para los regantes de esta zona». Según información recogida en la zona, representantes del MAGRAMA han afirmado en reuniones con agricultores que de los 10 hm³ asignados a la finca cerca de 4,5 hm³ se podrían reasignar a los agricultores que actualmente se encuentran en situación irregular al extraer agua subterránea sin la concesión correspondiente para regar cultivos de alta rentabilidad, fundamentalmente fresas y otros frutos rojos. Esta asignación, de realizarse, representaría una manera indirecta de transferir derechos de unos usuarios a otros (actualmente sin derechos) mediante la adquisición de derechos de agua por parte de la Administración y su sucesiva reasignación, total o parcial, sin valerse de la figura legal del centro público de intercambio. Hay que remarcar que esta posible reasignación puede ser problemática, al emplazarse tanto la finca de los Mimbrales como las fincas destinatarias de las nuevas concesiones, sobre masas de agua subterránea que se encuentran en mal estado (CHG, 2015).

5. Síntesis de la experiencia de los mercados informales

Como se muestra en la Figura 1, los mercados informales de aguas se localizan fundamentalmente en el arco mediterráneo, donde se da un importante desfase entre demandas y recursos hídricos disponibles, debido al fuerte desarrollo de actividades económicas muy rentables y grandes consumidoras de agua, fundamentalmente regadío y desarrollos urbanísticos y turísticos.

Los acuerdos de compraventa descritos en los apartados anteriores muestran una gran diversidad de casuísticas, dependiendo del ámbito geográfico y del contexto. En unos casos se venden aguas subterráneas privadas, en otros aguas públicas superficiales o depuradas, e incluso tierras con derecho a agua. El marco legal de los acuerdos de compraventa también varía, ya que algunos se producen en el marco del código civil (aguas subterráneas privadas), con autorización administrativa o únicamente a través de acuerdos privados entre particulares. Lo que estos intercambios tienen en común es que no encajan dentro de las figuras contempladas por la Ley 46/1999. Por ejemplo, los acuerdos en la DH del Júcar para la sustitución de aguas superficiales por aguas subterráneas quedan enmarcados en el Convenio de Alarcón o en las facultades de la Administración para optimizar el uso de los recursos hídricos

dentro de la Demarcación. Se trata por tanto de ejemplos de fórmulas de reasignación alternativas a los instrumentos de mercados definidos en la ley de 46/1999 y que se apoyan en la planificación hidrológica o en acuerdos ad-hoc negociados con los usuarios. En el caso de las aguas subterráneas privadas, la falta de encaje se debe a que la Ley 46/1999 no incluye las aguas privadas y a que se produce un cambio de uso o lugar de destino de las aguas, modificándose por lo tanto las características esenciales del uso.

Cuando los intercambios surgen de manera espontánea entre los usuarios, la Administración del agua en muchos casos busca fórmulas jurídicas que le permitan formalizarlos, por ejemplo, modificando las concesiones de agua para que los integrantes del acuerdo sean titulares de una concesión conjunta, al entender que las transacciones permiten hacer frente a situaciones de escasez de manera eficaz (ver Ferrer y Garijo, 2013). En otros casos y sobre todo cuando se trata de aguas subterráneas privadas y en zonas en los que los recursos se encuentran muy deteriorados, la Administración tiende a mantenerse al margen de estos acuerdos, sin reconocer explícitamente su existencia ni participar en su operatividad.

Los acuerdos de compraventa o intercambio de aguas se producen mayoritariamente entre regantes, o entre regantes y usuarios urbanos para hacer frente a situaciones de escasez puntuales o crónicas. Dentro de los acuerdos entre usuarios agrarios y urbanos son particularmente interesantes los que se producen entre el CAMB y las CCRR de la Marina Baja, donde los regantes ceden sus derechos de aguas blancas y reciben a cambio agua depurada, sin renunciar así al uso del recurso ni a su actividad.

En el caso de los acuerdos de compraventa entre usuarios de riego, estos se producen entre distintas CCRR, entre regantes individuales, o entre regantes dentro de una misma CR. La casuística de los dos primeros es muy variada. Los intercambios dentro de una misma CR concesionaria de un derecho de uso de agua no tienen implicaciones desde la perspectiva de la legislación en materia de aguas, aunque pueden tenerlas en cuanto al cumplimiento de las ordenanzas de las propias CCRR. Esto se debe a que estas ordenanzas a menudo establecen que las aguas que un comunero no utiliza durante una o más temporadas de riego deben revertir a la Comunidad, que las reasignará según estime oportuno.

Las compraventas se producen en lugares donde: a) existe un elevado estrés hídrico, que en ocasiones ha llevado al agotamiento de los recursos tradicionales disponibles; b) a menudo se han celebrado también contratos

de cesión y establecido centros públicos de intercambio contemplados en la legislación vigente; c) existen problemas de deterioro de la calidad de las aguas subterráneas, que llevan a buscar una optimización del recurso teniendo en cuenta las distintas exigencias de calidad para el uso urbano y para el regadío; y d) a menudo ya se han buscado recursos complementarios del exterior. Las compraventas informales de agua están destinadas a solucionar problemas locales de escasez y surgen espontáneamente por iniciativa de las partes interesadas. Como también ocurre en los mercados formales, el ámbito geográfico de las compraventas está limitado por la existencia de infraestructuras de transporte (públicas o privadas), que posibilitan el movimiento del agua hasta el nuevo punto de utilización.

En base a la información disponible, no es posible estimar de forma precisa cuál es el volumen intercambiado a través de compraventas informales porque este varía año a año y porque con frecuencia no están documentados por escrito o la información no está accesible públicamente. En cualquier caso, y aunque globalmente pueden no ser volúmenes relevantes, sí son significativos a escala local.

Algunos acuerdos de compraventa de agua son puntuales, coincidiendo con épocas de sequía o para satisfacer las necesidades de las poblaciones y de los cultivos en momentos en que no se dispone de recurso suficiente —en cantidad y/o calidad— para ello. Otras ventas tienen carácter permanente debido a que el receptor necesita el recurso de forma estable, por ejemplo como consecuencia la degradación de la calidad del agua de pozo, y el cedente ya no hace uso de él. Finalmente, hay transacciones que se enmarcan en acuerdos permanentes que se ejecutan según necesidad, como es el caso de los acuerdos en el marco del Convenio de Alarcón o los acuerdos entre el CAMB y las CCRR de su entorno.

Los cesionarios o vendedores del agua reciben distintos tipos de compensaciones por ceder el agua: un precio acordado por m^3 , obras u otras actuaciones de compensación, o intercambio de unos caudales por otros de diferente origen o calidad. En muchos casos los mercados informales se activan solo durante periodos de sequía, cuando el agua puntualmente ha alcanzado precios de hasta $0,60 \text{ €/m}^3$. El precio del agua vendida refleja el valor de la escasez, que está bastante por encima de las tarifas pagadas para los recursos superficiales concedidos por la Administración. Así por ejemplo en el Bajo Almanzora o

en el Campo de Cartagena, donde las tarifas que se pagan por el agua del Tránsito Tajo-Segura rondan los 0,10 €/m³, los regantes llegan a pagar 0,18 €/m³ por el agua adquirida de usuarios del Tajo mediante contratos de cesión (más las pérdidas en el transporte y las derramas de las comunidades de regantes), o entre 0,30 y 0,60 €/m³ en mercados informales dependiendo de la calidad del agua y del grado de escasez (precios más altos en períodos de sequía). Estas diferencias invitan a reflexionar sobre la capacidad y disponibilidad de pago de los usuarios en situaciones de escasez. Además, es probable que cada vez más la operatividad y funcionamiento de los mercados (formales e informales) de agua en el litoral mediterráneo se vean afectados por la disponibilidad de agua de las desaladoras, que se suministra a precios parecidos a los que se manejan en algunos de los mercados informales.

La solución de situaciones de escasez a través de mercados informales y en gran medida opacos plantea algunos problemas. Las compraventas entre particulares, al margen de la Administración, no tienen en cuenta las afectaciones ambientales o a terceros de estas transacciones. La supervisión de la Administración es condición necesaria –aunque no siempre suficiente– para evitar estas afecciones.

Las soluciones locales parecen adecuadas para abordar problemas de escasez utilizando recursos locales, pero si se dejan en manos de un número limitado de agentes con intereses concretos y sin supervisión administrativa eficaz, pueden llegar a consolidar prácticas de uso difíciles de mantener sin desplazar la frontera de los problemas de sobreexplotación del recurso en el espacio o en el tiempo. Por otro lado, la opacidad de estas transacciones resulta en una disminución del conocimiento de la realidad (quién usa el agua, para qué, bajo qué condiciones, a qué precio), y por lo tanto reduce la eficacia de la gestión del recurso.

Finalmente, hay que destacar que los mercados informales pueden favorecer la aparición de rentistas o aguatenientes, desvirtuando la idea de concesión de uso del agua, puesto que el titular de la concesión realmente no utiliza el recurso para el destino para cual solicitó y recibió (gratuitamente) la concesión en origen. De hecho, si la Administración hidráulica recuperara los derechos de uso de agua que son cedidos por falta de uso, podría aplicar criterios de interés general a la hora de decidir su reasignación a otros usos, o reservarlos para la recuperación de los ecosistemas acuáticos que proveen el recurso.

6. Conclusiones

Los que en el marco de este trabajo hemos llamado *mercados informales de agua* incluyen una amplia tipología de acuerdos de compraventa o intercambio de aguas, en regiones que experimentan situaciones de escasez de agua de origen físico, socioeconómico o político-administrativo. Estos acuerdos se alcanzan por iniciativa de los usuarios y fuera de los supuestos contemplados por la legislación vigente sobre instrumentos de mercado (centros de intercambio y contratos de cesión). En algunos casos la Administración competente los aprueba o incluso los facilita, seguramente al considerar estos acuerdos como soluciones eficaces a problemas locales de escasez. En otros casos y sobre todo en el caso de las aguas subterráneas, sin embargo, la Administración hidráulica no reconoce y por tanto no da seguimiento a situaciones con gran implantación en el territorio, favoreciendo la opacidad de estas prácticas.

En este trabajo hemos visto ejemplos de arreglos acordados por los propios usuarios que les han permitido encontrar soluciones flexibles, locales, adaptadas a sus necesidades, eficaces y política y socialmente sostenibles en el medio (y posiblemente largo) plazo, como es el caso de los acuerdos alcanzados entre el CAMB y los regantes de la Marina Baja para garantizar el abastecimiento estival de las poblaciones turísticas costeras.

En la mayoría de los casos, los mercados informales que se describen en este trabajo aparecen en regiones donde la intensidad de los usos del agua ha resultado en un agotamiento o deterioro de la calidad de los recursos propios; donde se han demandado (y en ocasiones se reciben) recursos del exterior; y donde se han empleado las figuras de intercambio de derechos de agua contempladas en la legislación. La utilización de acuerdos privados de compraventa en estas circunstancias, particularmente cuando se producen al margen de la Administración, intensifica aún más la explotación del recurso, potencialmente agravando las situaciones de escasez. En este sentido, resulta imprescindible mejorar el control administrativo de estos intercambios para garantizar la protección del interés general, del estado de las aguas y de los ecosistemas asociados a las mismas. En cambio, en aquellos casos en los que la Administración del agua interviene para refrendar, legalizar o facilitar (y por lo tanto tutelar) estos acuerdos, como por ejemplo en los acuerdos suscritos por Torrevieja o la Marina Baja con las CCRR de su entorno, el resultado de los mismos puede ser satisfactorio para todas las partes y estable en el tiempo. Es importante destacar que en esos casos a menudo se trata de regiones donde

el estrés hídrico no es extremo y donde los intercambios buscan optimizar el uso de los recursos hídricos utilizando aguas superficiales de mejor calidad para los usos urbanos y dejando los recursos de menor calidad para el regadío.

La escasa información disponible sobre las características esenciales de estas operaciones de compraventa o cesiones de derechos de agua (volúmenes traspasados, precios de venta, destinatarios, régimen jurídico de las aguas, etc.) muestra algunos aspectos de gran relevancia para la gestión del agua en situaciones de escasez. Particularmente interesante es el precio que llega a alcanzar el agua en estos mercados informales, significativamente superior a lo que pagan los usuarios a la Administración del agua cuando esta se obtiene a través de canales establecidos (concesiones, contratos de cesión, centros de intercambio, aguas trasvasadas, etc.), lo que muestra una alta capacidad y voluntad de pago en situaciones de emergencia (p. ej., sequía prolongada) y en zonas en las que no hay otras alternativas de suministro. También es relevante la diversidad, flexibilidad y agilidad de estos mecanismos de compraventa, incluyendo convenios marco que permiten la ejecución del derecho de compra según necesidad o acuerdos puntuales para hacer frente a necesidades específicas. Cabe mencionar también la escala local de los acuerdos, que potencialmente ayuda a acotar el impacto social, económico y ambiental de estos intercambios, reduciendo así su conflictividad.

La laguna de información que se ha podido apreciar en la elaboración de este trabajo de síntesis pone de manifiesto la necesidad de asegurar mayor transparencia en estas transacciones, ya que se trata de intercambios de un bien público y con posibles implicaciones sobre terceros y el medio. En este sentido Torregrosa y Sevilla (2013) sugieren que el establecimiento de criterios normalizados para la contabilidad de las CCR (actualmente no regulados por la normativa vigente) podría ayudar a dar transparencia a las operaciones de compraventa de aguas, que actualmente no aparecen o aparecen de una forma difícil de conocer o controlar.

La laguna todavía existente en el conocimiento de los mercados informales, de abordarse, necesitaría un trabajo de campo en las zonas tratadas en este capítulo y también en otras identificadas durante su elaboración. Ese tipo de estudio de detalle tendría el valor de aportar a los gestores del agua y a los legisladores conocimiento sobre la realidad del uso del agua, para aprender de prácticas que pueden contribuir a la reasignación de derechos de agua y por tanto podrían ser incorporadas en la legislación, así como para identificar prácticas que tienen implicaciones negativas sobre el medio y la sociedad y

que, por tanto, tienen que ser reconducidas, buscando soluciones alternativas para las circunstancias que las han provocado.

Agradecimientos

Queremos agradecer al Observatorio del Agua de la Fundación Botín por la oportunidad de organizar y celebrar el Seminario sobre Mercados Informales. También queremos agradecer las contribuciones de los ponentes en el seminario: Abel La Calle de la Fundación Nueva Cultura del Agua; Juan Miguel de la Cuétara, de Ariño y Villar, Abogados; Carles Sanchís Ibor, Marta García Mollá y José Carles Genovés de la Universidad Politécnica de Valencia; Javier Calatrava, de la Universidad Politécnica de Cartagena; Teresa Torregrosa y Martín Sevilla, de la Universidad de Alicante; José Antonio Poveda, de la Junta Central de Usuarios del Acuífero del Poniente Almeriense; y Antonio Valldeverdú, técnico asesor de Comunidades de Regantes. Agradecer también las contribuciones a los debates de Francesc La Roca de la Universidad de Valencia y Julia Martínez de la Universidad de Murcia, y a los miembros del Observatorio del Agua que participaron en calidad de observadores. Nuestros agradecimientos van también a Rogelio Galván, Confederación Hidrográfica del Ebro; Jordi Molist, Agencia Catalana del Agua y Felipe Fuentelsaz, WWF-España. Gracias a Julia Urquijo Reguera por su ayuda en la elaboración del mapa de localización de los mercados. En cualquier caso las opiniones que aquí se recogen y los posibles errores u omisiones son responsabilidad exclusiva de las autoras.

Referencias bibliográficas

- AGUILERA-KLINK, F. y SÁNCHEZ PADRÓN, M. (2002): *Los mercados de agua en Tenerife*. Bakeaz-Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao.
- AGUILERA-KLINK, F. y SÁNCHEZ-GARCÍA, J. (2005): «Water markets in Tenerife: the conflict between instrumental and ceremonial functions of the institutions»; *International Journal of Water* 3(2); pp. 166-185.
- AGUILERA-KLINK, F. (2006): «Hacia una nueva economía del agua: Cuestiones fundamentales»; *Polis* 14; doi: 10.4000/polis.5044.
- ALTAMIRA, R. (1985): *Derecho consuetudinario y economía popular en la provincia de Alicante*. Instituto Juan Gil-Albert, Diputación Provincial de Alicante, Alicante.

- CALATRAVA, J. (2013): «Intercambios de aguas en la cuenca del Segura»; *XI Seminario Nacional «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»*. Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- CALATRAVA, J. y SAYADI, S. (2005): «Economic valuation of water and willingness to pay analysis in tropical fruit production in South-Eastern Spain»; *Spanish Journal of Agricultural Research* 3(1); pp. 25-33.
- CHE (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO) (2007): *Plan Especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía*. CHE, Zaragoza.
- CHG (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL GUADALQUIVIR) (2015): *Propuesta de proyecto de revisión del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Anejo nº 7. Valoración del estado de las masas de agua. Octubre de 2015*. CHG, Sevilla.
- DEL MORAL, L. (2011): «El nuevo Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadalquivir: avances y dificultades en el proceso de cambio de modelo de gestión del agua»; *Hábitat y Sociedad* 2; pp. 187-196.
- EMBED, A. (2013): «La crisis del sistema concesional y la aparición de fórmulas complementarias para la asignación de recursos hídricos. Algunas reflexiones sobre los mercados de derechos de uso del Agua»; en EMBED, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- ESTEVAN, A. y LA CALLE, A. (2007): *Transferencias de derechos de agua entre demandas urbanas y agrarias: El caso de la Comunidad de Madrid*. Cuadernos de I+D+i n.º1. Canal de Isabel II, Madrid.
- FERNÁNDEZ, J. D. y AGUILERA-KLINK, F. (2000): *El papel económico de las aguas subterráneas en Canarias*. Papeles de Aguas Subterráneas nº 10, Fundación Marcelino Botín, Santander.
- FERRER, J. y GARIJO, L. (2013): «Mercados del agua y flexibilización del marco concesional»; *X Seminario Nacional «Transparencia y concesiones de agua en España»*. Fundación Botín, Madrid, enero de 2013.
- GARROTE, L.; IGLESIAS, A. y FLORES, F. (2009): «Development of Drought Management Plans in Spain»; en IGLESIAS, A.; GARROTE, L.; CANCELIERE, A.; CUBILLO, F. y WILHITE, D., eds.: *Coping with drought risk in agriculture and water supply systems*. Advances in Natural and Technological Hazards Research, Vol. 26. Springer, Dordrecht (The Netherlands).

- HERNÁNDEZ-MORA, N.; DEL MORAL, L.; LA ROCA, F.; LA CALLE, A. y SCHMIDT, G. (2013): «Interbasin water transfers in Spain. Interregional conflicts and governance responses»; en SCHENEIDER, G., ed.: *Globalized water: A question of governance*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DE STEFANO, L. (2013): «Los mercados informales de agua en España: Una primera aproximación»; en EMBID, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HERVÁS, A. (2013): «Los intercambios de agua en la Cuenca del Júcar»; *XI Seminario Nacional «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»*. Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- LÓPEZ ORTIZ, M. I. y MELGAREJO, J. (2007): «El fin del regadío tradicional y la creación de sociedades mercantiles para la venta de agua. Riegos de Levante margen derecha del Segura». *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 43; pp. 307-334.
- NAREDO, J. M. (2007): «Lo público y lo privado, la planificación y el mercado, en la encrucijada actual de la gestión del agua en España»; *Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*. Fundación Nueva Cultura del Agua y Universidad de Sevilla, Sevilla.
- POVEDA, J. A. (2013): «Los mercados informales de agua en España: El caso del poniente almeriense»; *XI Seminario Nacional «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»*. Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- RICO, A. M.; OLCINA, I. y BAÑOS, C. J. (2014): «Competencias por el uso del agua en la provincia de Alicante: Experiencias de gestión en la armonización de usos urbano-turísticos y agrícolas»; *Doc d'Anàlisi Geogràfica* 60(3); pp. 523-548.
- RUÍZ-FUNES, M. (1983): *Derecho consuetudinario y economía popular de la provincia de Murcia*. Academia Alfonso X el Sabio, Murcia.
- SANCHÍS-IBOR, C.; GARCÍA-MOLLÁ, M. y CARLES GENOVÉS, J. (2013): «Mercados informales y cesiones de aguas en la Comunidad Valenciana»; *XI Seminario Nacional «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»*. Fundación Botín, Madrid, enero 2013.

- TARRECH, R.; MARIÑO, M. y ZWICKER, G. (1999): «The Siurana-Ruidecanyes irrigation subscribers association and water market system»; en MARIÑO, M. y KEMPER, K., eds.: *Institutional frameworks in successful water markets: Brazil, Spain and Colorado, USA*. World Bank Technical Paper Nº 427. World Bank, Washington, D.C.
- TORREGROSA, T. (2009): *La gestión del agua en la Marina Baja (Alicante)*. Temas de las Cortes Valencianas 19. Corts Valencianes, Valencia.
- TORREGROSA, T. y SEVILLA, M. (2013): «Los intercambios de agua en la Comarca de la Marina Baja, Alicante»; *XI Seminario Nacional «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»*. Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- VALLVERDÚ, A. (2013): «Intercambios de aguas en la cuenca del Almanzora, Almería»; *XI Seminario Nacional «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»*, Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- WWF-ESPAÑA (2012): *El fiasco del agua en el Alto Guadiana*. WWF-España, Madrid.
- WWF-ESPAÑA (2015): *Modernización de regadíos: Un mal negocio para la naturaleza y la sociedad*. WWF-España, Madrid.

II. DESEMPEÑO DE LOS MERCADOS EN ESPAÑA

Mercados de agua y eficiencia económica

Javier Calatrava^a y José A. Gómez-Limón^b

^aUniversidad Politécnica de Cartagena y ^bUniversidad de Córdoba

1. Introducción

1.1. El concepto de eficiencia económica y aplicación al uso del agua

De manera resumida, puede definirse la *eficiencia económica* o de Pareto como aquellas situaciones de un sistema económico que no permiten la mejora de bienestar de ninguno de los individuos que lo componen, sino es necesariamente a costa de empeorar el bienestar de otro(s). Como demuestra la Teoría Económica (véase, p. ej., Gravelle y Rees, 2004, pp. 281-288), alcanzar la eficiencia económica requiere como condiciones necesarias: a) la eficiencia en el consumo (en la distribución de productos y servicios); b) la eficiencia en la oferta de factores de producción (en la provisión de insumos); c) la eficiencia en el uso de insumos (en los factores de producción a emplear); y d) la eficiencia en la producción (bienes y servicios a obtener). Si se dan estas condiciones, el sistema económico provee a la sociedad del conjunto de bienes y servicios de mayor valor para esta teniendo en cuenta los recursos disponibles, y dicha producción se obtiene al menor coste unitario posible. En todo caso, la importancia clave del concepto de eficiencia económica radica en que alcanzar esta situación es condición necesaria para maximizar el nivel de bienestar social¹.

¹ Como explican Gravelle y Rees (2004, pp. 279-313), la eficiencia de Pareto resulta un criterio útil para diferenciar entre situaciones eficientes e ineficientes de una economía, pero presenta como principal problema que no permite una ordenación completa de las diferentes situaciones alternativas de la economía, ya que muchas de ellas son incomparables siguiendo tal criterio (todas aquellas en las cuales unos individuos mejoran y otros empeoran su bienestar individual). Por este motivo, para establecer un ranking completo de tales situaciones, se requeriría determinar la *función de bienestar social*, al objeto de poder compensar correctamente las variaciones de bienestar entre individuos. Si esta función pudiese ser calculada, el objetivo de la política económica (política del agua) sería lograr una situación de la economía (reparto y uso del agua) que maximizase tal función. Sin embargo, la determinación de la función de bienestar social es compleja, pues ello requeriría estimar primero y agregar después todas las funciones de bienestar de los individuos que integran la sociedad analizada. Este hecho ha provocado un amplio debatido en la literatura económica (véase, por ejemplo, Arrow, 1951 y Sen, 1970) sobre la posibilidad real o no de poder calcular tales funciones, así como sobre su uso para la evaluación del desempeño de las políticas públicas. Por este motivo, desde una perspectiva pragmática, la evaluación de políticas se realiza en la práctica desde la perspectiva de la eficiencia económica o de Pareto, como criterio necesario (aunque no suficiente) para la maximización del bienestar social.

En esta misma línea podemos afirmar que el *uso del agua es eficiente económicamente* cuando resulta imposible encontrar una forma alternativa de reparto y uso del recurso en la cual se mejore el bienestar del algún individuo sin que el de otro(s) empeore. En definitiva, la eficiencia económica en el uso del agua se trata de un conjunto de situaciones ‘ideales’ cuyo logro debe ser un objetivo a perseguir por toda política de gestión pública del agua, pues en caso contrario (*ineficiencia en el uso del agua*) resultará imposible optimizar el bienestar social asociado al uso del recurso.

Definida así la eficiencia económica, resulta evidente la complejidad de su análisis, ya que para ello se requeriría la medición del bienestar de todos los individuos que integran dicho sistema económico. Al objeto de facilitar este análisis, tradicionalmente la Teoría Económica ha asumido dos supuestos simplificadores. En primer lugar se considera que *no existen externalidades*, de tal manera que solo son relevantes las variaciones de bienestar de los agentes directamente implicados en el mercado analizado. En segundo lugar se asume que *el bienestar de los individuos puede cuantificarse por su capacidad de consumo* o, lo que sería equivalente, *su nivel de renta*. Esta simplificación se basa en el supuesto de que el bienestar de los individuos se deriva exclusivamente del consumo de los bienes de mercado (bienes privados) que pueden adquirir gracias al efectivo monetario que le proporcionan sus rentas.

Sin duda ambos supuestos simplificadores son verdaderamente restrictivos cuando se trata de analizar la eficiencia económica del uso del agua, pues estos implican ignorar las variaciones de bienestar de terceros afectados por los cambios en el uso del recursos (p. ej., otros usuarios del agua, comunidades dependientes de las actividades usuarias del recurso o la sociedad en general), especialmente cuando dichas variaciones de bienestar se derivan de modificaciones en la provisión de bienes públicos, tanto de carácter ambiental (p. ej., paisajes, biodiversidad de los ecosistemas, etc.) como social (p. ej., vitalidad de las zonas rurales).

En este sentido debe señalarse desde un primer momento que el análisis que plantemos en este capítulo en relación con el efecto de los mercados sobre la eficiencia económica del uso del agua asume ambas simplificaciones. Resulta evidente pues que el análisis de la eficiencia económica del uso del agua bajo estos supuestos no deja de ser un análisis parcial, y que una evaluación integral del desempeño de los mercados de agua requiere igualmente la consideración de otros enfoques complementarios, que tengan en cuenta la generación de externalidades y la contribución al bienestar social de los bienes

y servicios públicos asociados al agua. Por este motivo, las consideraciones y resultados mostrados en este capítulo debe combinarse necesariamente con los obtenidos en los dos próximos capítulos de este mismo libro, centrados en los impactos sociales y ambientales de los mercados de agua.

1.2. Sistemas de asignación de agua: factor clave para la eficiencia en el uso del recurso

De lo comentado hasta el momento se deduce que el concepto de eficiencia económica tiene un marcado carácter dinámico, pues una situación de la economía eficiente hoy, puede dejar de serlo mañana si cambian las preferencias de la sociedad (demandas de los consumidores), la disponibilidad de factores productivos o las tecnologías de producción. Así pues, y en relación al uso de agua, resulta evidente que alcanzar la eficiencia económica requiere necesariamente de la existencia de un *mecanismo flexible de asignación de recursos hídricos*, que permita una continua adaptación de los usos del agua a las condiciones de la economía. Efectivamente, solo implementando un sistema flexible de reparto de recursos se podrá verificar en todo momento las condiciones necesarias para alcanzar la eficiencia económica, de manera particular las relativas a la eficiencia en la oferta de factores de producción (volumen extraído de agua que iguala el coste marginal de su obtención al coste de oportunidad del recurso), la eficiencia en el uso de insumos (dosis de agua empleada que iguala su productividad marginal al precio del recurso), y la eficiencia en la producción (utilización del agua en las actividades generadoras de mayor valor).

En la mayoría de los países han sido los gobiernos los encargados de la asignación de los recursos hídricos entre los diferentes usos, generalmente mediante el reparto de derechos de propiedad o uso y el establecimiento de cuotas (p. ej., el régimen concesional español comentado en el segundo capítulo de esta obra). Las características físicas del agua (recurso renovable y fluyente), la elevada inversión en infraestructuras necesaria para su gestión, así como el carácter de bien público de las masas de agua, justifican esta situación generalizada de monopolio estatal desde el lado de la oferta. En este sentido, debe indicarse igualmente que este sistema de asignación centralizado tiene la virtud de permitir la consideración de criterios sociales y ambientales en el reparto de los recursos, que como ya se ha comentado no son tenidos en cuenta por la eficiencia económica.

La principal crítica que se hace, desde el punto de vista económico, al enfoque de asignación pública y centralizada del agua es que suele presentar problemas de ineficiencia derivados de la aplicación de criterios políticos (existencia de conflictos entre objetivos puramente económicos y los objetivos sociales y ambientales), así como la falta de flexibilidad para adaptarse a cambios en los valores económicos del agua por variaciones en la demanda, en la disponibilidad de recursos o en las tecnologías asociadas al uso del agua (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). Ambas circunstancias explican un reparto ineficiente del agua desde una perspectiva económica, tanto a corto (apenas permite equilibrar la oferta y la demanda del recurso en situaciones de escasez coyuntural del recurso por la sequía) como a largo plazo (apenas permite reasignar derechos hacia nuevos usos de mayor valor). Esta problemática hace recomendable introducir un mayor grado de descentralización en la asignación del agua, dotando al sistema de mayor flexibilidad y capacidad de adaptación a los cambios en los valores del agua. Solo de esta manera es posible un incremento en la eficiencia económica en el uso del agua y, por lo tanto, una mayor generación de valor económico (producción de bienes y servicios).

De los enfoques alternativos para la asignación de los recursos hídricos que suelen considerarse en la literatura (políticas de precios, gestión común por los usuarios y mercados de agua; véase Dinar *et al.*, 1997), es el mercado el mecanismo que más autores defienden por ser el mecanismo más flexible y que mejores resultados proporciona desde la perspectiva de la eficiencia económica, especialmente para economías del agua que se encuentran en una «fase madura» (Randall, 1981; véase primer capítulo del libro).

Los mercados de agua transfieren la responsabilidad de reasignar el agua desde la Administración Pública a los propios usuarios, que conocen mejor los beneficios (rentas privadas) que genera su aprovechamiento. De esta manera los usuarios actuales y potenciales, en función de la productividad que obtienen del agua y de las señales de la escasez relativa del recurso recibidas a través del precio de mercado, tomarán sus decisiones en cuanto al uso del recurso disponible (usar, comprar o vender) en busca su beneficio privado. Tales decisiones hacen que el agua se transfiera en los mercados hacia aquellos usos de mayor valor, mejorando con ello la eficiencia económica del uso del agua (Spulber y Sabbaghi, 1994). Además, este sistema de asignación permite diseminar información sobre el coste de oportunidad del agua (precio de mercado), evitando con ello cualquier incentivo para su despilfarro, tal y como ocurre con los sistemas de asignación centralizados, sistemas rígidos que no fomentan el ahorro de agua.

1.3. Los mercados como mecanismo eficiente de asignación del agua

Los mercados de agua son considerados como un instrumento eficaz para abordar el problema de la escasez de agua, lo que se suele justificar desde el punto de vista de la eficiencia económica aduciendo que los incrementos de bienestar alcanzables a través del intercambio de agua (cuantificados simplídicamente como suma de los incrementos de rentas de los partícipes en los intercambios) pueden ser considerables (Easter y Huang, 2014). Efectivamente, gracias a los mercados el agua puede reasignarse desde los usos menos rentables hacia otros de mayor rentabilidad, por lo que el valor económico de la producción derivada del uso del agua se incrementa sin que sea necesario incrementar su disponibilidad (tradicional enfoque de las políticas de oferta). De hecho, una de las ventajas de reasignar el agua a través del mercado es que no es necesario hacer cambios en la distribución inicial de los derechos de propiedad (Howitt, 1998). En este sentido, debe comentarse que la reasignación a través del mercado es especialmente interesante en aquellas economías del agua en las que la asignación se basa en derechos proporcionales, como es el caso de España y Australia, sistemas que se muestran claramente ineficientes desde una perspectiva económica cuando los usuarios son heterogéneos y obtienen diferentes beneficios del uso del agua (Burness y Quirk, 1979; Randall, 1981).

El hecho de que la participación en el mercado sea voluntaria implica necesariamente que tanto para el comprador como para el vendedor los intercambios son beneficiosos, por lo que el bienestar (rentas) de ambos se verá incrementado. Estos incrementos de rentas son especialmente elevados cuando las disponibilidades de agua son reducidas, lo que permite reducir el impacto económico de la escasez (Miller, 1996). El contexto en el que los mercados de agua deben situarse es, por tanto, aquel que viene marcado por la escasez coyuntural o estructural de agua (Randall, 1981), lo que hace que las mejoras de eficiencia derivadas de la operatividad de los mercados de agua sean mayores en términos relativos.

Cómo se analizará en el capítulo 8 de este libro, escrito por Calatrava y Gómez-Ramos, una de las características igualmente relevante de los mercados de agua es su potencial para reducir los riesgos asociados a la variabilidad en la disponibilidad de agua. En este sentido, la reasignación del agua a través del mercado no solo incrementa el bienestar de compradores y vendedores, sino que pueden constituir una alternativa a la construcción de infraestructuras hidráulicas, proveyendo un seguro contra situaciones de sequía a un menor coste, tanto privado como social (Michelsen y Young, 1993).

Las ventajas de los mercados anteriormente comentadas pueden demostrarse tanto en el plano teórico como práctico. Efectivamente, las experiencias de mercados de agua alrededor del mundo ponen de manifiesto cómo este instrumento ha permitido hacer frente a los problemas de escasez en numerosos países (Maestu, 2013; Easter y Huang, 2014). Por este motivo, muchos organismos internacionales defienden el papel de los mercados de agua como instrumentos con gran potencial para una gestión eficiente y sostenible de los recursos hídricos, así como para hacer frente a riesgos de disponibilidad hídrica (ECE, 2009; IPCC, 2007; EEA, 2012; OECD, 2013).

Sin embargo, también es cierto que la aplicación práctica de los mercados de agua no siempre ha conducido a asignaciones eficientes del recurso. Entre los múltiples factores que pueden causar ineficiencias o *fallos de mercados* en su implementación cabe destacar los siguientes: a) la indefinición y/o heterogeneidad de los derechos de propiedad, b) la falta de competencia y transparencia informativa en cuanto a las operaciones realizadas, c) la naturaleza estocástica de la disponibilidad de agua, d) la existencia de costes de transacción, e) la generación de externalidades sociales y ambientales como consecuencia de los cambios de uso del agua, y f) la naturaleza de bien público de ciertos usos del agua (Colby *et al.*, 1993; Spulberg y Sabaghi, 1994; Qureshi *et al.*, 2009). Todos estos factores de ineficiencia dependen, entre otras cuestiones, del tipo de mercado, de la naturaleza de los derechos de propiedad, del marco regulatorio de los intercambios y del ámbito espacial del mercado.

En este capítulo nos centramos en aspectos relacionados con el potencial de los mercados de agua para mejorar la eficiencia económica en el uso de los recursos hídricos, mientras que otras cuestiones, relacionadas con los efectos ambientales o sociales de los mercados o su potencial como instrumento de reducción de riesgos se abordarán en posteriores capítulos de este libro. Con este propósito, en el siguiente apartado se analizan las condiciones de equilibrio de un mercado de agua y se muestra cómo tanto compradores como vendedores de agua mejoran su bienestar (rentas). El capítulo continúa con una revisión de trabajos que han simulado intercambios de agua en diferentes zonas de España para estimar las ganancias de eficiencia económica derivada de su operatividad, así como algunas estimaciones propias del incremento de la eficiencia generado en algunas de las más relevantes experiencias de contratos de cesión de derechos que han tenido lugar en España. Finalmente el capítulo termina con un apartado dedicado a resaltar las principales conclusiones del análisis realizado.

2. Análisis de las condiciones de equilibrio de un mercado de agua²

En este apartado se plantea analíticamente el problema de un productor o empresa que participa en un mercado de agua, bien como comprador o como vendedor, al objeto de analizar económicamente las condiciones de equilibrio del mercado (intersección de la oferta y la demanda). Este análisis se desarrollará tanto desde la perspectiva del productor o empresa individual, como para el conjunto de agentes que participan en el mercado. El objetivo de este planteamiento teórico no es otro que evidenciar cómo, efectivamente, la posibilidad de intercambiar dotaciones de aguas mediante el mercado mejora la eficiencia económica asociada al uso del agua, en la medida con el intercambio todos los agentes que operan en el mismo salen beneficiados.

2.1. Conducta económica de un productor que participa en un mercado de agua

En este apartado se plantea el análisis del comportamiento económico de un productor que sigue una *conducta maximizadora del beneficio* (el bienestar del productor queda únicamente determinado por su nivel de rentas), asignando sus factores de producción con ese objetivo. Tal conducta está sujeta al marco institucional vigente y a las condiciones imperantes en el mercado de sus productos y factores de producción, así como a la cantidad de agua a la que tiene derecho. Asimismo se asume que *las operaciones de mercado no generan externalidades* (las operaciones afectan únicamente al bienestar de compradores y vendedores), *no existen costes de transacción* y que el mercado de agua es *perfectamente competitivo* (no existen fallos de mercado: gran número de compradores y vendedores, homogeneidad en los derechos de uso cedidos y completa información sobre las operaciones realizadas).

En la literatura la modelización matemática de este problema se ha formulado normalmente utilizando funciones de demanda o funciones de valor en función de las cantidades de agua disponibles (Howe *et al.*, 1986; Griffin y Hsu, 1993). En nuestro caso, no obstante, se ha optado por modelizarlo sobre la base de una función de beneficio de la empresa dependiente de la cantidad de agua utilizada (Dinar y Letey, 1991; Calatrava y Garrido, 2001 y 2005; Garrido, 2007). Así, el problema al que se enfrenta un productor que parti-

² El análisis aquí presentado es una adaptación del realizado por Calatrava (2002).

cipa en un mercado de agua puede plantearse como el siguiente problema de optimización:

$$\text{Maximizar } \pi_m(w) = \pi(w) + P_m(w_v - w_c) \quad [1a]$$

sujeito a:

$$w \leq D + w_c - w_v \quad [1b]$$

$$w_v \leq D \quad [1c]$$

$$w, w_c, w_v \geq 0 \quad [1d]$$

donde: $\pi_m(w)$ es la función de beneficio total del productor que participa en el mercado de agua; w es la cantidad de agua empleada; $\pi(w)$ es una función que relaciona el beneficio privado derivado de emplear el agua para producir con la cantidad de agua utilizada; P_m es el precio de mercado del agua; w_c es la cantidad de agua comprada y w_v es la cantidad de agua vendida; y D es la dotación de agua que le corresponde a cada usuario como titulares de derechos de agua. En la medida que se asume un mercado perfectamente competitivo, se considera que el productor es precio aceptante (el precio no depende de su toma de decisiones).

La función objetivo [1a] es la suma del beneficio obtenido mediante el uso productivo del agua más un segundo término que representa el coste derivado de la compra de agua o el beneficio derivado de su venta, según tome signo negativo ($w_v < w_c$) o positivo ($w_v > w_c$), respectivamente. La restricción [1b] impide que se utilice más agua de la que hay disponible teniendo en cuenta su dotación D y la cantidad de agua comprada (w_c) y vendida (w_v), mientras que la restricción [1c] impide que el productor pueda vender una cantidad de agua mayor que su dotación D .

Se ha optado por una especificación del problema similar a la empleada por Archibald y Renwick (1998), quienes consideran tres variables (agua empleada, agua comprada y agua vendida), en lugar de la utilizada por autores como Dinar y Letey (1991) o Weinberg *et al.* (1993), quienes usan dos variables (agua empleada y exceso, positivo o negativo, de agua con respecto a la dotación). El motivo es que la primera permite analizar mejor los distintos costes de oportunidad de comprador y vendedor. En cualquier caso, hay que poner de relieve que solo hay una verdadera variable en este problema decisional, el agua empleada, que es con respecto a la cual se optimiza, y de la que derivan las cantidades compradas o vendidas.

Por simplificación analítica, la función de beneficio depende solo de la cantidad de agua empleada, asumiéndose que la asignación óptima de los factores de producción entre las distintas actividades de la empresa va implícita en la cantidad de agua empleada. Por tanto, $\pi(w)$ es una función de beneficio restringida, con primera derivada positiva y segunda derivada negativa (Chambers, 1988; Cornes, 1992), que puede definirse como:

$$\pi(w) = \{ \max_{\mathbf{z}} p \cdot q(w, \mathbf{z}) - \mathbf{c} \cdot \mathbf{z} \mid \forall w \}$$
 [2]

donde \mathbf{z} es el vector de factores de producción excepto el agua w ; \mathbf{c} es el vector de costes de dichos factores; w es la cantidad utilizada de agua; p es el precio de mercado del producto; y $q(w, \mathbf{z})$ es la función de producción.

La función lagrangiana del problema [1] tal y como se ha definido es:

$$\mathcal{L} = \pi(w) + P_m(w_v - w_c) + \lambda(D + w_c - w_v - w) + \mu(D - w_v)$$
 [3]

Las condiciones de Kuhn-Tucker para la existencia de un óptimo son:

$$\partial \mathcal{L} / \partial w = \pi'(w) - \lambda \leq 0; \quad w(\partial \mathcal{L} / \partial w) = w(\pi'(w) - \lambda) = 0; \quad w \geq 0$$
 [4a]

$$\partial \mathcal{L} / \partial w_c = -P_m + \lambda \leq 0; \quad w_c(\partial \mathcal{L} / \partial w_c) = w_c(-P_m + \lambda) = 0; \quad w_c \geq 0$$
 [4b]

$$\partial \mathcal{L} / \partial w_v = P_m - \lambda - \mu \leq 0; \quad w_v(\partial \mathcal{L} / \partial w_v) = w_v(P_m - \lambda - \mu) = 0; \quad w_v \geq 0$$
 [4c]

$$\partial \mathcal{L} / \partial \lambda = D + w_c - w_v - w \geq 0; \quad \lambda(\partial \mathcal{L} / \partial \lambda) = \lambda(D + w_c - w_v - w) = 0$$
 [4d]

$$\partial \mathcal{L} / \partial \mu = D - w_v \geq 0; \quad \mu(\partial \mathcal{L} / \partial \mu) = \mu(D - w_v) = 0$$
 [4e]

La condición [4a] implica que, siempre y cuando se utilice agua para producir, su precio sombra va a venir dado por el beneficio marginal derivado de hacerlo.

La condición [4b] implica que para un comprador de agua ($w_c > 0$) el beneficio es máximo cuando se iguala el valor dual del agua (λ) al precio de equilibrio de mercado. Puesto que, por la condición [4a], su disposición al pago viene dada por el beneficio marginal que obtiene de usar el agua, comprará agua hasta igualar el beneficio marginal al precio de mercado. De esta manera se evidencia que la *ganancia neta de un comprador (GNC)* por participar en el mercado vendrá dada por el incremento del beneficio obtenido como con-

secuencia de utilizar más agua para producir menos el coste incurrido para comprar el agua, es decir:

$$GNC = \pi(D+w_c^*) - \pi(D) - P_m w_c^* \quad [5]$$

La condición [4c] implica que para un vendedor ($w_v > 0$), el precio de equilibrio es igual a la suma del coste de oportunidad de uso del agua (λ) y del precio sombra de la dotación (μ). Por la condición [4a], λ representa el beneficio marginal perdido por no usar el agua para producir. Por la condición [4e] μ es igual a cero si la cantidad vendida en el mercado es inferior a la dotación. En caso contrario, μ viene dado por la diferencia entre el precio de mercado y el valor marginal del agua cuando $w_v = D$, y representa la disposición al pago del vendedor por disponer de más agua que vender en el mercado e incrementar su beneficio. En tal caso, venderá agua hasta que el precio de mercado sea igual al coste de oportunidad del agua más dicho precio sombra. Teniendo lo anterior en cuenta, cabe deducir que la *ganancia neta de un vendedor (GNV)* sería:

$$GNV = \pi(D-w_v^*) - \pi(D) + P_m w_v^* \quad [6]$$

Resumiendo, para un *comprador*, dado un precio del agua en el mercado P_m y una función de beneficio $\pi(w)$, el óptimo (w^* , w_c^*) será aquel en el que se cumpla:

$$\pi'(w^*) = P_m \quad [7a]$$

$$w^* = D + w_c^* \quad [7b]$$

Para un *vendedor*, dado un precio del agua P_m y una función de beneficio $\pi(w)$, el óptimo (w^* , w_v^*) será aquel en el que se cumpla:

$$\pi'(w^*) = P_m - \mu \quad [8a]$$

$$w^* = D - w_v^* \quad [8b]$$

$$\mu w^* = 0 \quad [8c]$$

Es importante hacer una puntualización sobre el efecto de la dotación, D . La cantidad de agua de que dispone el productor puede presentar un gran

nivel de variabilidad. El valor que tome la dotación influirá en los valores duales del agua y , por lo tanto, en las disposiciones a pagar y a aceptar. Dinar y Letey (1991) y Weinberg *et al.* (1993) demuestran que, en condiciones *ceteris paribus* (en caso de igualdad en el resto de condiciones), un incremento de la dotación de agua (ΔD) no influye en la cantidad óptima de agua utilizada por un vendedor, sino que incrementa la cantidad de agua que vende en el mercado, viniendo el incremento de beneficio resultante dado por $(P_m \cdot \Delta D)$. De igual forma, un incremento en la dotación de agua no influye en la cantidad de agua óptima a emplear por un comprador, sino que reduce el volumen que necesita comprar en el mercado. En todo caso, debe señalarse que el supuesto de *ceteris paribus* sobre el que descansa este resultado es poco realista, ya que se asume que solamente varía la dotación del productor considerado de manera individual en este planteamiento. En la práctica, es de esperar que las variaciones en la disponibilidad de agua afecten al conjunto de productores (recortes o suplementos generalizados en las dotaciones), haciendo variar el precio de mercado del agua y , por lo tanto, su valor dual y la cantidad $P_m(w_v - w_c)$ óptima a emplear por cada productor (Calatrava, 2002).

2.2. Equilibrio del mercado de agua

Como se ha visto anteriormente, cada participante i en un mercado de agua va a tratar de maximizar la suma del beneficio derivado de usar el agua para producir, $\pi_i(w_i)$, y el beneficio derivado de la adquisición o venta del agua en el mercado, sujeto a unas restricciones de disponibilidad de agua (problema [1]). El equilibrio del mercado, compuesto por todos los productores participantes en él, puede representarse mediante el siguiente problema de optimización:

$$\text{Maximizar } \sum_i [\pi_i(w_i) + P_m(w_{vi} - w_{ci})] \quad [9a]$$

sujeto a:

$$\sum_i w_i \leq \sum_i [D_i + w_{ci} - w_{vi}] \quad [9b]$$

$$w_{vi} \leq D_i \quad \forall i \quad [9c]$$

$$w_p, w_{ci}, w_{vi} \geq 0 \quad \forall i \quad [9d]$$

donde w_i es la cantidad de agua empleada por el productor i ; $\pi_i(w)$ es una función que relaciona el beneficio del productor i con la cantidad de agua

utilizada; P_m es el precio de mercado del agua; w_{ci} es la cantidad de agua comprada y w_{vi} la cantidad de agua vendida por el usuario i ; y D_i es la dotación de agua que le corresponde al productor i . Se asume igualmente un mercado competitivo y que el productor es precio aceptante en el mercado de agua. Puesto que la cantidad total de agua comprada en el mercado ha de ser igual a la cantidad vendida, la condición [9b] puede reescribirse como:

$$\sum_i w_i \leq \sum_i D_i \quad [9e]$$

La función objetivo [9a] es la suma del beneficio obtenido por todos los participantes en el mercado mediante el uso productivo del agua más la suma del coste de comprar agua de todos los compradores del mercado y la suma de los ingresos obtenidos por la venta del agua de todos los vendedores. La restricción [9b] impide que se utilice más agua en el mercado de la que hay disponible, mientras que las restricciones [9c] impiden que un usuario pueda vender una cantidad de agua mayor que su dotación D_i .

La función lagrangiana del problema [9] es:

$$\mathcal{L} = \sum_i [\pi_i(w_i) + P_m(w_{vi} - w_{ci})] + \lambda([\sum_i (D_i + w_{ci} - w_{vi}) - \sum_i w_i]) + \mu_i(D_i - w_{vi}) \quad [10]$$

Las condiciones de Kuhn-Tucker para la existencia de un óptimo son, para todo productor i :

$$\partial \mathcal{L} / \partial w_i = \pi_i'(w_i) - \lambda \leq 0; \quad w_i(\partial \mathcal{L} / \partial w_i) = w_i(\pi_i'(w_i) - \lambda) = 0; \quad w_i \geq 0 \quad [11a]$$

$$\partial \mathcal{L} / \partial w_{ci} = -P_m + \lambda \leq 0; \quad w_{ci}(\partial \mathcal{L} / \partial w_{ci}) = w_{ci}(-P_m + \lambda) = 0; \quad w_{ci} \geq 0 \quad [11b]$$

$$\partial \mathcal{L} / \partial w_{vi} = P_m - \lambda - \mu_i \leq 0; \quad w_{vi}(\partial \mathcal{L} / \partial w_{vi}) = w_{vi}(P_m - \lambda - \mu_i) = 0; \quad w_{vi} \geq 0 \quad [11c]$$

$$\partial \mathcal{L} / \partial \lambda = \sum_i D_i - \sum_i w_i \geq 0; \quad \lambda(\partial \mathcal{L} / \partial \lambda) = \lambda(\sum_i D_i - \sum_i w_i) = 0 \quad [11d]$$

$$\partial \mathcal{L} / \partial \mu_i = D_i - w_{vi} \geq 0; \quad \mu_i(\partial \mathcal{L} / \partial \mu_i) = \mu_i(D_i - w_{vi}) = 0 \quad [11e]$$

La condición [11a] implica que, siempre y cuando se utilice agua para producir, su precio sombra va a venir dado por el beneficio marginal derivado de hacerlo para todos los participantes en el mercado.

La condición [11b] implica que para cualquier comprador de agua ($w_{ci} > 0$) el beneficio se maximiza cuando se iguala el valor dual del agua (λ) al precio

de equilibrio de mercado. Puesto que, por la condición [11a], su disposición al pago viene dada por el beneficio marginal que obtiene de usar el agua, comparará hasta igualar el beneficio marginal al precio de mercado. La *ganancia neta de un comprador (GNC)* por participar en el mercado vendrá dada por el incremento del beneficio obtenido como consecuencia de utilizar más agua para producir menos el coste incurrido para comprar el agua, es decir:

$$GNC_i = \pi_i(D + w_{ci}^*) - \pi_i(D_i) - P_m w_{ci}^* \quad [12]$$

La condición [11c] implica que para cualquier vendedor ($w_{vi} > 0$), el precio de equilibrio es igual a la suma del coste de oportunidad de uso del agua (λ) y del precio sombra de su dotación (μ_i). Por la condición [11a], λ representa el beneficio marginal perdido por no usar el agua para producir. Por la condición [11e] μ_i es igual a cero si la cantidad vendida en el mercado es inferior a la dotación. En caso contrario, μ_i viene dado por la diferencia entre el precio de mercado y el valor marginal del agua cuando $w_{vi} = D_i$, y representa la disposición al pago del vendedor i por disponer de más agua que vender en el mercado e incrementar su beneficio. En tal caso, venderá agua hasta que el precio de mercado sea igual al coste de oportunidad del agua más dicho precio sombra. La *ganancia neta de un vendedor (GNV)* sería:

$$GNV_i = \pi_i(D_i - w_{vi}^*) - \pi_i(D_i) + P_m w_{vi}^* \quad [13]$$

Las anteriores condiciones para la existencia de un óptimo pueden resumirse así:

$$\pi_i'(w_i^*) = P_m - \mu_i \quad \forall i \quad [14a]$$

$$\sum_i w_i^* \leq \sum_i D_i; \quad P_m (\sum_i D_i - \sum_i w_i^*) = 0 \quad [14b]$$

$$w_{vi}^* \leq D_i; \quad \mu_i (D_i - w_{vi}^*) = 0 \quad \forall i \quad [14c]$$

En el óptimo, el beneficio marginal del agua es igual al precio de mercado menos el precio sombra de la dotación inicial de agua (μ_i). Dicho precio sombra es igual a cero para un comprador puesto que $w_{vi}^* = 0$. Para un vendedor, dicho precio sombra será cero cuando la cantidad que venda sea menor que su dotación; en caso contrario, el valor marginal del agua será menor que el precio de mercado del agua, puesto que estaría dispuesto a vender más agua

si dispusiese de ella. La condición [14b] implica que si entre todos los participantes en el mercado no utilizan toda el agua disponible el precio de mercado de esta será igual a cero.

El problema matemático [9], una vez resuelto, simula una asignación óptima entre los distintos usuarios del agua, maximizando el excedente o beneficio económico derivado de su uso para cada uno de ellos. Este equilibrio de mercado se trata pues una situación económicamente eficiente en relación al uso del agua, que debe considerarse de referencia para la evaluación de cualquier otro sistema alternativo de asignación del recurso.

2.3. Mejora del bienestar para un comprador y un vendedor de agua

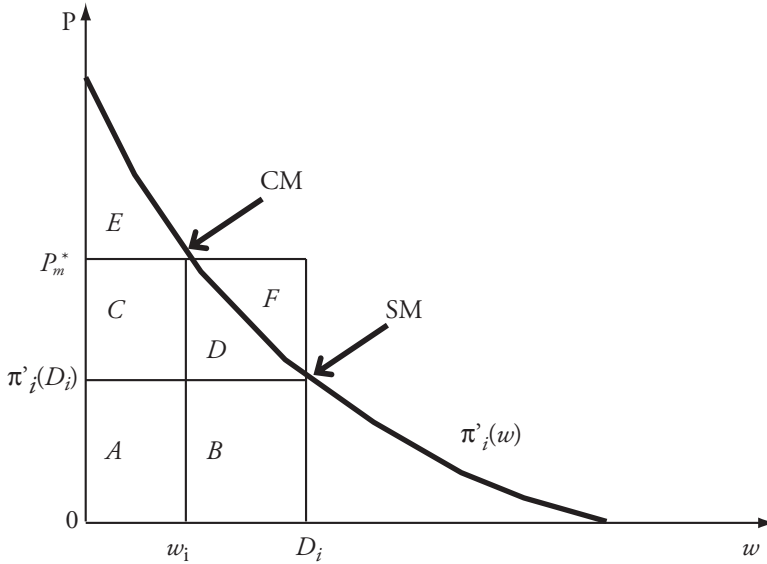
Calatrava (2002) demuestra que la resolución del problema de optimización del equilibrio de un mercado de agua (expresiones [9]) es equivalente a la de un modelo clásico de equilibrio de oferta y demanda en un mercado de un bien cualquiera. La diferencia es que en el mercado de agua no hay unos agentes que demanden el bien para su uso y otros que lo produzcan y oferten, sino que existen una serie de agentes que poseen inicialmente determinadas cantidades del recurso en función de sus derechos de propiedad, y a quienes se autoriza su intercambio. Por lo tanto, la cantidad total del bien existente en el mercado, es decir la oferta de agua, está limitada exteriormente, lo que se representaba en el anterior problema mediante la restricción de que un participante en el mercado no puede vender más agua que su dotación (expresión [9c]).

El equilibrio de un mercado de agua como el representado mediante el problema [9] es eficiente desde el punto de vista paretiano, puesto que los compradores incrementan su beneficio en mayor cuantía que el coste de adquirir el agua, y los vendedores reciben un pago por el agua mayor que el beneficio a que renuncian por ceder agua.

En el Gráfico 1 se muestra gráficamente el caso de un *vendedor de agua*, como aquel productor cuyo valor marginal del agua correspondiente a su dotación D_i es inferior al precio de equilibrio de mercado del agua P_m^* , por lo que utilizará una cantidad w_i y venderá el resto. En el caso de no participar en el mercado (punto SM, sin mercado) su bienestar derivado de utilizar todo el agua para producir se corresponde con el área de los recintos A+B+C+D+E. Si participa en el mercado (punto CM, con mercado), obtiene el bienestar de producir, correspondiente al área A+C+E, del ingreso por la venta del agua,

correspondiente al área B+D+F. Por lo tanto, se evidencia que el incremento de bienestar derivado de su participación en el mercado se corresponde con el área F.

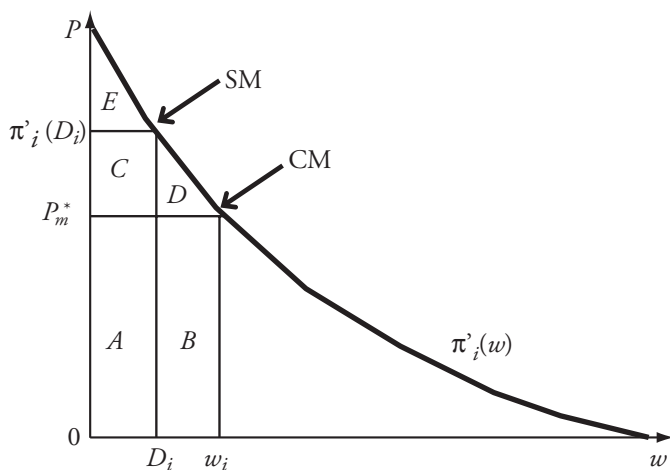
Gráfico 1. Incremento de bienestar de un vendedor de agua



Fuente: elaboración propia.

Por su parte, el Gráfico 2 representa el caso de un *comprador de agua*, cuyo valor marginal del agua es superior al precio de mercado de esta, por lo que compra agua para completar su dotación D_i hasta una cantidad w_i . En el caso de no participar en el mercado (punto SM, sin mercado) su bienestar derivado de utilizar su dotación para producir se ajusta al área A+C+E. Si participa en el mercado (punto CM, con mercado) el bienestar derivado de producir se incrementa en el área B+D, pero ha de pagar una cantidad B por adquirir el agua. El incremento de bienestar derivado del mercado se corresponde pues con el área D.

Gráfico 2. Incremento de bienestar de un comprador de agua



Fuente: elaboración propia.

Este análisis pone de relieve gráficamente la evidencia antes comentada; que tanto compradores como vendedores ven incrementado su bienestar (nivel de renta) como consecuencia del mercado, mejorándose así la eficiencia económica asociada al uso del agua.

3. Ganancias de eficiencia económica derivadas los intercambios: análisis *ex-ante* y *ex-post*

Desde los trabajos seminales de Flinn y Guise (1970) y Vaux y Howitt (1984), decenas de autores han mostrado que las mejoras de bienestar derivadas de la reasignación de los recursos hídricos a través del intercambio voluntario entre usuarios pueden llegar a ser sustanciales. A nivel internacional la mayoría de los estudios que ha abordado la estimación de las ganancias de eficiencia resultantes de los mercados de agua lo han hecho mediante modelos de simulación basados programación matemática (Booker y Young, 1994; Rosegrant y Binswanger, 1994; Becker, 1995; o Garrido, 2000; por citar solo algunos). El objetivo de todos estos trabajos ha sido la evaluación previa (*ex-ante*) de los mercados de agua como instrumento de política económica, con el propósito de estimar los volúmenes intercambiados, el precio de mercado y los impactos económicos consecuencia de su implementación. En

cualquier caso, el carácter predictivo de estas estimaciones, simulando siempre condiciones ideales de competencia perfecta, resultan solamente válidas para analizar el *potencial* de los mercados de agua como instrumento reasignador del agua. De hecho, en la totalidad de los estudios realizados hasta la fecha, los resultados obtenidos ha sobreestimado los volúmenes intercambiados, así como las ganancias de eficiencia económica derivadas del implementación de este instrumento económico, dado que estos trabajos no han podido tener en cuenta toda la complejidad normativa, institucional, técnica y cultural que rodea y condiciona los intercambios de agua.

En la literatura científica existen asimismo numerosos trabajos que han estudiado las diferentes experiencias de mercado existentes (p. ej., Israel y Lund, 1995; Jercich, 1997; Easter *et al.*, 1998; Maestu, 2013; Easter y Huang, 2014), los cuales han sido realizados con el propósito de analizar los impactos de este instrumento basándose en los volúmenes realmente intercambiados y en los precios de mercado efectivamente pagados/cobrados (evaluaciones *ex-post*). A pesar de ello, son pocos los trabajos que realizan estimaciones de las ganancias de eficiencia en el uso del agua consecuencia de los mercados de agua en la realidad. En este sentido cabe señalar los de Hearne y Easter (1995) en relación con el mercado de agua en Chile, y los de Brooks y Harris (2008), Grafton *et al.* (2011) y NWC (2012) sobre el mercado australiano. Todos ellos han puesto de manifiesto cómo, efectivamente, la operatividad real de los mercados de agua mejora la eficiencia económica, incrementando el conjunto de beneficios privados derivados del uso agua.

En el caso de España, la escasa operatividad de los mercados de agua ha hecho difícil valorar los efectos positivos (y negativos) de la implementación de este instrumento económico (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). De hecho, aunque existen bastantes trabajos que describen y analizan las principales experiencias de intercambios de agua que han tenido lugar (Garrido y Calatrava, 2009; Calatrava y Gómez-Ramos, 2009; Garrido *et al.*, 2013a, 2013b y 2013c; Palomo-Hierro y Gómez-Limón, 2014; Rey *et al.*, 2014; Palomo-Hierro *et al.*, 2015, además de varios capítulos de este libro), ninguno de ellos ha llegado a estimar las mejoras de eficiencia económica derivadas de la implementación de los mercados. De hecho, las supuestas bondades de los mercados de agua como medio para mejorar la eficiencia del uso del agua en nuestro país solo se han podido analizar mediante estimaciones de carácter normativo, a través de la modelización y simulación de situaciones hipotéticas de mercado mediante programación matemática (Garrido, 2000;

Gómez-Limón y Arriaza, 2000; Calatrava y Garrido, 2001; Arriaza *et al.*, 2002; Ballesteros, 2004; Calatrava y Garrido, 2005; Gómez-Limón y Martínez, 2006; Albiac *et al.*, 2006; Pujol *et al.*, 2006; Martínez y Goetz, 2007), normalmente aplicadas a ámbito geográficos reducidos (mercados locales o intracuenca). En cualquier caso, como antes se comentaba en relación con trabajos internacionales similares, los resultados de estas estimaciones *ex-ante* sobreestiman los volúmenes intercambiados a través del mercado, así como las ganancias de eficiencia asociados a los mismos, siendo tan solo de interés para conocer el máximo potencial de este instrumento reasignador del agua para mejorar el bienestar social.

Calatrava y Gómez-Ramos (2009) describen en detalle las principales características y conclusiones de los trabajos arriba mencionados, incluyendo las metodologías de simulación de los mercados de agua, ámbito espacial considerado y efectos analizados (económicos, ambientales, sociales). A manera de resumen, en relación con los impactos económicos evaluados, cabe comentar que los trabajos existentes evidencian que la mejora de la eficiencia económica asociadas a estos mercados depende principalmente de dos factores clave. El primero es la *escasez de recursos*. Así, las mayores ganancias de eficiencia en términos proporcionales se obtienen para escenarios de gran escasez de agua, mientras que estas son casi nulas para escenarios de mayor disponibilidad. El segundo de los factores es la heterogeneidad de la productividad marginal de los usuarios de agua, que normalmente depende del *ámbito geográfico* del mercado. Así, los mayores beneficios de mercado se obtienen en las operaciones intercuenca (p. ej., del Tajo o el Guadalquivir al Segura o al Almanzora), en la medida que tales operaciones permiten que el incremento del valor del agua se maximice, al pasar de usarse en origen en cultivos extensivos de menor valor añadido a emplearse en destino en cultivos hortícolas de mucho más valor. De hecho, como resumen Calatrava y Gómez-Ramos (2009) en base a las evidencias de la literatura existente, el incremento medio de las rentas privadas derivado de las operaciones de mercado no supera el 15 % dentro de una misma zona regable, llegando hasta el 25 % en un mercado entre diferentes zonas regables dentro de una cuenca. Aunque no existen estimaciones concretas al respecto, es fácil suponer que el incremento de rentas en los mercados intercuenca es muy superior, llegando incluso a ser mayores del 50 %.

4. Estimaciones de ganancias brutas de bienestar en algunas experiencias significativas de mercados de agua en España

Dada la falta de información sobre las ganancias de eficiencia económica derivadas del mercado de agua en España, en este apartado se trata de hacer una primera aproximación en este sentido, analizando dos de los casos más relevantes ocurridos hasta la fecha en nuestro país. El primero de ellos son las compras de agua durante el periodo de sequía 2005-2008 del Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo Segura (SCRATS), con ámbito territorial en las provincias de Murcia, Alicante y Almería, a la Comunidad de Regantes (CR) de Estremera, situada en Alto Tajo, entre las comunidades de Madrid y Castilla-La Mancha. El segundo de ellos son las compras en 2007 y 2008 de Aguas de Almanzora SA, una sociedad constituida por la Junta Central de Usuarios del Valle de Almanzora para explotar los recursos hídricos del trasvase Negratín-Almanzora para el riego de las 17 CCRR del norte de Almería que la integran, a las CCRR de Genil-Cabra, Guadalquivir, Canal de la Margen Izquierda del Bembézar y Canal de la Margen Derecha del Bembézar, localizadas toda ellas en el valle medio del Guadalquivir. Una descripción detallada de estas operaciones puede encontrarse en el capítulo 3 de esta misma obra.

4.1. Compras de agua del SCRATS a la CR de Estremera (2005-2008)

Durante la sequía de 2005-2008 el SCRATS compró a la CR de Estremera 31,05 hm³ anuales, a un precio medio de 0,186 €/m³. Como es lógico, estas transferencias supusieron una pérdida de producción en la zona de origen, motivadas por tener que dejar en secano las tierras de regadío, y una ganancia productiva en destino, ya que pudieron mantener la superficie en riego a pesar de la escasez de recursos. La cuantificación económica de estas pérdidas y ganancias productivas en término de rentas puede hacerse adecuadamente a través de las variaciones de *margen neto* (ingresos menos costes totales) de la producción agraria en origen y destino.

Para esta primera aproximación cuantitativa, las ganancias de margen neto generada por estas compras de agua para las zonas regables del Trasvase Tajo-Segura se han estimado utilizando el modelo SEGREG (Calatrava y Martínez-Granados, 2012), que calcula el valor de uso del agua en las zonas regables de la cuenca del Segura y del trasvase Tajo-Segura, teniendo en cuenta las cantidades de agua disponibles para dichas zonas de todas las posibles

fuentes de suministro a las que tienen acceso. En la columna 2 de la Tabla 1 se muestran las ganancias de margen neto generadas en las zonas de destino obtenidas del modelo antes comentado.

En el caso de la CR de Estremera, las pérdidas de margen neto motivadas por las ventas de agua han podido estimarse mediante un modelo de programación matemática que simula el uso económico del agua en las diferentes zonas regables de la cuenca del Tajo (Calatrava, 2007), y que al igual que en el caso anterior se ha utilizado para calcular el valor de uso del agua en esta zona regable en función del volumen de agua disponible. El cálculo así realizado de las pérdidas totales de margen neto a nivel de comunidad de regantes pueden observarse en la columna 6 de la Tabla 1.

En ambos casos, para el comprador y el vendedor, la variación del margen neto en cada uno de los cuatro años en los que se produjeron los intercambios se ha calculado como la diferencia entre el margen neto obtenido realmente por los regantes considerando las cantidades de agua efectivamente intercambiadas, y el margen neto que habrían obtenido si no se hubiesen producido dichos intercambios.

De manera complementaria a las variaciones de margen neto de la actividad productiva, resulta evidente que la renta de los agentes que intervienen en el mercado resulta afectada por el precio pagado/cobrado por la operación. Así, mientras que para el comprador este precio supone una pérdida (pago), para el vendedor supone una ganancia (cobro). En función del volumen intercambiado y el precio pagado, la cuantía del pago/cobro ha sido calculada conforme figura en las columnas 3 y 7 de la Tabla 1.

Considerando ambos componentes, variaciones de margen neto y pago/cobro por la operación de mercado, se ha podido estimar la *ganancia bruta* de rentas obtenida por cada operador durante cada uno de los cuatro años en que este contrato de cesión de derechos de agua estuvo operativo, tal y como se muestra en las columnas 4 y 8 de la Tabla 1. En este caso el término «bruto» del valor de ganancia calculado indica para esta estimación no se han tenido en cuenta los *costes de transacción* que han tenido que soportar el vendedor y, sobretodo, el comprador. Efectivamente, aunque estas operaciones estuvieron exentas del pago de la tasa de uso de la infraestructura del trasvase Tajo-Segura (véase capítulos 3, 10 y 17 de este libro), este tipo de operaciones suponen una serie de costes de negociación, Administración y control, mayormente a cargo del comprador, que deben ser tenidas en cuenta al objeto de calcular la ganan-

cia de renta de los operadores. No obstante, en este caso, dada la dificultad existente para su cálculo y su importancia relativamente menor (se trata de un coste fijo que se diluye enormemente en operaciones de gran volumen como la analizada), se ha optado por ignorar tales costes, y considerar la ganancia bruta como un indicador válido de la ganancia de eficiencia económica derivada de la operación de compra-venta.

Tabla 1. Estimación de las ganancias brutas derivadas de las compras del SCRATS a la CR de Estremera durante 2005-2008. En millones de euros

Campaña	Zonas regables del trasvase Tajo-Segura				Zona regable de Estremera				Ganancias brutas del mercado
	Variación margen neto	Pago por compra de agua	Ganancia bruta	Ganancia bruta (€/m ³)	Variación margen neto	Cobro por venta de agua	Ganancia bruta	Ganancia bruta (€/m ³)	
2005-06	+29,91	-5,78	24,13	0,78	-1,43	5,78	4,35	0,14	28,48
2006-07	+30,91	-5,87	25,04	0,81	-1,43	5,87	4,44	0,14	29,48
2007-08	+27,99	-5,93	22,06	0,71	-1,43	5,93	4,50	0,14	26,56
2008-09	+24,60	-5,96	18,64	0,60	-1,43	5,96	4,53	0,15	23,17
Total	+113,41	-23,54	89,87	0,72	-5,72	23,54	17,82	0,14	107,69

Fuente: elaboración propia.

Las ganancias brutas de este contrato plurianual de cesión de agua para las zonas regables del Trasvase Tajo-Segura se han estimado así en 89,9 millones de euros. Las diferencias anuales de ganancia bruta (entre 18,6 y 25,0 millones de euros según año) se deben a variaciones en la disponibilidad de agua de otras fuentes de suministro para dichas zonas, variaciones que afectan al valor del agua, y a las ligeras variaciones del precio de pagado cada año. En el caso de los regantes de Estremera, las ganancias brutas totales del contrato se han estimado en 17,8 millones de euros, con pequeñas variaciones anuales en función del precio anual cobrado por el agua. Así, en su conjunto, las ganancias de eficiencia para el conjunto de compradores y vendedores se han estimado en 107,7 millones de euros.

En síntesis, los resultados obtenidos ponen de manifiesto importantes ganancias de eficiencia (rentas privadas de los operadores) como consecuencia del mercado, las cuales podrían compensar los potenciales efectos ambientales y sociales negativos de estas operaciones.

Resulta llamativo que, pesar de lo sugerido por diferentes autores (Garrido *et al.*, 2013b), las mayores ganancias derivadas del mercado en términos absolutos las obtiene el comprador (89,9 millones de euros, frente a los 17,8 millones de euros del vendedor). Sin embargo, al evaluar las ganancias brutas en términos relativos, como porcentaje del margen neto total generado, la situación que se presenta es justo la opuesta. Mientras que para la CR de Estremera la ganancia bruta supone un incremento del margen neto total de más del 310 %, para las zonas regables de Tránsito Tajo-Segura este crecimiento apenas supone el 12 %. La explicación de esta diferencia reside en el hecho de la disparidad en la rentabilidad (margen neto) de la actividad agraria, mucho más elevada en la zona de destino que en la de origen.

Finalmente, es igualmente interesante comentar los resultados obtenidos de la ganancia bruta por metro cúbico transaccionado (columnas 5 y 9 de la Tabla 1), que asciende a 0,72 €/m³ para el comprador y a 0,14 €/m³ para el vendedor, lo que suponen un ganancia total de 0,83 €/m³. Si bien, los valores medios de beneficio o margen neto por metro cúbico deben de manejarse con cautela a la hora de analizar posibles reasignaciones en los usos del agua, ya que son un estimador sesgado al alza de la disposición a pagar por el agua, los valores obtenidos resultan interesantes por tres principales motivos. El primero es porque dan una idea del amplio margen para la negociación de precios en el mercados, y como en este caso el precio acordado (0,186 €/m³) está mucho más cerca del valor medio del agua del vendedor (0,045 €/m³) que la del comprador (0,91 €/m³). Estos datos, como antes se apuntaba, sugieren un mayor poder de negociación de los compradores frente a los vendedores de agua, si bien no hay que olvidar que la ganancia en términos relativos es muy superior para los vendedores. En segundo lugar, estas cifras ponen de manifiesto el verdadero valor del agua (coste de oportunidad) para la producción agraria, tanto en las zonas de origen como de destino, diferencial que permiten pensar en los mercados como un instrumento útil y necesario para la mejora de la eficiencia en el uso del recurso, pues las ganancias de rentas que pueden compensar las externalidades negativas que pudieran generarse. Finalmente, el diferencial entre precio y valor medio del agua en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura muestra la existencia de una elevada demanda insatisfecha en dichas zonas regables durante el período de sequía analizado, lo que sugiere que, en ausencia de la férrea oposición del Gobierno de Castilla-La Mancha, podrían haberse celebrado otras operaciones similares con otras comunidades de regantes del Tajo, incrementando las ganancias de eficiencia derivadas del mercado.

4.2. Compras de agua de Aguas del Almanzora a las CCRR de Genil-Cabra, Guadalquivir y Bembézar en 2007 y 2008

Como se ha analizado en el capítulo 3 de este mismo libro, Aguas de Almanzora SA suscribió diversos contratos de cesión en 2007 y 2008 con las CCRR del Genil-Cabra (8 hm³ anuales), del Guadalquivir (5 hm³ anuales), y del Canal de la Margen Izquierda y de la Margen Derecha del Bembézar (4,31 hm³ en 2007 y 12 hm³ en 2008). En todos estos casos el precio fue de 0,18 €/m³.

Para esta operación se ha realizado un análisis similar al caso SCRATS-Estremera antes comentado, calculando las variaciones de margen neto, los pagos/cobros por la operación y la ganancia bruta como *proxy* de la ganancia de rentas de los operadores. En el caso de las zonas regables del Bajo Almanzora, las estimaciones de variaciones de margen neto se han obtenido utilizando el modelo SEGREG antes comentado (Calatrava y Martínez-Granados, 2012), modelo que incluye no solo las zonas regables de la cuenca del Segura, sino otras situadas fuera de ella pero que se nutren del trasvase Tajo-Segura, como es el caso del Bajo Almanzora. En los cálculos se han tenido en cuenta las cantidades de agua disponibles en 2007 y 2008 para el Bajo Almanzora de todas las posibles fuentes de suministro a las que tenían acceso, incluidos los volúmenes provenientes de otros contratos de cesión suscritos esos años. Teniendo en cuenta el volumen realmente transferido y el precio pagado por estas operaciones, en la Tabla 2 se recogen los valores estimados de la ganancia bruta obtenida por el comprador. En total cabe estimar unas ganancias de 23,9 millones de euros durante estos dos años, lo que supone una ganancia bruta de 0,65 €/m³.

Como se comentó en el capítulo 3, las transferencias de agua desde el valle medio del Guadalquivir tuvieron lugar durante las campañas en que las CCRR cedentes estaban en pleno proceso de modernización, consistente en la sustitución de sus obsoletas redes de distribución por superficie a redes presurizadas. De hecho, durante los años 2007 y 2008 sus infraestructuras de riego estuvieron inoperativas, haciendo imposible el riego. En este contexto cabría suponer que la productividad marginal del agua en origen fue nula, ya que no existía ningún uso productivo alternativo para las dotaciones asignadas en sendas campañas de riego. Considerando este hecho, que implica que la venta de agua por parte de estas CCRR no supuso merma en su margen neto (la venta de agua no fue causa de que se tuviese que dejar de regar), las ga-

nancias brutas obtenida por los vendedores fueron equivalente al total de los cobros por la venta del agua (6,7 millones de euros). En tales circunstancias excepcionales el incremento de la ganancia bruta total para el conjunto de los operadores ascendió a los 30,5 millones de euros (0,83 €/m³), tal y como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Estimación de las ganancias brutas derivadas de las compras de Agua de Almanzora a las CCRR del Guadalquivir durante 2007-2008. En millones de euros

Campaña	Zonas regables del Bajo Almanzora				CCRR cedentes del Guadalquivir				Ganancias brutas del mercado
	Variación margen neto	Pago por compra de agua	Ganancia bruta	Ganancia bruta (€/m ³)	Variación margen neto	Cobro por venta de agua	Ganancia bruta	Ganancia bruta (€/m ³)	
2006-07	+15,37	-3,39	11,98	0,64	0,00	3,39	3,39	0,18	15,37
2007-08	+15,12	-3,25	11,87	0,66	0,00	3,25	3,25	0,18	15,12
Total	+30,50	-6,65	23,85	0,65	0,00	6,65	6,65	0,18	30,50

Fuente: elaboración propia.

Aunque estas operaciones resultan ciertamente atípicas por las circunstancias excepcionales en que se encontraban las zonas cedentes, sí cabe comentar que se los resultados apuntan de nuevo a que los intercambios de agua han favorecido especialmente a los compradores, pues estos han logrado unas ganancias brutas en términos absolutos muy superiores a la de los vendedores, si bien, de nuevo, en términos relativos, los vendedores han sido los más beneficiados, ya que el incremento relativo del margen neto en el Bajo Almanzora asciende a tan solo el 26 %, frente a casi el 100 % en la zona del valle medio del Guadalquivir.

En condiciones normales de las zonas regables de origen con anterioridad a la modernización, la ventas del agua efectivamente acordada por parte de las CCRR hubieran supuesto una pérdida de margen neto de 6,1 millones de euros, dado que la productividad aparente del agua para su uso productivo era entonces de 0,17 €/m³. En tales circunstancias muy posiblemente el precio de venta exigido por los vendedores habría sido superior a los 0,18 €/m³ entonces pactado, lo cual habría dificultado la viabilidad de la operación. Tras la modernización, la productividad media del agua en el valle medio del Guadalquivir ha ascendido hasta los 0,24 €/m³, lo cual encarecería aún más cualquier posible operación futura que pudiera tener como origen estas zonas regables.

5. Conclusiones

Los mercados de agua permiten incrementar el valor del agua sin necesidad de incrementar su disponibilidad, ya que los recursos hídricos se transfieren de usos de menor valor a otros de mayor valor. En este capítulo hemos mostrado como tanto compradores como vendedores de agua mejoran su bienestar (nivel de renta).

Los incrementos de bienestar que pueden alcanzarse a través de los mercados de agua pueden ser considerables, especialmente en situaciones de sequía, lo que los convierte en un instrumento eficaz para abordar el problema de la escasez de agua. Las estimaciones que pueden encontrarse en la literatura muestran como la mejora de la eficiencia crecen en términos proporcionales con la escasez de agua así como con las diferencias entre los valores marginales del agua de los usuarios, lo que generalmente se corresponde con un mayor ámbito espacial del mercado.

En este capítulo hemos estimado las ganancias brutas de bienestar generadas en dos de las más importantes operaciones de compraventa de agua entre usuarios de diferentes cuencas hidrográficas españolas, mostrando como los beneficios generados son notables y cómo existe un amplio margen para un mayor número de operaciones similares en futuros episodios de sequía. En términos absolutos, las ganancias brutas han sido muy superiores en las zonas de destino, si bien en términos relativos han sido claramente las zonas cedentes las más beneficiadas.

Si bien los operadores del mercado han resultado claramente beneficiados por los intercambios de agua, no hay que descartar la existencia de efectos sobre terceros (externalidades), cuya consideración podrían hacer variar las estimaciones de ganancias de eficiencias cuantificadas en este trabajo. Es muy posible que las operaciones de compra de agua hayan producido efectos indirectos positivos sobre la economía de las zonas de destino del agua, y que también que han podido producirse impactos ambientales y sociales negativos en las zonas de origen del agua, aspectos que se analizarán en posteriores capítulos de este libro. A falta de una cuantificación de estos impactos negativos, los resultados obtenidos sugieren que existe margen para que puedan ser compensados con las ganancias de rentas generadas.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del proyecto de investigación MERCAGUA (AGL2013-48080-C2-1-R y AGL2013-48080-C2-2-R).

Referencias bibliográficas

- ALBIAC, J.; HANEMANN, M.; CALATRAVA, J.; UCHE, J. y TAPIA, J. (2006): «The rise and fall of the Ebro water transfer»; *Natural Resources Journal* 46(3); pp. 727-757.
- 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.
- ARRIAZA, M.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y UPTON, M. (2002): «Local water markets for irrigation in southern Spain: A multicriteria approach»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 46(1); pp. 21-43.
- ARROW, K. J. (1951): *Social choice and individual values*. John Wiley & Sons, New York.
- BALLESTERO, E. (2004): «Inter-basin water transfer public agreements: A decision approach to quantity and price»; *Water Resources Management* 18(1); pp. 75-88.
- BECKER, N. (1995): «Value of moving from central planning to a market system: lessons from the Israeli water sector»; *Agricultural Economics* 12(1); pp. 11-21.
- BOOKER, J. F. y YOUNG, R. A. (1994): «Modeling intrastate and interstate markets for Colorado river water resources»; *Journal of Environmental Economics and Management* 26(1); pp. 66-87.
- BROOKS, R. y HARRIS, E. (2008): «Efficiency gains from water markets: Empirical analysis of watermove in Australia»; *Agricultural Water Management* 95(4); pp. 391-399.
- BURNES, H. S. y QUIRK, J. P. (1979): «Appropriative water rights and the efficient allocation of resources»; *American Economic Review* 69(1); pp. 25-37.

- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2001): «Análisis del efecto de los mercados de agua sobre el beneficio de las explotaciones, la contaminación por nitratos y el empleo eventual agrario»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 1(2); pp. 153-173.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005): «Spot water markets and risk in water supply»; *Agricultural Economics* 33(2); pp. 131-143.
- CALATRAVA, J. (2002): *Los mercados de agua en la agricultura y el riesgo económico: una aplicación en el valle del Guadalquivir*; Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- CALATRAVA J. (2007): *Valoración económica del uso agrario del agua en el regadío de la Cuenca del Tajo*; Informe de asistencia técnica para el estudio con referencia 03.805.010/0411. Confederación Hidrográfica del Tajo, Madrid.
- CALATRAVA, J. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «El papel de los mercados de agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- CALATRAVA, J. y MARTÍNEZ-GRANADOS, D. (2012): «El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 12(1); pp. 5-32.
- CHAMBERS, R. G. (1988): *Applied production analysis: A dual approach*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- COLBY, B. G.; CRANDALL, K. y BUSH, D. B. (1993): «Water right transactions: Market values and price dispersion»; *Water Resources Research* 29(6); pp. 1565-1572.
- CORNES, R. (1992): *Duality and modern economics*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- DINAR, A.; ROSEGRANT, M. W. y MEINZEN-DICK, R. (1997): *Water allocation mechanisms: Principles and examples*. Policy Research Working Paper 1778. The World Bank, Washington, D.C.
- DINAR, A. y LETEY, J. (1991): «Agricultural water marketing, allocative efficiency and drainage reduction»; *Journal of Environmental Economics and Management* 20(3); pp. 210-223.

- EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds. (2014): *Water markets for the 21st century: What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A., eds. (1998): *Markets for water: Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- ECE (ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE) (2009): *Guidance on water and adaptation to climate change*. ECE, Geneva (Switzerland).
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY) (2012): *Towards efficient use of water resources in Europe*. EEA Report, No 1/2012. EEA, Copenhagen.
- FLINN, J. C. y GUISE, J. W. B. (1970): «An application of spatial equilibrium analysis to water resource allocation»; *Water Resources Research* 6(2); pp. 398-409.
- GARRIDO, A. (2000): «A mathematical programming model applied to the study of water markets within the Spanish agricultural sector»; *Annals of Operations Research* 94(1); pp. 105-123.
- GARRIDO, A. (2007): «Water markets design and evidence from experimental economics»; *Environmental and Resource Economics* 38(3); pp. 311-330.
- GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2009): «Trends in water pricing and markets»; en GARRIDO, A. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water policy in Spain*. CRC Press, Leiden (The Netherlands).
- GARRIDO, A.; CALATRAVA, J. y REY, D. (2013a): «La flexibilización del régimen de concesiones y el mercado de aguas en los usos de regadío»; en EMBID, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- GARRIDO, A.; MAESTU, J.; GOMEZ-RAMOS, A.; ESTRELA, T.; YAGUE, J.; SEGURA, R.; CALATRAVA, J.; ARROJO, P. y CUBILLO, F. (2013b): «Voluntary water trading in Spain: a mixed approach of public and private initiatives»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013c): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, London.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y ARRIAZA, M. (2000): «Mercados locales de agua de riego. Una modelización multicriterio en el bajo Guadalquivir»; *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 188; pp. 135-164.

- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y MARTÍNEZ, Y. (2006): «Multi-criteria modelling of irrigation water market at basin level: A Spanish case study»; *European Journal of Operational Research* 173(1); pp. 313-336.
- GRAFTON, R. Q.; LIBECAP, G. D.; MCGLENNON, S.; LANDRY, C. J. y O'BRIEN, R. J. (2011): «An integrated assessment of water markets: A cross-country comparison»; *Review of Environmental Economics and Policy* 5(2); pp. 219-239.
- GRAVELLE, H. y REES, R. (2004): *Microeconomics*, 3rd ed. Prentice Hall-Financial Times, Harlow (UK).
- GRIFFIN, R. C. y HSU, S. H. (1993): «The potential for water market efficiency when instream flows have value»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(2); pp. 292-303.
- HEARNE, R. R. y EASTER, K. W. (1995): *Water allocation and water markets: An analysis of gains-from-trade in Chile*. World Bank Publications, Washington, D.C.
- HOWE, C. W.; SCHURMEIER, D. R. y SHAW, W. D. (1986): «Innovative approaches to water allocation: The potential for water markets»; *Water Resources Research* 22(4); pp. 439-445.
- HOWITT, R. E. (1998): «Spot prices, option prices, and water markets: An analysis of emerging markets in California»; en EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A., eds.: *Markets for water: Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (The Netherlands).
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2007): *Climate change 2007: Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- ISRAEL, M. y LUND, J. R. (1995): «Recent California water transfers: Implications for water management»; *Natural Resources Journal* 35(1); pp. 1-32.
- JERCICH, S. A. (1997): «California's 1995 water bank program: Purchasing water supply options»; *Journal of Water Resources Planning and Management* 123(1); pp. 59-65.
- MAESTU, J., ed. (2013): *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- MARTÍNEZ, Y. y GOETZ, R. (2007): «Ganancias de eficiencia versus costes de transacción de los mercados de agua»; *Revista de Economía Aplicada* 15(43); pp. 49-70.

- MICHELSEN, A. M. y YOUNG, R. A. (1993): «Optioning agricultural water rights for urban water supplies during drought»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(4); pp. 1010-1020.
- MILLER, K. A. (1996): «Water banking to manage supply variability»; en HALL, D. C., ed.: *Advances in the economics of environmental resources. Vol. 1: Marginal cost rate design and wholesale water markets*. JAI Press, Greenwich (UK).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2012): *Australian water markets report. 2011-2012*. NWC, Canberra (Australia).
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (2013): *Water and climate change adaptation: Policies to navigate uncharted waters*. OECD Publishing, Paris.
- PALOMO-HIERRO, S. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2014): «El papel de los mercados como instrumento para la reasignación del agua en España»; *Agua y Territorio* 1(2); pp. 78-92.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- PUJOL, J.; RAGGI, M. y VIAGGI, D. (2006): «The potential impact of markets for irrigation water in Italy and Spain: A comparison of two study areas»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 50(3); pp. 361-380.
- QURESHI, M. E.; SHI, T.; QURESHI, S. y PROCTOR, W. (2009): «Removing barriers to facilitate efficient water markets in the Murray-Darling Basin of Australia»; *Agricultural Water Management* 96(11); pp. 1641-1651.
- RANDALL, A. (1981): «Property entitlements and pricing policies for a maturing water Economy»; *The Australian Journal of Agricultural Economics* 25(3); pp. 195-220.
- REY D.; GARRIDO A. y CALATRAVA J. (2014): «Water markets in Spain: Meeting twenty-first century challenges with twentieth century regulations»; en EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds.: *Water markets for the 21st century: What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- SEN, A. (1970): «The impossibility of a Paretian liberal»; *Journal of Political Economics* 78(1); pp. 152-157.
- ROSEGRANT, M. W. y BINSWANGER, H. P. (1994): «Markets in tradable water rights: Potential for efficiency gains in developing country water resource allocation»; *World Development* 22(11); pp. 1613-1625.

- SPULBER, N. y SABBAGHI, A., eds. (1994): *Economics of water resources: From regulation to privatization*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- VAUX, H. J. y HOWITT, R. E. (1984): «Managing water scarcity: An evaluation of interregional transfers»; *Water Resources Research* 20(7); pp. 785-792.
- WEINBERG, M.; KLING, C. L. y WILEN, J. E. (1993): «Water markets and water quality»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(2); pp. 278-291.

Mercados de agua y equidad

Impactos sociales

Fernando E. Garrido Fernández

Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA, CSIC)

1. Introducción

El papel del agua en el desarrollo de las sociedades y como fuente de conflictos es una constante a lo largo de la historia. Su naturaleza multifuncional –como recurso económico-productivo en sectores como la agricultura o la producción de energía; social, como parte integrante de la cultura de muchos territorios; y ambiental, como elemento paisajístico y sistema ecológico– y su consideración de recurso escaso, aumentan los ámbitos en los que puede surgir un potencial enfrentamiento de intereses.

En España, hasta hace aproximadamente 40 años, el predominio de una visión económica y fundamentalmente productivista del agua estuvo acompañado de una política hidráulica que, en consonancia con este planteamiento y para hacer frente a la mayor demanda de agua, estuvo basada en la construcción, con dinero público, de grandes obras hidráulicas (sobre todo pantanos, pero también trasvases entre cuencas) y en la instalación y mantenimiento de las redes primarias y secundarias de distribución del agua para uso agrícola y la programación del regadío en las nuevas zonas regables destinadas a impulsar el crecimiento económico de las zonas rurales. Sin embargo, desde finales del siglo XX y principios del XXI se ha producido un cambio en la forma de concebir la gestión de los recursos hídricos, pasando de esa concepción sobre todo sectorial y productivista, a otra territorial y de sostenibilidad. En ella, la gestión no se plantea desde una lógica de aumento ilimitado de la oferta, sino desde una lógica de racionalización de la demanda y de consideración del agua como recurso limitado que debe satisfacer un conjunto de funciones y usos no solo económicos, sino también sociales y ambientales (Aguilera Klink, 2001; Garrido-Fernández, 2006). Según algunos autores (Palomo-Hierro y Gómez-Limón, 2014), este cambio de orientación se ha producido en buena medida por la entrada de la mayor parte de las cuencas de nuestro país en lo que desde la economía del agua se ha llamado la «fase de madurez» (Randall,

1981), situación caracterizada por una demanda alta, continuada y creciente del recurso, la competencia entre los distintos territorios y usuarios, una oferta limitada del recurso a largo plazo dadas las escasas posibilidades de crear nuevas y grandes infraestructuras hidráulicas, unas infraestructuras obsoletas con necesidades de modernización y la presencia de importantes externalidades ambientales negativas por un uso inadecuado del recurso.

Por tanto, en las últimas décadas hemos pasado de una aplicación de «políticas de oferta», consistentes en una atención a la creciente demanda fundamentalmente a través del desarrollo de nuevas infraestructuras y con un criterio de gestión principalmente económico, a la puesta en marcha de «políticas de demanda», dirigidas a la mejora de la gestión siguiendo un criterio multifuncional y a la consecución de un uso más racional del recurso entre los diferentes usuarios (ver Tabla 1). Pensar hoy en el agua como problema, es reflexionar, en definitiva, sobre sus implicaciones económicas, sociales y territoriales. De ahí que la gestión de los recursos hídricos sea planteada desde una perspectiva basada en la *eficiencia* (valorando los costes de las inversiones y su buen uso), la *racionalidad* (optimizando los recursos disponibles), la *sostenibilidad* (teniendo en cuenta sus efectos presentes y futuros sobre el medio ambiente y el territorio) y la *equidad* (distribución justa de los recursos entre los miembros de la sociedad) (Moyano y Garrido-Fernández, 2009).

Tabla 1. Principales características de las culturas de la oferta y la demanda en torno a la gestión del agua

	Cultura de la oferta	Cultura de la demanda
Problema	Falta de infraestructuras para almacenar agua	Exceso de consumo y uso irracional e ineficiente del agua
Soluciones	Aumentar la oferta	Limitar y gestionar la demanda
Medidas	Construir infraestructuras: pantanos, embalses, desaladoras	Reducir y racionalizar el consumo: ahorro, revisión de precios, mercados de agua
Criterio de gestión	Principalmente económico	Económico, social y ambiental

Fuente: elaboración propia.

En este cambio producido en los últimos años es en el que habría que situar los mercados de agua como instrumento encaminado a una mejor gestión y distribución del recurso (Palomo-Hierro y Gómez-Limón, 2014). En principio, este mercado constituye un conjunto de instituciones que hacen posible el intercambio de agua entre los usuarios y con el que, a través de su

correcto funcionamiento, se conseguirá una mejor y eficiente asignación de los recursos hídricos haciendo que estos se deriven y sean utilizados por los sectores y usuarios que generan mayor valor añadido. Este traspaso puede traducirse en beneficios de importancia, especialmente en situaciones de sequía, permitiendo reducir su impacto económico. Como consecuencia, esta eficiencia asignativa conllevaría un incremento en la cantidad de bienes y servicios producidos con la misma cantidad de recursos disponibles (Howe *et al.*, 1986; Rico y Gómez-Limón, 2005).

Sin embargo, lo que es eficiente económicamente no necesariamente ha de considerarse una mejora en el bienestar colectivo (Bromley, 1992). El correcto funcionamiento del mercado como redistribuidor eficiente de recursos y optimizador del bienestar social está sujeto a una serie de condiciones que, de no producirse, puede derivar en situaciones donde el bienestar social se vea afectado negativamente. Entre estos condicionantes se podrían citar la necesidad de una precisa definición de los derechos de propiedad, la consideración de la existencia de costes de transacción, la falta de información y la posible aparición de externalidades (Dourojeanni y Jouravlev, 1999; Rico y Gómez-Limón, 2005). Si bien todos son importantes para el funcionamiento del mercado, nos centraremos en este capítulo en las *externalidades* o efectos externos que el funcionamiento del mercado puede tener sobre terceros, sobre los otros usos y sobre la calidad de las aguas, y en los *impactos sociales* (bien directos o potenciales) que pueden ocasionar.

2. Las externalidades del mercado de agua

Como hemos indicado, aunque la creación de mercados de agua ofrece potencialmente ventajas para la asignación eficiente del agua, su efectividad depende de que las características del mercado se aproximen a aquellas del paradigma competitivo. Las disfunciones del mercado plantean la posibilidad de que una transferencia de derechos de agua pueda ser beneficiosa para los compradores y vendedores, pero ineficiente desde una perspectiva social y ambiental global. Las transferencias de agua pueden afectar negativamente a aquellos actores que no forman parte de los procesos de decisión o de la negociación, pero también al medio ambiente y a la estabilidad social de los territorios. Esto es, los problemas no se situarían entre los que intervienen directamente en la transacción, sino que las consecuencias adversas pueden provenir de posibles efectos colaterales del funcionamiento del mercado que

no afectan a los involucrados directamente en el mismo. (Zegarra, 2004). De hecho, para algunos autores, los efectos indirectos sobre las economías de las zonas rurales que venden el recurso pueden formar parte de las razones que explican el retraso o rechazo de muchos países al desarrollo de los mercados de agua (Martínez y Goetz, 2007). Por tanto, en la medida en que esas transacciones pueden desencadenar ciertas externalidades, estas deberían ser tenidas en cuenta por el mercado de manera que este instrumento permita realmente una mejora del bienestar social asociado al uso del agua (MMA, 2007).

En la mayor parte de la literatura sobre los mercados de agua (Nunn e Ingram, 1988; Griffin y Boadu, 1992; Dourojeanni y Jouravlev, 1999; Rico y Gómez-Limón, 2005; Calatrava y Gómez-Ramos, 2009) se suele clasificar las externalidades en tres grandes grupos: los efectos sobre el «caudal de retorno», los efectos sobre el propio caudal, y los efectos sobre el área de origen. Todos ellos afectan a terceros y/o pueden tener consecuencias para el conjunto de la sociedad (Dourojeanni y Jouravlev, 1999; Calatrava y Gómez-Ramos, 2009).

2.1. Efectos sobre el caudal de retorno

El caudal de retorno se produce porque normalmente solo se consume una parte del agua extraída de una corriente o acuífero, volviendo el resto al cauce aguas abajo o a otras masas de aguas subterráneas. El agua no consumida retorna a la red hídrica natural, ya sea de forma directa o indirecta, y en consecuencia puede aprovecharse en otros usos. Por tanto, cualquier alteración en el patrón establecido en el caudal de retorno puede perjudicar a unos usuarios y beneficiar a otros.

Dado que en la mayoría de los mercados de agua existentes los usuarios pueden vender derechos de agua como máximo hasta un volumen igual al que utilizaban tradicionalmente, que incluye el consumo real más los retornos, su venta acarreará efectos sobre los posibles usuarios aguas abajo. Estos efectos sobre el caudal de retorno pueden ser importantes, pero suele transcurrir un tiempo antes de hacerse evidentes y, en muchas ocasiones, es difícil determinar si son consecuencia de la transferencia de derechos que se ha producido aguas arriba, o si se deben a la propia naturaleza cambiante de los caudales.

2.2. Efectos sobre el caudal y calidad del agua

Es evidente que no es necesario extraer agua de una corriente o acuífero para generar beneficios económicos o ambientales. El propio caudal tiene un papel importante en usos tales como la generación de energía hidroeléctrica, la pesca, el esparcimiento, servir de hábitat a especies animales y vegetales, etc. Los beneficios de estos usos pueden incluso ser mayores que los que se puedan obtener de otros de carácter extractivo y, si no se tienen en cuenta en los intercambios de mercado, estaríamos ante un mercado ineficiente que no favorecería la mejora del bienestar social.

No obstante, determinar si un intercambio de caudales puede tener un efecto (y en qué medida) en un ecosistema implica el conocimiento exhaustivo de la calidad y cantidad del agua de cada uno de los cauces y el desarrollo de metodologías que permitan medir y anticipar los efectos a corto y medio plazo de esos intercambios. Esta tarea no es fácil y requeriría un importante esfuerzo de las administraciones competentes para poner en marcha los mecanismos que faciliten la toma de datos continua para la creación de los correspondientes indicadores.

2.3. Efectos sobre las zonas de origen

Quizá de los tres grupos de externalidades consideradas, los efectos sobre las zonas de origen sean los que más claras y directas implicaciones sociales tengan. Los efectos sobre las zonas de origen son los impactos económicos, sociales y ambientales de las transferencias de agua sobre las zonas desde las que se transfiere el recurso.

En el terreno económico, y en el ámbito individual, es claro que tanto el comprador como el vendedor que intervienen en una transacción obtienen algún tipo de beneficio. No obstante, para evaluar el verdadero impacto económico del mercado hay que tener en consideración no solo los costes y beneficios privados, sino también los que se ocasionan sobre otros usos o usuarios terceros (Saliba, 1987). En general, el trasvase de agua de una zona a otra implica una disminución de la actividad agraria en la zona cedente y un aumento en la receptora. Aunque a nivel global los efectos económicos positivos en la zona receptora pueden compensar con creces los perjuicios económicos de la zona emisora y resultar en un incremento de la riqueza para el conjunto de ambos territorios, ello no implica la existencia de una equidad en su distribu-

ción. De hecho, estas transferencias podrían generar una pérdida de bienestar colectivo si se tiene en cuenta la preocupación de la población por la posible decadencia económica y social (renta y empleo) a medio y largo plazo de las zonas de origen (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009; Martínez y Goetz, 2007).

Otro aspecto a considerar en estos efectos económicos de los mercados de agua sobre las zonas de origen es su repercusión sobre los sistemas existentes de distribución de agua. En este sentido, en el caso de las zonas de regadío, la disminución de la actividad agrícola, e incluso el abandono de la profesión por parte de algunos regantes, puede ocasionar que los costes de mantenimiento de las infraestructuras de riego aumenten de manera considerable para el resto de los usuarios, con los subsecuentes efectos negativos en su cuenta de explotación.

Finalmente, en el caso de que los derechos sobre el agua estén ligados a la propiedad de la tierra, la compra y venta de agua estaría supeditada a la posesión de la tierra, pudiéndose ocasionar una elevación de su precio o la compra masiva de tierras por usuarios o entidades demandantes de agua. En estas circunstancias las operaciones de mercado estarían protagonizadas por aquellos usuarios con mayores recursos económicos o mejor acceso al mercado financiero, que adquirirían derechos de los usuarios con menor poder económico y provocaría la concentración del agua en pocas manos.

Por lo que respecta a los efectos sociales, podemos decir que estos son una consecuencia a su vez de los efectos económicos, ya que las transferencias de agua a otras zonas provocan en las zonas de origen una reducción de la actividad económica que afectaría al empleo (sobre todo al agrario) y a las empresas asociadas a la agricultura (Rico y Gómez-Limón, 2005), pero también a los servicios en general. La posible reducción en la oferta de trabajo repercutiría en una futura disminución de servicios para el resto de habitantes y, a medio plazo, una pérdida de atractivo para los residentes en esa comarca, que podrían abandonarla (con lo que repercutiría de nuevo en una pérdida de servicios, escuelas, hospitales...). Todo ello afectaría el atractivo de la zona para el futuro asentamiento de población (Bjornlund *et al.*, 2013).

De igual forma, el posible abandono de la actividad agraria de los agricultores cedentes de agua podría tener efectos sobre el paisaje y el territorio. El cese de la actividad en las explotaciones de las zonas menos productivas podría llevar aparejada la disminución de la población y la erosión del equilibrio territorial, incumpliendo así la función de fijación de población al territorio que juega la agricultura en muchas regiones.

3. Los mercados de agua y sus impactos sociales

Como hemos visto, los mercados de agua tienen como objetivo conseguir una mejor redistribución del agua siguiendo un criterio de eficiencia asignativa, de manera que el agua se transfiera hacia aquellos usuarios o sectores que generan mayor productividad. Pero el funcionamiento de ese mercado no siempre es el idóneo y genera una serie de efectos económicos, sociales y ambientales que deben tenerse en consideración. Solo a través de un análisis pormenorizado y empírico de estos impactos podríamos obtener un verdadero balance sobre la bondad del mercado de aguas como instrumento que, cumpliendo su objetivo, lograra al mismo tiempo un mayor bienestar social (véase capítulo 1 de este mismo libro).

La investigación sobre el terreno y los trabajos que tratan de medir las implicaciones económicas y sociales de los mercados de aguas no es muy amplia, en gran medida porque este tipo de mercados no se desarrolla con facilidad debido a factores institucionales, económicos y políticos (Young, 1986). Sin embargo, a partir de los 80s se observó un mayor interés por este tema, tanto en países desarrollados como en desarrollo (Chile, Australia, EEUU, España, México). Hoy, la mayor parte de la literatura teórica y empírica sobre los mercados de aguas se sitúa en países desarrollados, especialmente en zonas áridas con gran desarrollo económico como el oeste y suroeste de EEUU y algunas regiones de Australia y España. En esa literatura se aprecia que cada vez más los autores dedican atención al análisis de las ventajas y desventajas de introducir los mercados de aguas como mecanismo de asignación de este recurso (Zegarra, 2004).

No obstante, aunque el número de experiencias de mercados de agua va en aumento en los últimos años, aún son pocas en términos de volúmenes totales de agua consumida (apenas el 1 % en España; en torno al 5 % en EEUU y hasta el 20 % en Australia, quizá donde el mercado de aguas está más desarrollado) (véase capítulo 3 de esta misma obra, elaborado por Palomo-Hierro y Gómez-Limón). Siendo pocas las experiencias de mercado, aún son menos los trabajos que tratan de analizar los efectos económicos positivos o negativos y los impactos sociales de su puesta en marcha.

La escasez de experiencias reales con mercados de agua, junto a la escasa perspectiva temporal (al menos en España, donde los mercados operan desde hace apenas una década), conduce a que la mayoría de los trabajos que tratan de analizar los efectos económicos positivos o negativos planteen y simulen

situaciones hipotéticas de mercado a partir de las cuales se evalúan dichos efectos. En esos casos, el método más utilizado es el empleo de modelos que incorporan en su programación el comportamiento de los participantes en el mercado (en la mayoría de los casos un mercado de intercambios puntuales de agua) (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). La mayor parte de estos estudios simulan intercambios entre usuarios de una misma zona regable o entre zonas cercanas, aunque también existen algunos trabajos que realizan este tipo de análisis en el ámbito de una cuenca (Gómez-Limón y Martínez, 2006) e incluso entre distintas cuencas (Ballester, 2004). En todos ellos el principal efecto analizado es el efecto sobre el bienestar en términos de rendimiento económico y mejora de empleo. En estos trabajos se pone de manifiesto que los incrementos de bienestar no son muy apreciables, ya que la mayoría de las simulaciones corresponden a intercambios de ámbito reducido, mejorando en los casos en que el escenario es de escasez del recurso y casi imperceptible cuando el agua está disponible en abundancia. También se concluye que las ganancias resultantes del mercado para los usuarios privados son mayores a medida que el ámbito espacial considerado es mayor, aunque al mismo tiempo pueden provocarse mayores efectos externos al aumentar el número potencial de terceros usuarios afectados o la aparición en juego de otros usos (Garrido, 1998 y 2000). No obstante, según Calatrava y Gómez-Ramos (2009), las estimaciones de estos trabajos tienden a sobrestimar el volumen de intercambios y las ganancias derivadas, entre otras cosas por la limitación de los supuestos que se barajan en los modelos y su carencia de realismo en muchos casos.

El efecto de los mercados de agua sobre el empleo en la zona cedente ha sido algo más estudiado en algunos trabajos desarrollados en California y Colorado, en el Suroeste de EEUU (Martínez y Goetz, 2007). En ellos se ha puesto de manifiesto que la reducción de empleo en la zona vendedora o cedente del agua es importante (Howitt, 1998), si bien puede ser compensado por el efecto positivo en la zona receptora, resultando por tanto en un efecto global positivo. En el caso español, los trabajos de Arriaza y Gómez-Limón (2000) y Calatrava y Garrido (2001) han analizado esta cuestión en distintas zonas de la cuenca del Guadalquivir, concluyendo que, restringidos al ámbito local y sectorial, los intercambios, en este caso entre regantes, tendrían un impacto económico y social positivo (sobre todo en la generación de empleo agrario al dirigirse a los cultivos que demandan más mano de obra), pero reducido.

En un trabajo realizado por Bjornlund *et al.* (2013) en Australia, en el que se analizan los efectos ambientales, económicos y sociales en una cuenca

australiana, se concluye que, de las posibles repercusiones de los mercados de agua, son los impactos sociales, junto a los ambientales, los que más preocupan a la población. Esta preocupación tendría dos vertientes: una relacionada con los efectos que puede haber sobre el bienestar del vendedor individual (en la mayoría de los casos agricultores), y otra ligada al bienestar de la comunidad rural en su conjunto, dependiendo en este caso de la importancia del regadío en la economía local. Este segundo aspecto es importante, pues los inciertos efectos indirectos sobre las economías de las zonas rurales que venden el recurso son una de las razones que se señalan para explicar el retraso del desarrollo de los mercados de agua en algunos países (Calatrava y Garrido, 2001). Como ya se ha citado en parte al exponer las externalidades sobre las zonas de origen, los impactos potenciales sobre los agricultores individuales o la comunidad están asociados fundamentalmente al abandono de la actividad agraria por parte de los agricultores con explotaciones de suelos más pobres o con menor productividad. Además, si el agua se vende fuera de una determinada zona (comarca, región), la actividad agrícola en esa zona disminuirá y repercutirá en el empleo agrario directo y en el indirecto ligado a actividades auxiliares de las agrarias y de servicios en general. La posible reducción en la oferta de trabajo repercutirá en una futura disminución de servicios para el resto de habitantes y, a medio plazo, en una pérdida de atractivo para los residentes en esas localidades, que pueden abandonarlas (con lo que repercutiría de nuevo en una pérdida de servicios, escuelas, hospitales...), al mismo tiempo que convierte a la zona en menos atractiva para futuros residentes (McKay y Bjornlund, 2001).

En el caso australiano, donde se han realizado estudios empíricos sobre estos efectos, Fenton (2007) y Edwards *et al.* (2008) coinciden en que el mercado de aguas efectivamente ha tenido como consecuencia un abandono de tierras en las zonas de origen, que han pasado a ser improductivas. En algunos casos, esas tierras se han vendido a residentes urbanos que buscaban una segunda residencia, provocando un cambio en la composición de la población, que ha pasado de familias tradicionalmente ligadas a la agricultura, con ciertos valores compartidos, a una población más heterogénea y valores más urbanos. Estos cambios en la composición de la población y en las relaciones entre los vecinos ha supuesto igualmente una pérdida de capital social.

En cualquier caso, Bjornlund *et al.* (2013) señalan algunos aspectos positivos que pueden equilibrar el balance. Así, por ejemplo, los regantes han utilizado el mercado de aguas para hacer frente a los cambios estructurales en

el sector agrario australiano. De esta forma, un grupo de regantes ha dejado efectivamente la actividad agraria total o parcialmente, pero los beneficios de la venta del agua les ha permitido invertir en nuevas actividades económicas y así permanecer en el territorio. Un segundo grupo ha utilizado los beneficios derivados de los mercados de agua para invertir en su propia explotación agraria al objeto de hacerla más competitiva y viable. Un tercer grupo, más pequeño, se han convertido en agricultores que venden y compran agua en busca de un beneficio financiero (especuladores). Desde esta perspectiva, los mercados de agua parecen haber ayudado a los agricultores a permanecer en el territorio contribuyendo al mantenimiento de estas comunidades rurales. En conjunto, en este trabajo realizado en la cuenca Australiana de Murray-Darling, el resultado, contrastado con algunos datos secundarios, es que las comunidades rurales han mostrado cierta resiliencia y han podido gestionar el mantenimiento de la población y la actividad económica a pesar de la venta de agua. No obstante, los autores también señalan que, a pesar de este aparente equilibrio entre los efectos positivos y negativos, la percepción social es que la situación ha cambiado a peor y se mantiene el temor de que la comunidad rural vea afectada su viabilidad a largo plazo (Bjornlund, 2004).

En otro trabajo desarrollado también en Australia por Edwards *et al.* (2008), en el que a través de entrevistas en profundidad se recoge la opinión de diferentes actores clave y posteriormente se contrasta con el análisis de datos secundarios, la opinión es que los mercados de agua impulsan las desigualdades en el desarrollo regional y en la prosperidad de las comunidades locales. El trasvase de agua a través del mercado desde la actividad agrícola tradicional a otras de mayor valor añadido, es considerado por los entrevistados como un trasvase de expansión económica y empleo, beneficiándose por tanto unas comunidades en detrimento de otras. Por parte de la población se teme, por consiguiente, que algunas zonas rurales basadas en la agricultura familiar y con poco valor añadido se vean mermadas por la puesta en marcha de los mercados de agua. No obstante, al contrastar esta opinión de la población con los datos de carácter secundario, estos no corroboran, por ejemplo, la percepción de que los mercados de agua supongan una pérdida de empleo en la zona cedente.

4. Mecanismos de compensación en las zonas de origen

Como hemos visto en el apartado anterior, la resistencia de la población local de la zona cedente a las transferencias de agua es una fuerza que debe ser tenida en cuenta en el mercado. Buscar soluciones que provean a la población de estas zonas de ciertas garantías de salvaguarda ante los potenciales efectos negativos que el funcionamiento de los mercados de agua pudiera tener sobre la economía y el bienestar locales, debiera ser una parte inherente a la puesta en marcha del mercado.

En teoría, los beneficios de las transferencias de agua deberían ser suficientes para poder compensar a terceros afectados, compensación que estaría justificada en términos de eficiencia y equidad. Económicamente, una transferencia que ocasiona una externalidad física negativa (sobre la cantidad o calidad del recurso disponible para otros usos o usuarios) requiere una compensación que asegure un resultado socialmente eficiente. No obstante, no siempre es fácil alcanzar un acuerdo sobre los posibles mecanismos de compensación entre las partes afectadas, ni tampoco establecerlos y ponerlos en marcha, particularmente cuando, como hemos visto anteriormente, el alcance y los daños o efectos negativos no son tan claros o evidentes en algunos casos, o bien son difíciles de cuantificar. Como hemos señalado, en algunas circunstancias los efectos positivos y negativos pueden contrarrestarse en el ámbito territorial de la comarca o la región, mientras que en otras prevalecen unos u otros en función de elementos contextuales, como la importancia de la agricultura en la zona, el tipo de cultivos o el dinamismo de la actividad económica de la comarca (Howe *et al.*, 1990). En cualquier caso, y aún en el supuesto de que las necesidades de compensación pudieran ser escasas (Hanak, 2003), lo que sí parece importante para los usuarios del agua (y para el mejor funcionamiento del mercado) es que exista la seguridad de que existen mecanismos de compensación que, en caso de necesidad, pueden ponerse en funcionamiento.

Pero si nos centramos en la zona cedente o vendedora de agua, hemos visto que los principales efectos negativos que pueden producirse están relacionados fundamentalmente con un posible abandono de la actividad agraria y sus consecuencias derivadas sobre el empleo y la actividad económica general de la zona, cuestión esta que, si las transferencias son continuas y adquieren un grado de permanencia, se manifiesta en pérdida de bienestar de la población a medio y largo plazo. En un estudio realizado por Hanak (2003) en varias zonas del estado de California en EEUU, esta autora se refiere a tres

tipos de efectos de las transferencias de agua que deben ser tenidos en cuenta a la hora de considerar la posible compensación. En primer lugar estarían los *efectos directos*, que se refieren a la reducción de empleo y renta directamente asociados a la actividad agraria (los propios agricultores y los trabajadores agrícolas). En segundo lugar, hablaríamos de *efectos indirectos*, señalando en este caso las consecuencias sobre aquellos que desarrollan su actividad en ámbitos directamente ligados al sector agrario (empresas de servicios a la agricultura, procesadoras, etc.). Y en tercer lugar, los *efectos inducidos*, indicando las repercusiones generales a la economía local. Estos últimos serían los más extendidos y afectan a más ámbitos. Estos tres efectos combinados pueden tener más o menos peso, e incluso ejercer un efecto multiplicador en función de las características de la zona cedente en cuanto a la estructura de su economía local (dependencia de la agricultura, tipo de cultivos, etc.) (Charney y Woodard, 1990).

Asignar números a estas categorías de efectos es difícil y complejo, pero puede hacerse a través de modelos económicos valiéndose de una combinación de información estadística y de supuestos sobre el comportamiento de los agricultores (vendedores del agua) y otros agentes. Varios estudios han tratado de valorar y/o medir los efectos económicos y sobre el empleo de los mercados de agua en las zonas cedentes a través de tablas input/output o modelos econométricos con supuestos de comportamiento (Bourgeon *et al.*, 2008; Howe y Goemans, 2003). No obstante, son muchos los actores a tener en cuenta y es complejo establecer un modelo adecuado y válido para todos los casos. Aspectos tales como el destino de los beneficios producidos por la venta de agua (si se quedan o invierten en las zonas de origen o no), si son intercambios de agua puntuales o con carácter más permanente (Tirado *et al.*, 2011), si se consideran los efectos a corto o largo plazo de las transacciones o la cuantificación de efectos de carácter cultural y social (Howe, 2000), complican el análisis de los efectos y el cálculo de posibles compensaciones.

En este sentido, para transferencias de agua de poca entidad y/o para transacciones puntuales o cíclicas en caso de sequía, algunos trabajos desarrollados en EEUU indican que es cuestionable invertir en la estimación de modelos económicos complejos. En estos casos, la compensación por los efectos negativos a terceros se podría hacer a través de un tipo de tasa o cuota general ligada a los intercambios y al volumen de agua transferida (Hanak, 2003). Es precisamente en las transferencias permanentes y de mayor envergadura (operaciones actualmente no permitidas por la legislación española y en las que

los efectos a medio y largo plazo pueden ser mayores y afectar a más sectores), en las que los estudios específicos a través de modelos en los que se puedan incluir tanto variables económicas como sociales, se hacen más necesarios. No obstante, a falta de estos estudios concretos y adaptados al contexto del intercambio, el establecimiento de una tasa general permitiría generar unos fondos que, dependiendo del contexto, podrían destinarse a la compensación de colectivos concretos en el caso de que los efectos negativos estuviesen muy focalizados en ellos (bien a través de compensaciones económicas o bien de forma indirecta por medio de cursos de formación para favorecer el empleo en otros sectores), o a medidas que vayan dirigidas a mejorar la economía de la comarca, como las inversiones en infraestructuras o el apoyo a proyectos empresariales o de sectores que mejoren el dinamismo de la economía local. En este último caso, y tratándose de buscar alternativas que basadas en el territorio dinamicen y diversifiquen la actividad local, el montante de estas compensaciones podría ser gestionado por entidades de carácter supramunicipal entre las que los Grupos de Desarrollo Rural podrían jugar un papel relevante.

5. La necesidad de conocer la opinión de la población

Aunque el funcionamiento efectivo de los mercados de agua puede estar condicionado en primera instancia por el reconocimiento de una escasez relativa de agua, por el establecimiento de un marco regulatorio del mercado y por la existencia de un régimen contractual y de derechos de propiedad, también requiere de la *aceptación social* de cuestiones ligadas al funcionamiento de ese mercado, como la conformidad con la comercialización de los derechos de uso o la admisión de los beneficios o perjuicios asociados a dichos mercados. Ejemplos de cómo la posición de la población ha afectado el devenir de los mercados de agua en países como Australia y EEUU (California) se ponen de manifiesto por Palomo-Hierro *et al.* en el capítulo 12 de este mismo libro.

Estudios como los mencionados en otro apartado anterior para el caso australiano, señalan la necesidad e importancia de recoger la opinión y percepción de la población sobre los impactos presentes y futuros que puede tener la puesta en marcha de un mercado de aguas, una opinión que dibuja una realidad que no necesariamente tiene que coincidir, como hemos visto, con la que arrojan los datos estadísticos oficiales (p. ej., empleo, volúmenes de agua intercambiada, aumento o descenso de población). La importancia de incluir en los análisis de los mercados de agua la opinión de los agentes y usuarios del

agua ha sido subrayada por varios autores (Easter *et al.*, 1998; Greig, 1998; Tisdell y Ward, 2003). Ellos señalan que si los mercados deben operar de manera efectiva, deben ser aceptados por los actores involucrados, de manera que, si los agricultores y los residentes en las comunidades rurales no aceptan la legitimidad del intercambio y comercialización del agua, este mercado no funcionará satisfactoriamente. Pero no solo es imprescindible conocer la opinión de los individuos directamente involucrados en el intercambio y la mantenida por terceros y colectivos afectados, sino también la opinión de la sociedad en su conjunto (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009).

La opinión que la sociedad pueda tener sobre aspectos tales como la naturaleza pública o privada del agua puede ser un condicionante a la hora de aceptar los mercados de agua, como instrumento de redistribución o de valorar el papel que debe jugar la Administración Pública en su gestión. El tratamiento del agua como bien económico es considerado por muchas culturas como un elemento extraño y, en consecuencia, el desarrollo de un mercado para su intercambio ser objeto de rechazo (Bjornlund *et al.*, 2013). De igual forma, las preferencias de la población sobre las prioridades en los criterios de gestión del agua (económicos, sociales o ambientales) pueden arrojar luz sobre su predisposición a la aceptación o no de estos mercados. En el caso español, donde el desarrollo de los mercados de agua es aún incipiente, puede resultar de especial interés tener esta información para una mejor adaptación de su funcionamiento a lo demandado por la sociedad.

Junto a estas consideraciones más generales de opiniones, actitudes y percepciones de la sociedad en general sobre el agua, a la hora de abordar los impactos sociales del funcionamiento de los mercados se hace necesario igualmente tener información sobre la opinión de los directamente involucrados y afectados. En este caso, teniendo en cuenta que la mayoría de las transacciones de agua se hacen desde la agricultura, abordar las opiniones de los agricultores es básico. Las decisiones de vender o comprar agua están basadas en intereses particulares y es pertinente conocer la disposición de sus principales actores (los agricultores) a participar o no y en qué condiciones en los mercados de agua. Tener conocimiento sobre cómo concibe el agricultor la relación entre la tierra y el agua, la posesión y derechos sobre el recurso hídrico, el tipo de intercambios, las posibles compensaciones a establecer por los efectos a terceros o el papel que debe jugar la Administración, por ejemplo, son aspectos que podrían poner de relieve qué tipo de mercados son más adecuados.

El impacto que se produce en los agricultores individuales tiene inevitablemente, de forma agregada, consecuencias en la comunidad rural en su conjunto. Es claro que, por tanto, se hace imprescindible atender a los intereses y opiniones de los residentes en las comunidades rurales. Unas percepciones y opiniones que no tienen que coincidir necesariamente con los individuos que compran o venden el agua y, por tanto, su relación con los mercados de agua y su opinión acerca de ellos tampoco tiene por qué ser coincidente (Edwards *et al.*, 2008), pudiendo ser, en consecuencia, caldo de cultivo de potenciales conflictos.

En este sentido, las principales preocupaciones que parecen mostrar los habitantes de las zonas rurales en aquellos países en los que se han realizado los escasos estudios al respecto, hacen referencia a la incertidumbre que el mercado de agua genera sobre la sostenibilidad y viabilidad de su comunidad a medio o largo plazo, incluidas su función de retener la población, contribuir a una ordenación territorial equilibrada o mantener el medio ambiente. Esta preocupación se suele verbalizar en aspectos tales como la reducción de la población, la disminución del peso del sector agrario, la pérdida de empleo, la contracción de las oportunidades económicas locales o, como consecuencia de todo ello, el deterioro del funcionamiento de la comunidad rural.

Pero junto a estos impactos negativos percibidos, también es cierto que hay otros positivos en el entorno rural que quizá no sean tan claramente visibles o valorados por la población. Esta diversidad de efectos y consecuencias posibles de los mercados de agua requerirían exámenes *ad hoc* a cada mercado de intercambios, pues los efectos producidos en un territorio o comunidad rural no tienen por qué ser extrapolable a otro, y es necesario, por tanto, su contextualización. Estos estudios específicos y contextualizados permitirán contrastar las diferentes consecuencias del mercado y su impacto en el equilibrio territorial.

6. A modo de conclusión

El objetivo de la reasignación eficiente del agua que persiguen los mercados de agua puede tener consecuencias no deseadas o efectos sobre terceros cuando dicho mercado no opera en condiciones óptimas, como ocurre en la mayor parte de las ocasiones. Esas disfunciones del mercado plantea la posibilidad de que una transferencia de derechos de agua pueda ser beneficiosa para los compradores y vendedores, pero ineficiente desde una perspectiva social y ambiental global. Cualquier cambio en la asignación del agua a través de los mercados puede provocar, por tanto, impactos positivos o negativos en el

bienestar del conjunto de la sociedad, impactos que hay que tener en cuenta en la valoración de esos mercados. Dicha valoración debe cubrir sobre todo las externalidades que tienen un efecto directo o indirecto sobre terceros y sus correspondientes consecuencias sociales, y establecer algún tipo de compensación que permita obtener un equilibrio. Pero, al mismo tiempo, esas compensaciones pueden hacer aumentar los costes de transacción y hacer inviables los intercambios. No es fácil establecer medidas que puedan paliar todos estos efectos y externalidades, si bien deben existir mecanismos que las tenga en consideración y se introduzcan en los mercados si estos quieren ser eficientes. La regulación por parte de la Administración parece necesaria.

Es claro que, a medida que aumentamos el ámbito territorial en el que realicemos nuestro análisis, las circunstancias y actores que intervienen son más complejos, y los factores y variables a tener en cuenta aumentan. Por lo tanto, es necesario adaptar el análisis al contexto de cada intercambio y al ámbito territorial en el que este se produce. Las valoraciones de estas externalidades y sus efectos realizadas hasta el momento son escasas y menores aún las que evalúan los impactos sociales, unos impactos que, por lo demás, no son visibles a corto plazo en muchos casos. Es necesaria una perspectiva temporal de medio plazo para evaluar esas consecuencias.

Los estudios que han analizado los impactos sociales de los mercados de aguas indican que los efectos no apuntan siempre en una misma dirección, produciéndose resultados positivos y negativos al mismo tiempo. Esto es, el funcionamiento del mercado de aguas contribuye en algunos casos a la reducción de la actividad económica y a la pérdida de empleo, amenazando así la sostenibilidad de las comunidades rurales o un desarrollo regional equitativo. Pero del mismo modo, este instrumento del mercado puede ser una válvula de escape de algunos agricultores para mantenerse en la actividad y continuar su residencia en el medio rural.

Junto a esa evaluación de indicadores cuantitativos (empleo, volumen de agua intercambiada, rentabilidad...) que permitan contrastar los efectos del mercado de agua, se hace imprescindible para su funcionamiento y desarrollo conocer la opinión de los actores involucrados y afectados por el mismo. Este hecho ha sido señalado por varios autores en el sentido de que si los agricultores y los residentes en las comunidades rurales no aceptan la legitimidad del intercambio y comercialización del agua, este mercado no funcionará satisfactoriamente. Abordar cuestiones tales como la concepción del recurso como bien económico por parte de los usuarios y población afectada, sus preferen-

cias por los distintos criterios de gestión del recurso, su naturaleza pública o privada o el papel que debe jugar la Administración en los intercambios, son aspectos que pueden contribuir a un mejor diseño de estos mercados. Desde una perspectiva institucional, que los mercados de agua consigan una mejor redistribución del agua para una mejor eficiencia y equidad depende en parte de la estructura, dirección o gestión y desarrollo de los mercados. Desde una perspectiva sociológica, la consecución de esos objetivos depende en parte de la percepción y actitudes de los agricultores y demás actores hacia el mercado de agua en general, y hacia su estructura y gestión en particular. Hasta hoy, esa relación entre las estructuras del mercado y su aceptación por los implicados no ha sido abordada suficientemente.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo Social Europeo, a través del proyecto de investigación MERCAGUA (AGL2013-48080-C2-1-R).

Referencias bibliográficas

- AGUILERA KLINK, F. (2001): «Economía del agua: algunas cuestiones ignoradas mucho antes del nuevo milenio»; en ROBOT, L.; BALDEÓN, J. y VILLARES, R., eds.: *Año 1000, Año 2000. Dos milenios en la historia de España*. España Nuevo Milenio, Madrid.
- 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; pp. 135-164.
- BALLESTERO, E. (2004): «Inter-basin water transfer public agreements: A decision approach to quantity and price»; *Water Resources Management* 18(1); pp. 75-88.
- BJORNLUND, H. (2004): «Formal and informal water markets: Drivers of sustainable rural communities?»; *Water Resources Research* 40(9); W09S07.
- BJORNLUND, H.; WHEELER, S. y ROSSINI, P. (2013): «Water markets and their environmental, social and economic impact in Australia»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity. International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).

- BOURGEON, J. M.; EASTER, K. W. y SMITH, R. B. W. (2008): «Water markets and third-party effects»; *American Journal of Agricultural Economics* 90(4); pp. 902-917.
- BROMLEY, D. W. (1992): «Problemas de la gestión del agua y del suelo: Una perspectiva institucional»; en AGUILERA KLINK, F., ed.: *Economía del agua*. MAPA, Madrid.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2001): «Análisis del efecto de los mercados de agua sobre el beneficio de las explotaciones, la contaminación por nitratos y el empleo eventual agrario»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 1(2); pp. 149-169.
- CALATRAVA, J. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «El papel de los mercados de agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- CHARNEY, A. H. y WOODWARD, G. C. (1990): «Socioeconomic impacts of water farming on rural areas of origin in Arizona»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(5); pp. 1193-1199.
- DOUROJEANNI, A. y JOURAVLEV, A. (1999): «La regulación de los mercados del agua»; *VI Jornadas del CONAPHI-Chile*. Internacional. Santiago de Chile, mayo 1999.
- EASTER, K. W.; DINAR, A. y ROSEGRANT, M. (1998): «The performance of water markets: Transaction costs, interjurisdictional barriers and institutional options»; en JUST, R. E. y NETANYAHU, S., eds.: *Conflict and cooperation on trans-boundary water resources*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- EDWARDS, J.; CHEERS, B. y BJORNlund, H. (2008): «Social, economic, and community impacts of water markets in Australia's Murray-Darling Basin region»; *International Journal of Interdisciplinary Social Sciences* 2(6); pp. 1-10.
- FENTON, M. (2007): *A survey of beliefs about permanent water trading and community involvement in NRM in the Loddon Campaspe irrigation region of Northern Victoria*. North Central Catchment Management Authority, Melbourne (Australia).

- GARRIDO, A. (1998): «Economic analysis of water markets in 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, Dordrecht (The Netherlands).
- GARRIDO, A. (2000): «A mathematical programming model applied to the study of water markets within the Spanish agricultural sector»; *Annals of Operations Research* 94(1); pp. 105-123.
- GARRIDO-FERNÁNDEZ, F. E. (2006): «Regadíos y zonas regables en un contexto de cambio»; en FUNDACIÓN DE ESTUDIOS RURALES, ed.: *XII Informe socioeconómico de la agricultura familiar en España*. Fundación de Estudios Rurales, Madrid.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y MARTÍNEZ, Y. (2006): «Multi-criteria modelling of irrigation water market at basin level: A Spanish case study»; *European Journal of Operational Research* 173(1); pp. 313-336.
- GREIG, J. (1998): «Water pricing. Some current issues»; *Proceedings of the National Agricultural and Resource Outlook Conference. Outlook 98: Commodity markets and resource management*, Canberra (Australia), February 1998.
- GRIFFIN, R. y BOADU, F. (1992): «Water marketing in Texas: Opportunities for reform»; *Natural Resources Journal* 32; pp. 265-288.
- HANAK, E. (2003): *Who should be allowed to sell water in California?: Third-party issues and the water market*. Public Policy Institute of California, San Francisco (USA).
- HOWE, C. W. (2000): «Protecting public values in a water market setting: Improving water markets to increase economic efficiency and equity»; *University of Denver Water Law Review* 3(2); pp. 357-373.
- HOWE, C. W. y GOEMANS, C. (2003): «Water transfers and their impacts: Lessons from three Colorado water markets»; *Journal of the American Water Resources Association* 39(5); pp. 1055-1065.
- HOWE, C. W.; LAZO, J. K. y WEBWE, 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(5); pp. 1200-1204.
- HOWE, C. W.; SCHURMEIER, D. R. y SHAW, W. D. (1986): «Innovative approaches to water allocation: The potential for water markets»; *Water Resources Research* 22(4); pp. 439-445.

- HOWITT, R. E. (1998): «Spot prices, option prices, and water markets: An analysis of emerging markets in California»; en EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A., eds.: *Markets for water: Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (The Netherlands).
- MARTÍNEZ, Y. y GOETZ, R. U. (2007): «Ganancias de eficiencia versus costes de transacción de los mercados de agua»; *Revista de Economía Aplicada*, 15(43); pp. 49-70.
- McKAY, J. y BJORNlund, H. (2001): «Recent Australian market mechanisms as a component of an environmental policy that can make choices between sustainability and social justice»; *Social Justice Research* 14(4); pp. 387-403.
- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE) (2007): *Precios y costes de los servicios de Agua en España», Informe integrado de recuperación de costes de los servicios de agua en España- Artículo 5 y Anejo III de la DMA*. MMA, Madrid.
- MOYANO, E. y GARRIDO-FERNÁNDEZ, F. E. (2009): «El regadío y la política de desarrollo rural»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- NUNN, S. C. y INGRAM, H. M. (1988): «Information, the decision forum, and third-party effects in water transfers»; *Water Resources Research* 24(4); pp. 473-480.
- PALOMO-HIERRO, S. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2014): «El papel de los mercados como instrumento para la reasignación del agua en España»; *Agua y Territorio* 1(2); pp. 78-92.
- RANDALL, A. (1981): «Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy»; *The Australian Journal of Agricultural Economics* 25(3); pp. 195-220.
- RICO, M. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2005): «Los mercados de agua: Análisis de los condicionantes para su correcto desarrollo en España»; *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 206; pp. 33-62.
- SALIBA, B. C. (1987): «Do water markets «work»? Market transfers and trade-offs in the southwestern states»; *Water Resources Research* 23(7); pp. 1113-1122.

- TIRADO, D.; LOZANO, J. y GÓMEZ, C. M. (2010): «Economic regional impacts of water transfers: The role of factor mobility in a case study of the agricultural sector in the Balearic Islands»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 10(2); pp. 41-59.
- TISDELL J. G. y WARD, J. R. (2003): «Attitudes towards water markets: An Australian case study»; *Society and Natural Resources* 16(1); pp. 61-75.
- YOUNG, R. A. (1986): «Why are there so few transactions among water users»; *American Journal of Agricultural Economics* 68(5); pp. 1143-1151.
- ZEGARRA, E. (2004): «Mercado y reforma de la gestión de agua en Perú»; *Revista de la CEPAL* 83; pp. 107-120.

Mercados de agua y medioambiente

Juan José Oñate

Universidad Autónoma de Madrid

1. Introducción

La adecuada gestión de los recursos hídricos es en España un tema casi tan importante como conflictivo. Buena prueba de ello es la persistente intensidad del debate y de las disputas alrededor del agua en nuestro país, a pesar de esfuerzo legislativo y planificador en la materia y de la ingente inversión en infraestructuras hidráulicas en los últimos cien años (Saurí y Del Moral, 2001).

Las causas de esta situación se relacionan en última instancia con la voraz demanda, cada vez más alta y en creciente competencia, por parte de usos productivos y de abastecimiento urbano, operando en un entorno de obvias limitaciones en cuanto a la oferta. Igualmente obvia es la cuota de responsabilidad que cabe atribuir a las múltiples administraciones competentes en el tema, incapaces de controlar de manera efectiva las demandas y de gestionar la oferta con transparencia. Como han señalado Aldaya y Llamas (2012), los problemas del agua en España no se deben tanto a su escasez física, como a una gestión inadecuada y a un uso ineficiente.

Inevitablemente, también han sido crecientes la extensión y gravedad de los impactos ambientales negativos derivados de esta dinámica. El patrón histórico de gestión de oferta, buscando minimizar los conflictos entre usuarios, siempre ha sido a costa de los requisitos del medio ambiente. Ya se trate de los impactos relacionados con la sobreexplotación de los acuíferos y la disminución extrema de los caudales, con la contaminación difusa o concentrada y la salinización, o con las infraestructuras asociadas, los usos abusivos e inadecuados del agua aparecen invariablemente como responsables últimos (Fernández-Lop y Segovia, 2009; Oñate, 2009; Comisión Europea, 2013). En este sentido, quizá el mejor exponente de la falta de atención que tradicionalmente han recibido los aspectos ambientales en la política de aguas sea la tardía y vaga introducción por la Ley de Aguas de 1999 (Ley 46/1999) de

los caudales ecológicos mínimos como restricción previa al sistema de explotación, así como su deficiente implantación y vigilancia posteriores (Sánchez y Martínez, 2008). El escenario de crecientes conflictos entre los usos del agua propiciado por las previsiones del cambio climático para España (reducción de las aportaciones naturales e incremento de su variabilidad y previsible aumento de la demanda hídrica de los cultivos), hace todavía más precaria la situación, así como urgente la adopción de medidas de adaptación para reducir los previsibles impactos (OECD, 2013).

El agua fluye a través de los tres pilares del desarrollo sostenible y ello explica que los recursos hídricos y los esenciales servicios que procuran sean clave para alcanzar sus objetivos. En la Unión Europea, los asuntos del agua están inextricablemente ligados al crecimiento inteligente, sostenible e integrador que persigue la Estrategia 2020, cuya iniciativa más emblemática, la *Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos*, incide particularmente en los asuntos del agua (Comisión Europea, 2011).

Por tanto, los retos que enfrentamos son tan simples de enunciar como difíciles de alcanzar. Se trata de definir los criterios de asignación y los instrumentos de gestión más apropiados para sustentar una economía que mejore el bienestar y la equidad social, al mismo tiempo que atienda a los requisitos de los ecosistemas acuáticos y considere los riesgos que su no satisfacción comporta. Y ello de una manera compartida entre los distintos niveles de la Administración y las partes interesadas. Valorar el papel de los mercados de derechos de uso de agua en los esfuerzos por enfrentar estos retos es el objeto de estas páginas.

De este modo, repasaremos primero los antecedentes más relevantes que definen el estado de la cuestión, para pasar entonces a formular los principios que deberían guiar la evaluación ambiental de los mercados de agua. A continuación, consideraremos los principales riesgos ambientales que cabe anticipar como consecuencia de la puesta en práctica de estos instrumentos, así como los aspectos potencialmente beneficiosos que pueden derivarse de los mismos. Por último, sintetizaremos a modo de conclusión las principales recomendaciones que cabe aportar para el mejor desempeño ambiental de los mercados de agua en España.

2. El estado de la cuestión

En el primer capítulo de este volumen, Gómez-Limón y Calatrava han explicado el protagonismo alcanzado por los instrumentos económicos para la gestión de la demanda, sobre la base de la inoperatividad de los instrumentos normativos en nuestro país. En efecto, la complejidad de los procesos de revisión o caducidad concesional ha determinado desde siempre dificultades presupuestarias y políticas en su aplicación, ante la resistencia y conflictividad de los usuarios (Embid, 2013). Parecidas razones pueden encontrarse detrás de la inoperatividad de los instrumentos normativos para controlar el «caos de la aguas subterráneas» en el país (López-Gunn *et al.*, 2012a).

Por el contrario, ha sido mucho más habitual el recurso a la modernización de infraestructuras hidráulicas como principal instrumento económico, en particular la renovación de instalaciones y sistemas de gestión del regadío vía subvenciones. No obstante, la falta de determinación de la Administración ha malogrado una y otra vez la deseable traslación de los incrementos de eficiencia alcanzados por la modernización a las consiguientes revisiones a la baja de las concesiones, habiendo sido habitual en cambio que se hayan destinado los ahorros de agua a incrementar la superficie regable y los consumos unitarios por superficie (Naredo, 2007; López-Gunn *et al.*, 2012b; González Cebollada, 2014; Berbel *et al.*, 2015). Por su parte, los mecanismos de tarifación del agua tampoco se han aplicado de forma decidida (Garrido y Calatrava, 2009), a pesar de las determinaciones de la propia DMA al respecto (como reflejo de los costes financieros, ambientales y del recurso). Así, los precios del agua siguen sin reflejar los costes de prestación de los servicios, siendo precisamente los costes ambientales una parte importante de los costes que no se recuperan (Maestu y Del Villar, 2007).

Al igual que en otros ámbitos (Bauer, 2010), este tipo de circunstancias contribuyen también en España a explicar la renovada atención hacia los mercados de agua. Su potencial papel como instrumento económico de gestión de la demanda en España fue resaltado hace tiempo (Sumpsi *et al.*, 1998) y se ha ido haciendo más y más importante a medida que se han generalizado en distintas cuencas hidrográficas las situaciones de inexistencia de margen para satisfacer nuevas demandas. De hecho, España es el único país de la Unión Europea en el que existen mercados de agua operativos, con objetivos tanto de abastecimiento urbano y agrario, como de restauración ambiental (Garrido *et al.*, 2012).

Tipificados por la reforma de la Ley de Aguas de 1999 (Ley 46/1999), las dos modalidades de mercados de derechos de uso de agua aplicadas en España, *Contratos de cesión de derechos* y *Centros de intercambio*, surgieron en un contexto de escasez del recurso derivado de la sequía sufrida en los años 90. Sin ofertar nuevos caudales, los nuevos instrumentos se plantearon como un mecanismo para potenciar la eficiencia en el uso del agua, flexibilizando el sistema de concesiones mediante contratos de transferencia de derechos que optimizaran socialmente el uso del recurso. Teniendo en cuenta que los derechos de agua no fueron originalmente diseñados en España como transferibles (Garrido y Calatrava, 2009), puede considerarse que los nuevos instrumentos inauguraron una oportuna estrategia de gestión de la demanda inédita hasta entonces en España (Arrojo, 2008).

Con posterioridad a la reforma de 1999, y esta vez como respuesta a la sequía 2005-2008, el Real Decreto-ley 15/2005 (y los subsiguientes hasta 2009) amplió notablemente el alcance de los mercados de agua. Por un lado, facilitó las cesiones entre usuarios localizados en distintas cuencas hidrográficas, así como los acuerdos de cesión entre agricultores con regadíos de iniciativa pública. Con ello se extendió el ámbito espacial para las transacciones que además podían incorporar un gran volumen de agua de riego que estaba excluida con la normativa anterior. Estos cambios supusieron una ampliación notable del alcance de los posibles impactos, dificultando aún más un riguroso análisis previo de los mismos¹. Por otro lado, el Real Decreto-ley 15/2005 amplió el abanico de objetivos para los centros de intercambio, incluyendo también los medioambientales ligados a alcanzar el buen estado de las masas de agua. Este cambio supuso un reconocimiento implícito de la impotencia del vigente sistema de concesiones para reconducir, vía expropiaciones, las situaciones de sobreexplotación existentes, así como una manifiesta incoherencia al utilizar un instrumento coyuntural para satisfacer el objetivo ambiental básico de la legislación vigente (Arrojo *et al.*, 2008). Con todo, también cabe considerar como potencialmente positivo el papel que así se asignó a estos instrumentos como refuerzo complementario de la gobernanza en los asuntos del agua, en el proceso hacia una situación de mayor sostenibilidad.

La Tabla 1 sintetiza los principales rasgos de las dos modalidades de mercados de agua en su aplicación en España. Remitimos al lector a los capítulos

¹ En el caso de los contratos de cesión, es manifiestamente escaso el tiempo de que dispone el Organismo de cuenca, uno o dos meses según los casos, para verificar la inexistencia de afecciones negativas a los caudales ecológicos o al estado o conservación de los ecosistemas acuáticos (arts. 68.2 y 68.3 del vigente texto refundido de la Ley de Aguas, Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio).

de Gómez-Limón y Calatrava (capítulo 1) y Embid (capítulo 2) en este mismo libro para una descripción más pormenorizada de los mismos.

Tabla 1. Características de los mercados de agua

Contratos de cesión de derechos
<ul style="list-style-type: none">• Contratos de cesión de carácter temporal entre usuarios con concesiones y, a partir de 2005, entre titulares de permisos en regadíos de iniciativa pública.• Pueden ser cedidos volúmenes realmente utilizados por el cedente en los últimos cinco años de consumo.• Desde 2005 las cesiones pueden ser entre compradores y vendedores en distintas cuencas hidrográficas.• Cesión sujeta a autorización por el Organismo de cuenca, que puede denegarla si afecta negativamente a los caudales ecológicos o al estado o conservación de los ecosistemas acuáticos (entre otras).• Los adquirentes deben ser de igual o mayor rango que los cedentes en cuanto a prioridad de uso.• Los usos no consuntivos no pueden ceder a usos consuntivos.• Múltiples casos de aplicación en España.
Centros de intercambio (bancos de agua)
<ul style="list-style-type: none">• Establecidos por el Organismo de cuenca en situaciones excepcionales (sobreexplotación, sequía...).• Oferta Pública de Adquisición de Derechos (OPAD) por el Organismo de cuenca, en cuantía y precio preestablecidos.• Pueden vender los concesionarios de derechos o los titulares de uso privativo con derechos inscritos.• Los derechos adquiridos son cedidos previa oferta a otros usuarios y, desde 2006, pueden reservarse derechos para utilidades medioambientales.• El intercambio de derechos puede ser temporal o definitivo.• Solo han funcionado en las cuencas del Júcar, Segura, Guadiana y Guadalquivir.

Fuente: WWF-España (2005) y Hernández-Mora y Del Moral (2015). Elaboración propia.

Por nuestra parte, pasaremos a considerar el contexto normativo y los principios rectores que, como en cualquier evaluación ambiental (Oñate *et al.*, 2002), habrían de presidir de modo inexcusable la evaluación de los mercados de agua. También en este caso, el contexto está formulado claramente en la normativa europea de referencia, de obligado cumplimiento para todos los estados miembros.

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE; DMA en adelante) representa un antes y un después para la política del agua en España, ya que su principal objetivo para la planificación y gestión, ligado a garantizar el buen estado ecológico y químico de las masas de agua, está llamado a subvertir el orden de prioridades en España, en beneficio de las ambientales. Además, la DMA desarrolla para los asuntos del agua los enfoques preventivos de las Directivas de Evaluación Ambiental de Planes y Programas (2001/42/CE) y de Proyectos (2014/52/UE). Y reforzada con las Directivas de Acceso a la Información (2003/4/CE) y de Participación Pública (2003/35/CE), la DMA

también concreta detallados requisitos al respecto en los procesos de planificación, que están alterando sobremanera el tradicional *statu quo* en la materia en España (p. ej., Llamas *et al.*, 2012).

En la siguiente sección desglosaremos los principios o fundamentos en los que debería inscribirse la evaluación ambiental de los mercados de agua como instrumento económico de gestión de la demanda.

3. Principios para la evaluación ambiental de los mercados de agua

Las políticas de la Unión Europea deben contribuir, entre otras cosas, a la conservación, protección y mejora de la calidad del medio ambiente y a la utilización prudente y racional de los recursos naturales. El Tratado Fundacional de la Unión señala los principios en los que deben basarse sus políticas, con vistas sobre todo a fomentar un desarrollo sostenible:

- a) Cautela y acción preventiva.
- b) Anticipación y corrección de los impactos ambientales.
- c) Quien contamina/deteriora paga.
- d) Integración de los requisitos de protección medioambiental en las políticas sectoriales.

Ello obliga a tomar en consideración lo antes posible las repercusiones potenciales, positivas y negativas, sobre el medio ambiente en todos los procesos técnicos de planificación y decisión. Es decir, los mercados de agua deberían integrar objetivos ambientales, específicos para cada caso, en su diseño y operación; deberían someterse antes de su aprobación a una evaluación de los efectos ambientales significativos que pudieran derivarse de su operación; deberían acompañarse de un sistema de medidas minimizadoras (preventivas, correctoras y compensatorias) de los principales impactos identificados; y deberían contar con un plan de seguimiento o vigilancia ambiental de su operación, con el fin de recopilar información y poder hacer frente a las desviaciones sobre lo previsto que se detecten en las variables de control.

Por su parte, el Convenio de Aarhus sobre acceso a la información, participación del público en la toma de decisiones y acceso a la justicia en materia de medio ambiente, en vigor desde 2001, configura el marco de principios al respecto, incluyendo:

- e) Derecho de acceso a la información en materia de medio ambiente tanto en su vertiente activa (obligación de las administraciones públicas de difundir la información ambiental que poseen), como pasiva (obligación de entregar a los ciudadanos la información en materia de medio ambiente que soliciten).
- f) Fomento de la participación pública, incluida la de asociaciones, organizaciones y grupos ambientalistas, en la elaboración de planes, programas y proyectos y en la adopción de las decisiones en materia medioambiental.
- g) Derecho de acceso a la justicia en relación con el acceso a la información, la participación pública y los incumplimientos del Derecho del medio ambiente.

Se trata en definitiva de superar los déficits de tradición participativa que pudieran existir en los distintos países, para favorecer la responsabilidad y la transparencia del propio proceso decisorio y para garantizar que la información presentada para la evaluación sea exhaustiva, actualizada y fidedigna.

Por último, la DMA deja claro cuáles son los principios que deben presidir los esfuerzos para la gestión del agua. En cuanto a los de carácter ambiental no mencionados ya anteriormente, la DMA se constituye en un marco para la protección de las aguas que promueva:

- h) Un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles.
- i) La garantía de un suministro suficiente de agua superficial o subterránea en buen estado.
- j) La prevención de todo deterioro adicional de los ecosistemas acuáticos y, con respecto a sus necesidades de agua, de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los ecosistemas acuáticos.
- k) El fomento de la conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente, y de la utilización prudente y racional de los recursos naturales.
- l) La aplicación del principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos asociados a los daños o a los efectos adversos sobre el medio acuático.

A esta lista cabe añadir también como referencia el principio del *interés general*. Como ya hemos señalado, en los últimos años viene asistiéndose a un énfasis creciente en los instrumentos económicos como alternativa a la acción pública en la gestión de los recursos naturales, incluidos los recursos hídricos (Hernández-Mora y Del Moral, 2015). La propia DMA introdujo en su momento la posibilidad de utilizar instrumentos de mercado en el marco de los programas de medidas para conseguir el buen estado de las masas de agua. No obstante, la Directiva estableció en su preámbulo que «el agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal». Y en España, la legislación vigente sigue considerando hoy por hoy a las aguas como un bien de dominio público, cuyo régimen de uso debe regirse por el principio del interés general, de la manera en que mejor contribuya al bienestar social².

Por tanto, y al igual que en toda política pública, parece plenamente justificado y oportuno llevar a cabo una evaluación ambiental antes, durante y después de la operación de cada mercado de agua. Esta es la única forma de analizar y valorar con rigor los impactos ambientales positivos y negativos que puedan comportar (además lógicamente de los sociales y los económicos). Tras el adecuado seguimiento de su funcionamiento posterior, se dispondrá así de un contraste que permita determinar con conocimiento de causa su eficacia, eficiencia y efectividad, también en cuanto a su desempeño ambiental. De otra manera, como han señalado Estevan y Lacalle (2007) «será difícil mantener el mandato constitucional de objetividad y eficacia de la Administración Pública».

4. Evaluación ambiental

Las características climáticas, geológicas, fisiográficas e hidrológicas de la Península Ibérica hacen de nuestro país uno de los más diversos en cuanto a ecosistemas acuáticos continentales de Europa. Los ríos, lagos, lagunas y humedales españoles son por lo general de pequeño tamaño y están incluidos en cuencas hidrográficas muy grandes y se encuentran sometidos a altos niveles de alteración y regulación. El régimen hidrológico determina ecosistemas altamente fluctuantes, incluso temporales y con frecuencia endorreicos, que

² Si bien la Ley de Aguas de 1985 reconoció la existencia de derechos adquiridos y continuó con el sistema de autorizaciones y concesiones preexistente, los derechos de uso privativo quedaron condicionados, en cuanto a plazo temporal, actividades y localización, para los usos del agua socialmente más beneficiosos.

alojan floras y faunas singulares y muy específicas³. Además, son muy dependientes de la interacción entre las aguas subterráneas y su cuenca hidrográfica superficial. Los flujos regionales y locales subterráneos no solo alimentan a lagos, lagunas y humedales, sino también a muchos tramos de cauces fluviales (ríos «ganadores»). De este modo, es habitual que sea esta interacción la que determine los caudales y la hidroquímica en estos sistemas, que experimentan intensas fluctuaciones relacionadas con el balance hídrico local y que son características de su funcionamiento ecológico. Por tanto, el valor naturalístico de los sistemas acuáticos continentales españoles se relaciona con su diversidad y singularidad en el contexto europeo, siendo su dependencia de las aguas subterráneas y su intensa alteración los que determinan su alta vulnerabilidad. Todo ello justifica la adopción de las mayores cautelas a la hora de diseñar y aplicar las distintas alternativas de gestión que los afectan.

A diferencia de otros ámbitos internacionales donde operan mercados del agua, como por ejemplo Estados Unidos (Colby, 1990; Colby *et al.*, 1991; NRC, 1992; Weinberg *et al.*, 1993; Lovell *et al.*, 2000; Garrick *et al.*, 2009; Murphy *et al.*, 2009; Loomis *et al.*, 2003; Grafton *et al.*, 2011) o Australia (Garrick *et al.*, 2009; Heany y Beare, 2001; Qureshi *et al.*, 2010; Grafton *et al.*, 2011; Bjornlund *et al.*, 2013; Wheeler *et al.*, 2013; Wheeler *et al.*, 2014), la consideración de los aspectos ambientales en su diseño y funcionamiento no ha recibido demasiada atención en España. De hecho ninguna de las administraciones españolas con competencia en los casos conocidos de transferencia de derechos ha ofrecido estudio alguno acerca del desempeño de estos mercados, ni publicado cifras oficiales sobre el número de transacciones, agentes implicados, volumen transferido, precio, efectos ambientales, etc. Dadas las grandes diferencias en gobernanza institucional y contexto socioambiental existentes entre aquellos ámbitos internacionales y la situación en nuestro país, no resultaría demasiado informativa la simple extrapolación de sus conclusiones al caso español.

Esta opacidad por parte del MAGRAMA y los Organismos de cuenca implicados a la que hacemos referencia no ha impedido la aparición independiente de trabajos realizados por investigadores y ONGs, tanto centrados específicamente en los temas ambientales de los mercados de agua en España, como en otros aspectos de su funcionamiento que también son interés para las consideraciones ambientales.

³ España cuenta con 74 humedales incluidos en la lista del Convenio Ramsar (véase http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conservacion-de-humedales/ch_hum_ramsar_esp_lista.aspx).

Entre los que abordan con mayor especificidad la temática medioambiental podemos reseñar tres trabajos, con el fin de ilustrar la variedad de aproximaciones al tema. Con un enfoque preventivo, pero de carácter esencialmente teórico, tenemos el análisis de los riesgos y beneficios para el medio ambiente que podrían derivarse de la aplicación los mercados de agua elaborado por L. De Stefano para WWF-España (WWF-España, 2005). Además de introducir el concepto y tipología de los mercados de agua, la autora aporta también una serie de recomendaciones orientadas a minimizar los riesgos y maximizar los beneficios de su aplicación, en la búsqueda de un equilibrio entre la evitación de daños al medio ambiente y la agilidad de las transacciones.

El único trabajo que conocemos con un enfoque *ex-ante* (preventivo) aplicado a casos reales es el de Estevan y Lacalle (2007), elaborado a partir de un encargo del Canal de Isabel II, empresa pública de gestión del agua en la Comunidad de Madrid. Con el objeto de servir de base para la elaboración de un plan para el intercambio de recursos entre usos agrícolas y urbanos en el entorno de la Comunidad, este trabajo aborda un pormenorizado análisis multicriterio de las distintas opciones para el intercambio de derechos. Entre los aspectos ambientales, estos autores consideraron: 1) afecciones territoriales (*i.e.*, espacios protegidos), 2) afecciones por detracción de caudales, y 3) afecciones a la calidad del agua por vertidos (*i.e.*, salmueras). La valoración de los impactos fue de tipo cualitativo (*i.e.*, alto, medio, bajo).

El tercer trabajo que reseñaremos es un reciente análisis *ex-post*, elaborado por A. Fernández-Lop como representante de WWF-España (Fernández-Lop, 2013), sobre el funcionamiento del banco de aguas en la cuenca alta del río Guadiana, dentro del marco del Plan Especial del Alto Guadiana (PEAG). Este análisis se basa en el uso de imágenes de satélite de varios años para determinar la ubicación de las parcelas cedentes y comprobar si en ellas hubo riego en los años anteriores y posteriores a la compra de derechos.

En cuanto a los trabajos centrados en otros aspectos del funcionamiento de los mercados de agua en España, pero que no obstante aportan información y reflexiones muy útiles para la evaluación ambiental que nos ocupa, podemos destacar los de Martínez y Estévez (2002), Arrojo (2008), De Stefano *et al.* (2012), Garrido *et al.* (2012), Garrido *et al.* (2013), Hernández-Mora y De Stefano (2013), Hernández-Mora *et al.* (2014), González Cebollada (2014) y Hernández-Mora y Del Moral (2015).

4.1. Efectos potencialmente negativos

Hay que aclarar primeramente que los mercados de agua no están incluidos como tal en la Ley 21/2013 de 9 de diciembre de Evaluación Ambiental. Esta determina la obligatoriedad de evaluar (de modo ordinario o simplificado en función de las dimensiones) los proyectos de presas y otras instalaciones de retención o almacenamiento de agua (a partir de 200.000 m³ de almacenamiento), proyectos para trasvase de recursos hídricos entre cuencas fluviales (a partir de un volumen anual trasvasado de 5 hm³), de extracción de aguas subterráneas o recarga de acuíferos a partir de 1 hm³, así como las instalaciones para conducción de agua a larga distancia (a partir de un diámetro de más de 800 mm y una longitud superior a 40 km).

De este modo, y en tanto no comporte la construcción de este tipo de infraestructuras, la legislación de evaluación ambiental de proyectos no obliga a abordar procedimentalmente las potenciales consecuencias sobre el medio derivadas del funcionamiento de un mercado de agua en particular. Si por el contrario este fuera el caso, habría que atender a los efectos significativos que pudieran derivarse de la construcción de las nuevas infraestructuras, así como de las anexas o auxiliares que estas pudieran requerir (p. ej., caminos de obra, vías de acceso, zonas de préstamos y vertedero, tendidos eléctricos, plantas de tratamiento, etc.)⁴:

- *Ocupación temporal o permanente consumidora de suelo.* Suele ser de carácter irreversible y afecta a los suelos por pérdida y compactación, a los cauces del Dominio Público Hidráulico por modificación de curso y afección a márgenes, a la hidrología subterránea por afección a zonas de carga y descarga de acuíferos, a la vegetación y los hábitats por degradación y destrucción directa, a la fauna por alteración y destrucción de sus hábitats y por efecto barrera a la dispersión de sus individuos, al sector primario por pérdida de terrenos productivos y alteraciones en la accesibilidad y efecto barrera, y al sistema territorial por intersección de servicios. La magnitud de los impactos dependerá de la superficie afectada en cada caso y del valor, productividad e interés de conservación de los elementos afectados, siendo especialmente sensible la posible afección a espacios naturales protegidos.

⁴ Puede encontrarse una descripción más pormenorizada de las acciones generadoras de impacto, de la evaluación de los impactos y de las medidas a adoptar por ejemplo en Gómez-Orea y Gómez Villarino (2013).

- *Emisión de agentes contaminantes.* Incluimos aquí los impactos producidos durante la fase de construcción de la infraestructura, tanto los ligados a la emisión de productos reciclables en cantidades superiores a la capacidad de asimilación de los ecosistemas, como a la emisión de productos intrínsecamente nocivos, así como el vertido, incluso accidental, de residuos sólidos y líquidos. Pueden considerarse en este apartado también los impactos derivados de la contaminación acústica durante la ejecución de las obras y, ya con un carácter más permanente, la posible contaminación visual del paisaje por la presencia de la nueva infraestructura. Además, se incluiría en este apartado la consideración de los consumos de energía en las obras de construcción de la infraestructura y su relación con las emisiones de CO₂, en conexión con el problema del efecto invernadero y el cambio climático.
- *Inducción de riesgos naturales.* La construcción y la presencia de la infraestructura pueden interferir con los procesos geodinámicos naturales, llegando eventualmente a activar riesgos de inundación, de deslizamiento de laderas, desprendimientos, colapsos en zonas kársticas y erosión. En otro orden, también puede haber un incremento del riesgo de incendios en las inmediaciones de la obra.

Por su parte, la evaluación ambiental de planes y programas es de obligada aplicación a estrategias, directrices y propuestas destinadas a satisfacer necesidades sociales que no sean ejecutables directamente, sino a través de su desarrollo por medio de uno o varios proyectos. En la medida que la implementación del mercado de agua no se recoge en los planes hidrológicos ni en ningún otro plan (véase capítulo 2 de este mismo libro), la Ley no prescribe la evaluación de las alternativas razonables, técnica y ambientalmente viables que puedan contemplarse, ni de los posibles impactos que su aplicación pueda comportar.

En cualquier caso, e independientemente de los impactos que pueda acarrear la construcción de las infraestructuras de transporte, parece claro que la mera transferencia de derechos inducirá cambios en los patrones de extracción y uso del agua en el tiempo y en el espacio. A su vez, estos cambios pueden ser causa directa o indirecta de efectos significativos sobre los valores ecológicos de los ecosistemas acuáticos afectados y los servicios ecosistémicos que procuran. Por tanto, considerando los valores en juego parece justificada la exigencia de extremar las cautelas que determinen la existencia o no de afecciones y

su significación en cualquier supuesto de transacción de agua, a los efectos de valorar los posibles impactos asociados en relación con los de otras alternativas de actuación viables.

Considerando la transversalidad con que deben ser tratados los asuntos medioambientales en general, y de los del agua en particular, así como el intenso nivel de alteración por influencias humanas a que están sometidos los ecosistemas acuáticos en España, el diseño de todo mercado de agua debería integrar objetivos ambientales explícitos, al mismo nivel de definición, al menos, que los puramente sectoriales. La definición de estos objetivos debería ser consecuente con la previa consideración y valoración de las circunstancias ecológicas de los ecosistemas acuáticos previsiblemente afectados por el mercado. De este modo se dispondría de un análisis del *estado pre-operacional* en el ámbito del mercado, sobre el cual basar la identificación y evaluación sus potenciales impactos.

Los impactos que cabría considerar potencialmente asociados al funcionamiento de un mercado de agua incluyen:

- *Emisiones de CO₂*. El problema del efecto invernadero y el cambio climático hace inexcusable la consideración de las emisiones derivadas de los consumos energéticos del transporte y, en su caso, del tratamiento de las aguas transferidas⁵. En el caso del transporte, la evaluación habrá de tener en cuenta los parámetros habituales de rendimiento de las bombas y de pérdida de carga en las conducciones. En el caso de ser necesarios procesos de tratamiento de las aguas, habrá que considerar los costes energéticos para alcanzar los niveles de mejora de la calidad y potabilización del agua que se requieran. También habrán de ser tenidos en cuenta los consumos energéticos de las tareas de vigilancia, limpieza, reparación, etc., de las infraestructuras en caso de ser utilizadas.
- *Alteraciones de los flujos circulantes*. Parece obvio que toda detracción de caudales de una masa de agua será *per se* causa probable de efectos ambientales negativos, tanto en lo referido a cauces naturales, como a los niveles freáticos y descargas de aguas subterráneas en ríos y humedales. El alcance y magnitud de estos efectos dependerán en primera instancia de la proporción que represente el caudal detraído sobre el flujo renovable de la masa de agua afectada. Pero en general

⁵ Por otra parte, el consumo de energía es un indicador económico de primer orden (Estevan y Lacalle, 2007).

cabe esperar que la transferencia de derechos desde las partes bajas a las partes altas de una cuenca hidrográfica o entre cuencas diferentes provoque una acusada disminución de los flujos circulantes en los cauces, afectando negativamente a los objetivos ambientales del agua (Tisdell, 2001). Además, dada la escasez generalizada de recursos que se registra en el medio natural en situaciones de sequía, los impactos serán especialmente graves precisamente en los períodos en los que el recurso a los mercados de agua sea más frecuente. Cobra así particular relevancia la fijación y mantenimiento cada año de los adecuados caudales ecológicos en la masa cedente (Magdaleno, 2015), tanto en cantidad como en calidad, que, siendo necesarios para alcanzar los objetivos ambientales establecidos en la planificación o legislación vigente, deberían siempre preservarse de los volúmenes de agua a los que se aplique el intercambio de derechos. Es decir, el riesgo es no hacer valer de modo estricto el carácter de restricción previa que tienen en la legislación vigente las necesidades ambientales, así como no cuantificar adecuadamente los costes ligados a su determinación y seguimiento. Por otra parte, en los casos particulares en los que existan regadíos históricos en vías de modernización en el ámbito de la zona cedente, hay que considerar además la posible pérdida de calidad ambiental que puedan experimentar los ambientes húmedos de valor ecológico frecuentemente asociados a los mismos. Estos ecosistemas, inscritos por lo demás en entornos semiáridos, se nutren de la «ineficiencia» de los sistemas tradicionales de riego, por lo que la modernización de los mismos puede ocasionar daños ambientales imprevistos.

- *Incremento de recursos consumidos a nivel de cuenca.* Este efecto de la puesta en marcha del mercado de agua puede ser especialmente grave en cuencas sin margen para satisfacer nuevas demandas y puede producirse al menos por tres vías. Por un lado, la expectativa generada por el mercado puede «reactivar» concesiones que realmente no estuvieran siendo utilizadas con anterioridad, bien por falta del recurso o por falta de necesidad. Este efecto, en particular sobre las aguas subterráneas, es considerado como uno de los principales costes ambientales de los mercados de agua (Young, 2013). Si bien la normativa reguladora suele limitar los intercambios a la parte de la concesión realmente utilizada, el celo por verificar el cumplimiento de las condiciones puede no ser siempre suficiente. Este parece haber sido

el caso del banco de aguas del Alto Guadiana, donde Fernández-Lop (2013) ha determinado que en una gran mayoría de los expedientes tramitados (83 % de los casos) las explotaciones cuyos derechos fueron comprados no extraían agua al menos durante los cinco años previos a la venta. La segunda posibilidad, también constatada en este estudio sobre el banco de aguas del Alto Guadiana, es que los déficits de vigilancia y control por parte de la Administración permitan que se sigan regando fincas después de haber sido vendidos los derechos correspondientes. La tercera vía por la que el mercado de agua puede conducir a un incremento del consumo tiene que ver con la reducción de los *caudales de retorno*. El flujo de retorno se origina desde el momento en que solo una parte del agua que extrae un usuario del caudal que tiene asignado se consume en su proceso productivo (p. ej., evapotranspiración por el cultivo). El resto reaparece aguas abajo tras infiltrarse en el suelo, permitiendo usos sucesivos del recurso que incluyen lógicamente los ambientales. Si como consecuencia del mercado de agua se movilizan derechos hacia usos tecnológicamente más eficientes, que generan menos flujos de retorno, el efecto sobre los requisitos ambientales para las masas de agua puede llegar a ser notable (Adamson y Loch, 2014). Este efecto puede ser mayor cuanto más amplio sea el ámbito espacial del mercado.

- *Cambios en la calidad del agua.* La alteración de los caudales puede modificar la calidad del agua no cedida y/o de las aguas de retorno. Si el agua se transfiere para su uso agrario a zonas con altos niveles de salinidad, nutrientes o pesticidas en las aguas subterráneas, los retornos en la zona de destino tendrán una mayor carga contaminante, que puede a su vez llegar a los cursos de agua. Los estudios arriba mencionados sobre evaluación ambiental de mercados de agua en Estados Unidos y Australia han detectado frecuentemente este tipo de efectos, habiéndose arbitrado medidas preventivas y correctoras al respecto que pueden consultarse en las referencias citadas.
- *Especies invasoras.* La introducción de especies exóticas invasoras es una de las principales amenazas para la conservación de las especies autóctonas y de los ecosistemas en general (Capdevila-Argüelles *et al.*, 2006). Además, puede ser causa de importantes efectos económicos por mermas en las cosechas, obstrucción de infraestructuras de riego y necesidad de inversiones para control y erradicación (CHD, 2011).

En los casos en que la transferencia de derechos se verifique mediante una transferencia física de agua, esta puede contribuir a transportar pasivamente larvas, semillas y propágulos, así como, en determinadas circunstancias, individuos de especies acuáticas o semiacuáticas capaces de nadar. Algunas de estas especies están ya presentes en todas (p. ej., cangrejo americano) o una mayoría de las cuencas españolas (p. ej., percas, lucio, gambusia, almeja asiática), mientras que para otras muchas el potencial de dispersión es todavía grande (véase Tabla 2 para una aproximación). Evidentemente, cabe esperar que los riesgos ligados a la introducción de especies exóticas invasoras sean mayores en los casos de transferencias de agua entre cauces distintos, ya sean de la misma o de diferentes unidades de gestión o explotación.

- *Cambios inducidos en los usos del suelo en las áreas cedentes y en las receptoras.* Nos referimos a los cambios socioeconómicos y los correspondientes impactos que pueden inducirse como consecuencia de la transferencia de derechos, tanto en la zona cedente (p. ej., degradación ambiental por abandono de la actividad y despoblamiento como consecuencia del desplazamiento de la generación de riqueza y empleo a las zonas receptoras), como en la receptora (p. ej., impactos ambientales derivados de las actividades que se fomenten como consecuencia de la nueva dotación, agroindustria, desarrollo turístico, concentración de población y consiguiente urbanización, etc.). Estos efectos serán mayores si la cesión de derechos reviste carácter recurrente y, al igual que en los casos anteriores, cuanto más amplio sea el ámbito espacial del mercado.

Tabla 2. Principales especies exóticas invasoras presentes en las grandes cuencas hidrográficas españolas

Especie	Duero	Ebro	Tajo	Guadiana	Guadalquivir	Júcar	Segura	Nombre común	Grupo
<i>Plumatella</i> sp.					x				Briozoos
<i>Arundo donax</i>			x				x	Caña	Flora
<i>Azolla filiculoides</i>		x	x	x				Helcho de agua	Flora
<i>Didymosphenia geminata</i>	x	x						Moco de roca	Flora
<i>Eichhornia crassipes</i>				x		x	x	Jacinto de agua	Flora

Tabla 2 (cont.). Principales especies exóticas invasoras presentes en las grandes cuencas hidrográficas españolas

Especie	Duero	Ebro	Tajo	Guadiana	Guadalquivir	Júcar	Segura	Nombre común	Grupo
<i>Ludwigia grandiflora</i>				x		x		Duraznillo	Flora
<i>Reynoutria japonica</i>	x							Reynoutria	Flora
<i>Xanthium spinosum</i>	x							Arrancamoños	Flora
<i>Xanthium strumarium</i>	x							Bardana menor	Flora
<i>Datura stramonium</i>	x							Estramonio	Flora
<i>Nymphaea mexicana</i>				x				Nenúfar mexicano	Flora
<i>Phytolacca americana</i>	x							Fitolaca	Flora
<i>Corbicula fluminea</i>	x	x	x	x	x			Almeja asiática	Invertebrados
<i>Dreissena polymorpha</i>		x			x	x	x	Mejillón cebra	Invertebrados
<i>Eriocheir sinensis</i>					x			Cangrejo chino	Invertebrados
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	x	x	x		x			Cangrejo señal	Invertebrados
<i>Pomacea spp</i>		x						Caracol manzana	Invertebrados
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			x					Caracol del cieno	Invertebrados
<i>Procambarus clarkii</i>	x	x	x	x	x	x	x	Cangrejo americano	Invertebrados
<i>Alburnus alburnus</i>	x			x	x	x	x	Alburno	Peces
<i>Ameiurus melas</i>	x		x	x	x			Pez gato	Peces
<i>Carassius auratus</i>	x		x	x		x		Carpa dorada	Peces
<i>Cyprinus carpio</i>	x		x	x		x	x	Carpa común	Peces
<i>Esox lucius</i>	x		x	x	x	x	x	Lucio	Peces
<i>Gambusia holbrooki</i>	x		x	x	x	x	x	Gambusia	Peces
<i>Hucho hucho</i>	x							Salmón del Danubio	Peces
<i>Ictalurus punctatus</i>				x				Pez gato	Peces
<i>Lepomis gibbosus</i>	x		x	x	x	x	x	Perca sol	Peces
<i>Micropterus salmoides</i>	x		x	x	x	x	x	Perca americana	Peces
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	x							Salmón del Pacífico	Peces
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	x		x			x	x	Trucha arco-iris	Peces
<i>Poecilia reticulata</i>						x		Guppy	Peces
<i>Pseudorasbora parva</i>				x				Pseudorasbora	Peces
<i>Rutilus rutilus</i>				x				Rutilo	Peces
<i>Salvelinus fontinalis</i>	x		x					Salvelino	Peces
<i>Sander lucioperca</i>	x					x	x	Lucioperca	Peces
<i>Silurus glanis</i>		x			x	x		Siluro	Peces
<i>Trachemys scripta</i>	x		x			x		Galápago de Florida	Reptiles

Fuente: información contenida en los documentos de Descripción de usos, demandas y presiones de las propuestas de revisión de los Planes Hidrológicos de cuenca (ciclo 2015-2021). Elaboración propia.

4.2. Efectos potencialmente beneficiosos

El repaso de la literatura consultada permite también identificar efectos potencialmente positivos sobre el medio ambiente derivados de los mercados de aguas. Estos efectos podrían visualizarse de manera muy clara en los casos en los que los centros de intercambio adquieran derechos de uso de regadío para reordenar el aprovechamiento de los recursos hídricos y propiciar la recuperación de caudales en ríos o de niveles piezométricos en masas de agua subterránea sobre-explotadas. Es decir, que la adquisición de derechos se realice con objetivos estrictamente ambientales. En los frecuentes casos de cuencas hidrográficas con inexistencia de margen para satisfacer nuevas demandas, habitualmente por problemas de sobreexplotación, estas cesiones deberían tener carácter permanente, de modo que aseguraran su papel como refuerzo complementario de la gobernanza en los asuntos del agua.

Este tipo de efectos positivos justificaron en su momento la puesta en práctica de los dos casos en que han operado centros de intercambio con fines ambientales en España, en las cuencas altas de los ríos Guadiana y Júcar. Por su interés de cara al objetivo que nos ocupa, nos detendremos brevemente en describir estas experiencias.

Ambos sistemas hidrogeológicos comparten el carácter estructural de la situación de deterioro de su estado cuantitativo, como consecuencia de la sobreexplotación continuada de las aguas subterráneas durante las últimas tres décadas para el desarrollo de regadíos en Castilla-La Mancha. Difieren no obstante en la existencia de una importante bolsa de pozos ilegales (o alegales) en el caso de la Mancha Occidental que, al menos oficialmente, no existen en el caso de la Mancha Oriental, donde casi todos los aprovechamientos están inscritos o en trámite de regularización (Ferrer y Garijo, 2013). Las consecuencias ambientales de la sobreexplotación son conocidas en ambos casos. En el primero, consisten en la pérdida de caudales de base del río Guadiana y la desecación del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel y otras importantes zonas húmedas protegidas (Ojos del Guadiana, Lagunas de Ruidera), así como las afecciones derivadas sobre la biodiversidad y el riesgo de desertificación. En el segundo caso, se asiste a una alteración severa de la relación río-acuífero que da lugar a episodios de desecación del Júcar y a la desaparición de fuentes y manantiales, con los consiguientes impactos sobre la biodiversidad e incremento del riesgo de desertificación⁶. En definitiva, la incapacidad de

⁶ En este caso además, se ven afectados los regadíos históricos en la cuenca baja del Júcar.

las administraciones para controlar los aprovechamientos existentes y los volúmenes extraídos motivó, en ambos casos, el recurso al banco de aguas como opción para tratar de desbloquear la situación de desgobierno reinante.

En la Mancha Occidental, el centro de intercambio se aplicó entre 2008 y 2012 para el rescate definitivo de derechos inscritos, con el objetivo doble de recuperar los niveles freáticos del acuífero (objetivo ambiental) y de redistribuir derechos entre usuarios carentes de los mismos (viña y otros cultivos prioritarios: objetivo «social»). Como condición para la venta de derechos de agua se estableció tan solo la verificación de la posibilidad de extracción (pozos con agua disponible), sin la debida confirmación de su uso. En la Mancha Oriental, en cambio, y con el objetivo de paliar los efectos ambientales de una acusada sequía y evitar la desecación del río Júcar, se ofertó el rescate temporal de derechos inscritos o en trámite de inscripción en una zona determinada del sistema hidrogeológico⁷, bien reduciendo la superficie de regadío (en la OPAD de 2006), bien limitando los cultivos a regadíos de primavera (en la de 2007) para reducir al máximo los efectos sobre el río en el período estival. Además, se exigió acreditar el uso efectivo del agua en dos de las cuatro campañas de riego previas a la adquisición de derechos. En nuestro conocimiento, ni en el caso del Alto Guadiana ni en el del Alto Júcar se ha abordado una evaluación del impacto del mercado de agua sobre el estado cuantitativo y cualitativo de las masas subterráneas o superficiales afectadas.

De este apresurado repaso a algunas de las características de los bancos de agua del Guadiana y del Júcar pueden extraerse algunas conclusiones que pueden ser útiles de cara a mejorar su desempeño ambiental:

- La aplicación pragmática de este tipo de instrumentos como refuerzo complementario de la gobernanza debe circunscribirse a situaciones realmente excepcionales, ante el riesgo de subvertir el principio *quien contamina/deteriora paga*, convirtiéndolo en *quien contamina/deteriora cobra*. En todo caso, debe acompañarse de la aplicación rigurosa de la legislación vigente en cuanto a revisión de concesiones, resolución de inscripción de derechos, medición y control efectivo de extracciones, sanciones, clausura de pozos, reducción de dotaciones, expropiación, etc. Y debe primarse el objetivo ambiental frente a otros de índole social.

⁷ Estas OPAD actuaron tanto en captaciones superficiales en la zona de policía del cauce, como en las localizadas en zona de influencia río-acuífero más acusada (Ferrer y Garijo, 2013).

- Si el problema de sobreexplotación al que se ha de hacer frente es netamente estructural más allá de la sequía hidrológica, la adquisición de derechos debe tener carácter permanente (como en el caso del Alto Guadiana). En estas circunstancias, la adquisición meramente temporal de derechos de agua corre el riesgo de convertirse en un maquillaje de dicho problema en un contexto de sequía, que lo hubiera puesto de manifiesto en toda su crudeza (Júcar)⁸.
- De cara a la consecución más eficaz del objetivo ambiental parece más adecuado ajustar la oferta de adquisición de derechos a una zonificación de prioridades con criterios hidrogeológicos y de proximidad a humedales y otros entornos valiosos ecológicamente (Júcar) que hacerlo con carácter general (Guadiana).
- Solo la exigencia y comprobación del uso efectivo del agua previo a la adquisición de derechos (Júcar) puede prevenir el efecto perverso de compensar económicamente extracciones nunca realizadas (Guadiana).
- Es imprescindible la aplicación estricta antes, durante y después de la OPAD de un plan de seguimiento y control de las extracciones por los usuarios incorporados a la misma (Júcar), para evitar riesgos de adquisición de derechos «de papel», de derechos ubicados fuera de las zonas prioritarias, o incluso procedentes de explotaciones ocupando total o parcialmente el Dominio Público Hidráulico, así como para evitar la continuidad del riego después de la venta de derechos (Guadiana).
- Es igualmente imprescindible aplicar en cada caso un seguimiento ambiental de la implementación del banco de aguas que determine los cambios en cantidad y calidad de las masas de agua afectadas, así como sus efectos en los ecosistemas asociados.

Uno de los principales efectos beneficiosos de la cesión de derechos estaría relacionado con la asignación de una parte de los recursos cedidos a fines medioambientales. En la medida en que se hiciera normativamente obligatoria la incorporación de objetivos ambientales explícitos en el diseño y operación de los mercados de agua, la instauración de este «peaje» sería perfectamente razonable en la mayoría de los casos (por no decir en todos), habida cuenta del deteriorado estado en que suelen encontrarse los ecosistemas asociados. En función de estas circunstancias ambientales, se trataría de determinar el

⁸ Además de un fraude de Ley si se encadenaran sucesivos rescates temporales.

porcentaje del volumen intercambiable entre particulares que habría de ser cedido en cada mercado a la Administración, para que esta lo asignara a los usos medioambientales.

Igualmente podrían derivarse efectos positivos en los casos en que la posibilidad de intercambio de derechos de agua sirviera como incentivo a los usuarios para acometer inversiones o prácticas ahorradoras de agua, siempre y cuando los caudales «ahorrados» tuvieran un destino ambiental bajo supervisión de la Administración. De otro modo, el efecto podría llegar a ser el contrario.

También se han descrito potenciales efectos positivos de los mercados de agua en los casos en que las transferencias se produzcan desde usos agrarios a usos urbanos, dadas las mayores exigencias en el tratamiento de las aguas de estos últimos.

Mencionaremos por último el potencial de estos instrumentos en las iniciativas sociales de «apadrinamiento» de activos ambientales en riesgo de conservación, abriendo la posibilidad a que otras entidades, distintas de concesionarios o Administración, pudieran adquirir derechos de agua solo para fines medioambientales. Habida cuenta de que en España la legislación vigente obliga a que los operadores del mercado sean usuarios de agua, la posibilidad aquí sugerida requeriría de una modificación legislativa que habilitara a las entidades participantes como cesionarios en los contratos de cesión de derechos.

En definitiva, y aunque se pueda reconocer un potencial papel positivo a los instrumentos de transferencia de derechos de uso de aguas, estos no pueden dejar de estar condicionados al cauteloso análisis y evaluación de los potenciales impactos negativos que su desarrollo pueda comportar en cada caso, así como a su adecuado diseño y al seguimiento y control de su funcionamiento para potenciar sus aspectos positivos.

4. Conclusiones

Los mercados del agua proporcionan un mecanismo relativamente flexible para la reasignación de agua entre diferentes usuarios y usos, que puede tener un impacto positivo sobre los valiosos, pero altamente vulnerables, ecosistemas acuáticos continentales españoles. Sin embargo, a menos que haya una consideración explícita hacia los usos ambientales del agua y que las operaciones se definan cuidadosamente y evaluando las consecuencias que puedan tener sobre el medio natural, los mercados pueden no cumplir con el objetivo

general del interés público. Es decir, su regulación debe hacerse con exquisita transparencia y solo después de haber estudiado ventajas y desventajas de las distintas opciones de gestión.

Lamentablemente, la situación actual de la gobernanza en los temas del agua en España no satisface muchos de los principios para el cumplimiento de la sostenibilidad ambiental en su gestión, incluyendo en particular la adecuación de la información disponible, la acción anticipatoria en cuanto a los impactos ambientales, y la participación pública efectiva en un entorno de transparencia institucional.

Si bien se han producido avances en los últimos años, España todavía carece de la información adecuada para determinar los requerimientos hidrológicos de los distintos ecosistemas del agua. Para la planificación eficaz de los recursos hídricos se requiere partir del análisis de información científica de calidad acerca de caudales y niveles piezométricos y su fluctuación intra- e interanual, el estado químico y ecológico de las aguas, la estructura y funcionamiento de los distintos ecosistemas acuáticos, etc. También se requiere información fidedigna acerca de las disponibilidades y usos actuales del agua, así como una previsión a futuro integrando los efectos del cambio climático y de los programas de medidas contemplados en la DMA. Solo así podrá abordarse una evaluación comparada mínimamente creíble de las distintas alternativas de gestión.

Resulta incomprensible que ninguna de las administraciones competentes en España haya realizado los estudios necesarios sobre el desempeño de los mercados de agua que han estado en operación como para poder determinar el grado en que estos han alcanzado los objetivos perseguidos, así como los factores o circunstancias que lo han favorecido o dificultado. La integración de objetivos ambientales y la evaluación y seguimiento del impacto potencial de cada operación puesta en práctica son imprescindibles para poder anticipar y valorar los efectos del mercado en cuestión sobre el medio y, en su caso, para articular las medidas necesarias que minimicen, corrijan o compensen los efectos ambientales significativos, los previstos y los constatados. También es la única forma de aprender de la experiencia.

Toda esta información contribuiría a apuntalar los mercados formales de agua, pero además es necesario mejorar la transparencia, trazabilidad y calidad de la información disponible respecto a la oportunidad y funcionamiento de los mismos. Solo a través de una evaluación crítica, abierta y participada de estos -y otros- instrumentos desde los puntos de vista social, económico y am-

biental podrán valorarse y compararse los costes reales con los de otras alternativas de actuación. Esta es la única forma de que los ciudadanos tengamos conciencia de las implicaciones no solo ecológicas, sino también económicas, de la mala gestión del agua en detrimento del interés general.

Referencias bibliográficas

- ADAMSON, D. y LOCH, A. (2014): «Possible negative feedbacks from ‘gold-plating’ irrigation infrastructure»; *Agricultural Water Management* 145; pp. 134-144.
- ALDAYA, M. M. y LLAMAS, M. R., eds. (2012): *El agua en España: bases para un pacto de futuro*. Fundación Botín, Santander.
- ARROJO, P. (2008): «Transferencia de derechos privativos de uso de aguas en España: Estado de la cuestión»; en ARROJO, P., ed.: *Informe elaborado para la Dirección General de Aguas del Ministerio de Medioambiente*. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza.
- BAUER, C. J. (2010): «El abanico de bancos de aguas en las Américas»; *Estudios de Economía Aplicada* 28(2); pp. 227-236.
- BERBEL, J.; GUTIÉRREZ-MARTÍN, C.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A.; CAMACHO-POYATO, E. y MONTESINOS, P. (2015): «Literature review on rebound effect of water saving measures and analysis of a Spanish case study»; *Water Resources Management* 29(3); pp. 663-678.
- BJORNLUND, H.; WHEELER, S. y ROSSINI, P. (2013): «Water markets and their environmental, social and economic impact in Australia»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International*. RFF Press, Oxon (UK).
- CAPDEVILA-ARGÜELLES, L.; IGLESIAS GARCÍA, A.; ORUETA, J. F. y ZILLETI, B. (2006): *Especies exóticas invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- COLBY, B. G. (1990): «Enhancing instream flow benefits in an era of water marketing»; *Water Resources Research* 26(6); pp. 1113-1120.
- COLBY, B. G.; MCGINNIS, M. A. y RAIT, K. A. (1991): «Mitigating environmental externalities through voluntary and involuntary water reallocation: Nevada’s Truckee-Carson River Basin»; *Natural Resources Journal* 31(4); pp. 757-783.

- COMISIÓN EUROPEA (2011): *Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos*. COM/2011/0571 final.
- COMISIÓN EUROPEA (2013): *Séptimo informe de la Comisión sobre la aplicación de la Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE)*. COM(2013) 574 final.
- CHD (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO) (2011): *Manual de las especies exóticas invasoras de los ríos y riberas de la Cuenca hidrográfica del Duero*. Confederación Hidrográfica del Duero, Valladolid.
- DE STEFANO, L.; HERNÁNDEZ-MORA, N.; LÓPEZ-GUNN, E.; WILLAARTS, B. y ZORRILLA-MIRAS, P. (2012): «Public participation and transparency in water management»; en DE STEFANO, J. y LLAMAS, R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, Leiden (The Netherlands).
- EMBED, A. (2013): «Legal reforms that facilitate trading of water use rights in Spain»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- ESTEVAN, A. y LACALLE, A. (2007): *Transferencia de derechos de agua entre demandas urbanas y agrarias. El caso de la Comunidad de Madrid*. Cuadernos I+D+i n.º 1. Canal de Isabel II, Madrid.
- FERNÁNDEZ-LOP, A. (2013): «El fiasco del agua en el Alto Guadiana»; en *X Seminario Nacional: Transparencia y concesiones de agua en España*. Fundación Marcelino Botín, Madrid.
- FERNÁNDEZ-LOP, A. y SEGOVIA, E., coords., (2009): *Liberando ríos: Propuestas de WWF para el desmantelamiento de presas en España*. WWF-España, Madrid.
- FERRER, J. y GARIJO, L. (2013): «Mercados del agua y flexibilización del marco concesional»; en *X Seminario Nacional: Transparencia y concesiones de agua en España*. Fundación Marcelino Botín, Madrid.
- GARRICK, D.; SIEBENTRITT, M. A.; AYLWARD, B.; BAUER, C. J. y PURKEY, A. (2009): «Water markets and freshwater ecosystem services: Policy reform and implementation in the Columbia and Murray-Darling Basins»; *Ecological Economics* 69(2); pp. 366-379.
- GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2009): «Trends in water pricing and markets»; en GARRIDO, A. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water policy in Spain*. CRC Press, Leiden (The Netherlands).

- GARRIDO, A.; MAESTU, J.; GÓMEZ-RAMOS, A.; ESTRELA, T.; YAGÜE, J.; SEGURA, R.; CALATRAVA, J.; ARROJO, P. y CUBILLO, F. (2013): «Voluntary water trading in Spain: A mixed approach of public and private initiatives»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2012): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, London.
- GÓMEZ-OREA, D. y GÓMEZ VILLARINO, T. (2013): *Evaluación de impacto ambiental*. Mundi-Prensa, Madrid.
- GONZÁLEZ-CEBOLLADA, C. (2014): *Estudio de los efectos ambientales y socioeconómicos de la modernización de regadíos en España*. WWF-España, Madrid.
- GRAFTON, R. Q.; LIBECAP, G. D.; MCGLENNON, S.; LANDRY, C. J. y O'BRIEN, R. J. (2011): «An integrated assessment of water markets: A cross-country comparison»; *Review of Environmental Economics and Policy* 5(2); pp. 219-239.
- HEANEY, A. y BEARE, S. C. (2001): «Water trade and irrigation: Defining property rights to return flows»; *Australian Commodities: Forecasts and Issues* 8(2); pp. 339-348.
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DE STEFANO, L. (2013): «Los mercados informales de aguas en España: Una primera aproximación»; en EMBID, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DEL MORAL, L. (2015): «Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilization»; *Geoforum* 62; pp. 143-155.
- HERNÁNDEZ-MORA, N.; DEL MORAL, L.; LA ROCA, F.; LA CALLE, A. y SCHMIDT, G. (2014): «Interbasin water transfers in Spain. Interregional conflicts and governance responses»; en SCHNEIDER-MADANES, G., ed.: *Globalized water: A question of governance*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- LOOMIS, J. B.; QUATTLEBAUM, K.; BROWN, T. C. y ALEXANDER, S. J. (2003): «Expanding institutional arrangements for acquiring water for environmental purposes: Transactions evidence for the Western United States»; *International Journal of Water Resources Development* 19(1); pp. 21-28.

- LÓPEZ-GUNN, E.; MAYOR, B. y DUMONT, A. (2012): «Implications of the modernization of irrigation systems»; en DE STEFANO, J. y LLAMAS, R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, Leiden (The Netherlands).
- LÓPEZ-GUNN, E.; RICA, M. y VAN CAUWENBERGH, N. (2012): «Taming the water chaos»; en DE STEFANO, J. y LLAMAS, R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, Leiden (The Netherlands).
- LOVELL, S.; MILLOCK, K. y SUNDING, D. L. (2000): «Using water markets to improve environmental quality: Two innovative programs in Nevada»; *Journal of Soil and Water Conservation* 55(1); pp. 19-26.
- LLAMAS, M. R.; DE STEFANO, L.; ALDAYA, M.; CUSTODIO, E.; GARRIDO, A.; LÓPEZ-GUNN, E. y WILLAARTS, B. (2012): «Introduction»; en DE STEFANO, J. y LLAMAS, R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, Leiden (The Netherlands).
- MAESTU, J. y DEL VILLAR, A. (2007): *Precios y costes de los servicios del agua en España. Informe integrado de recuperación de costes de los servicios de agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MAGDALENO, F. (2005): *Caudales ecológicos: Conceptos, métodos e interpretaciones*. Monografía CEDEX M-82. Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento, Madrid.
- MARTÍNEZ, J. y ESTÉVEZ, M. A. (2002): *Agua, regadío y sostenibilidad en el Sudeste ibérico*. Bakeaz-Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao.
- MURPHY, J. J.; DINAR, A.; HOWITT, R. E.; RASSENTI, S. J.; SMITH, V. L. y WEINBERG, M. (2009): «The design of water markets when instream flows have value»; *Journal of Environmental Management* 90(2); pp. 1089-1096.
- NAREDO, J. M. (2007): «Lo público y lo privado, la planificación y el mercado, en la encrucijada actual de la gestión del agua en España»; *Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*. Fundación Nueva Cultura del Agua y Universidad de Sevilla, Sevilla.
- NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL) (1992): *Water transfers in the west: Efficiency, equity and the environment*. National Academy Press, Washington, D.C.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (2013): *Water and climate change adaptation: Policies to navigate uncharted waters*. OECD Publishing, Paris.

- OÑATE, J. J. (2009): «Regadío y ecología: Exigencias medio ambientales»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, J. y XABADÍA, À., eds.: *Economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- OÑATE, J. J.; PEREIRA, D.; SUÁREZ, F.; RODRÍGUEZ, J. J. y CACHÓN, J. (2002): *Evaluación Ambiental Estratégica: La evaluación ambiental de políticas, planes y programas*. Mundi-Prensa, Madrid.
- QURESHI, M. E.; SCHWABE, K.; CONNOR, J. D. y KIRBY, M. (2010): «Environmental water incentive policy and return flows»; *Water Resources Research* 46(4); W04517.
- SÁNCHEZ, R. y MARTÍNEZ, J. (2008): «Los caudales ambientales. Diagnóstico y perspectivas»; *Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*. Fundación Nueva Cultura del Agua y Universidad de Sevilla, Sevilla.
- SAURÍ, D. y DEL MORAL, L. (2001): «Recent developments in Spanish water policy: Alternatives and conflicts at the end of the hydraulic age»; *Geoforum* 32; pp. 351-362.
- SUMPSI, J. M.; GARRIDO, A.; BLANCO, M.; VARELA-ORTEGA, C. e IGLESIAS, E. (1998): *Economía y política de gestión del agua en la agricultura*. Mundi-Prensa, Madrid.
- TISDELL, J. G. (2001): «The environmental impact of water markets: An Australian case-study»; *Journal of Environmental Management* 62(1); pp. 113-120.
- WEINBERG, M.; KLING, C. L. y WILEN, J. E. (1993): «Water markets and water quality»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(2); pp. 278-291.
- WHEELER, S. A.; GARRICK, D.; LOCH, A. y BJORNLUND, H. (2013): «Evaluating water market products to acquire water for the environment in Australia»; *Land Use Policy* 30(1); pp. 427-436.
- WHEELER, S.; LOCH, A.; ZUO, A. y BJORNLUND, H. (2014): «Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray-Darling Basin, Australia»; *Journal of Hydrology* 518; pp. 28-41.
- WWF-ESPAÑA (2005): *Los mercados de aguas y la conservación del medio ambiente: Oportunidades y retos para su implantación en España*. WWF-España, Madrid.
- YOUNG, M. (2013): «Trading into and out of trouble: Australia's water allocation and trading experience»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water Scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).

Los mercados de agua como instrumento de gestión de riesgos

Javier Calatrava^a y Almudena Gómez-Ramos^b

^aUniversidad Politécnica de Cartagena y ^bUniversidad de Valladolid

1. Introducción

La vasta literatura sobre mercados de agua ha analizado en profundidad tanto sus indudables ventajas como los fallos de mercados y externalidades que pueden generar. De entre sus ventajas, una de las más relevantes es su flexibilidad como mecanismo de asignación de agua. El tradicional enfoque de asignación centralizada del agua por parte del Estado se justifica por el carácter de bien público que el agua tiene en muchos países y por la necesidad de tener en cuenta aspectos de equidad en el reparto del agua. Sin embargo, carece de suficiente flexibilidad para adaptarse a los cambios en los valores sociales y económicos del recurso. Además, en una mayoría de países, la asignación del agua se basa en derechos correlativos o proporcionales, sistema que es bastante ineficiente cuando los usuarios son heterogéneos y obtienen diferentes beneficios del uso del agua (Randall, 1981).

Sistemas de asignación más descentralizados, como las políticas de precios, la gestión del recurso por parte de asociaciones de usuarios o los mercados de agua, permiten una más rápida adaptación a las cambiantes necesidades de la sociedad, resultando en un mayor valor del uso del agua. En general, un mayor nivel de descentralización en la gestión, no solo permite una asignación más flexible, y por tanto más eficiente del agua, sino que también reduce los riesgos derivados de la variabilidad e incertidumbre en el suministro de agua.

Efectivamente, los mercados de agua son un instrumento con un gran potencial para reducir el riesgo asociado a la variabilidad en el suministro de agua (Easter *et al.*, 1998), ya que incrementan los beneficios de los usuarios del agua en épocas de escasez, reduciendo así el impacto económico de las sequías (Calatrava y Garrido, 2005b). Además, ayudan a reducir las incertidumbres relacionadas con la disponibilidad de agua, proporcionando una mayor garantía de suministro para los usuarios (Rey *et al.*, 2016).

Este capítulo se centra en el análisis de los mercados de agua como instrumentos económicos de gestión de riesgos en la medida en que son capaces, no solo de aminorar el riesgo de sufrir los impactos ligados a la falta de garantía en el suministro, sino también de repartir el riesgo entre los agentes participantes en los intercambios. En una primera parte, se aborda, bajo un enfoque conceptual, el riesgo ligado a la disponibilidad de agua, riesgo que procede tanto del carácter aleatorio de su oferta (variabilidad en las precipitaciones y en los flujos naturales de agua) como de la incertidumbre que lleva asociada la gestión de los recursos hídricos (inseguridad en cuanto a la implementación de los criterios de reparto, especialmente en circunstancias de sequía), y que se traduce en unas dotaciones o asignaciones inciertas. El siguiente apartado muestra los distintos instrumentos de gestión que permiten reducir este riesgo, tanto desde el punto de vista de la oferta de recursos hídricos como desde la gestión de la demanda. De entre todos los instrumentos existentes, este trabajo se centra en analizar los mercados de agua en sus distintas modalidades como un posible instrumento de gestión y se avanzan algunos ejemplos reales que ponen de relieve la eficacia de los mismos en la tarea de reducir y repartir riesgos. Por último se avanzarán algunas conclusiones y reflexiones de interés sobre el tema.

2. El riesgo¹ en la disponibilidad de agua

La disponibilidad de agua viene dada esencialmente por tres factores (Catalrava, 2002). En primer lugar, por el grado de regulación mediante infraestructuras de cada cuenca hidrográfica; en segundo lugar, por la propia variabilidad de los recursos hídricos en la naturaleza que se materializa en los aportes que entran a los embalses y en la recarga de los acuíferos; y, finalmente, por la política de gestión de dichas reservas, lo que incluye no solo su gestión intertemporal sino también su asignación y reparto anual entre los usuarios. La variabilidad en la disponibilidad de agua se traduce en incertidumbres sobre las dotaciones de agua a disposición de los usuarios. A la incertidumbre pro-

¹ Es adecuado en este punto aclarar la diferencia que existe entre los términos «riesgo» e «incertidumbre». Una definición frecuente del riesgo se refiere a que existe un conocimiento imperfecto del resultado de una acción o decisión, pero que se conocen las probabilidades de ocurrencia de cada uno de los posibles resultados. La incertidumbre existiría cuando dichas probabilidades no son conocidas. Sin embargo, lo habitual es que las probabilidades no sean conocidas de manera objetiva a la hora de tomar decisiones, por lo que en la práctica esta definición es poco útil. La definición más extendida considera la incertidumbre como un «conocimiento imperfecto» y el riesgo como unas «consecuencias inciertas», particularmente con referencia a consecuencias negativas o desfavorables (Hardaker *et al.*, 2004). Asumir un riesgo implica por tanto exponerse a una posibilidad de sufrir una pérdida o daño, independientemente de que se conozca o no la probabilidad de ocurrencia de dicha pérdida.

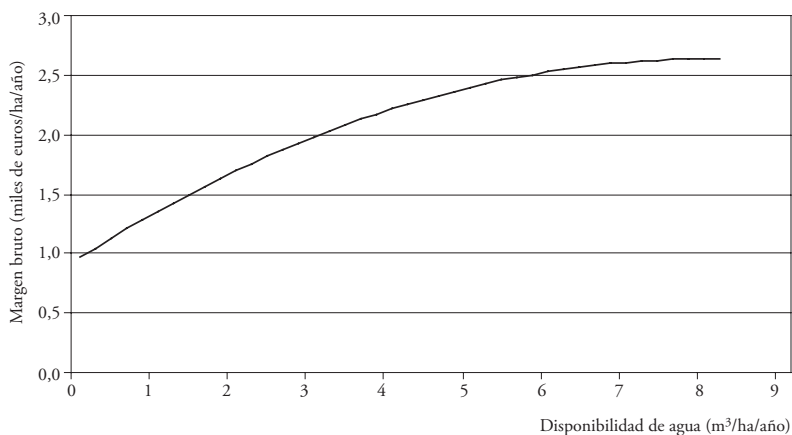
piamente climática se añaden, por tanto, otras fuentes de incertidumbre de tipo institucional derivadas de las decisiones de política hidráulica.

Centrado el análisis del riesgo bajo un enfoque estadístico, se establece que frente al riesgo «puro», referido a la variación con respecto a la media, en cualquier actividad económica, y muy especialmente la agrícola, lo más importante a considerar es la parte izquierda o negativa de la función de distribución de probabilidades, es decir el riesgo «hacia abajo» o «*downside risk*» (Kim *et al.*, 2014), definido por Hardaker *et al.* (2004) como aquellas «situaciones en las cuales cualquier desviación significativa con respecto a lo normal conducen a un resultado peor». El riesgo en la disponibilidad de agua se ajusta bien al concepto de «*downside risk*», con distribuciones de probabilidad negativamente asimétricas en las que las desviaciones negativas del beneficio son mayores que las positivas. El «*downside risk*» en la disponibilidad de agua se debe tanto a que la relación entre agua y beneficio es cóncava (ley de los rendimientos marginales decrecientes), como al hecho de que las dotaciones suelen estar más acotadas con respecto a la media por la derecha (dotación máxima) que por la izquierda (Calatrava, 2002).

En el Gráfico 1 se presenta, a modo de ejemplo, la función de beneficio con respecto a la disponibilidad de agua calculada por Gómez-Ramos y Garrido (2004) para la Comunidad de Regantes (CR) del Viar, en la provincia de Sevilla. Dicha curva se ha obtenido simulando, mediante un modelo de programación matemática, los beneficios esperados por los regantes para niveles crecientes de dotaciones de agua recibidas en la comunidad. Como se ha señalado antes, este tipo de funciones presenta concavidad.

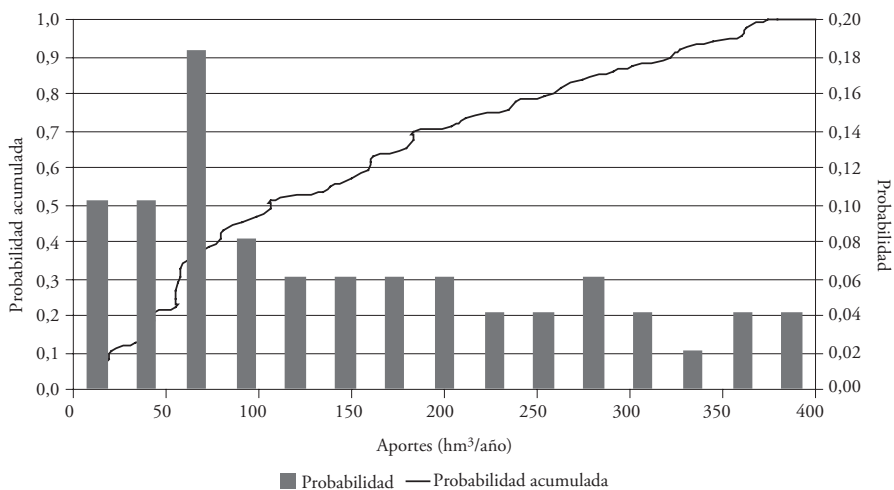
También a modo de ejemplo, en el Gráfico 2 se muestra la función de distribución de probabilidades de los aportes de agua recibidos en el embalse de El Pintado (fuente de suministro para riego de El Viar) en la cuenca del Guadalquivir. Este tipo de distribuciones en climas mediterráneos presenta una marcada asimetría hacia la derecha, ya que son más frecuentes las aportaciones por debajo de la media que por encima de la media. Finalmente, el Gráfico 3 muestra la distribución de probabilidades acumuladas de la cantidad de agua trasvasada para riego por el Acueducto Tajo-Segura.

Gráfico 1. Relación funcional entre el margen bruto en miles de €/ha obtenido anualmente por la CR del Viar y la dotación aportada en m³/ha



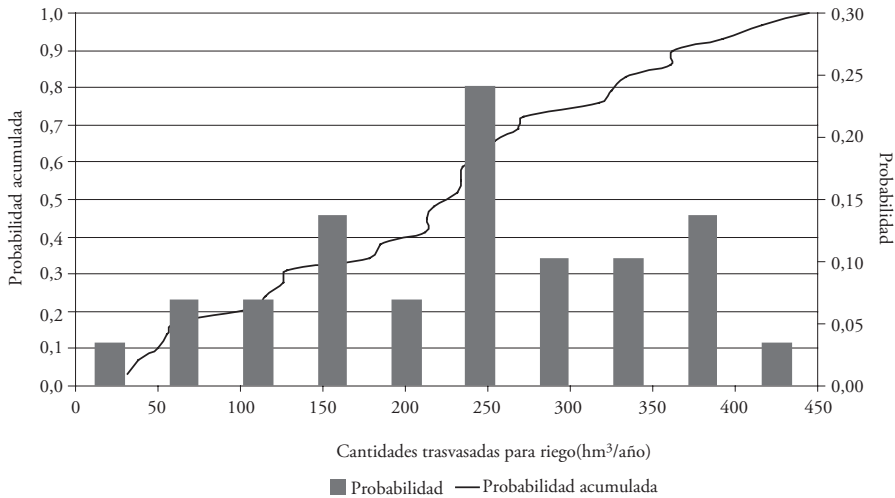
Fuente: Gómez-Ramos y Garrido (2004). Elaboración propia.

Gráfico 2. Histograma y función de distribución que ajusta a la serie de aportes recibidos en el embalse de El Pintado (cuenca del Guadalquivir)



Fuente: Gómez-Ramos y Garrido (2004). Elaboración propia.

Gráfico 3. Histograma y función de probabilidad de los volúmenes de agua trasvasados para riego por el Acueducto Tajo-Segura



Fuente: Confederación Hidrográfica del Segura. Elaboración propia.

Como se ha comentado, la distribución de probabilidades de la disponibilidad de agua para un usuario depende, además de la variabilidad natural del recurso, de su nivel de regulación mediante infraestructuras, y de los criterios de gestión y asignación del recurso, lo que incluye el tipo de derechos de propiedad que el usuario tenga sobre el agua. Efectivamente, los diferentes tipos de derechos de propiedad o uso del agua tienen diferentes implicaciones sobre la distribución del riesgo entre los usuarios.

En primer lugar, en el caso de los sistemas de derechos apropiativos con orden de prelación, la distribución del riesgo de naturaleza hídrica es asimétrica, siendo diferente para cada usuario o categoría de usuario (Burness y Quirk, 1979). En los sistemas de derechos apropiativos, los usuarios con derechos más antiguos tienen un acceso prioritario al recurso frente a los usuarios con derechos adquiridos con posterioridad. Cada usuario ha de esperar a que todos aquellos con un derecho de propiedad de mayor rango al suyo accedan a la totalidad del agua a la que tienen derecho antes de poder acceder él a la suya. La función de probabilidades de la disponibilidad de agua para un usuario con un mayor rango en el orden de prelación será preferible a la de otros con derechos de menor rango (Burness y Quirk, 1979). En segundo lugar, en el caso de los sistemas de derechos correlativos, el acceso al agua es

proporcional, de manera que el agua disponible se reparte por igual entre todos los usuarios, siendo homogénea la distribución del riesgo entre ellos. La función de probabilidades de la disponibilidad del agua es por tanto idéntica para todos los usuarios.

Como ya se ha comentado, la variabilidad de la disponibilidad de agua se traduce en variabilidad de los beneficios derivados de su uso. Pero la naturaleza estocástica de la disponibilidad de agua también tiene implicaciones para las decisiones de uso del recurso, incluyendo todo lo relativo a la planificación de actividades e inversiones productivas. Efectivamente, la incertidumbre en la disponibilidad de agua afecta a la optimalidad de las decisiones de uso del recurso. Un productor averso al riesgo incurre en un coste de oportunidad que se deriva directamente de la desutilidad que le produce la incertidumbre existente sobre su disponibilidad de agua a la hora de tomar decisiones de producción (Calatrava, 2002). Como consecuencia, al maximizar su utilidad esperada, el productor seleccionará unas actividades de producción y un uso de factores productivos que no lograrán maximizar el beneficio esperado, incurriendo en un coste que deriva de los niveles de riesgo, es decir, de la variabilidad e incertidumbre en la disponibilidad del recurso. Asimismo, una menor (mayor) seguridad de acceso al recurso desincentiva (favorece) las inversiones productivas, lo que empeora (mejora) la eficiencia económica en el largo plazo (Burness y Quirk, 1979).

La consecuencia directa de una mayor incertidumbre en la disponibilidad de agua sobre el usuario es el aumento del coste de oportunidad del agua utilizada (Tsur y Zemel, 1998), lo que se traduce en una reducción de los beneficios ligados al uso del recurso. Ante este riesgo, el individuo puede responder de varias formas, identificando de este modo varios tipos de respuesta.

Un primer tipo de respuesta sería aceptar las pérdidas producidas y compensarlas a través de la suscripción de una póliza de seguro o la inserción en un programa de ayudas económicas para situaciones de emergencia, distribuyendo de este modo el riesgo en el tiempo. Esta respuesta sería de carácter *reactivo* en la medida que actúa una vez que el daño ha sucedido.

Un segundo tipo de respuesta sería actuar directamente sobre la fuente del riesgo de forma que el planificador, gestor del recurso, disminuya el riesgo al que se ve expuesto el usuario. Una forma de lograrlo sería, por ejemplo, reduciendo la probabilidad de ocurrencia de los episodios de escasez. La actuación sobre el nivel de riesgo puede hacerse bien modificando la fuente de riesgo (p. ej., modificando la disponibilidad de agua, actuando sobre la oferta

mediante la construcción de nuevas infraestructuras, etc.), o bien disminuyendo la vulnerabilidad al riesgo del individuo (p. ej., a través de cambios en la asignación, de forma que este tenga información suficiente sobre los nuevos criterios de asignación del agua pudiendo anticiparse mejor a las nuevas situaciones). Estas medidas tienen un claro carácter *proactivo*, pues son capaces de anticipar el riesgo y sus impactos y tratan de aminorar el nivel de riesgo soportado por el usuario. En el caso de un regante, esta anticipación podría suponer una adaptación de sus cultivos a las nuevas disponibilidades. En el caso del abastecimiento urbano, la anticipación se puede traducir en medidas ligadas con la gestión de la demanda.

En consecuencia, la incertidumbre a la que se ve sometido el titular de un derecho de uso de agua tiene su origen no solo en la variabilidad del recurso por las propias condiciones climatológicas, sino también en la propia gestión que de este hagan los agentes responsables. De hecho, las incertidumbres de tipo económico y político son a menudo más importantes que la propia incertidumbre climática en las decisiones de política hidráulica (Rogers, 1994; Garrido y Del Moral, 2000). Este tipo de decisiones pueden proceder, por ejemplo, de una asignación excesiva de derechos de uso respecto a las disponibilidades reales o, por el contrario, de la asignación de concesiones superiores a las necesidades reales de los usuarios.

En resumen, las implicaciones económicas del riesgo en la disponibilidad de agua son importantes, ya que los recursos hídricos que se caracterizan por un menor nivel de variabilidad e incertidumbre son generalmente más valiosos (Lee y Jouravlev, 1998). Por ello, es importante que un sistema de gestión del agua proporcione un cierto grado de seguridad a los usuarios respecto a los niveles de disponibilidad hídrica de que disfrutan.

3. Alternativas de gestión para hacer frente al riesgo en la disponibilidad de agua

La gestión del riesgo puede plantearse desde dos premisas: por un lado, cuando el riesgo es aceptado y cuantificado por los agentes sociales e instituciones por existir un conocimiento de su comportamiento, o, por el contrario, cuando pueda existir un total desconocimiento de los episodios fortuitos de mayor severidad. Para Cubillo (2002), en este último caso es necesario dotar al sistema de mecanismos de previsión capaces de anticiparse a los impactos de estos eventos. El riesgo pasa así a ser un elemento a considerar y a mini-

mizar en cada una de las decisiones tomadas en la gestión del agua. Bajo esta premisa, uno de los objetivos de la gestión de agua sería garantizar a los usuarios unos determinados niveles de garantía de suministro para mitigar, en la medida de lo posible, los impactos económicos, sociales y ambientales de sequías e inundaciones (Rey *et al.*, 2016). Un cambio en las políticas de gestión de los recursos hídricos tienen un impacto directo sobre las distribuciones de probabilidad de las dotaciones recibidas por los usuarios y, por tanto, sobre el riesgo derivado de la disponibilidad de agua.

En primer lugar, las *infraestructuras de almacenamiento y distribución y las tecnologías de uso del agua* tienen efectos positivos sobre la reducción del riesgo en la disponibilidad de agua, siempre y cuando no sirvan para consolidar nuevas demandas de agua. Sin embargo, sus costes pueden ser superiores a los beneficios derivados de la reducción de la variabilidad e incertidumbre en la oferta, máxime cuando pueden llegar a sobredimensionarse las infraestructuras, generando un excedente de agua almacenada en años normales (Rodrigo *et al.*, 1996). La experiencia demuestra que estas políticas tradicionales de incremento de la oferta no son suficientes para asignar agua y riesgo, pues son demasiados rígidas en situaciones de incertidumbre.

Por su parte, la *mejora de las infraestructuras de transporte y distribución de agua* tienen un potencial algo mayor de reducción del riesgo económico derivado de la variabilidad en la disponibilidad de agua al incrementar la disponibilidad neta de agua (Blanco, 1999), si bien este incremento disminuye con la escasez y puede generar posibles afecciones a los flujos de retorno.

Mayor potencial de reducción del riesgo tienen los *sistemas de asignación y gestión del agua*, que permiten también modificar la vulnerabilidad de los usuarios frente al riesgo de escasez. La gestión y asignación de los recursos hídricos tiene un impacto directo en la distribución de probabilidades de las dotaciones recibidas por los agricultores y, por tanto, van a influir en el riesgo derivado de la disponibilidad de agua. Mientras que las inversiones en infraestructuras de captación y almacenamiento buscan modificar la distribución de probabilidades de la disponibilidad de agua, los sistemas de asignación y gestión del recurso buscan reducir la vulnerabilidad al riesgo derivado de dicha disponibilidad, es decir, su impacto económico. Sin embargo, no siempre son eficientes y, además, su impacto depende en gran medida del tipo de derechos de propiedad que el usuario tiene sobre el agua (Burness y Quirk, 1979). Cuando el acceso al agua se basa en derechos proporcionales, una reducción del riesgo se distribuirá homogéneamente entre los usuarios. Por el contrario,

cuando se basa en un orden de prioridades, la distribución de una reducción del riesgo dependerá del puesto que se ocupa en el mismo.

La inversión en tecnologías de uso del agua tienen, en principio, un efecto algo mayor de reducción del riesgo, al traducirse en una reducción de los consumos de agua y en un incremento de su productividad, así como la de los recursos productivos asociados, todo lo cual implica una menor variabilidad de los rendimientos. Esto supone, en principio, una reducción del riesgo económico, tanto del derivado de la disponibilidad del recurso como del derivado del propio proceso productivo, si bien los costes de dicha reducción pueden superar a los beneficios. Blanco (1999) y Escribano (2006) comparan las distribuciones de probabilidad del beneficio de agricultores de diversas zonas de España obtenidas para diferentes tipos de tecnologías de riego, obteniendo resultados ambiguos que sugieren que los beneficios en términos de reducción de riesgos suelen superar a los costes en aquellos sistemas agrarios más intensivos y sometidos a un mayor grado de riesgo.

Por su parte, y frente a las inversiones que buscan incrementar la disponibilidad total de agua, la mejora de la gestión interanual de las reservas y el uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas tienen un mayor potencial para reducir la probabilidad y magnitud de las restricciones de agua, evitando problemas de exceso de oferta (Rodrigo *et al.*, 1996). De manera similar, el recurso a reservas estratégicas de agua que permitan realizar incrementos flexibles de la oferta de agua solo cuando el agua sea escasa permite incrementar la garantía de suministro y reducir notablemente el riesgo. Ejemplos clásicos son los trasvases puntuales de agua, la extracción de aguas subterráneas o el recurso a la desalinización. Sin embargo, dicho potencial raramente se materializa, ya que la gestión de las reservas no suele ser la óptima debido a causas diversas, entre las que pueden destacarse las elevadas demandas, la competencia entre usos alternativos y, muy especialmente, los complejos entramados de intereses económicos y políticos relacionados con el agua, que limitan en gran medida la aplicación de criterios lo suficientemente racionales en la gestión del agua.

Parece por tanto necesario explorar nuevos mecanismos que persigan fundamentalmente una mejor y más eficiente asignación de los recursos hídricos y del riesgo asociado a su uso. Una opción de gestión que tiene, en principio, un mayor efecto de reducción del riesgo es la descentralización de la gestión de los recursos hídricos. Al ser los propios usuarios los que realizan la asignación del agua, integrando, por tanto, su percepción del riesgo en las decisiones, esta será, en principio, más eficiente y el riesgo económico se verá reducido.

Una forma de descentralización de la asignación de los recursos hídricos con un especial potencial para la reducción del riesgo son los diferentes tipos de mercados de agua.

Los mercados de agua son considerados como un instrumento eficaz para abordar el problema de la escasez de agua, lo que se suele justificar desde el punto de vista de la eficiencia económica aduciendo que los incrementos de bienestar alcanzables a través del intercambio de agua pueden ser considerables (Easter *et al.*, 1998; Easter y Huang, 2014), tal y como se ha evidenciado en el capítulo 5 de este mismo libro, elaborado por Calatrava y Gómez-Limón. Estos beneficios son especialmente grandes en situaciones de escasez, lo que permite mitigar su impacto económico (Miller, 1996). El contexto en el que los mercados de agua deben situarse es por tanto aquel que viene marcado por la escasez coyuntural o estructural de agua (Randall, 1981). Así, los mercados de derechos permanentes permiten dar respuesta a cambios estructurales de la oferta o la demanda de agua, mientras que las cesiones temporales de derechos y los contratos de opción ayudan a hacer frente a situaciones coyunturales de escasez de agua (Howitt, 1998).

Los contratos de cesión y de opción de agua se plantean como una alternativa a las políticas tradicionales de gestión de los recursos hídricos, especialmente en situaciones coyunturales de escasez, pudiendo sustituir, hasta cierto punto, a la construcción de infraestructuras hidráulicas, proveyendo un seguro contra las sequías a un menor coste tanto social como privado, y permitiendo compensar a los usuarios que cedan temporalmente sus derechos (Michelsen y Young, 1993). Además de reducir el riesgo, permiten incrementar la garantía de suministro para los usuarios a un menor coste que otras alternativas (Jenkins y Lund, 2000; Gómez-Ramos y Garrido, 2004; Characklis *et al.*, 2006; Kirsch *et al.*, 2009; Rey *et al.*, 2016). Este tipo de mercados permiten mitigar los efectos adversos de las sequías, reduciendo la vulnerabilidad económica de los usuarios derivada de la variabilidad interanual de sus dotaciones (Garrido y Calatrava, 2005b).

4. Potencial de los diferentes tipos de mercados de agua para hacer frente al riesgo en la disponibilidad de recursos

Como ya se ha comentado, los intercambios de agua tienen una motivación clara de reducción del riesgo para los usuarios del recurso, si bien los diferentes tipos de mercados tienen diferentes implicaciones en lo relativo a

dicha reducción. En primer lugar, los mercados permanentes de derechos favorecen las inversiones productivas a largo plazo y reducen los costes de transacción asociados al intercambio, siendo preferibles en situaciones de escasez estructural (Howitt, 1998). Sin embargo, pueden plantear problemas acaparamiento de derechos, e incluso especulación, que pueden generar situaciones de falta de competencia y escasa actividad de mercado. La incertidumbre en la disponibilidad de agua puede fomentar una apropiación excesiva de derechos de agua por parte de los usuarios; no para usarlos, sino para asegurarse contra situaciones de escasez. El acaparamiento derechos sería una estrategia seguida por los usuarios con mayor capacidad financiera para protegerse frente al riesgo de disponer de poco agua en el futuro, pero también de que no haya derechos en venta o cesión en el futuro o de que su precio crezca (Lee y Jouravlev, 1998).

El acaparamiento de derechos puede ocasionar un exceso de agua disponible para el comprador, lo que resulta en un uso ineficiente del recurso (Miller, 1996). Igualmente puede llevar a situaciones de excesivo poder de mercado y de bloqueo a la entrada de otras empresas en la industria, al reducir la cantidad de derechos intercambiables y el potencial alcance de los intercambios, generando situaciones de mercados estrechos y dispersión de los precios (Lee y Jouravlev, 1998; Brennan y Scoccimarro, 1999). En una situación de mercados estrechos, se incrementa la incertidumbre sobre el precio de los derechos y sobre la posibilidad de adquirirlos en el futuro, todo lo cual resulta en un mayor riesgo percibido por los usuarios (Calatrava, 2002). La alternativa, amén de posibles limitaciones del poder de mercado, pasa por favorecer el desarrollo de mercados de cesión y opciones de agua, los cuales permiten protegerse del riesgo sin necesidad de recurrir a acumular derechos en exceso.

Las cesiones de derechos, sean puntuales o por un período de varios años, no plantean estos problemas, siendo instrumentos de gestión del agua más flexibles y efectivos que permiten una mejor adaptación a los cambios de la oferta y la demanda de agua, incrementando la eficiencia en el uso del recurso y mitigando los efectos adversos de los períodos de escasez. Además, son mejores que los mercados de derechos de agua a la hora de estabilizar la disponibilidad de agua de un usuario (Howitt, 1998). Los contratos de cesión permiten que la oferta de agua en el mercado sea mayor, lo que reduce la posibilidad de situaciones de falta de competencia. Son en definitiva, más adecuados para hacer frente a situaciones coyunturales de falta de agua. En ese sentido, la legislación española, debido al carácter público y concesional

del agua, optó por permitir los intercambios de agua mediante contratos de cesión frente a los mercados de derechos (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009).

Sin embargo, tanto los mercados de derechos como las cesiones temporales hacen que el coste del riesgo sea soportado por una de las partes (Howitt, 1998). En el caso de los mercados de derechos, el vendedor pierde el acceso al recurso, mientras que en las cesiones de derechos, el comprador debe de confiar a largo plazo en una fuente insegura de agua que puede no estar disponible cuando necesite el agua. La cesión temporal de derechos sobre el agua transfiere temporalmente el riesgo inherente a la tenencia del derecho de agua del cedente al cesionario, mientras que la venta permanente de los derechos supone una transferencia total de dicho riesgo (Calatrava, 2002). La alternativa que se plantea para una mejor distribución del riesgo entre ambas partes son los contratos de opción de suministro de agua (Hamilton *et al.*, 1989; Howitt, 1998; Michelsen y Young, 1993), que tienen la ventaja de reducir el riesgo para comprador y vendedor, mejorando de forma notable la garantía de suministro de los usuarios e incrementado su bienestar (Gómez-Ramos y Garrido, 2004).

Como hemos comentado, cada tipo de mercado de agua se plantea para hacer frente a diferentes situaciones de escasez, bien sea este de tipo estructural o coyuntural. En la práctica, el desarrollo de los diferentes tipos de mercados viene determinado por el marco legal e institucional de cada país, y muy especialmente por el tipo de derechos de propiedad existente. Asimismo, la incertidumbre que existe sobre el acceso al recurso influye sobre los incentivos económicos para participar en distintos tipos de mercado y, por lo tanto, para su éxito en la práctica. En California, por ejemplo, la predominancia de derechos de tipo apropiativo, que son bastante inseguros con respecto a la cantidad de agua, es una de las causas que han limitado el desarrollo de mercados de derechos de agua frente a mercados anuales de tipo instantáneo y mercados de opciones para intercambios a más largo plazo, que permiten una mejor distribución del riesgo entre usuarios (Howitt, 1998). En el caso de España, pese a la situación de escasez estructural en la que se encuentran varias cuencas hidrográficas y a la mayor seguridad hídrica de los derechos, el hecho de que estos son concesiones administrativas, es decir derechos de uso pero no de propiedad, ha determinado la apuesta pública por los contratos de cesión frente a los mercados de derechos permanentes. En muchos casos, el mercado de la tierra de regadío ha jugado el papel reservado a estos últimos.

5. Los contratos de cesión de agua como instrumento de mejora del potencial de gestión del riesgo de los mercados de agua

Como se ha comentado previamente, los diferentes tipos de mercados de agua tienen diferentes implicaciones sobre la reducción del riesgo y su reparto entre los participantes en los intercambios, además de verse afectado su funcionamiento por las incertidumbres inherentes a la disponibilidad de los recursos hídricos. Por ello, los mercados de agua precisan de instrumentos que permitan explotar todo su potencial en situaciones de escasez frecuente e incertidumbre sobre la disponibilidad de agua.

En este sentido, Bjornlund y Rossini (2005) proponen mercados más sofisticados que desarrollen instrumentos que aseguren una redistribución de los derechos y una asignación estacional de forma rápida y con bajos costes de transacción. Estos mecanismos permitirían una flexibilización de los intercambios para que se adapten al contexto de incertidumbre en el que se desarrollan. En este sentido, estos mismos autores sugieren, para el caso Australia, crear un marco legal adecuado que fomente la suscripción de contratos de cesión que incluyan determinadas condiciones climáticas como condiciones externas que deben de cumplirse para que pueda ejecutarse el contrato, así como volúmenes de cesión ajustados a las disponibilidades reales del recurso para un período concreto de tiempo, todo ello a unos precios establecidos.

Esta nueva generación de instrumentos más flexibles tendrían un claro carácter proactivo capaz de anticipar los riesgos, de forma que tales contratos se activarían de forma automática como consecuencia del establecimiento de umbrales o datos objetivamente verificables que habiliten las correspondientes transacciones. Para lograrlo, precisan del uso de contratos diseñados para contextos complejos y que permitan tener en cuenta todos los posibles escenarios de activación del mecanismo y las fuentes de externalidades negativas que dicha activación conlleve. Este tipo de instrumento exige la suscripción de acuerdos entre las partes intervinientes –una de las cuales puede ser la Administración como garante del buen fin del contrato– formulados de forma tal que haya poco espacio para ambigüedades, problemas de cumplimiento o conflictos. La rigidez del contrato permitiría además planificar y evaluar de forma más precisa el riesgo final que asumen las partes afectadas. Además, los programas institucionales que desarrollen este tipo de instrumentos deben ser flexibles para ajustarse a un amplio rango de condiciones del mercado. Un ejemplo en España que podría enmarcarse dentro de este tipo de contratos

sería el que actualmente regula el funcionamiento del Acueducto Tajo-Segura (ATS), el cual se ejecuta en el marco de la Ley 21/71 y sus reglamentaciones posteriores. Las normas de explotación del trasvase se basan en la fijación de niveles excedentarios y unos niveles umbrales de llenado en un tiempo dado de los embalses cedentes, por debajo de los cuales no se ejecuta el trasvase. Es en este marco en el que se ha desarrollado el contrato de cesión realizado entre regantes del Tajo y usuarios urbanos de la cuenca del Segura, para asegurar los niveles mínimos en el sistema Entrepeñas-Buendía que permiten la transferencia de aguas mediante el ATS. El carácter automático introducido en la gestión del sistema ATS ha hecho posible la celebración de un contrato entre titulares de derechos. De esta forma se ha habilitado un marco de transferencia de recursos que en ausencia del contrato no se hubiera producido, pero que al mismo tiempo se ajusta en sus parámetros a las reglas de gestión del propio ATS.

Hay que tener en cuenta que, aunque los mercados de agua permiten reducir el riesgo derivado de la variabilidad en la disponibilidad de agua, su funcionamiento también se ve afectado por la incertidumbre que pueda existir sobre la disponibilidad de agua. Como se ha comentado, dicha incertidumbre afecta a la optimalidad de las decisiones de producción y uso del agua. Calatrava y Garrido (2005a) demuestran que la incertidumbre en la disponibilidad de agua hace que los potenciales compradores de agua utilicen menos agua que en situación de certidumbre, demandando posteriormente en el mercado una menor cantidad de agua, y que los vendedores usen una mayor cantidad de agua, ofertando posteriormente una menor cantidad de agua en el mercado. El resultado es que la incertidumbre va a limitar el alcance de los intercambios de agua.

En este sentido, el uso de contratos a medio/largo plazo aparece como una evolución natural de los mercados temporales y de transferencia permanente, en la medida en que el primero, además de evitar las costosas y políticamente conflictivas cesiones permanentes de derechos que también resuelven los mercados temporales, suponen una disminución de la incertidumbre proveniente de la oferta aleatoria de agua. Este hecho puede ser evitado, por ejemplo, con el establecimiento de un contrato de opción mediante el cual se asegura, durante varios años, la cesión de agua en períodos de escasez a un precio determinado, de forma que el vendedor se anticipa al riesgo que supone una situación de escasez. En lo que se refiere a los efectos de la incertidumbre de la oferta en las condiciones de suministro, la ventaja de un contrato de

opción respecto a una cesión temporal, es que el primero permite una mayor seguridad en el suministro, ya que la opción supone un incremento en la oferta media en el medio plazo (Michelsen y Young, 1993; Howitt, 1998). Los contratos de opción pueden instrumentarse también mediante un banco de agua o centro de intercambio de derechos, como se hizo en California en los años noventa, de manera que la contratación de las opciones se realice de manera centralizada y supervisada por la Administración (Israel y Lund, 1995; Garrido y Gómez-Ramos, 2009).

El contrato de opción es capaz de repartir el riesgo asociado a la oferta y al precio entre el actual usuario del agua y los potenciales compradores del recurso, estimulando de esta forma un mercado más activo y eficiente. Además de distribuir el riesgo entre comprador y vendedor, el contrato de opción presenta la ventaja de aminorar los efectos a terceras partes respecto al resto de modalidades de cesión de derechos. En este sentido, el contrato de opción es capaz de atenuar los efectos económicos de la cesión en el área donde se concentran los afectados o cedentes; por ejemplo, los agricultores en el caso de cesión por parte de los usos agrarios. Esto es así, en primer lugar, porque el agua es usada por los regantes la mayor parte de los años, de forma que la posible renuncia a parte del agua disponible para poder ser cedida es compensada al regante en forma de una prima anual, pudiendo revertir en actividades alternativas en el área. En segundo lugar, como los regantes permanecen de forma activa en la región (ya que la opción de venta no se ejecuta todos los años), los beneficios de la prima revierten directamente sobre el área. Y por último, la negociación entre las partes sobre la compensación en el medio-largo plazo, permite evaluar la afección a terceras partes de forma apropiada.

La afección de un contrato de opción a las partes implicadas se traduce en una ganancia para las mismas, ya que tanto comprador como vendedor esperan beneficiarse mutuamente suscribiendo el contrato. El balance para el vendedor es el siguiente: por un lado sufre unas pérdidas que se traducen en una menor flexibilidad en la toma de decisiones sobre la gestión del recurso, ya que está obligado a ceder parte de su agua disponible cuando el comprador lo disponga. Sin embargo, recibe una compensación inmediata, en forma de prima de compensación, pagada por el comprador sobre la base de unas negociaciones previas. De este modo la cuantía de la prima puede ser internalizada en su función de beneficios anuales. El vendedor se beneficia además de aquellas situaciones en las que la prima de compensación se sitúa por encima del coste real del recurso cedido.

El balance para el comprador es también claramente positivo ya que experimenta una disminución del riesgo al que está sometido, pues tiene garantizada la cantidad de agua que necesita en el momento en que esta es necesaria a un precio conocido. Como contrapartida el comprador se compromete a mantener la opción de compra a un precio prefijado, que puede no ser el más adecuado en el momento de la compra.

El objetivo del contrato de opción es, por tanto, lograr un reparto eficiente del riesgo procedente de la incertidumbre en la oferta del recurso entre comprador y vendedor. Por tanto, la valoración del nuevo riesgo asumido por ambas partes tras la suscripción del contrato servirá de indicador sobre la idoneidad y el interés de esta fórmula de intercambio. Además del riesgo, el coste del contrato es un elemento decisivo para su aceptación, pues el coste implica que la compensación al regante debe ser tal que se mantenga por debajo del coste de otras alternativas posibles al propio contrato para quien adquiere el derecho de comprar el recurso. Además, debe ser capaz de compensar las pérdidas sufridas por la parte cedente provenientes de la renuncia a una dotación y del nuevo riesgo asumido por la incertidumbre en el momento de la cesión.

Sin embargo, un contrato de este tipo puede tener algún efecto adverso. Hay que tener en cuenta que, en un contexto de aportes aleatorios, un contrato de opción que obligue a ceder recursos siempre que se satisfagan unas condiciones preestablecidas, puede requerir cambios de importancia en la gestión del embalse del que provienen las aguas objeto de la cesión. Estos cambios conllevarán en mayor o menor medida una pérdida de flexibilidad y, por tanto, pueden aumentar el riesgo económico de los regantes, al tiempo que reducir sus resultados económicos esperados.

Pero tal vez la exigencia más importante y también delicada de cara a la puesta en marcha del contrato de opciones, es que la Administración hidráulica debe hacer respetar los derechos de los intervinientes, se ejecute o no la opción de uso. No debe subestimarse lo que esto implica en un marco de derechos de uso del tipo vigente en España. En una situación en la que las condiciones de ejercicio de la opción se cumplen, la Administración nunca podría impedirlo so pena de invalidar por completo el contrato y, en consecuencia, socavar toda la credibilidad del instrumento por mucho tiempo. La confianza de los intervinientes en la validez del contrato debe ser total, especialmente si se trata de acuerdos de media o larga duración.

Las condiciones que existen en España (gran variabilidad de aportes y mucha capacidad de regulación) hacen posible que los intercambios de dere-

chos de uso, definidos como contratos de cesión de concesiones o al amparo de los centros de intercambio, puedan articularse mediante un contrato de opción (Garrido y Gómez Ramos, 2009).

Remitimos al lector interesado en más información sobre los contratos de opción al capítulo 14 de esta misma obra, escrito por Rey, Calatrava y Garrido, dedicado monográficamente a este tipo de mercado de agua.

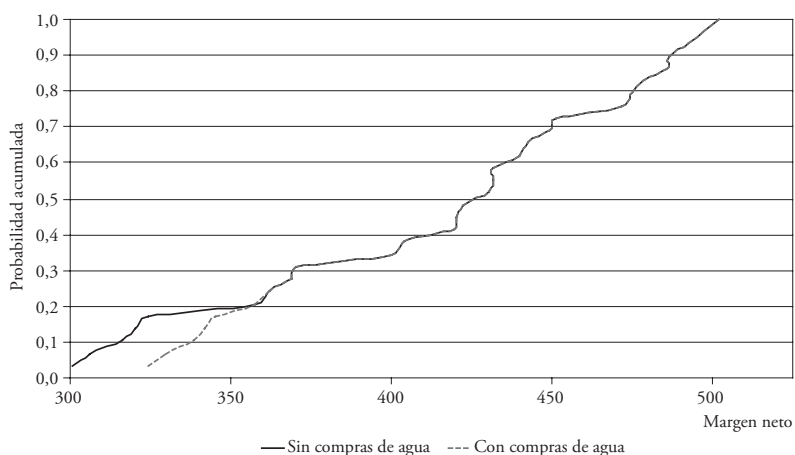
6. Algunas estimaciones de la reducción del riesgo en mercados de agua reales e hipotéticos

Este apartado del capítulo se va a destinar a presentar aplicaciones empíricas que muestran los efectos respecto al riesgo que tienen algunos casos concretos de intercambios de agua, tanto cesiones puntuales de derechos de uso entre regantes como otros tipos de cesiones llevadas a cabo en el marco de contratos a largo plazo que implican una prima anual de compensación al cedente. La idea es mostrar empíricamente, en qué medida cada modalidad de mercado actúa de una determinada manera en el objetivo de disminuir el riesgo o en el reparto del riesgo entre las partes contratantes.

El Gráfico 4 y la Tabla 1 muestran la reducción del riesgo económico para las zonas regables del Acueducto Tajo-Segura como consecuencia de la autorización durante épocas de sequía del contratos de cesión inter-cuencas durante 2005-2009 (véanse los capítulos 3, escrito por Palomo y Gómez Limón, y 10, escrito por Calatrava y Martínez-Granados, de este mismo libro). La distribución de probabilidades del margen neto con y sin contrato de cesión se han obtenido utilizando datos de los volúmenes trasvasados para las zonas regables del Acueducto Tajo-Segura (Gráfico 3) y datos de las transacciones realizadas (volúmenes y precios). Las ganancias de margen neto generadas por estas compras de agua para las zonas regables del Trasvase Tajo-Segura se han estimado utilizando el modelo SEGREG (Calatrava y Martínez-Granados, 2012), que calcula el valor de uso del agua en las zonas regables de la cuenca del Segura y del trasvase Tajo-Segura teniendo en cuenta las cantidades de agua disponibles para dichas zonas de todas las posibles fuentes de suministro a las que tienen acceso. Se observa como la distribución de probabilidades del margen neto cuando se permiten dicho contrato es preferible a la distribución de probabilidades cuando no se autoriza. Aunque el margen neto medio apenas se ve incrementado debido a lo excepcional de este contrato y al relativamente reducido volumen de agua intercambiado, los indicadores de riesgo

económico de la Tabla 1 (coeficientes de variación y asimetría y percentiles) muestran una clara reducción del riesgo que se concentra a la izquierda de la distribución de probabilidades del margen neto.

Gráfico 4. Distribuciones de probabilidad acumulada del margen neto generado en las zonas regables del Acueducto Tajo-Segura bajo los supuestos de autorización o no de contratos de cesión intercuenca en situaciones de sequía similares a las de 2005-2008. En millones de euros/año



Fuente: elaboración propia.

Tabla 1. Indicadores de riesgo económico de las zonas regables del acueducto Tajo-Segura con y sin compras intercuenca de agua en épocas de sequía. En millones de euros/año*

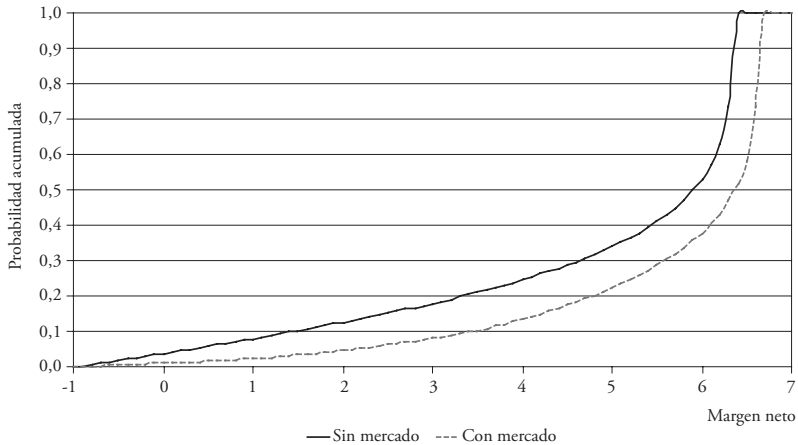
	Media	Desv. típica	Coef. Variación	Coef. de asimetría	P 5 %	P 10 %	P 25 %
Sin compras de agua	415,82	62,23	0,1497	-0,4688	303,42	316,29	365,33
Con compras de agua	419,67	55,93	0,1333	-0,2449	327,06	338,31	365,33

* P es el valor de la función de probabilidad acumulada. Por ejemplo, el valor del margen neto asociado a la P 10 % indica que en el 10 % de los casos los regantes obtienen un margen neto igual o inferior a dicho valor.

Fuente: elaboración propia.

El Gráfico 5 y la Tabla 2 muestran como es la disminución del riesgo bajo un contrato de cesión temporal hipotético establecido entre regantes de una misma zona regable, la de la CR del Guadalquivir en Córdoba, a partir de resultados de Calatrava y Garrido (2005b). El Gráfico 5 muestra dos funciones de distribución de probabilidad acumulada de los beneficios obtenidos en la zona con mercado y sin mercado. Como se puede observar, en la situación con mercado la probabilidad de tener beneficio inferiores a la media es menor que el caso de la situación sin mercado, por lo que el riesgo asumido por el regante si se permiten los intercambios con otros regantes de la misma comunidad es inferior. Frente al ejemplo anterior, el hecho de que los intercambios no estén restringidos a épocas de sequía, hace que tanto el incremento del margen neto medio como la mejora de los indicadores de riesgo económico sean muy superiores.

Gráfico 5. Distribuciones de probabilidad acumulada del margen neto generado en la CR del Guadalquivir (Córdoba) en los supuestos de un mercado interno de agua no restringido a épocas de sequía y sin mercado. En millones de euros/año



Fuente: Calatrava y Garrido (2005b). Elaboración propia.

Tabla 2. Indicadores de riesgo económico de la CR del Guadalquivir con y sin un mercado de agua interno y no restringido a épocas de sequía. En millones de euros/año*

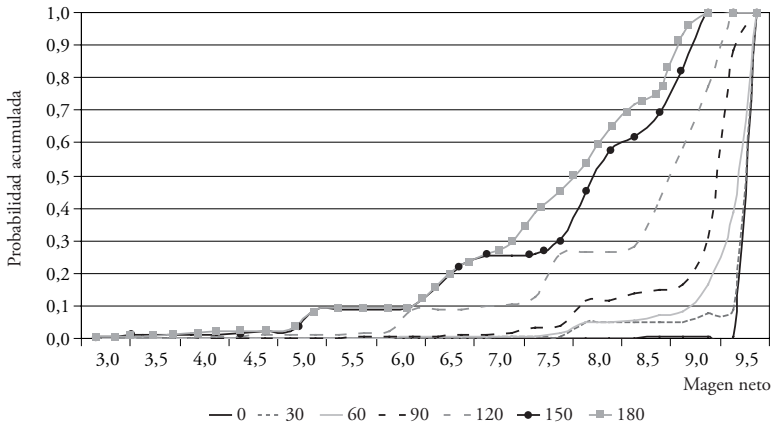
	Media	Desv. típica	Coef. Variación	Coef. de asimetría	P 1 %	P 5 %
Sin mercado	4,88	1,97	0,4035	-1,3987	-0,67	0,30
Con mercado	5,62	1,51	0,2680	-1,9794	0,07	2,13

* P es el valor de la función de probabilidad acumulada. Por ejemplo, el valor del margen neto asociado a la P 5 % indica que en el 5 % de los casos los regantes obtienen un margen neto igual o inferior a dicho valor.

Fuente: Calatrava y Garrido (2005b). Elaboración propia.

En el siguiente ejemplo se muestra una aplicación empírica de otro caso hipotético desarrollado con objeto de presentar una alternativa para solventar los problemas de escasez que sufrió la ciudad de Sevilla en el periodo 1992-1995 (Gómez-Ramos y Garrido, 2004). En dicho estudio se evalúa el establecimiento de un contrato de cesión a medio plazo entre la CR de El Viar (vendedor) y la compañía que suministra agua a la ciudad de Sevilla (EMASESA, comprador), analizando distintos contratos en función del volumen de agua contratado y de las condiciones de ejercicio del mismo. Gómez-Ramos y Garrido (2004) simulan distintas cantidades de agua prefijadas de antemano y que son cedidas con cargo a la dotación asignada a la CR del Viar a la ciudad de Sevilla. Estas cantidades prefijadas se transfieren siempre que el nivel de reservas de embalse se sitúe por debajo de un nivel preestablecido de antemano. El Gráfico 6 muestra la probabilidad que presentan los regantes de dicha comunidad de tener cada nivel de margen bruto por hectárea para el total de años del contrato, teniendo en cuenta el carácter aleatorio del estado de llenado del embalse que suministra a la zona regable. Se muestra una función de distribución de probabilidades acumuladas para cada una de las posibles cantidades cedidas establecidas en el contrato firmado entre las partes. Se puede apreciar como el «*downside risk*» es mayor a medida que se cede más agua. Asimismo, la Tabla 3 muestra los estadísticos que miden la variabilidad de los beneficios obtenidos para cada nivel de agua cedida. Las diferencias son notables y el riesgo de incurrir en pérdidas es mayor a medida que se cede más cantidad de agua.

Gráfico 6. Distribuciones de probabilidad acumulada del margen neto generado en la CR El Viar (miles de euros/ha/año) en los supuestos de distintas cantidades de agua cedida (hm³)



Fuente: Gómez-Ramos y Garrido (2004). Elaboración propia.

Tabla 3. Indicadores de riesgo de la CR de El Viar (miles de euros/ha/año) para cada nivel de agua cedida. En hm³/año

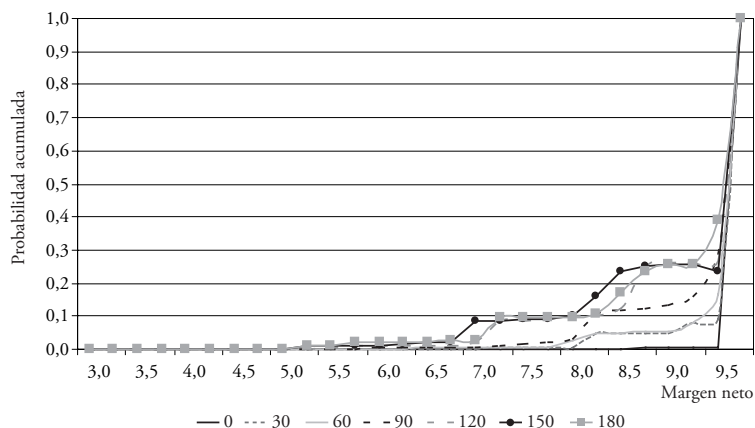
Cesiones (hm ³)	Media	Mediana	Varianza	Coficiente variación	Coficiente de asimetría
0	9,79	9,80	0,01	0,01	-0,00001
30	9,69	9,79	0,14	0,04	-0,00002
60	9,63	9,78	0,17	0,04	-0,00007
90	9,38	9,67	0,40	0,07	-0,00257
120	8,73	9,04	1,08	0,12	-0,00318
150	8,09	8,32	1,60	0,16	-0,00258
180	7,88	8,12	1,55	0,16	-0,00209

Fuente: Gómez-Ramos y Garrido (2004). Elaboración propia.

Este análisis se complementa presentando la contrapartida de este contrato de cesión, es decir, mostrando como son las mismas funciones de distribución en el caso de que internalice en la función de beneficio por hectárea la prima de compensación anual que recibiría el regante por mantener activo el contrato, es decir por mantener la posibilidad de cesión siempre que se alcancen unos niveles de reservas mínimos en el embalse. Como puede verse en el Gráfico 7 y la Tabla 4, en este caso los niveles de riesgo disminuyen

considerablemente. Este ejemplo muestra de forma evidente como este tipo de contratos permite que el reparto del riesgo y del agua entre las partes participantes sea más equitativo.

Gráfico 7. Distribuciones de probabilidad acumulada del margen neto generado en la CR de El Viar (miles de euros/ha/año) con la prima de compensación internalizada para cada nivel de cesión (hm³/año)



Fuente: Gómez-Ramos y Garrido (2004). Elaboración propia.

Tabla 4. Indicadores de riesgo de la CR de El Viar (miles de euros/ha/año) con la prima de cesión internalizada para cada nivel de agua cedida (hm³/año)

Cesiones (hm ³)	Media	Mediana	Varianza	Coficiente variación	Coficiente de asimetría
0	9,79	9,80	0,01	0,01	-0,00001
30	9,80	9,90	0,14	0,04	-0,00002
60	9,78	9,93	0,18	0,04	-0,00006
90	9,79	10,08	0,40	0,06	-0,00253
120	9,80	10,12	1,08	0,11	-0,00316
150	9,79	10,02	1,60	0,13	-0,00256
180	9,77	10,01	1,55	0,13	-0,00207

Fuente: Gómez-Ramos y Garrido (2004). Elaboración propia.

7. Conclusiones

La variabilidad de los recursos hídricos disponibles es un hecho al que se enfrentan los gestores de las cuencas mediterráneas, problema que se ve agudizado en las últimas décadas por los efectos del cambio climático. Esto supone que la gestión del agua se realiza en un contexto de incertidumbre creciente, de modo que el riesgo de no poder satisfacer las necesidades hídricas de la demanda es cada vez mayor. Las implicaciones sociales, ambientales y económicas de este hecho son más que evidentes. Es por ello que los gestores se plantean como objetivo primordial proporcionar un cierto grado de seguridad a los usuarios respecto a los niveles de disponibilidad hídrica de que disfrutan. De entre todas las alternativas de gestión de recursos hídricos con implicaciones sobre el riesgo de disponibilidad de agua, posiblemente la de mayor potencial sean los mercados de agua. Los mercados de agua incrementan el valor económico total de los recursos hídricos, aportan flexibilidad a la gestión y asignación del agua, permitiendo estabilizar la disponibilidad del agua para los usuarios. Además, la relación coste eficacia de este tipo de actuaciones es mucho menor que otro tipo de acciones basadas en el incremento de la oferta (Olmedilla y Gómez-Ramos, 2011).

Los mercados de agua reducen la vulnerabilidad económica de los usuarios derivada del riesgo en la disponibilidad de agua. Aunque los intercambios de agua tienen una motivación clara de reducción del riesgo para los usuarios del recurso, los diferentes tipos de mercados tienen diferentes implicaciones en lo relativo a dicha reducción. Mientras que los mercados de derechos permanentes permiten estabilizar la disponibilidad de agua para el comprador del derecho, los contratos de cesión y de opción de suministro de agua lo hacen tanto para el comprador como para el vendedor. Además, los mercados de derechos permanentes pueden generar problemas de acaparamiento de derechos y exceso de disponibilidad de agua en años hidrológicamente normales para el vendedor, con los consiguientes problemas de falta de competencia y mercados estrechos. Sin embargo, tanto los mercados de derechos como las cesiones temporales hacen que el coste del riesgo sea soportado por una de las partes, el vendedor en el primer caso y el comprador en el segundo. La alternativa son los contratos de opción de suministro de agua que permiten una mejor distribución del riesgo entre ambas partes, reduciendo el riesgo para comprador y vendedor.

Las estimaciones de riesgo económico mostradas en el capítulo, medidas a través de la probabilidad de tener resultados económicos desfavorables, muestran como los mercados habilitados a través de mecanismos de cesión inter cuencas (caso Tajo-Segura o Negratín-Almanzora), cesiones entre regantes de una misma zona regable, o cesiones de los usos agrarios a otros con mayor prelación de uso (urbanos) se comportan como instrumentos eficaces en la disminución de los riesgos antes mencionados.

Pese al potencial que los mercados tienen para reducir el riesgo, su efectividad está influida directamente por los diferentes elementos de incertidumbre que afectan a los sistemas hidrológicos. Para explotar todo su potencial de reducción y reasignación del riesgo, es necesario que los mercados de agua se adapten a situaciones de riesgo (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). Las experiencias australiana, americana o española ponen de manifiesto la necesidad de ir más allá en el desarrollo de los mercados, proponiendo mecanismos de intercambio más sofisticados, que aseguren una redistribución de los derechos y una asignación estacional de forma rápida y con bajos costes de transacción, y permitan una flexibilización de los intercambios de manera que estos se adapten al contexto de incertidumbre en el que se desarrollan (Young y McColl, 2003). Para ello es imprescindible que exista un marco legal en materia de agua que tenga en cuenta la incertidumbre y el riesgo como un elemento clave en la gestión y en la toma de decisiones. Es fundamental ir más allá en el concepto de gestión, más aun en un contexto claro de aceptación institucional del cambio climático, e internalizar la incertidumbre y el riesgo en los planes de cuenca y de sequía, de forma que las medidas sean capaces de anticipar las respuestas antes situaciones inciertas de escasez de recursos. En este sentido los contratos de opción aparecen como los instrumentos que mejor se adaptan a este tipo de respuestas. Si la tendencia es ir a sistemas de gestión que otorguen mayor poder de regulación a las instituciones, los centros de intercambios que centralicen los contratos de cesión para un periodo de tiempo y para distintos escenarios de escasez serían también soluciones a tener en cuenta.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por el Ministerio de Economía y Competitividad y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional mediante el proyecto MERCAGUA (AGL2013-48080-C2-2-R).

Referencias bibliográficas

- BJORNLUND, H. y ROSSINI, P. (2005): «Fundamentals determining prices and activities in the market for water allocations»; *Water Resources Development* 21(2); pp. 355-369.
- BLANCO, M. (1999): *La economía del agua: Análisis de políticas de modernización y mejora de regadíos en España*; Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- BRENNAN, D. y SCOCCIMARRO, M. (1999): «Issues in defining property rights to improve Australian water markets»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 43(1); pp. 69-89.
- BURNES, H. S. y QUIRK, J. P. (1979): «Appropriative water rights and the efficient allocation of resources», *American Economic Review* 69(1); pp. 25-37.
- CALATRAVA, J. (2002): *Los mercados de agua en la agricultura y el riesgo económico: una aplicación en el valle del Guadalquivir*; Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005a): «Modelling water markets under uncertain water supply»; *European Review of Agricultural Economics* 32(2); pp. 119-142.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005b): «Spot water markets and risk in water supply»; *Agricultural Economics* 33(2); pp. 131-143.
- CALATRAVA, J. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «El papel de los mercados de agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- CALATRAVA, J. y MARTÍNEZ-GRANADOS, D. (2012): «El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 12(1); pp. 5-32.
- CHARACKLIS, G.; KIRSCH, B. R.; RAMSEY, J.; DILLARD, K. y KELLEY, C. T. (2006): «Developing portfolios of water supply transfers»; *Water Resources Research* 42(5); W05403.
- CUBILLO, F. (2002): «Gestión de la demanda y garantía de abastecimiento», *III Congreso Ibérico de Gestión y Planificación de Aguas*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Sevilla, noviembre 2002.

- EASTER, K. W. y HUANG, Q. (eds.) (2014): *Water markets for the 21st century: What have we learned?*. Springer, New York.
- EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A. (eds.) (1998): *Markets for water: Potential and performance*, Kluwer Academic Publishers, New York.
- ESCRIBANO, M. J. (2006): *Análisis de la adopción de tecnologías de riego en contexto de incertidumbre: Aplicación a la horticultura del Valle del Guadalhorce*; Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba, Córdoba.
- GARRIDO, A. y DEL MORAL, L. (2000): *Drought management in the Lower Guadalquivir River Basin*, SIRCH Project Final Report. Universidad de Sevilla y Universidad Politécnica de Madrid, Sevilla.
- GARRIDO, A. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «Propuesta para la implementación de un centro de intercambio basado en contratos de opción»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- GÓMEZ-RAMOS, A. y GARRIDO, A. (2004): «Formal risk-sharing mechanisms to allocate uncertain water resources: the case of option contracts»; *Water Resources Research* 40(12); pp. 1-11.
- HAMILTON, J. R.; WHITTLESEY, N. K. y HALVERSON, P. (1989): «Interruptible water markets in the Pacific Northwest»; *American Journal of Agricultural Economics* 71(1); pp. 63-75.
- HARDAKER, J. B.; HUIRNE, R. B. M.; ANDERSON, J. R. y LIEN, G. (2004): *Coping with risk in agriculture*. CAB International Publishing, Wallingford (UK).
- HOWITT, R. E. (1998): «Spot prices, option prices, and water markets: An analysis of emerging markets in California»; en EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. y DINAR, A., eds.: *Markets for water: Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- ISRAEL, M y LUND, J. R. (1995): «Recent California water transfer: Implication for water management»; *Natural Resources Journal* 35(1); pp. 1-32.
- JENKINS, M. W. y LUND, J. R. (2000): «Integrating yield and shortage management under multiple uncertainties»; *Journal of Water Resources Planning and Management* 126(5); pp. 288-297.

- KIM, K.; CHAVAS, J. P.; BARHAM, B. y FOLTZ, J. (2014): «Rice, irrigation and downside risk: a quantile analysis of risk exposure and mitigation on Korean farms»; *European Review of Agricultural Economics* 41(5); pp. 775-815.
- KIRSCH, B. R.; CHARACKLIS, G. W.; DILLARD, K. y KELLEY, C. T. (2009): «More efficient optimization of long-term water supply portfolios»; *Water Resources Research* 45; W03414.
- LEE, T. R. y JOURAVLEV, A. S. (1998): *Los precios, la propiedad y los mercados en la asignación del agua*. CEPAL, Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- MICHELSSEN, A. M. y YOUNG, R. A. (1993): «Optioning agricultural water rights for urban water supplies during drought»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(5); pp. 1010-1020.
- MILLER, K. A. (1996): «Water banking to manage supply variability»; en HALL, D.C., ed.: *Advances in the economics of environmental resources. Vol. 1. Marginal cost rate design and wholesale water markets*. JAI Press, Greenwich, Connecticut.
- OLMEDILLA, S. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2011): «Valoración coste eficacia de las transacciones de agua inter cuencas. Una aplicación a las cuencas mediterráneas andaluzas»; *Observatorio Medioambiental* 14; pp. 120-135.
- RANDALL, A. (1981): «Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy»; *Australian Journal of Agricultural Economics* 25(3); pp. 195-220.
- REY, D.; CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2016): «Optimisation of water procurement decisions in an irrigation district: The role of option contracts»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 60(1); pp. 130-154.
- RODRIGO, D. M.; BLAIR, T. A. y THOMAS, B. G. (1996): «Integrated resources planning and reliability analysis: A case study of the Metropolitan Water District of Southern California»; en HALL, D. C., ed.: *Advances in the economics of environmental resources. Vol. 1. Marginal cost rate design and wholesale water markets*. JAI Press, Greenwich, Connecticut.
- ROGERS, P. (1994): «Assessing the socioeconomic consequences of climate change on water resources»; *Climate Change* 28; pp: 179-208.
- TSUR, Y. y ZEMEL, A. (1998): «On event uncertainty and renewable resource management»; en PARKER, D. D. y TSUR, Y., eds.: *Decentralitation and coordination of water resource management*. Kuwer Academic Publisher, Boston, Massachussets.

YOUNG, M. D. y McCOLL, J. C. (2003): «Robust reform: The case for a new water entitlement system for Australia»; *Australian Economic Review* 36(2); pp. 225-34.

Barreras culturales

Actitudes y opiniones de los agentes frente al mercado

Giacomo Giannoccaro^a, Manuela Castillo^b y Julio Berbel^b

^aUniversidad de Foggia y ^bUniversidad de Córdoba

1. Introducción y objetivos

Los mercados de derechos de agua han visto un gran desarrollo desde los años 90 en varios países como California, Chile o Australia (Maestu, 2013), así como en Canadá en el Estado de Alberta (Water Act de 1999), o Sudáfrica donde se ha iniciado más recientemente la reforma de su marco legislativo para poder activar su funcionamiento. En Europa, aunque se ha detectado un gran interés en países como Francia, el único país que actualmente permite intercambios de derechos de agua es España. Ya sabemos, todo empezó con la Ley de aguas de 1999.

Los mercados de agua son considerados instrumentos de apoyo para la gestión del agua tanto para flexibilizar las asignaciones en condiciones normales como para mejorar la eficiencia de uso del recurso en condiciones de escasez, sequía o incertidumbre.

Los países en los que los mercados de derechos de agua operan tienen en común la condición de escasez, ya sea estructural (sobreasignación) o temporal (sequías), y la creciente demanda de recurso para recuperar y preservar los sistemas naturales (humedales, acuíferos, zonas de interés específico, etc.). Para el caso español podría mencionarse la sequía prolongada de 2005-2007 y el caso del Parque natural de las Tablas de Daimiel (cuenca del Guadiana) respectivamente, que han producido una derogación de la Ley de 1999 (ver el capítulo 2 de este volumen).

El grado de desempeño de un mercado se puede medir a través del número de transacciones, del número de agentes participantes y del volumen de recurso gestionado. A mayor cantidad de transacciones y de agentes implicados y a mayor volumen intercambiado, los costes de transacción tienden a reducirse y con ello se expande la ganancia de bienestar que generan los mercados. Siguiendo este criterio y basándonos en los intercambios registrados a nivel

nacional, tanto por el número de agentes involucrados en las transacciones, como por el volumen intercambiado, los mercados de agua en España pueden definirse de estrechos.

La realidad nacional coincide con la de otros países como Canadá, cuya ley de 1999 es parecida en muchos aspectos a la española (por ejemplo los derechos se mantienen vinculados a la tierra y solo pueden realizarse intercambios entre concesionarios). Pese al esfuerzo e iniciativas puestas en marcha por el Gobierno del Estado de Alberta, el mercado de derechos de agua tiene todavía un peso minoritario en la asignación del recurso (Bjornlund *et al.*, 2014). Lo mismo ocurrió en Australia, en la cuenca de Goulburn-Murray, durante la primera etapa de desarrollo del mercado a principios de los años noventa, aunque hoy se haya convertido en el mercado de agua más activo del mundo.

La base de cualquier mercado es la ganancia que produce en el bienestar de las partes implicadas, tanto del comprador como del vendedor, aunque esta ganancia viene determinada también por valores y restricciones de los agentes que intervienen en su desempeño y que van más allá de precio y cantidad. Este trabajo trata de analizar las percepciones y preferencias de los agentes intervinientes con el fin de explorar cuáles son las barreras que podrían estar frenando su participación en los mercados de derechos de agua.

El conjunto de barreras que intervienen en la actividad de los mercados de agua pueden ser de distinta naturaleza. En este capítulo nos centraremos en las barreras culturales, de carácter ético, o institucional dejando de lado las barreras físicas y de infraestructura. Por ejemplo, pueden existir limitaciones de tipo cultural entre los agentes que se resisten a participar en los mercados de agua por considerar el agua como un bien que no debe ser objeto de comercio, o bien por percibir los derechos de agua como una posesión vinculada a su explotación, amparado por el nexo agua y tierra contemplado en la legislación vigente. El trabajo se centrará en los mercados de agua en la agricultura, tanto de carácter temporal (compra-venta de dotación del recurso) como permanente (compra-venta de derechos de uso).

2. Las barreras culturales en los mercados de agua

Las experiencias de mercados de agua localizados en EEUU, Chile y Australia nos muestran evidencias de diferentes tipos de barreras. La transferencia de derechos de uso entre usuarios de distintas subcuencas obviamente requiere la interconexión y capacidad hidráulica de transferir el recurso. Bauer (1998)

y Bjornlund (2002a) han reconocido en sus estudios que las limitaciones de tipo físico son el primer obstáculo a los mercados de agua, refiriéndose principalmente al tipo de infraestructuras existente. En este aspecto, España cuenta con una extendida infraestructura de conexiones tanto entre sub-cuencas de una misma demarcación hidrográfica como de inter-conexiones entre algunas cuencas. La normativa existente determina que la compra-venta temporal o permanente de derechos dentro de una cuenca debe contar con la aprobación de la respectiva Confederación Hidrográfica, mientras que los trasvases entre cuencas han de ser aprobados por el gobierno central.

Es claro que la posibilidad física de transferir recurso es una precondition para el desempeño de los mercados de derechos de agua, pero los aspectos culturales y tradicionales representan igualmente importantes limitaciones. Autores como Bauer (1997) identificaron las actitudes culturales como el principal obstáculo al correcto funcionamiento de los mercados potencialmente más activos en Chile. El autor menciona las restricciones culturales que los campesinos chilenos mostraban ante el mercado, al considerar el recurso hídrico como un bien intrínseco a la naturaleza que no podía ser objeto de negociación y apropiación. Es cierto también que cuando en Chile se emprendió la reforma de los derechos de uso de agua, la mayoría de los ríos no estaban regulados por sistemas de presa y diques.

Aspectos psicológicos de carácter ético podían estar tras las reticencias que los agricultores australianos mostraron durante la primera etapa de activación del mercado; Tisdell y Ward (2003) señalan que el grado de éxito que alcance un mercado va a depender en gran medida de las percepciones que los agricultores tengan hacia el mercado de derechos de agua. Bjornlund (2002b) en una encuesta dirigida a los regantes australianos, participantes y no participantes en transacciones de mercado, llegó a dos resultados importantes: por un lado, la participación de los regantes en el mercado crecía entre 1996 y 2001, y por otro lado, entre los no participantes, la mitad no tenían interés alguno en el mercado de derechos¹. Para estos últimos, la motivación más frecuente del rechazo al mercado era de carácter ético-cultural por considerar el agua como un bien que no debía ser objeto de comercio. Con posterioridad a la encuesta mencionada, la situación de sequía extraordinaria que afectó al país en el período 2003-2006 fue el detonante para que la participación en el mercado temporal aumentara rápidamente en esos años, situándose en un 63 % entre los vendedores y en un 40 % entre los compradores (Bjornlund,

¹ Una exhaustiva lectura sobre la evolución de las transacciones en la cuenca se halla en Turrall *et al.* (2005).

2006). En general, el análisis del caso australiano muestra que las reticencias mostradas durante los primeros años han ido atenuándose conforme los regantes han ido familiarizarse con el mercado de derechos.

Un resultado similar se detecta en Chile donde Donoso *et al.* (2014) demuestran cómo la experiencia de los regantes en el mercado es un factor clave para el uso de este instrumento de gestión del recurso.

Además de los aspectos éticos comentados, Brown y Smith (2010) mencionan el modelo de gobernanza donde el foco del concepto ético está centrado en el proceso de toma de decisiones – cómo y quién toma las decisiones. Tisdell y Ward (2003) en el caso australiano reconocen que los aspectos de gobernanza pueden resultar un obstáculo al desarrollo del mercado de derechos de uso si no se tienen debidamente en cuenta.

Las barreras culturales se entrelazan con las percepciones que los agricultores tienen de los derechos de uso desde una perspectiva de la tradición legal dentro de la sociedad. El derecho de uso de tipo concesionario es el tipo de derecho que regula el acceso y uso del recurso en España y en muchos otros países cuya base jurisprudencial se fundamenta en el derecho Romano. Sin embargo, también en Australia y Canadá este tipo de sistema se instauró a finales del siglo XIX en sustitución del sistema de derechos ribereños (*riparian*) anglosajón². El Estado de Victoria (Australia) y Alberta (Canadá) en 1886 y 1894 respectivamente abandonaron el sistema anglosajón para acogerse al sistema de concesión individual en general y en el caso del riego al sistema de concesión vinculada a la tierra y su propietario.

El nexo existente entre concesión (derecho de uso) y tierra es una convicción común que los regantes en países como Australia, Chile, Canadá y España mantienen sólidamente. Bjornlund (2002a) describe la reticencia de los agricultores australianos a participar en los mercados por considerar la concesión de agua como un bien intrínseco a sus tierras. En España la concesión de uso es otorgada al poseedor de la tierra y vinculada a ella, por una duración que puede llegar a ser de 75 años. La venta de derechos de uso de agua no se puede dar sin la tierra, lo que proporciona una vinculación fuerte y probablemente uno de los mayores obstáculos al desempeño del mercado como subrayan Palomo-Hierro *et al.* (2015). De los resultados de una encuesta realizada a algunos comuneros de las Comunidades de Regantes (CCRR) del Bembézar

² Según este sistema el derecho de uso es otorgado a los propietarios de las tierras colindantes con la orilla del río o arroyo. En algunos estados de Oeste de EEUU el sistema además reconoce un nivel de prioridad de uso para los propietarios más antiguos (apropiación prioritaria) incluso hay derechos históricos vinculados a nativos americanos que complican la gestión del recurso.

y Genil-Cabra (Cuenca del Guadalquivir), Ortiz y Ceña (2001) destacaron la percepción y conocimiento que los regantes tenían del sistema concesionario que la Reforma de Ley de Aguas de 1999 acababa de establecer, concluyendo que la percepción dominante era que las concesiones no podían ser más que derechos adjuntos al derecho de posesión privado de la tierra.

De las motivaciones que justificarían la vinculación a la tierra, cabría destacar una de carácter práctico y logístico. Para desvincular el derecho de la tierra se precisa de un sistema de medición del recurso de tipo volumétrico e individual, algo que todavía algunos regantes no tienen.

Desde el comienzo, Australia y Chile cambiaron la legislación para romper con la tradición de que el derecho de agua estuviese vinculado a la tierra. No obstante, como hacen notar Tisdell *et al.* (2001), aunque los responsables políticos consigan romper legalmente el vínculo existente entre tierra y agua, los mercados de agua no se activarán a menos que los agricultores comiencen a considerar el derecho al uso de agua por separado de la tierra. Bjornlund (2002b), analizando las transacciones en el mercado de agua realizadas en Australia entre 1996 y 2001, llega a la conclusión de que la mayoría de las transacciones eran de carácter temporal (compra-venta de dotación anual) mientras que el número de compra-ventas de concesiones de carácter permanente fue muy reducido. Hasta el año 2010 el comprador mayoritario ha sido el gobierno federal llegando a casi el 35 % de los derechos vendidos en el mercado permanente. El caso australiano destaca además por la pluralidad de mecanismos de intercambio en el mercado temporal, como por ejemplo la posibilidad de dejar para el año siguiente el volumen de dotación que no se haya usado en un año (*carry-over*). Según analizan Loch *et al.* (2012), el uso de este mecanismo por parte de los regantes estaría influenciado por la actitud ante el riesgo, el volumen de agua excedentaria (es decir no usada) y las compras públicas de derechos anunciadas por el gobierno federal.

Más recientemente en la cuenca del Yakima River en el Estado de Washington, algunos investigadores han llevado a cabo un ejercicio de economía experimental con algunos regantes para comprobar que, además de la conveniencia económica, los vendedores prefieren un tipo de mercado temporal en el que arrendar parte de su dotación anual en vez de venderla (Cook y Rabot-yagov, 2014). Ranjan (2010) presenta un interesante análisis de comparación con respecto a la participación de los regantes en sistemas de mercado 'spot' frente a los mercados de opción. Estos últimos podrían ser los preferidos por los regantes en el caso de alta volatilidad de los precios de los productos e

incertidumbre sobre la disponibilidad de agua, que en definitiva afectaría a la rentabilidad de las explotaciones. No obstante, como admite el autor, de los resultados es difícil extrapolar conclusiones generales debido a la influencia de numerosas variables del contexto local.

Nuestra experiencia es que los agricultores de la cuenca del Guadalquivir muestran por un lado que hay una fuerte reticencia a la venta permanente de las concesiones desvinculadas de la tierra, y por otro lado y en esa misma dirección, los regantes manifiestan estar dispuestos a vender de forma temporal siempre y cuando la concesión permanezca vinculada a la tierra (Giannoccaro *et al.*, 2013). Un resultado similar lo obtuvo Hadjigeorgalis (2008) a partir de una muestra de 166 agricultores en la cuenca del Rio Grande en EEUU. En definitiva, las actitudes y preferencias de los agricultores pueden ser más relevantes que un obstáculo de carácter legal.

En la práctica, por lo general el sistema de concesiones en España asigna el derecho de uso a las comunidades de regantes y, por lo tanto el derecho, aunque vinculado a la tierra, no es individual. No obstante, existen también formas de derechos de uso de tipo individual, por aguas superficiales o aguas subterráneas. Adicionalmente y en menor medida existen derechos históricos anteriores a la Ley de 1985. Este sistema mixto de concesiones comunales e individuales, aunque pueda parecer bastante singular, es un sistema que con sus matices, se aplica en otros países como por ejemplo Australia. En California la complejidad del sistema es aún mayor debido a que derechos que vienen de la época española o derechos a pueblos nativos coexisten con concesiones modernas a Comunidades de Regantes con diferentes niveles de 'seniority'.

El papel que las CCRR tienen en la gestión del recurso hídrico en España es notorio y ha ido cobrando importancia con el tiempo, asumiendo las CCRR muchas de las competencias en la gestión del recurso hídrico. Si hay un aspecto a destacar, este es su carácter comunitario y solidario, lo que algunas recogen de una manera explícita en sus propios estatutos u ordenanzas. Entre los ejemplos de estatutos de CCRR encontramos tres casos fundamentales: a) aquellos en los que se prohíbe la cesión de derechos entre comuneros como por ejemplo la CR de Cambil (Alto Guadalquivir) (Giannoccaro *et al.*, 2013), b) otras CCRR permiten la cesión de derechos pero prohíben muy rigurosamente que exista contraprestación económica, y c) hay comunidades que admiten la cesión de derechos y permiten que la contraprestación se materialice en el pago de la 'derrama', lo que viene a resultar en un precio muy bajo y acotado del recurso. Nos parece conveniente investigar sobre los

mercados internos entre regantes dentro de una misma CR como un mercado de derechos limitado pero importante.

3. Actitudes y opiniones de los agentes frente al mercado: el caso de las cuencas del Sur de España

Se ha llevado a cabo una encuesta en Andalucía intentando detectar las actitudes y opiniones de los agentes frente al mercado. El área de estudio se centra en la zona sur de España, más concretamente en uno de los cinco distritos hidrográficos en los que se divide la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (DHG).

El río Guadalquivir es el río más largo del sur de España, con una longitud de alrededor de 650 km y una cuenca que cubre un área de 57.527 km² con una población de 4,2 millones de habitantes. La cuenca tiene un clima mediterráneo y la precipitación es heterogénea (una media de 630 mm anuales). Los recursos naturales renovables (aportación natural) estimados tienen una media aritmética de 5.754 hm³, oscilando en un rango que va desde 372 hm³ hasta 15.180 hm³. Más de la mitad de estos recursos son utilizados por diferentes sectores, de los cuales el regadío supone el 87 % del volumen total utilizado (Argüelles *et al.*, 2012). Berbel *et al.* (2013) analizan la evolución de esta cuenca hacia el 'cierre' administrativo de los recursos y Berbel *et al.* (2012) analizan la asignación de recursos en la cuenca.

El mercado inter-cuenca de los años 2006-2008 ha permitido transferir alrededor de 45 hm³ de agua desde la DHG hasta Aguas del Almanzora SA (Demarcación Mediterránea Andaluza), mediante la compra-venta de derechos de agua a través del trasvase Negratín-Almanzora. Además de las operaciones temporales en esos años concretos, en el año 2006 la propia Aguas del Almanzora SA actuó como vendedor de derechos de agua permanentes, debido al traspase legal de derechos que conlleva este tipo de operaciones. Mediante esta, Aguas del Almanzora compró 1.500 ha de tierra con concesión en la DHG, para posteriormente transferir los derechos de agua asociados a Almería, aplicando el coeficiente de reducción de la dotación nominal que establece la ley. El lector puede encontrar más detalles al respecto en el capítulo 3 de este mismo libro.

Las percepciones y preferencias hacia los mercados de agua en la Cuenca del Guadalquivir han sido objeto de investigación en los trabajos de Giannoccaro *et al.* (2013; 2015). Se ha realizado un análisis cuantitativo y cualitativo

de los datos recopilados de dos encuestas a agricultores así como por medio de técnicas de *focus groups*. Los grupos de interés considerados pertenecientes a comunidades de regantes (CCRR) de la DHG han sido, por un lado, directivos de diferentes CCRR de la cuenca y, por otro, agricultores en posesión de explotaciones con y sin concesión administrativa de derechos de uso de agua.

La primera encuesta se realizó entre los meses de diciembre de 2011 y febrero de 2012, con un total de 47 respuestas, de un lado, 26 cuestionarios cumplimentados de los 60 enviados a CCRR por correo ordinario y electrónico. Y de otro, las respuestas de un total de 19 agricultores que participaron en tres *focus groups* organizados en las provincias de Córdoba, Jaén y Sevilla. En ambos casos la selección de la muestra se ha basado en la distribución geográfica de las CCRR y agricultores a lo largo de la Cuenca del Guadalquivir. En el caso de las CCRR, la muestra abarca 94.754 ha, de las que un 90 % es superficie regada. La superficie media ocupada es de 6.678 ha, con cultivos como cítricos, arrozales, algodón, maíz y olivar. El volumen medio de agua usada es de 6.769 m³/ha y de forma general, los precios del agua consisten en el pago de una tarifa anual que oscila entre los 57 y los 166 €/ha. Con respecto al grupo de agricultores, los *focus groups* realizados pueden clasificarse según su relación actual con el recurso hídrico: 1) agricultores sin derechos de agua; 2) agricultores que actualmente cuentan con pequeñas dotaciones y necesitan mejorar la garantía de suministro y 3) agricultores con mayores dotaciones de agua y que además han participado en las operaciones de venta realizadas durante el año 2007 en la DHG.

El cuestionario utilizado ha sido el mismo para ambos grupos de interés y consta de una estructura simple, incluyendo nueve preguntas con escala Likert de cinco valores (1=muy en desacuerdo y 5=muy de acuerdo). Las preguntas y los resultados de la encuesta se recogen en la Tabla 1.

Los resultados de la primera pregunta reflejan que la mayoría de los entrevistados consideran que los mercados de agua son una buena herramienta para la asignación de agua. El test de normalidad de Student confirma que algunas respuestas no se distribuyen según normalidad. Hay una mayoría de entrevistados que están de acuerdo y muy de acuerdo y así mismo, demuestran su profunda convicción de que el derecho de uso es algo intrínseco a la tierra y estarían muy de acuerdo con la cesión temporal de los derechos puesto que estos permanecen vinculados a la tierra. De los resultados de la encuesta cabría destacar que la percepción y actitud demostrada por los agricultores difiere significativamente de la que manifiestan los gerentes de las CCRR. Los

gerentes muestran su mayor propensión al mercado bien aceptando la idea de comercializar el recurso, o bien declarando la intención de ceder temporalmente el derecho de uso en un futuro, mientras que la muestra de agricultores tiene una mayor propensión a rechazar el mercado por razones éticas.

Tabla 1. Porcentaje de respuestas a las preguntas de la encuesta (escala Likert)

Preguntas	Muy en desacuerdo	Desacuerdo	Neutral	De acuerdo	Muy de acuerdo	Test de normalidad	Test de diferencias
Los mercados de agua son una buena idea	9	14	20	39	18	*	
Motivaciones	El mercado de aguas es bueno porque permite a los agricultores que quieren dejar el regadío recibir una compensación	9	18	18	36	18	
	Me parece bien la cesión temporal de derechos de agua puesto que el derecho permanece vinculado a la explotación	9	7	12	53	19	**
	El mercado de agua NO es buena idea porque se considera el agua como un objeto de comercio	17	31	31	7	14	*
	No quiero vender derechos de forma temporal por temor a que la Administración reduzca la dotación en el futuro	5	23	23	31	18	
Intenciones	En el futuro es posible que la CR tenga interés en comprar derechos temporales de agua	14	21	19	42	5	
	En el futuro es posible que la CR tenga interés en comprar derechos permanentes de agua	12	23	23	33	9	
	En el futuro es posible que la CR tenga interés en vender derechos temporales de agua	9	21	19	42	9	*
	En el futuro es posible que la CR tenga interés en vender derechos permanentes de agua	21	31	19	21	7	

* 0,05 significación; ** 0,01 significación.

Fuente: Giannoccaro *et al.* (2013).

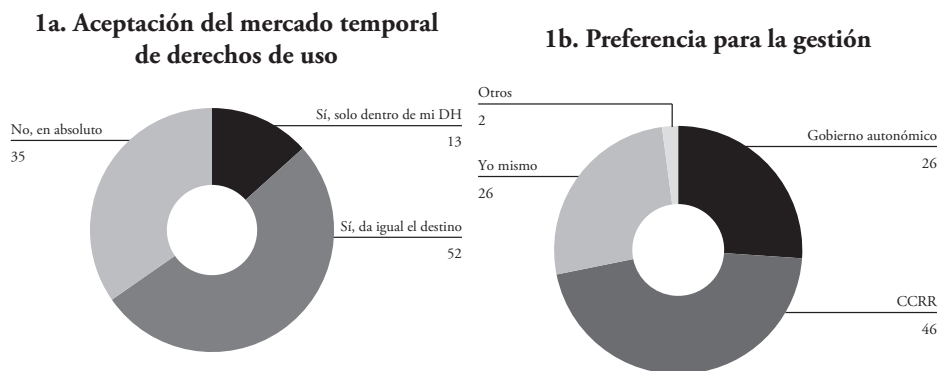
Giannoccaro *et al.* (2015) llevaron a cabo otro trabajo con agricultores (regantes y no regantes) de la Cuenca del Guadalquivir, cuyos resultados se muestran en las figuras 1a y 1b. La encuesta se realizó en la primavera de 2012 en las provincias de Jaén, Córdoba y Sevilla. Se aplicó un muestreo estratificado por dimensión de explotación, proporcional a la extensión de los cultivos de riego de la DHG, incluyéndose también explotaciones sin derechos de uso de agua (20 % de la muestra). Dos entrevistadores profesionales realizaron las encuestas personalmente a un total de 191 agricultores entrevistados. La

muestra recoge 6.629 ha de superficie de riego, con una explotación media de 26 ha de riego y 41 ha en total. La dotación media de los últimos tres años es de 4.170 m³/ha mientras que el consumo real es de 2.524 m³/ha. El cultivo de riego predominante es el olivar ocupando el 50 % de la superficie de la muestra, valor que viene a coincidir con el porcentaje global del 55 % de olivar sobre el total de superficie de riego en la DHG.

Por medio de un cuestionario a los entrevistados se les preguntó primero si estaban de acuerdo con el mercado de derechos de uso. Aunque la mayoría se mostró favorable, más de un tercio de los entrevistados (el 35 %) se mostró contrario al mercado, siendo la principal motivación (el 80 % de los que se muestran contrarios) el rechazo a que el recurso hídrico pueda ser objeto de comercio, evidenciando de nuevo que los aspectos ético-culturales están en la base de la no aceptación del mercado.

En segundo lugar y de forma muy minoritaria está el temor a una reducción futura (por parte de la Administración) en la concesión. El supuesto de que exista un comportamiento estratégico en algunos agricultores que no participarían en la cesión temporal por miedo a posibles revisiones futuras a la baja de sus derechos necesita una investigación más detallada ya que de manera preliminar, tanto los resultados de las encuestas a agricultores (Giannoccaro *et al.*, 2015) como los resultados que se han presentado en la Tabla 1 (Giannoccaro *et al.*, 2013) descartarían la existencia de este tipo de barreras.

Gráfico 1. Aceptación del mercado temporal y preferencias para su gestión.
En porcentaje



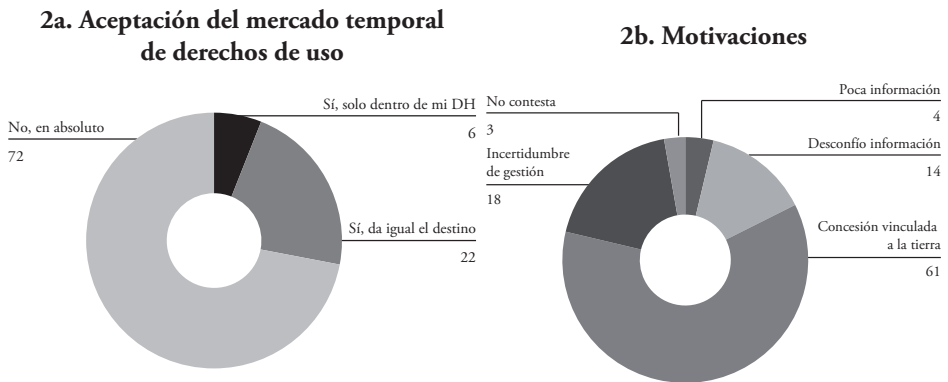
Fuente: Giannoccaro *et al.* (2015).

En cuanto a las preferencias por la forma de participación y gestión de las transacciones, los entrevistados por lo general coinciden en el papel destacado de las CCRR. Este aspecto corrobora el papel que las CCRR desempeñan en la gestión del recurso hídrico en la agricultura.

En los gráficos 2a y 2b se recogen las actitudes y opiniones de los agricultores frente a la cesión permanente de derechos de uso en el supuesto de que la ley permita desvincular el derecho de la tierra. Los agricultores mayoritariamente (72 %) no están de acuerdo con este tipo de transacciones permanentes, resultado que está en consonancia con las observaciones de otros países como Australia o EEUU.

Al cuestionar las motivaciones, entre aquellos que se niegan al mercado permanente de derechos destaca el rechazo a la desvinculación del derecho a la tierra, dada por el 61 % de los agricultores. En segundo lugar, los entrevistados hacen hincapié en la dificultad de gestión de muchas transacciones en un sistema de mercado de derechos permanente, y por tanto ven cierta incertidumbre sobre una correcta gestión (hidráulica) de este mercado. Finalmente, apuntan a la cantidad y fiabilidad de la información existente todavía no satisfactoria.

Gráfico 2. Aceptación del mercado permanente y motivaciones en su contra. En porcentaje



Fuente: elaboración propia (N=150).

4. Algunas implicaciones de cara al futuro

Hemos abordado el tema de las barreras culturales que, como han experimentado otros países, pueden ralentizar o impedir el desempeño de los mercados de derechos de uso. Nuestra experiencia con agricultores indica que hay ciertos aspectos culturales que manifiestan que el recurso hídrico no debe estar sometido a las leyes del mercado. En dos encuestas diferentes realizadas en la Cuenca del Guadalquivir, queda patente que un porcentaje relevante de agricultores no quiere comerciar con el agua ya que consideran que «el agua no puede ser objeto de comercio».

Si hay algo en lo que coinciden tanto agricultores como gerentes es en la voluntad de mantener la vinculación del derecho de uso con la tierra. Este principio es válido tanto en el caso del mercado de derechos de carácter temporal como en el caso del mercado de derechos de carácter permanente, donde este principio es aún más vinculante.

En lo que se refiere a las actitudes e intenciones de los agentes frente al mercado de derechos de cara al futuro, las encuestas vaticinan una mayor participación en el mercado temporal y mucho menor en el mercado permanente. Esta evidencia se puede deducir de casos como la experiencia australiana que nos confirma que aunque se cambie la ley permitiendo el mercado permanente de derechos, si las percepciones y preferencias de los agentes se mantienen tal y como son hoy, el mercado no funcionará en toda su potencialidad.

Finalmente, los resultados de las encuestas dejan claro el papel que las CCRR deben jugar en el mercado. Además de la gestión del trámite burocrático, han de procesar información fiable y garantizar el éxito de las transacciones. Por último, cabe destacar que los modos de gobernanza son aspectos clave que pueden favorecer la aceptación y participación de los agentes.

Referencias bibliográficas

- ARGÜELLES, A.; BERBEL, J. y GUTIÉRREZ-MARTÍN, C. (2012): «La evolución de la Cuenca del Guadalquivir (España)»; *Revista de Obras Públicas* 159(3537); pp. 1-13.
- BAUER, C. J. (1997): «Bringing water markets down to earth: The political economy of water rights in Chile»; *World Development* 25(5); pp. 639-656.
- BAUER, C. J. (1998): *Against the current: Privatization, water markets and the state in Chile*. Kluwer Academic Publishers, London.

- BERBEL, J.; KOLBERG, S. y MARTIN-ORTEGA, J. (2012): «Assessment of the draft hydrological basin plan of the Guadalquivir River Basin (Spain)»; *International Journal of Water Resources Development* 28(1); pp. 43-55.
- BERBEL, J.; PEDRAZA, V. y GIANNOCCARO, G. (2013): «The trajectory towards basin closure of a European river: Guadalquivir»; *International Journal of River Basin Management* 11(1); pp. 111-119.
- BJORNLUND, H. (2002a): «What impedes water markets»; *4th Australasian Water Law and Policy Conference*, Sydney (Australia), October 2002.
- BJORNLUND, H. (2002b): «Signs of maturity in Australian water markets»; *New Zealand Property Journal* July; pp. 31-46.
- BJORNLUND, H. (2005): «Irrigators and the new policy paradigm: An Australian case study»; *Water Policy* 7(6); pp. 581-595.
- BJORNLUND, H. (2006): «Increased participation in Australian water markets»; en LORENZINI, G. y BREBBIA, C. A., eds.: *Sustainable irrigation management, technologies and policies*. WTI Press, Southampton (UK).
- BJORNLUND, H.; ZUO, A.; WHEELER, S. y XU, W. (2014): «Exploring the reluctance to embrace water markets in Alberta, Canada»; en EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds.: *Water markets for the 21st century: What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- BROWN, P. G. y SMITH, J. J., eds. (2010): *Water ethics: Foundational readings for students and professionals*. Island Press, Washington, D.C.
- COOK, J. y RABOTYAGOV, S. S. (2014): «Assessing irrigators' preferences for water market lease attributes with a stated preferences approach»; *Water Resource and Economics* 7; pp. 19-38.
- DONOSO, G.; MELO, O. y JORDÁN, C. (2014): «Estimating water rights demand and supply: Are non-market factor important?»; *Water Resource Management* 28(12); pp. 4201-4218.
- GIANNOCCARO, G.; CASTILLO, M. y BERBEL, J. (2015): «An assessment of farmers' willingness to participate in water trading in southern Spain»; *Water Policy* 17(3); pp. 520-537.
- GIANNOCCARO, G.; PEDRAZA, V. y BERBEL, J. (2013): «Analysis of stakeholders' attitudes towards water markets in southern Spain»; *Water* 5(4); pp. 1517-1532.

- HADJIGEORGALIS, E. (2008): «Managing drought through water markets: Farmer preferences in the Rio Grande Basin»; *Journal of the American Water Resources Association* 44(3); pp. 594-605.
- LOCH, A.; BJORNlund, H.; WHEELER, S. y CONNOR, J. (2012): «Allocation trade in Australia: A qualitative understanding of irrigator motives and behavior»; *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 56(1); pp. 42-60.
- MAESTU, J., ed. (2013): *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- NICOL, L. A. y KLEIN, K. K. (2006): «Water market characteristics: Results from a survey of southern Alberta irrigators»; *Canadian Water Resource Journal* 31(2); pp. 91-104.
- ORTIZ, D. y CEÑA, F. (2001): «Los derechos de propiedad en la agricultura de regadío: su situación frente al cambio institucional»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 1(2); pp. 93-110.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- RANJAN, R. (2010): «Factor affecting participation in spot and options markets for water»; *Journal of Water Resources Planning and Management* 136(4); pp. 454-462.
- TISDELL, J. G. y WARD, J. R. (2003): «Attitudes towards water markets: An Australian case study»; *Society and Natural Resources* 16(1); pp. 61-75.
- TURRAL, H. N.; ETCHELLS, T.; MALANO, H. M. M.; WIJEDASA, H. A.; TAYLOR, P.; McMAHON, T. A. M. y AUSTIN, N. (2005): «Water trading at the margin: The evolution of water markets in the Murray-Darling Basin»; *Water Resource Research* 41(7); W07011.

III. CASOS DE ESTUDIO

Los mercados formales de agua en la cuenca del Segura

Javier Calatrava y David Martínez Granados
Universidad Politécnica de Cartagena

1. Introducción

La Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS) es una de las zonas con mayor escasez de agua, no solo de España, sino de toda Europa. A lo reducido de sus precipitaciones se añade una fuerte demanda de agua para la producción de cultivos hortofrutícolas de elevada rentabilidad, así como un notable crecimiento de la población y del sector turístico durante las últimas dos décadas (Calatrava y Martínez-Granados, 2012). La expansión del regadío, que ha multiplicado por dos su superficie desde principios de los años ochenta, ha supuesto una importante presión sobre los recursos hídricos, exacerbando la tradicional situación de escasez de la cuenca, y generando un importante problema de sobreexplotación de acuíferos.

En un contexto de creciente escasez, y existiendo un mayor grado de sensibilización hacia la conservación de los recursos hídricos y los ecosistemas dependientes de los mismos, el reparto del agua genera importantes conflictos entre usuarios que se agravan durante los frecuentes episodios periódicos de sequía. Los mercados de agua son uno de los instrumentos con mayor potencial para reasignar los recursos hídricos en economías maduras del agua (Randall, 1981; véase primer capítulo del libro, escrito por Gómez-Limón y Calatrava), permitiendo incrementar la eficiencia económica en el uso del agua y reducir el impacto económico de la escasez (Easter y Huang, 2014).

En teoría, el potencial para el funcionamiento de los mercados de agua en la DHS es notable. A los períodos de sequía, generalmente de más de dos años de duración, se une una situación crónica de escasez de recursos hídricos. Esta situación de escasez estructural es causa de movilización de todas las posibles fuentes de suministro existentes, incluyendo un muy elevado nivel de reutilización de las aguas urbanas y, en años recientes, un notable desarrollo de la capacidad de desalinización de agua de mar. Pese a lo diversificado del *pool*

de recursos hídricos utilizado en la cuenca, las demandas siguen superando claramente a la oferta y generan una situación de «cierre» total de la cuenca (Molle *et al.*, 2010).

Además, la distribución de los recursos hídricos a lo largo de la cuenca y entre los diferentes usuarios es bastante desigual, dándose además la circunstancia de que las zonas con menor disponibilidad de agua y garantía de suministro son aquellas en las que se concentra la horticultura de mayor rentabilidad de la cuenca. La estructura de los derechos de uso del agua en la DHS está hasta cierto punto obsoleta desde el punto de vista de la eficiencia económica. Por un lado, el regadío tradicional tiene concesiones más antiguas y prioritarias y disfruta de dotaciones por encima de la media, principalmente provenientes de recursos superficiales propios de la cuenca, con costes de suministro muy reducidos. Por el otro, la agricultura de regadío más dinámica y rentable se concentra en zonas con menores dotaciones de recursos, derechos más recientes y bastante más precarios y elevados costes del agua.

A todo lo anterior hay que añadir un elevado valor del agua en muchos de los usos del agua, con notables diferencias a lo largo de la cuenca, y la existencia de infraestructuras de transporte de agua entre las principales zonas de regadío de la Demarcación. Todo ello supone unas muy favorables condiciones de inicio para la actividad de mercado. Sin embargo, como veremos, en la práctica, y pese a concentrar la mayor actividad de mercados de agua de la península, el volumen de intercambios ha sido relativamente escaso.

En este capítulo se revisan las escasas experiencias de mercados formales de agua en la Demarcación Hidrológica del Segura, tanto los realizados entre usuarios de la propia Demarcación, como los celebrados con usuarios de otras cuencas y las Ofertas Públicas de Adquisición de Derechos. Como resultado de este análisis, se concluye formulando algunas hipótesis sobre las causas del limitado funcionamiento de este instrumento económico.

2. La Demarcación Hidrográfica del Segura

2.1. Localización, geografía y clima

La Demarcación Hidrográfica del Segura se encuentra en la parte suroeste de la península ibérica, tiene una superficie terrestre aproximada de 19.025 km², un 3,76 % del territorio nacional (CHS, 2015), y comprende a cuatro comunidades autónomas (Región de Murcia, Andalucía, Castilla-La

Mancha y Comunidad Valenciana). Su población supone un 4,32 % de la española (2.006.794 habitantes en 2013) con una tendencia creciente.

El relieve de la cuenca presenta una rica variedad topográfica, en la que se encuentran desde las zonas montañosas de la cabecera en la Sierra del Segura, las llanuras litorales, extensas altiplanicies y los valles y llanuras de los ríos. La mayoría de los recursos superficiales provienen de la cabecera de la cuenca a través del Río Segura, el único río principal de la misma, mientras que sus afluentes son ríos de poco caudal o ramblas (CHS, 2015). Una parte importante de los recursos hídricos de la cuenca provienen de los numerosos acuíferos existentes.

La cuenca tiene un clima Mediterráneo caracterizado por un verano muy seco y caluroso y un otoño con lluvias esporádicas y de tipo torrencial. Según zonas, el clima es de tipo Mediterráneo continental, subtropical, subtropical semiárido o subtropical árido. La precipitación media anual es de 400 mm, presentando una fuerte variabilidad temporal y espacial, mientras que la temperatura media oscila entre los 10 y los 18°C.

2.2. Oferta y demanda de agua en la cuenca del Segura

En la Tabla 1 se resumen las estimaciones oficiales más recientes de los recursos utilizados y las demandas de agua en la cuenca del Segura. La media de las aportaciones al régimen natural en el período 1980-2012 es de 740 hm³/año, cifra que incluye tanto los recursos superficiales como los subterráneos renovables. Los recursos subterráneos disponibles se estiman en 540 hm³/año, de los cuales 237 hm³/año corresponden a extracciones no renovables (CHS, 2014). En cuanto a los recursos superficiales provenientes del Acueducto Tajo-Segura (ATS), aunque los volúmenes netos a trasvasar se establecieron en 540 hm³/año (600 hm³/año brutos en origen menos las pérdidas en el transporte), en la práctica, y como consecuencia de la reducción de las aportaciones en la cabecera del Tajo, las cantidades anuales efectivamente trasvasadas han sido mucho menores, variables e inciertas. En concreto, la media de las aportaciones netas reales en el período 1980 a 2012 fue de aproximadamente 305 hm³/año (205 hm³/año para el regadío y 100 hm³/año para abastecimiento) (CHS, 2014). Esta disponibilidad de recursos no basta para satisfacer la demanda bruta de agua de la cuenca que se estima en 1.841 hm³/año, de los que 1.546 hm³/año corresponden a los usos agrarios (Tabla 1). Además, la estimación de los recursos medios disponibles mostrada

en la Tabla 1 constituye un escenario poco realista, ya que se considera que el ATS suministra la totalidad de los 600 hm³/año brutos máximos asignados.

Tabla 1. Recursos hídricos y demandas de agua en la cuenca del Segura

Recursos (hm ³ /año)		Demandas (hm ³ /año)	
Aportaciones régimen natural del río Segura	740	Urbana	236
Aportaciones teóricas del ATS	540	Agraria	1.546
Recarga de lluvia en acuíferos no drenantes al río Segura	94	Industriales (incl. golf)	20
Recursos superficiales de zonas costeras no drenantes	20	Ambientales	39
Retornos superficiales no agrarios menos vertidos al mar	144		
Retornos de riego	121		
Recursos desalinizados para uso agrario	94		
Recursos desalinizados para usos no agrarios	62		
Total recursos	1.815	Total demandas	1.841

Fuente: datos hidrológicos de la serie corta (CHS, 2014). Elaboración propia.

Para el cálculo del balance hídrico real de la cuenca no se consideran las extracciones de recursos no renovables (estimados en 237 hm³/año) y se consideran las aportaciones reales del ATS de 305 hm³/año. Por lo tanto, los recursos disponibles en la cuenca se estimarían en 1.403 hm³/año, distribuidos en 1.113 hm³/año para las demandas agrarias, 236 hm³/año para las urbanas, 15 hm³/año para las industriales y 39 hm³/año para las ambientales. Considerando una demanda de 1.841 hm³/año, se obtendría un déficit estructural de aproximadamente 438 hm³/año.

Este déficit se cubre mediante extracciones no renovables de recursos subterráneos (237 hm³/año, de los cuales 232 hm³/año serían aplicados a las demandas agrarias) y mediante una aplicación deficitaria de agua a los cultivos en muchas zonas que se estima en 201 hm³/año. Por lo tanto, la demanda bruta real de agua para regadío es 1.546 hm³/año, mientras que la demanda neta (recursos efectivamente recibidos en las explotaciones) es 1.113 hm³/año (CHS, 2014).

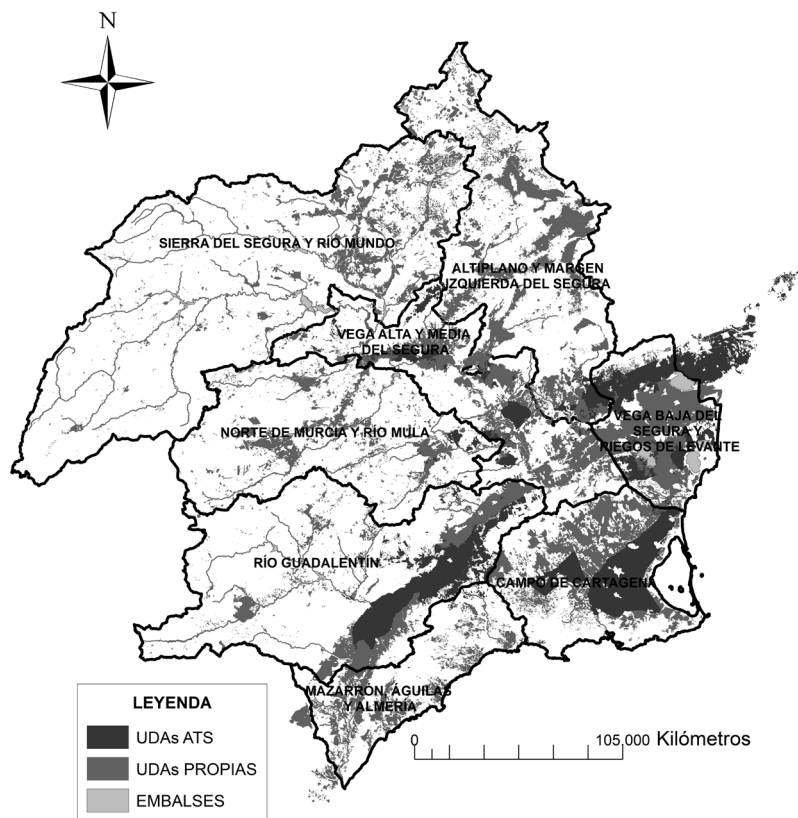
2.3. La agricultura de regadío

La superficie regable de la DHS asciende a 472.369 hectáreas, de las que 261.009 hectáreas constituyen la superficie neta efectivamente regada (CHS, 2014). La superficie de regadío se ha multiplicado por dos desde principios de los años 80, lo que ha exacerbado la situación de escasez estructural de la cuenca y ha generado un grave problema de sobreexplotación en muchos acuíferos. Las zonas regables que utilizan agua del trasvase Tajo-Segura, y que incluyen algunas no situadas dentro de la DHS, comprenden un total de 152.488 hectáreas (CHS, 2015).

La agricultura tiene gran importancia en la economía de la cuenca, tanto en términos del valor de la producción como del empleo y la actividad exportadora. El valor de la producción agrícola en la cuenca depende fundamentalmente del sector hortofrutícola, y por tanto del regadío. Por ejemplo, Maestre-Valero *et al.* (2013) estiman que el valor medio de la producción agraria en el regadío de la cuenca del Segura asciende a 2.000 millones de euros anuales, lo que supone un beneficio para los agricultores en términos de margen neto de 865 millones de euros/año y genera un empleo anual equivalente a 58.500 empleos a tiempo completo (Unidades de Trabajo Anual o UTA).

La Figura 1 muestra las principales zonas hidrológicas y de regadío de la cuenca. La producción hortícola se localiza principalmente en las zonas litorales y el Valle del Río Guadalentín que se nutren en gran medida de recursos subterráneos y del trasvase Tajo-Segura. Se trata de sistemas de producción temprana orientados principalmente a la exportación y basados en un uso intensivo de capital y mano de obra. La producción frutícola, principalmente cítricos, frutales de hueso y frutales de pepita, se lleva a cabo tanto en los regadíos tradicionales de la Vega del Río Segura y sus afluentes como en los nuevos regadíos surgidos a raíz del trasvase Tajo-Segura. En los regadíos tradicionales predominan las explotaciones de menor tamaño, mientras que en los nuevos regadíos las explotaciones presentan una mayor dimensión, grado de capitalización y nivel tecnológico. En las zonas de Cabecera y Noroeste se producen principalmente cultivos extensivos (almendro y cereal) pero también una producción hortofrutícola creciente. En el Altiplano y las ramblas orientales del Río Segura el regadío está ligado a la producción frutícola y vitivinícola con Denominaciones de Origen Protegidas (Calatrava y Martínez-Granados, 2012).

Figura 1. Zonas hidrológicas y superficie de regadío de la DHS



Fuente: CHS. Elaboración propia.

2.4. Precios y costes medios del agua en la cuenca del Segura

La Tabla 2 muestra las tarifas medias del agua pagadas por el regadío en la DHS, tanto en alta como en baja, de acuerdo con el Borrador del Plan de Cuenca de la DHS (CHS, 2014). La tarifa media del agua en alta es 0,14 €/m³, mientras que en baja es casi 0,17 €/m³, valores que están muy por encima de las tarifas medias pagadas en el global de España (Calatrava *et al.*, 2015). En general, estos valores son bastante homogéneos entre las diferentes áreas de la cuenca, con la excepción de las aguas subterráneas, cuyos costes de extracción varían entre 0,10-0,47 €/m³ (CHS, 2014). A estas tarifas hay que añadir los costes de distribución del agua que los regantes pagan en forma de derramas

a las comunidades de regantes, y que oscilan entre 0,04 y 0,075 €/m³, con un valor medio de 0,06 €/m³, según nuestras propias estimaciones en base a datos obtenidos de diversas comunidades de regantes. En el caso del abastecimiento urbano, el precio medio del agua suministrada por la Mancomunidad de Canales del Taibilla (MCT)¹ es de 0,6433 €/m³.

Tabla 2. Precios medios del agua para el regadío en la Demarcación Hidrográfica del Segura (€/m³) en 2012

Origen	Tarifa en alta (€/m ³)	Tarifa en baja (€/m ³)
Superficiales	0,001188	0,03564
ATS	0,117612	0,15444
Depuración	0,03564	0,03564
Desalinización	0,3564	0,40392
Subterráneas	0,20	0,20
Media	0,1421	0,166

Fuente: CHS (2014). Elaboración propia.

2.5. Valor económico del agua de riego

La Tabla 3 muestra el valor de uso del agua en alta para las diferentes zonas de la DHS calculada por Calatrava y Martínez-Granados (2012), evaluado en términos de margen neto de explotación. El valor marginal del agua en alta (en términos brutos) a nivel de la cuenca es 0,52 €/m³ y el valor medio 0,81 €/m³. Si se evalúa a nivel de explotación (en términos netos), el valor marginal del agua es 0,59 €/m³ mientras que el valor medio es 0,95 €/m³. Sin embargo, estos valores presentan notables diferencias entre zonas (Tabla 3).

¹ La Mancomunidad de Canales del Taibilla es un Organismo Autónomo adscrito al Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente, cuya finalidad es el abastecimiento de agua potable en red primaria a diversas zonas de las Demarcaciones Hidrográficas del Segura y Júcar, pertenecientes a las CCAA de Castilla-La Mancha, Murcia y Valencia, y con una población total de 2,4 millones de habitantes.

Tabla 3. Valor de uso del agua de riego en alta para las diferentes zonas hidrológicas de la DHS (evaluado para la disponibilidad real media)

Zona	Valor marginal (€/m ³)	Valor medio (€/m ³)
Altiplano y Margen Izquierda del Segura	0,57	0,91
Campo de Cartagena	0,57	1,03
Mazarrón, Águilas y Almería	0,97	1,64
Noroeste de Murcia y Río Mula	0,26	0,61
Río Guadalentín	0,79	1,09
Sierra del Segura y Río Mundo	0,13	0,46
Vega Baja del Segura y Riegos de Levante	0,44	0,68
Vegas Alta y Media del Segura	0,43	0,66
Cuenca	0,52	0,81
Zonas del ATS	0,69	0,95
Resto de la cuenca	0,36	0,71

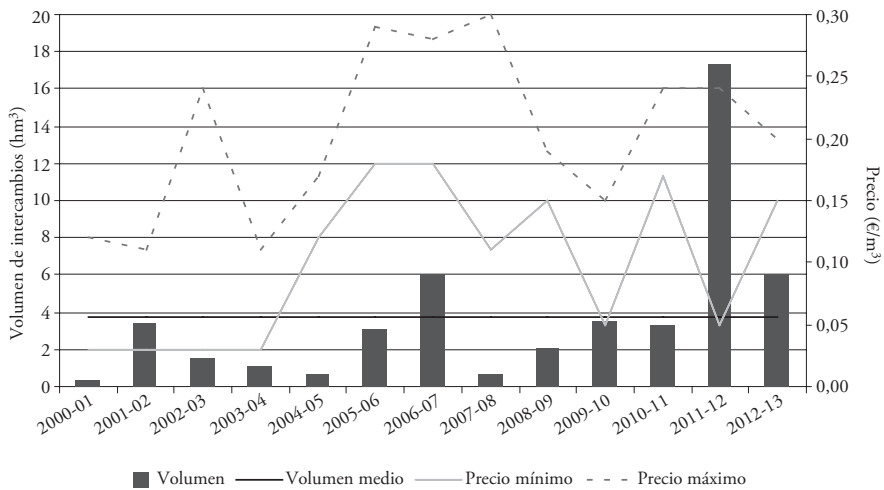
Fuente: Calatrava y Martínez-Granados (2012). Elaboración propia.

Los mayores valores del agua corresponden a las zonas de la cuenca en que se localiza la mayor parte de la horticultura intensiva, así como en las zonas regables que utilizan recursos trasvasados desde la cabecera del Tajo. Sin embargo, algunas zonas del interior de la cuenca presentan notables valores de rentabilidad del agua debido al crecimiento de la superficie hortícola, a la existencia de cultivos amparados bajo denominaciones de origen y al riego de cultivos tradicionalmente de secano como el viñedo o el almendro. La rentabilidad del agua es claramente superior en las zonas que reciben agua del trasvase Tajo-Segura (véanse las últimas dos filas de la Tabla 3), debido a que están situadas en las zonas de la cuenca en las que se concentra la mayor parte de la horticultura intensiva y los invernaderos de la cuenca, además de tratarse generalmente de los regadíos más modernos y menos dotados en términos de disponibilidad de agua por hectárea (Calatrava y Martínez-Granados, 2012).

3. Contratos de cesión entre usuarios de la DHS

En el Gráfico 1 se muestran los volúmenes intercambiados en los contratos de cesión autorizados en la DHS entre 2000, justo después de la reforma de 1999 de la Ley de Aguas, y 2013, que es el período más reciente para el cual se dispone de resultados totales. El volumen medio anual para el período considerado es de aproximadamente 4 hm³/año, lo que supone menos del 0,5 % de los volúmenes de agua utilizados solo en el regadío de la cuenca del Segura. Sin embargo, este valor medio es poco representativo, ya que solo se ha superado en tres de los trece años del período considerado, siendo el volumen intercambiado inferior a 2 hm³ en seis de los años. Con algunas excepciones, el volumen medio anual intercambiado en cada contrato de cesión ha sido inferior a 0,4 hm³ y, en muchos años, a 0,2 hm³, si bien en el último lustro se han producido algunas operaciones por volúmenes superiores a los 4 hm³.

Gráfico 1. Volumen anual de agua intercambiada entre usuarios de la DHS e intervalo de precios (2000-2013)



Fuente: información proporcionada por la CHS. Elaboración propia.

En el Gráfico 1 se muestra también el rango de precios de estos contratos de cesión. Se observa, en primer lugar, un elevado grado de dispersión de los precios, lo que es de esperar dado el reducido nivel de concurrencia de este mercado. En segundo lugar, aunque las oscilaciones de los precios, tanto

máximos como mínimos, son notables, se observan precios ligeramente superiores en los años de sequía. Finalmente, se observan menores precios en los primeros años del período, muy especialmente en los precios mínimos.

El inusualmente elevado volumen de intercambios del año hidrológico 2011-12 se debe a la excepcional situación de abundancia de recursos superficiales propios en la cuenca del Segura en 2011 y 2012, lo que permitió una serie de compras de agua de la regulación general de la cuenca amparadas en el Decreto de 25 de abril de 1953. Este Decreto ordena los aprovechamientos de riego en la cuenca del Segura y establece los beneficiarios de los recursos regulados tras la construcción de los embalses del Cenajo y Camarillas, dos de las principales obras hidráulicas, en términos de dotaciones y superficies regables. Dichos recursos superficiales tenían como destino la dotación de recursos de los riesgos tradicionales, la consolidación de regadío existentes no legalizados y la creación de nuevos regadíos con los recursos sobrantes (CHS, 1998). La asignación de agua es claramente asimétrica, siendo prioritarios los regadíos tradicionales frente a los demás y siendo los nuevos regadíos aquellos con los derechos más precarios. En años de abundancia, en los que los recursos embalsados llegan a superar el 70 % de la capacidad de los embalses de la regulación general de la cuenca, la asignación de recursos superficiales propios de la cuenca a determinadas zonas que habitualmente apenas reciben recursos de este origen se incrementa, lo que ocasionalmente genera un pequeño exceso de recursos que facilita los intercambios.

Al amparo del Decreto de 1953 se han realizado contratos de cesión de cierta importancia que han tenido como destino principal comunidades de regantes del suroeste de la cuenca. De hecho, una parte muy importante de los recursos intercambiados en los últimos cinco años han tenido como destino este área geográfica. En base a datos proporcionados por diferentes comunidades de regantes, podemos afirmar que los recursos cedidos en estos contratos han provenido tanto de la cabecera de la cuenca, como de la Vega Alta del Segura, e incluso de zonas más cercanas como el Valle del Guadalentín, que se han acordado precios de entre 0,21-0,23 €/m³, y que generalmente los acuerdos han sido renovados por un segundo año.

Aunque no disponemos de información del volumen total intercambiado en los dos últimos años hidrológicos en la cuenca, la información disponible sobre algunos contratos de cesión intra-cuenca más recientes y de cierta rele-

vancia (Tabla 4)², indica que los volúmenes anuales intercambiados han sido superiores a la media del período 2000-13 y sugiere una tendencia creciente de los mismos.

Algunos de estos acuerdos no están exentos de polémica. Las cesiones de agua de la Junta de Hacendados de la Huerta de Murcia a las CCRR de Águilas y Mazarrón en 2014 y 2015 fueron recurridas por la Asociación para la Conservación de la Huerta de Murcia (Huermur) ante la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), quien desestimó dicho recurso.

Mayor oposición se ha encontrado el Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura (SCRATS) en 2015 en su intento de adquirir hasta 20 hm³ a varias CCRR del regadío tradicional de la Vega Baja del Segura, que viene manteniendo a lo largo de los años una postura de oposición a las cesiones de agua desde la Vega del Segura a otras zonas de la Demarcación. Finalmente, solo se alcanzó un acuerdo con el Juzgado Privativo de Aguas de Orihuela para comprar 10 hm³, con una compensación de 0,06 €/m³, acuerdo que no ha podido materializarse por la imposibilidad técnica de controlar que los volúmenes implicados en este acuerdo dejasen de utilizarse en las zonas cedentes. También recientemente, el SCRATS ha solicitado a la CHS la autorización para un contrato de cesión acordado con la Comunidad de Regantes (CR) de los Riegos de Levante por 3,7 hm³.

Tabla 4. Algunos contratos recientes entre usuarios de la DHS

Año hidrológico	Cedente	Comprador	Volumen [*] (hm ³)	Precio [*] (€/m ³)	Compensación (euros)
2013-14	CR Campotéjar	SCRATS	1,2 (0,9)	0,06	72.000
2013-14	CR Riegos de Levante Margen Izquierda	SCRATS	4 (2,59)	0,06	240.000
2013-14	Junta de Hacendados de la Huerta de Murcia	CCRR Águilas y Mazarrón	5	0,16	800.000
2014-15	Junta de Hacendados de la Huerta de Murcia	CCRR Águilas y Mazarrón	5	0,16	800.000

** El volumen final en destino una vez descontadas las pérdidas se muestra entre paréntesis. Precios en origen sin incluir ni el IVA ni los costes de transporte.*

Fuente: SCRATS (2015) y datos proporcionados por los compradores. Elaboración propia.

² Es interesante apuntar que los contratos de cesión celebrados entre la Junta de Hacendados de la Huerta de Murcia y las CCRR de Águilas y Mazarrón en 2014 y 2015 habían sido denegados previamente por la imposibilidad física de medir los volúmenes consumidos por los cedentes. No fue hasta la instalación de un sistema de contadores volumétricos, cuando se autorizaron estos intercambios.

De manera simplificada, las principales zonas de origen del agua intercambiada en los mercados formales de agua de la DHS se localizan en la cabecera de la cuenca (Sierra del Segura y Río Mundo) y en el Valle Alto y Medio del Segura (Figura 1). Las principales zonas de destino de los volúmenes adquiridos se localizan en el suroeste de la cuenca, más concretamente en las zonas del Alto Guadalentín, Águilas, Mazarrón y Bajo Almanzora en la provincia de Almería, así como en las zonas regables del Acueducto Tajo-Segura (señaladas en gris oscuro en la Figura 1). Esto no es óbice para que se hayan producido intercambios de ámbito espacial más restringido en otras zonas de la cuenca, aunque generalmente de menor volumen.

4. Contratos de cesión con usuarios de otras cuencas

Los primeros contratos de cesión entre usuarios de diferentes demarcaciones hidrográficas tuvieron lugar durante la sequía de 2005-2008, cuando el entonces denominado Ministerio de Medio Ambiente los permitió para aliviar los problemas de disponibilidad de agua de las zonas más afectadas (Garrido *et al.*, 2013b). En el caso del Segura, los volúmenes adquiridos a usuarios de la Demarcación Hidrográfica del Tajo (DHT) solo durante 2006 superaron a todos los contratos de cesión celebrados entre usuarios de la cuenca hasta ese año (Tabla 5).

En primer lugar, el SCRATS, como representante oficial de las 59 comunidades de regantes con derecho al uso para riego de las aguas procedentes del trasvase Tajo-Segura, estableció cuatro convenios sucesivos, y casi idénticos, entre 2006 y 2009 con la CR del Canal de Estremera. En cada uno de los convenios, el volumen objeto de cesión se estableció en 31,05 hm³, medidos en origen (27,945 hm³ en destino, una vez deducido el 10 % de pérdidas del ATS). Este volumen resultaba de la suma de dos derechos de aprovechamiento otorgados a favor de la CR del Canal de Estremera: el primero de ellos, de 17,25 hm³ y otorgado en 2000 para el riego de 2.200 hectáreas, y el segundo por un volumen de 13,8 hm³, otorgado provisionalmente en 2006 para el riego de otras 2.300 hectáreas (Claver, 2013). La comunidad de regantes cedente renunciaba, por tanto, a utilizar la totalidad de su concesión durante el período establecido en cada uno de los contratos de cesión, durante los cuales llevó a cabo la mejora y modernización de toda la zona regable. El último de los convenios tuvo lugar cuando la situación de sequía había remitido, por lo que parte de los volúmenes adquiridos en 2009 se consumieron durante los años 2010 y 2011 (SCRATS, 2011 y 2012).

Tabla 5. Contratos de cesión entre usuarios de la DHS y de la DHT

Año hidrológico	Cedente	Comprador	Volumen ¹ (hm ³)	Precio ² (€/m ³)	Compensación (euros)
2005-2006	CR Estremera	SCRATS	31,05 (27,945)	0,185562	5.761.700
2005-2006	CR Canal de las Aves	MCT	35,52	0,2885	10.247.520
2006-2007	CR Estremera	SCRATS	31,05 (27,945)	0,188067	5.839.480
2006-2007	CR Canal de las Aves	MCT	36,03	0,2364	8.517.492
2007-2008	CR Estremera	SCRATS	31,05 (27,945)	0,192016	5.962.097
2007-2008	CR Canal de las Aves	MCT	36,94	0,3130	11.562.220
2008-2009	CR Estremera	SCRATS	31,05 (27,945)	0,192016	5.962.097
2013-2014	CR Estremera	SCRATS	5,560 (5,004)	0,06	333.600
2013-2014	CR La Poveda	SCRATS	1,4 (1,2744)	0,06	84.000
2014-2015	CR Estremera	SCRATS	7,7 (6,93)	0,06	462.000
2014-2015	CR La Poveda	SCRATS	1,4 (1,2744)	0,06	84.000

* El volumen final una vez descontadas las pérdidas se muestra entre paréntesis. Precios en origen sin incluir ni el IVA ni la tarifa del trasvase Tajo-Segura correspondiente.

Fuente: Claver (20013), SCRATS (2009 y 2015), las memorias anuales de la MCT (2007, 2008 y 2009), y datos adicionales proporcionados por los compradores. Elaboración propia.

En cuanto a la compensación económica acordada, el primer año fue de 0,1855 €/m³, valor que fue incrementándose en una cuantía igual al 50 % del valor del IPC de cada año, con excepción del cuarto contrato, en el que no se realizó actualización alguna de la compensación, y en el que el precio fue de 0,192 €/m³ (Tabla 5).

Sin embargo, hay que realizar dos puntualizaciones con respecto a esta compensación. En primer lugar, las compensaciones pactadas en los contratos de cesión corresponden a los volúmenes en origen, por lo que, una vez descontadas las pérdidas del 10 % aplicables a los volúmenes trasvasados a través del ATS, los precios en destino eran netamente superiores (por encima de los 0,21 €/m³ en los dos últimos contratos). En segundo lugar, los usuarios del SCRATS se beneficiaron de la exención de gran parte de la tarifa del trasvase Tajo-Segura. En concreto, en base a la situación de sequía existente, quedaron exentos del pago de las cuotas correspondientes a los apartados b) y c) de la

tarifa del trasvase durante todos los años en los que se celebraron los cuatro contratos de cesión (de acuerdo con lo establecido en los Reales Decretos-leyes 10/2005, 9/2006, 9/2007, 8/2008 y 14/2009), por lo que solo pagaron el apartado a) de la tarifa (0,013856 euros/m³ en el primer año del convenio), que corresponde a la amortización del coste de las obras y cuyo importe va destinado a las comunidades autónomas por las que discurre el Río Tajo.

Los acuerdos entre el SCRATS y la CR del Canal de Estremera permitieron mitigar la escasez de agua en las zonas regables del ATS y fueron beneficiosos para ambas partes, como puede verse en el capítulo 5 de este libro, escrito por Calatrava y Gómez-Limón, en el que se valoran las ganancias brutas de este acuerdo plurianual en 89,9 millones de euros para los usuarios del ATS y 17,8 millones de euros para los de la CR del Canal de Estremera, lo que supone un incremento del 12 % para las zonas regables de trasvase Tajo-Segura y de más del 310 % para la comunidad de regantes cedente. Además, la CR del Canal de Estremera utilizó los pagos por la cesión de derechos para financiar el plan de modernización de sus infraestructuras. Sin embargo, también dieron lugar a protestas por parte de usuarios aguas abajo en el Tajo (Garrido *et al.*, 2013b). Como comentaremos más adelante, cuando la situación de sequía se ha repetido en 2014, se ha reactivado este acuerdo, aunque con diferentes condiciones.

Por su parte, la Mancomunidad de Canales de Taibilla (MCT), firmó tres convenios, en mayo de 2006, mayo de 2007 y marzo de 2008 respectivamente, con la CR del Canal de Las Aves, situada en Aranjuez (Madrid). Este contrato contemplaba la cesión de un máximo de 40 hm³ anuales. Sin embargo, el objetivo real de estos convenios era crear una reserva estratégica en la cabecera del Tajo que asegurase el abastecimiento impidiendo que los niveles de los embalses de Entrepeñas y Buendía cayesen por debajo del umbral crítico que imposibilita por ley el trasvase de recursos al Segura (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). Como comentaremos más adelante, una parte importante de los recursos cedidos a través de los tres contratos no fue finalmente trasvasada.

Como se observa en la Tabla 5, la compensación por lucro cesante establecida en los sucesivos acuerdos se incrementó con cada nuevo contrato (0,20 €/m³ en 2006, 0,236 €/m³ en 2007 y 0,313 €/m³ en 2008). Sin embargo, en el primer contrato, además del lucro cesante, hubo que añadir una compensación de 0,0885 €/m³ por costes «hundidos» (aquellos ya realizados y que no pueden recuperarse), debido a que a la firma del acuerdo los regantes ya habían incurrido en algunos costes de cultivo (Calatrava y Gómez-Ramos,

2009). En el global de los tres contratos, la MCT pagó una compensación de 30,327 millones de euros por un volumen cedido de 108,49 hm³, equivalente a un precio medio de 0,2795 €/m³.

Una característica de los dos casos de cesiones intercuenas de 2005-2009 con destino en las zonas regables del ATS es que las dotaciones de agua intercambiadas son muy elevadas, en concreto, de 13.500 m³/ha en el caso de la CR de Estremera y de 12.000 m³/ha en el caso del Canal de Las Aves, en ambos casos superiores a las dotaciones brutas máximas consideradas en el Plan de Cuenca del Tajo vigente en el momento de los acuerdos (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009). Además, ambos acuerdos recibieron el apoyo explícito del Ministerio de Medio Ambiente y se beneficiaron de exenciones en la tarifa del Acueducto Tajo-Segura, equivalentes a 0,085774 €/m³, justificados por el Gobierno de España en base a la situación de extrema sequía existente (Garrido *et al.*, 2013b). De hecho, puesto que estas exenciones se aplicaron tanto a los volúmenes procedentes de los contratos de cesión como a los volúmenes ordinarios trasvasados desde el Tajo, su cuantía económica superó el coste de adquisición de los volúmenes a la CR del Canal de Estremera (Hernández-Mora y Del Moral, 2015).

Estos acuerdos de cesión recibieron fuerte oposición por parte del Gobierno de Castilla-La Mancha que recurrió sucesivamente en los tribunales los contratos de cesión de 2007, 2008 y 2009, habiendo sido desestimado hasta la fecha el primero de estos recursos.

Es evidente que esta conflictividad supone un coste político de estos intercambios que no debe ser desdeñado. Menos clara es la evidencia sobre posibles efectos ambientales. Mientras que Yagüe (2008) y Claver (2013) mantienen que las cesiones entre la cabecera del Tajo y el Segura no causaron problemas medioambientales, ya que el tramo del Río Tajo afectado (desde Bolarque a la unión con el Jarama en Aranjuez) mantuvo el caudal ambiental mínimo de 6 m³/s, Hernández-Mora (2013) mantiene que los impactos fueron severos, ya que los caudales en Aranjuez cayeron por debajo de los 6 m³/s en diversas ocasiones. Hay que aclarar que la Ley 21/2013 solo exige una evaluación de impacto ambiental previa en el caso de trasvases superiores a 100 hm³, pero no para cesiones temporales de derechos (Claver, 2013).

Posteriormente, el mismo SCRATS firmó un acuerdo en 2011 con la CR de Illana-Leganiel en el Alto Tajo para la cesión total o parcial de su dotación durante 10 años (SCRATS, 2012). La CR de Illana-Leganiel tiene una superficie regable de 1.575,5 hectáreas y una dotación anual de 10,241 hm³ pro-

cedentes de los embalses de Entrepeñas y Buendía y concedida en 2009 por un período de 75 años. La compensación económica pactada en el acuerdo tiene dos componentes: un pago anual fijo equivalente al canon de regulación de dicha comunidad de regantes, que ascendió a 13.155 euros en 2011 (SCRATS, 2013), 16.983 euros en 2012 (SCRATS, 2014) y 15.140 euros en 2013 (SCRATS, 2015); y un pago variable de 0,06 €/m³ por el agua cedida en el caso de ser autorizada la cesión. La comunidad de regantes cedente se compromete a ceder el volumen establecido en su concesión cuando el SCRATS así lo solicite. Como se comenta posteriormente en este mismo libro (véase el capítulo 14, escrito por Rey, Calatrava y Garrido), este contrato presenta notables semejanzas con un contrato de opción de suministro de agua. Para poder llevar a cabo la cesión pactada en este acuerdo, es necesario que se dé una situación de sequía y que se active legalmente la posibilidad de celebrar cesiones entre usuarios de diferentes cuencas. En la práctica, cuando se han dado estas circunstancias, lo que ha ocurrido en 2014 y 2015, la Dirección General del Agua ha denegado la solicitud de autorización de este contrato de cesión, por un volumen de 10 hm³, por considerar que la comunidad de regantes cedente no ha hecho uso de sus recursos en los últimos años (SCRATS, 2015).

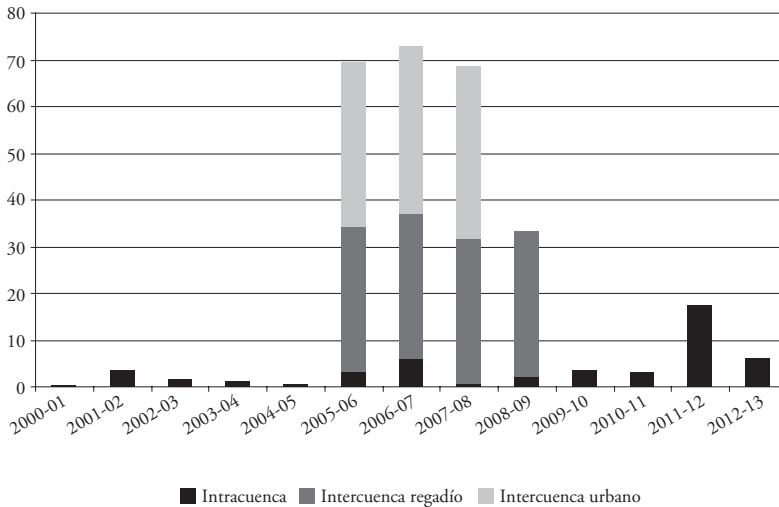
Más recientemente, en los dos últimos años, se han producido otros dos acuerdos entre los usuarios agrarios del ATS y dos comunidades de regantes del Alto Tajo (Tabla 3). En concreto, el SCRATS ha firmado dos nuevos contratos en 2014 y 2015 con la CR del Canal de Estremera (SCRATS, 2015). En este caso, de los 9 hm³ solicitados, la Dirección General del Agua solo ha autorizado la cesión de 5,56 hm³ en 2013-14 y 7,7 hm³ en 2014-15. Estas denegaciones parciales se deben al hecho de que el consumo real acreditado por esta comunidad de regantes en 2013 y 2014 respectivamente es inferior al volumen solicitado. En los mismos años, el SCRATS firmó otros dos contratos de cesión con la CR de La Poveda (Madrid) que fueron autorizados por un volumen de 1,4 hm³/año. En ambos casos, la compensación acordada ha sido 0,06 €/m³ (Tabla 5). Es de importancia recalcar que estos nuevos acuerdos no se han beneficiado de la exención de la tarifa del ATS, como en el caso de la anterior sequía, por lo que a los precios indicados en la Tabla 5 hay que añadir, además del IVA, 0,0984 €/m³ en concepto de dicha tarifa.

En total, el SCRATS pudo disponer en 2014 de 6,96 hm³ provenientes de contratos de cesión con las tres comunidades de regantes del Tajo mencionadas, de los 20,4 hm³ solicitados. En 2015 ha vuelto a solicitar la autorización de los tres mismos contratos por igual volumen, habiéndosele autorizado

solo 9,1 hm³. Actualmente, el SCRATS está negociando la compra de hasta 35 hm³ a regantes del Júcar, utilizando la infraestructura del ATS, entre otros con la Acequia Real del Júcar.

Para finalizar este apartado, el Gráfico 2 muestra los volúmenes totales intercambiados mediante contratos de cesión por usuarios de la DHS entre 2000 y 2013. Se observa cómo, frente a los acuerdos intracuenca (49,12 hm³), la mayoría de los volúmenes proceden de acuerdos con usuarios de fuera de la DHS (232,69 hm³). En términos porcentuales, en los años en que se han autorizado contratos con usuarios de fuera de la DHS, estos han supuesto más del 90 % de los volúmenes adquiridos.

Gráfico 2. Volumen total anual de agua adquirida por usuarios de la DHS mediante contratos de cesión (2000-2013). En hm³



Fuente: información proporcionada por la CHS. Elaboración propia.

5. Contratos de cesión para abastecimientos urbanos

La lógica de funcionamiento de los mercados de agua, que supone la transferencia de recursos hídricos de usos de menor valor a otros de mayor valor, hace pensar en los usuarios urbanos como los primeros y principales compradores de agua. Efectivamente, así ocurre frecuentemente en muchas zonas del suroeste de los EEUU. Sin embargo, en el caso de España, la prioridad que los abastecimientos tienen sobre otros posibles usos del agua, ha

limitado en la práctica el recurso a los contratos de cesión de estos. Aunque hay experiencias de acuerdos puntuales en las cuencas del Tajo, Segura y Júcar, algunos anteriores a la Ley de Aguas de 1999 (véanse los capítulos 3 y 11 de este mismo libro, escritos por Palomo y Gómez-Limón y García-Mollá *et al.*, respectivamente), la mayoría de los intercambios formales de agua en España han tenido lugar entre usuarios agrarios. En el caso de la DHS, la MCT ha sido posiblemente la entidad de abastecimiento de aguas más activa de España a este respecto (Tabla 6).

Tabla 6. Contratos de cesión para abastecimientos urbanos en la DHS

Año hidrológico	Cedente	Comprador	Volumen (hm ³)	Precio* (€/m ³)	Compensación (euros)
2005-2006	Arroceros Moratalla y Hellín	MCT	1,2	0,30	360.000
2007-2008	Arroceros Calasparra (no ejecutado)	MCT	1,2 (NO)	0,30	360.000 (NO)
2005-2006	CR Canal de las Aves	MCT	35,52	0,200+0,0885	10.247.520
2006-2007	CR Canal de las Aves	MCT	36,03	0,2364	8.517.492
2007-2008	CR Canal de las Aves	MCT	36,94	0,3130	11.562.220

* Precios en origen sin contar ni IVA ni los costes de transporte.

Fuente: MCT (2007 y 2008) y datos adicionales proporcionados por la propia MCT. Elaboración propia.

Ya en el año 2004, la MCT hizo publicidad de su voluntad de suscribir contratos de cesión con concesionarios o titulares de algún derecho al uso privativo de las aguas (BOE de 6 de enero de 2004). Sin embargo, este llamamiento no tuvo éxito. Posteriormente, en mayo de 2006, en plena situación de emergencia por sequía, realizó un convenio con regantes de los municipios de Hellín (Albacete) y Moratalla (Murcia) por el que se adquirieron 1,2 hm³ a cambio de una compensación de 0,30 €/m³. El acuerdo supuso dejar de regar unas 300 hectáreas de arroz. Ante la fuerte oposición del Gobierno de Castilla-La Mancha, al año siguiente se negoció un nuevo contrato similar pero con arroceros del vecino municipio de Calasparra (Murcia) con idénticas condiciones, contrato que finalmente no se materializó.

Asimismo, y al amparo del RDL 15/2005 y sus prórrogas, realizó los tres contratos de cesión antes mencionados con la CR del Canal de Las Aves en Aranjuez (Madrid) (Tablas 5 y 6). En total se adquirieron 108,5 hm³, si bien en

la práctica solo se trasvasaron 47,78 hm³ (2,34 hm³ en 2006, 8,5 hm³ en 2007 y 36,94 hm³ en 2008) (CHS, 2007b, 2008 y 2009). El coste total de las compras (30,687 millones de euros) se compensó con la exención del peaje de los volúmenes ordinarios del trasvase durante la sequía de 2005-2008 (27,977 millones de euros) y de los propios volúmenes adquiridos (4,098 millones de euros).

Tras estas operaciones, la entrada en funcionamiento de las desalinizadoras de San Pedro del Pinatar y Alicante ha permitido que la MCT no haya vuelto a recurrir a las compras de agua. Sin embargo, la actual situación de los embalses de Entrepeñas y Buendía pone en riesgo el trasvase de recursos para el abastecimiento (para diciembre de 2015 solo se aprobó un trasvase de aproximadamente 6 hm³, y en enero de 2016 podría no trasvasarse nada). Ante esta situación, además de recurrir a los pozos de sequía de la CHS, la MCT está gestionando la posibilidad de realizar acuerdos de cesión de derechos con comunidades de regantes de la cuenca y con ayuntamientos que disponen de excedentes de pozos o concesiones de agua del Río Segura de los que estos disponen para complementar los recursos que reciben de la MCT.

6. Ofertas públicas de adquisición de derechos

Además de la figura de los contratos de cesión entre usuarios, la reforma de 1999 de la Ley de Aguas (Ley 46/1999) contemplaba la posibilidad de que los organismos de cuenca pudiesen crear los denominados centros de intercambio de derechos (CID). A través de los CID, los organismos de cuenca podrían realizar ofertas públicas de adquisición de derechos (OPAD) a los titulares interesados en ceder temporal o permanentemente sus concesiones para proceder posteriormente a su cesión a otros titulares (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009), a la manera de los Bancos de Agua que funcionan en los Estados Unidos (Garrido y Calatrava, 2009; Garrido *et al.*, 2013b), no permitiéndose que los CID pudiesen retener los derechos adquiridos.

Los primeros centros de intercambio de derechos de uso del agua se crearon en las cuencas hidrográficas del Guadiana, Júcar y Segura, mediante acuerdo del Consejo de Ministros de 15 de octubre de 2004, autorizándose a las Confederaciones Hidrográficas correspondientes a realizar OPAD. Pese a ello, los CID no funcionaron hasta que el RDL 9/2006 reforzó su eficacia para que pudiesen dar respuesta también a otras demandas, principalmente ambientales. En concreto, además de ceder recursos a otros usuarios (objetivo inicial), los CID podían dedicar derechos adquiridos para usos ambientales

o cederlos a las comunidades autónomas de cada Demarcación Hidrográfica para la implementación de sus políticas de agua.

En el caso de la Cuenca del Segura, la CHS lanzó una OPAD en 2007 con el objetivo de crear una reserva estratégica para garantizar los caudales ambientales en los ríos Segura y Mundo, una vez satisfechas las demandas urbanas (CHS, 2007a). En la OPAD podían participar titulares de aprovechamientos consuntivos, tanto concesionarios como titulares de derechos privados de aguas subterráneas, con la condición de que los recursos contemplados en el aprovechamiento se hubiesen utilizado en al menos una de las campañas de riego previas a la OPAD (CHS, 2007a). El presupuesto de la OPAD era de 700.000 euros y la compensación máxima a pagar por la cesión de derechos era 0,18 €/m³. Los costes del transporte del agua desde los puntos de captación eran asumidos por la CHS. Finalmente, se aceptaron 41 ofertas de pequeños agricultores que sumaban un total de 371,5 hectáreas. El volumen adquirido fue 2,93 hm³, a un precio medio de 0,168 €/m³ y con un coste presupuestario de 495.000 euros. Todos los caudales adquiridos se destinaron a usos ambientales (Garrido *et al.*, 2013b). La OPAD se repitió en 2008 con idénticas condiciones y similares resultados (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009).

Al igual que en los casos de las cuencas del Guadiana y del Júcar, el éxito de las OPAD del Segura fue moderado, ya que no se llegó a agotar el presupuesto inicialmente establecido por falta de suficientes oferentes que cumplirían con los requisitos exigidos (Garrido *et al.*, 2013b; Rey *et al.*, 2014). Para Yagüe (2008), el precio máximo establecido en ambas OPAD era atractivo para los regantes, pero pudo más la «desconfianza que generan estos nuevos instrumentos entre los regantes y la cultura existente de mantener a ultranza los derechos de agua». En nuestra opinión, el precio no era tan atractivo, ya que apenas supera el valor marginal del agua en la zona calculado por Calatrava y Martínez-Granados (2012). En la práctica, muchos de los arroceros que participaron en las OPAD lo hicieron porque la disponibilidad de agua no les permitía completar sus ciclos de cultivo.

7. Poniendo en contexto las compensaciones: la importancia de los costes de transporte y distribución

Un factor de relevancia a considerar a la hora de analizar la actividad de los mercados de agua en la DHS es el de los costes derivados del transporte y

distribución del recurso, que hacen que los precios observados en las cesiones sean solo una parte, obviamente significativa, del coste finalmente soportado por el usuario. Ilustraremos este punto con un par de ejemplos.

En el caso de las cesiones intercuenca de 2005-2009 entre la CR del Canal de Estremera y el SCRATS, los precios finalmente pagados por el regante son bastante superiores a los recibidos por la comunidad de regantes cedente. De acuerdo con Claver (2013), a los precios pagados en origen habría que añadir un 10 % de pérdidas en el transporte, el componente a) de la tarifa del trasvase (0,013856 €/m³) y las cuotas del SCRATS (0,002404 €/m³), lo que incrementaba los precios medidos en las tomas de los usuarios del ATS hasta 0,222035 €/m³ en el primer contrato, 0,224813 €/m³ en el segundo, 0,229926 €/m³ en el tercero y 0,232296 €/m³ en el cuarto y último. En ausencia de la exención entonces aplicada de las partes b) y c) de la tarifa del trasvase (0,085774 €/m³), estos precios hubieran sobrepasado en todos los años considerados los 0,30 €/m³. A estos valores habría que añadir las derramas a pagar por los regantes a sus respectivas comunidades de regantes.

En 2011, las CCRR de los Riegos Meridionales acordaron un contrato de cesión conjunto con las CCRR de Campotéjar y Sangonera La Seca para adquirir 6 hm³ de la regulación general de la cuenca amparadas en el Decreto de 1953. La compensación acordada fue de 0,24 €/m³, cantidad que incluía un 25 % de pérdidas asumidas por los cedentes. Según información proporcionada por las comunidades de regantes compradoras, en el caso de la CR de Puerto Lumbreras, a dicha compensación hubo que sumar el peaje del postrasvase y los costes de elevación y distribución, lo que incrementó el precio final pagado por el regante hasta 0,44 €/m³, un coste próximo al del agua desalinizada. En el caso de la CR de Águilas, el coste final para el regante fue de 0,36 €/m³, si bien en algunas zonas de la comunidad de regantes los costes adicionales de elevación incrementaron dicho coste hasta 0,50 €/m³.

8. Posibles razones para lo limitado de los intercambios formales

A partir del análisis, obviamente parcial dado lo limitado de algunas fuentes de información, de las experiencias de mercado en la DHS, hacemos en este apartado algunas hipótesis sobre las razones que pueden estar detrás del limitado alcance de los mercados formales en la cuenca del Segura. Como ya hemos comentado, más allá del acuerdo con la CR del Canal de Las Aves,

cuyo objetivo principal no era obtener los recursos, sino garantizar el suministro, la prioridad que tiene el abastecimiento hace que los principales participantes en los contratos de cesión sean los usuarios agrícolas, por lo que nuestros comentarios se referirán en gran medida a estos.

En primer lugar, hay que tener en cuenta que los recursos potencialmente intercambiables son limitados. Por un lado, el SCRATS no permite que los recursos procedentes del ATS, que suponen aproximadamente un 18 % de los recursos totales de la cuenca, sean objeto de intercambio. Por otro lado, la importancia de los recursos subterráneos en la economía del agua de la cuenca es notable. Las extracciones de recursos subterráneos, tanto renovables como no renovables, suponen aproximadamente un 80 % de los derechos y algo más de un tercio de los recursos medios utilizados. Aunque se han producido cesiones de aguas subterráneas, tanto formales como informales, algunas de cierta envergadura (2-3 hm³) e incluso entre diferentes zonas hidrológicas de la DHS, en la práctica es obvio que existen restricciones espaciales al intercambio de estos recursos que suele, con algunas excepciones relevantes, estar limitado al área encima del acuífero, en la que las diferencias en el valor del agua, y por lo tanto el potencial para los intercambios, es menor. Además, hay que tener en cuenta que algunas zonas de la cuenca en las que los recursos subterráneos son la principal fuente de suministro no están interconectadas con el resto de la cuenca (sirva como ejemplo, el Altiplano de Murcia). A esto hay que añadir el hecho de que la disponibilidad de recursos subterráneos se ha reducido en las últimas décadas, ya que muchos acuíferos de la cuenca están sobreexplotados y la calidad de sus recursos es reducida. Podemos también hipotetizar que, debido a su elevado precio, los recursos procedentes de la desalinización quedarían también fuera del mercado. De hecho, su oferta potencial es superior a su demanda. Todo esto reduce notablemente los volúmenes susceptibles de intercambio.

En cuanto a los recursos superficiales, la mayoría de los mismos están asignados a comunidades de regantes en lugar de a usuarios individuales o privados. Las comunidades de regantes son más reacias a participar en contratos de cesión, especialmente si estos suponen ceder la totalidad de su dotación, lo que constituye una importante barrera a su participación en el mercado. De manera similar a lo que ocurre con las aguas superficiales, una parte importante del volumen ligado a concesiones de aguas subterráneas están también en manos de comunidades de regantes.

Otro factor que pensamos puede tener relevancia a la hora de entender el alcance en la práctica de los mercados formales de agua en la DHS es la importancia que tienen los cultivos leñosos, algo que pensamos que puede reducir la oferta potencial de agua en el mercado, especialmente en épocas de escasez.

En general, la información disponible sugiere que dentro de la DHS hay más compradores que vendedores y que la demanda supera claramente en volumen a la oferta. En general, hay pocos vendedores, parciales y/u ocasionales, siendo mayor la oferta en años «húmedos». La información disponible también sugiere que en los quince años desde la Ley 46/1999 se ha incrementado el nivel de concurrencia, con un mayor número de oferentes y un menor precio medio.

Otro factor a tener en cuenta es que, aunque la disposición a pagar por el agua es en general elevada, a las compensaciones pactadas hay que añadir los considerables costes de transporte y pérdidas de agua que soportan los compradores, lo que hace que el coste final para el usuario sea notable, similar o incluso superior al de las aguas subterráneas y acercándose, en algunos casos extremos, al de la desalinización.

Pero los costes de transacción no se limitan al transporte, ya que existen notables costes políticos. El principal proviene de la frontal oposición del Gobierno de la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha a cualquier intercambio que involucre a usuarios de su territorio y que suponga la cesión de derechos a usuarios de otras comunidades autónomas, incluso dentro de la misma cuenca hidrográfica. Todas las comunidades de regantes de Murcia y Almería consultadas, e interesadas en adquirir recursos, señalan la dificultad de establecer contratos con usuarios, no ya del Tajo, sino de la parte manchega de la propia cuenca del Segura. Sin embargo, la oposición a los intercambios de agua no solo proviene de Castilla-La Mancha.

Aparte de la oposición por parte de organizaciones medioambientalistas y/o de defensa del regadío tradicional, llama la atención cómo la mayor oposición a los contratos de cesión entre los regantes de la DHS se da en el regadío tradicional de la Vega Media y, muy especialmente, de la Vega Baja del Río Segura, que tienen un acceso prioritario a los recursos superficiales de la cuenca en base al Decreto de 1953 y que podrían participar como cedentes sin tener que reducir de manera significativa su actividad agraria. Tal circunstancia puede explicarse, al menos en parte, por un comportamiento de tipo estratégico de estos usuarios, causado por un temor a ver revisadas sus concesiones a la

baja en el futuro si ceden, aunque sea temporalmente, sus recursos, máxime en una dinámica de planificación hidrológica casi continua. No puede obviarse tampoco la tradicional rivalidad existente entre los regantes de la Vega Baja, en la provincia de Alicante, y de la Vega Media, en la provincia de Murcia, así como entre los regadíos tradicionales y los nuevos regadíos, que obviamente se reactiva en épocas de escasez (Herin, 1972).

Finalmente, es importante hacer referencia a otras cuestiones directamente relacionadas con el funcionamiento de los mercados formales de agua en la cuenca. En primer lugar, es evidente la existencia de mercados de agua subrogados que funcionan a través de los mercados de compraventa y arrendamiento de tierras con derecho a riego. En zonas como el Segura, la rentabilidad de la agricultura está íntimamente ligada con la disponibilidad de agua. Sin embargo, no pensamos que estos mercados estén reduciendo el potencial de los de agua, sino que en muchos casos, debido a la vinculación entre tierra y agua y las restricciones que existen para la cesión (y la venta) de derechos de agua, están realizando el papel de los mismos.

En segundo lugar, es evidente que otra parte de la demanda insatisfecha de recursos hídricos es cubierta por los denominados mercados informales, que son aquellos que no entran dentro de los supuestos contemplados en la Ley 46/1999 (véase el capítulo 4 de este libro, escrito por De Stefano y Hernández-Mora). Aunque en un ámbito principalmente local, y muy difícilmente cuantificable, en muchas zonas de la DHS existe una economía del agua paralela basada en recursos subterráneos privados, como ocurre también en la cuenca del Júcar, y ligada en muchos casos a grandes empresas hortofrutícolas. La existencia de estos mercados de cesión y compraventa de derechos privados de aguas subterráneas y su mayor actividad en épocas de escasez, pone de manifiesto la existencia de una necesidad tanto de reasignación de los recursos hídricos como de una mayor garantía de suministro de agua (Rey *et al.*, 2014).

En tercer y último lugar, una característica de los regadíos de la cuenca del Segura es la multiplicidad de fuentes de suministro de agua. La escasez estructural han supuesto un progresivo desarrollo de fuentes de suministro de muy diverso origen, algunas de las cuales se movilizan en épocas de sequía. Baste como ejemplo la CR de Lorca que recurre a hasta nueve fuentes diferentes de suministro de agua (Rey *et al.*, 2016), incluyendo el recurso a pozos de sequía y compras de agua en épocas de sequía. En muchas zonas, los acuíferos representan una fuente estratégica de agua para épocas de escasez. La diversificación de fuentes de suministro y un mayor recurso a aguas subterráneas

se unen a las compras de agua como modo de completar la disponibilidad de agua en períodos de sequía y, en parte cumplen el papel que en teoría estaría reservado a los intercambios de agua.

9. Conclusiones

Las experiencias de mercados de agua en la cuenca del Segura abarcan diversos tipos de intercambios que incluyen intercambios informales, compras de tierras para desplazar el agua a otras zonas de la cuenca, contratos de cesión entre usuarios de la Demarcación (amparados por la Ley de Aguas de 1999) o entre usuarios de diferentes cuencas (amparados por el Real Decreto 15/2005 y posteriores) y ofertas públicas de adquisición de derechos. Estos diferentes tipos de intercambios no son necesariamente excluyentes sino complementarios, ya que permiten satisfacer diferentes necesidades de diferentes usuarios (Garrido y Calatrava, 2009).

Dejando a un lado los mercados informales, por su casi imposible cuantificación, podemos afirmar que la actividad de los mercados formales de agua en la DHS ha sido menor de lo que se pudiera haber previsto dadas las condiciones hidrológicas y las características de la economía del agua en la cuenca, y que se ha limitado casi totalmente al ámbito agrario.

Las conclusiones que podemos extraer de las experiencias de mercados formales de agua que han tenido lugar en la DHS durante los últimos tres lustros son similares hasta cierto punto a las que se derivan de la experiencia a nivel nacional. En primer lugar, la actividad e impacto de los intercambios de agua ha sido limitada y desigual. De manera resumida, podemos decir que los contratos de cesión se reducen anualmente a unas pocas grandes operaciones puntuales (3-6 hm³), casi siempre con las mismas zonas compradoras, y un número algo mayor, en torno a la decena, de pequeñas operaciones entre usuarios privados agrarios o pequeñas comunidades de regantes por volúmenes generalmente inferiores a 0,25 hm³. Más reducidos en volumen fueron los contratos en las OPAD de 2007 y 2008.

Sin embargo, mientras que a nivel nacional la actividad de los mercados formales de agua ha sido discontinua en el tiempo y ha estado concentrada en los intercambios intercuenas en épocas de sequía, si miramos la actividad entre usuarios de la DHS se observa, por un lado, una tendencia ligeramente creciente en los volúmenes intercambiados y, por otro una mayor actividad en años de mayor disponibilidad de recursos. El potencial de intercambio de

agua en la DHS no se limita por tanto a situaciones de escasez puntual. La evidencia parece sugerir que la propia escasez estructural de agua en muchas zonas de la cuenca supone una importante restricción al funcionamiento de los mercados. De hecho, se observa que el nivel de intercambios entre usuarios de la cuenca se incrementa en términos relativos cuando más agua disponible existe. El desigual reparto de los recursos en la cuenca genera excedentes puntuales de agua en determinadas zonas en años de abundancia de recursos, que permiten una mayor actividad de mercado que en casos de escasez extrema. De la misma forma, no es necesaria una situación coyuntural de sequía para que exista demanda de intercambios con los usuarios del Tajo, sino que dicha demanda existe también en años normales. En resumen, la situación de escasez estructural de la cuenca se añadiría a las demás restricciones institucionales y económicas existentes, como causa de la falta de oferentes de agua y la reducida actividad de mercado.

Obviamente, un aspecto positivo es que los recursos se han reasignado a los usos de mayor valor. En el caso de los contratos inter-cuencas, los resultados presentados en el capítulo 5 de este libro (escrito por Calatrava y Gómez-Limón) sugieren que las ganancias de bienestar han sido cuantiosas y superan los posibles impactos ambientales negativos, a falta de una cuantificación de estos últimos. En este sentido, y a nivel de la DHS, los volúmenes intercambiados y la denegación de determinadas solicitudes permite suponer que los posibles impactos ambientales han sido insignificantes, habiéndose producido incluso beneficios ambientales como consecuencia de las OPAD que, como en el resto de España, y de manera similar a los bancos públicos del agua de California, Australia o Canadá, se han utilizado solo para la consecución de objetivos medioambientales (Garrido *et al.*, 2013a). En el caso de los contratos de cesión inter-cuencas, la lógica sugiere que los impactos ambientales han debido ser mayores, si bien las opiniones al respecto son contradictorias. En cualquier caso, una de las debilidades más claras del marco legal de los mercados de agua en España es la no consideración de los efectos ambientales, positivos o negativos (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009), más que el impacto ambiental resultante de un intercambio concreto y puntual que seguramente no sea irreversible (Garrido *et al.*, 2013c).

Otro aspecto de relevancia son las compensaciones acordadas en los intercambios. Se observa un notable grado de dispersión de los precios con mínimos en torno a 0,06 €/m³ y 0,24 €/m³ (incluso mayores en el caso de compras realizadas para usos urbanos), si bien no hay que olvidar que a estos

valores hay que añadir los costes de transporte y distribución del agua. Se observa también una evolución ligeramente decreciente de los precios hasta valores medios en la actualidad entorno a 0,15 €/m³ (netos en origen), si bien se observa la existencia de un suelo marcado por la tarifa del trasvase Tajo-Segura. Sorprende también que los precios no guarden relación directa con el valor medio del recurso en las zonas de origen y/o destino, sino que parecen depender más de la capacidad de negociación y las circunstancias puntuales de escasez para ambas partes. En el caso de las OPAD, la experiencia del Segura es similar a la de otras cuencas, ya que no se cubrió la totalidad del presupuesto de adquisición. Los valores del agua en las zonas cedentes, en la parte castellano-manchega de la cuenca, sugieren que más que un problema de precios de oferta bajos, han primado otros comportamientos de tipo estratégico y/o colusivo, o que han existido presiones externas sobre los regantes para no participar en las OPAD (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009).

Pese al importante papel de la Administración como promotor de los intercambios intercuenas durante la sequía (Garrido *et al.*, 2013a) y a las sucesivas reformas legales para ampliar el alcance de los intercambios, no está clara la apuesta de la Administración por aprovechar las posibilidades del instrumento mediante la puesta en marcha de los centros de intercambios, no solo para adquirir recursos para fines ambientales, sino también como forma de facilitar los intercambios, agrupando la oferta, reduciendo los costes de transacción y promoviendo una mayor participación de los usuarios, algo que muchas de las comunidades de regantes del Segura menos dotadas de recursos vienen demandando desde hace años.

Pensamos que las experiencias, con sus claroscuros, han sido positivas, ya que han permitido evitar importantes perjuicios en zonas y momentos puntuales, incluso de tipo ambiental a través de las ofertas públicas de adquisición de derechos. Sin embargo, los contratos de cesión no son una solución al problema de la escasez estructural en la DHS. Si bien son un instrumento con potencial dado lo desigual del reparto de los recursos hídricos en la cuenca, son uno más de los que pueden utilizarse y, en ningún caso, pueden sustituir la acción de las autoridades hidrológicas. Es más, lo limitado de su alcance en la práctica plantea dudas sobre su potencial real en épocas de sequía, en las que otras actuaciones como la movilización de recursos subterráneos estratégicos e incluso, pese a su elevado coste, el recurso a la desalinización, han suministrado mayores volúmenes a las zonas más hídricamente vulnerables.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a la financiación proporcionada por el Ministerio de Economía y Competitividad y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional mediante el proyecto MERCAGUA (AGL2013-48080-C2-2-R) y por el Programa de Apoyo a la Investigación de la Fundación Séneca-Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia mediante el proyecto 19280/PI/14.

Los autores agradecen su colaboración al Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura, Mancomunidad de Canales del Taibilla y Confederación Hidrográfica del Segura, así como a los técnicos de comunidades de regantes y agricultores que han proporcionado información. Parte de la información utilizada ha sido obtenida en entrevistas personales, por lo que es posible que se haya producido algún error en la toma y transcripción de datos, del que solo son responsables los autores de este capítulo.

Referencias bibliográficas

- CALATRAVA, J.; GARCÍA-VALIÑAS, M. A.; GARRIDO, A. y GONZÁLEZ-GÓMEZ, F. (2015): «Water pricing in Spain: Following the footsteps of somber climate change projections»; en DINAR, A.; POCHAT, V. y ALBIAC, J., eds.: *Water pricing experiences and innovations*. Global Issues in Water Policy Series, Volume 9. Springer, Cham (Switzerland).
- CALATRAVA, J. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «El papel de los mercados de agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- CALATRAVA, J. y MARTÍNEZ-GRANADOS, D. (2012): «El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 12(1); pp. 5-32.
- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (1998): *Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura*. CHS, Murcia.

- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (2007a): *Pliego de cláusulas administrativas particulares y prescripciones técnicas particulares que regirán en la oferta pública de la Confederación Hidrográfica del Segura para la adquisición de derechos de agua con destino a la cuenca del Segura por razones de garantía de los caudales ambientales y de abastecimiento de poblaciones*. CHS, Murcia.
- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (2007b): *Memoria 2006*. CHS, Murcia.
- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (2008): *Memoria 2007*. CHS, Murcia.
- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (2009): *Memoria 2008*. CHS, Murcia.
- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (2014): *Borrador del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2015-2021*. CHS, Murcia.
- CHS (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA) (2015): *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura (versión preliminar para el ciclo de planificación 2015-2021)*. CHS, Murcia.
- CLAVER, J. M. (2013): «La experiencia de un contrato de cesión de derechos de aguas intercuenas (el derecho al aprovechamiento de las aguas trasvasadas)»; en EMBID, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds. (2014): *Water markets for the 21st century: What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2009): «Trends in water pricing and markets»; en GARRIDO, A. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water policy in Spain*. CRC Press, Leiden (The Netherlands).
- GARRIDO, A.; MAESTU, J.; GOMEZ-RAMOS, A.; ESTRELA, T.; YAGUE, J.; SEGURA, R.; CALATRAVA, J.; ARROJO, P. y CUBILLO, F. (2013a): «Voluntary water trading in Spain: A mixed approach of public and private initiatives»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013b): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, Boca Raton (USA).

- GARRIDO A.; CALATRAVA J. y REY D. (2013c): «La flexibilización del régimen de concesiones y el mercado de aguas en los usos de regadío»; en EMBID, A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados de agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. (2013): *El Tajo: Historia de un río ignorado*. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza.
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DEL MORAL, L. (2015): «Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilización»; *Geoforum* 62; pp. 143-155.
- HERIN, R. (1972): «El río Segura. La ordenación de una cuenca hidrográfica mediterránea»; *Revista de Geografía* 6(2); pp. 168-208.
- MAESTRE-VALERO, J. F.; MARTÍNEZ-GRANADOS, D.; MARTÍNEZ-ALVAREZ, V. y CALATRAVA, J. (2013): «Socio-economic impact of evaporation losses from reservoirs under past, current and future water availability scenarios in the semi-arid Segura basin»; *Water Resources Management* 27(5); pp. 1411-1426.
- MCT (MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA) (2007): *Mancomunidad de los Canales del Taibilla. La gestión del servicio 2006*. MCT-Ministerio de Medio Ambiente, Cartagena.
- MCT (MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA) (2008): *Mancomunidad de los Canales del Taibilla. La gestión del servicio 2007*. MCT-Ministerio de Medio Ambiente, Cartagena.
- MCT (MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA) (2009): *Mancomunidad de los Canales del Taibilla. La gestión del servicio 2008*. MCT-Ministerio de Medio Ambiente, Cartagena.
- MOLLE, F.; WESTER, P. y HIRSCH, P. (2010): «River basin closure: Processes, implications and responses»; *Agricultural Water Management* 97(4); pp. 569-577.
- RANDALL, A. (1981): «Property entitlements and pricing policies for a maturing water Economy»; *The Australian Journal of Agricultural Economics* 25(3); pp. 195-220.
- REY D.; GARRIDO A. y CALATRAVA J. (2014). «Water markets in Spain: Meeting twenty-first century challenges with twentieth century regulations»; en EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds.: *Water markets for the 21st. century: What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).

- REY, D.; CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2016): «Optimization of water procurement decisions in an irrigation district: the role of option contracts»; *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 60(1); pp. 130-154.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2009): *Memoria 2008*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2011): *Memoria 2010*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2012): *Memoria 2011*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2013): *Memoria 2012*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2014): *Memoria 2013*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2015): *Memoria 2014*. SCRATS, Murcia.
- YAGÜE, J. (2008): «Experiencia de los instrumentos de mercado en España»; *Thematic week seven: Economics and financing - The role of market instruments in integrated water management*. Tribuna del Agua, Expo Agua 2008, Zaragoza, julio-agosto 2008.

Los mercados de agua en la demarcación hidrográfica del Júcar

*Marta García Mollá^a, Carles Sanchis Ibor^a, Hector Macián Sorribes^b,
Llorenç Avellà Reus^a y Manuel Pulido-Velázquez^b*

^aCVER, Universitat Politècnica de València y ^bIIAMA, Universitat Politècnica de València

1. Introducción

La asignación del agua en España ha sido tradicionalmente realizada bajo los preceptos del modelo de oferta, con el objetivo fundamental de llevar el agua al usuario con un coste bajo y la finalidad última de fomentar el desarrollo económico (Carles, 2001). En coherencia con este modelo, la asignación de recursos se ha venido efectuando mediante un sistema concesional, que garantizaba a los usuarios derechos de agua generosos y precios con frecuencia irrisorios. Sin embargo, como es sabido, la asignación concesional del recurso constriñe la flexibilidad en la gestión, ya que inmoviliza parte de los recursos disponibles y puede resultar poco eficiente económicamente.

De resultas de la persistente aplicación de este modelo de gestión, en las últimas décadas han aparecido graves problemas de abastecimiento en determinados sistemas agrícolas y urbanos en contextos de sequía, impactos ambientales difícilmente reversibles y conflictos sociales y territoriales. En estas circunstancias, la Administración ha impulsado diversas políticas, a veces manifiestas en la profundización de este modelo –mediante el diseño de trasvases o la promoción de la desalación– y en otras ocasiones encaminadas a actuar sobre la demanda, como los planes de modernización del regadío. Pero además, se han buscado nuevos instrumentos que permitan la flexibilización de las concesiones y que faciliten una asignación más eficiente del recurso. En este sentido, la aprobación de la Ley 46/1999 estaba encaminada a romper las rigideces del sistema concesional consolidado por la Ley de Aguas de 1985, permitiendo a los poseedores de concesiones cederlas temporalmente a otros concesionarios de mayor o igual rango a cambio de una compensación económica mutuamente acordada. Las cesiones están sometidas a autorización por los organismos de cuenca (aunque si no hay respuesta en plazo quedan autorizadas por silencio administrativo positivo).

Pese a la relativa novedad del cambio legislativo, es posible rastrear diversos mecanismos usados tradicionalmente por los agricultores para flexibilizar el rígido sistema concesional, tanto en el ámbito del Júcar como en otros del Estado. Este es el caso de los intercambios y cesiones informales que se han establecido en los regadíos valencianos, en momentos de sequía o de forma permanente, entre usuarios de una misma comunidad de regantes (CR) o entre entidades cercanas (García-Mollá, 2000; Torregrosa, 2009; García-Mollá *et al.*, 2015). Algunas de ellas se venían desarrollando de manera previa a la aprobación de la Ley 46/1999, y otras se han ejecutado posteriormente, aunque buena parte se han producido buscando fórmulas legales diferentes a los supuestos contemplados para el intercambio de recursos por la Ley de Aguas, o simplemente al margen de este ordenamiento.

2. La cuenca del Júcar

La Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ), delimitada por el RD 125/2007, modificado por el RD 255/2013, se extiende sobre 42.735 km² de la España mediterránea. Su territorio comprende la cuenca hidrográfica del río Júcar, así como todas las cuencas situadas entre las desembocaduras de los ríos Sénia y Segura. La demarcación se halla dividida en 9 sistemas de explotación, de los cuales 4 están íntegramente enclavados en la Comunidad Valenciana (Marina Alta, Marina Baixa, Serpis y Palancia) y otros 5 son intercomunitarios (Sénia-Maestrat, Mijares-Plana de Castelló, Turia, Júcar y Vinalopó-Alacantí). Estos afectan también a las comunidades autónomas de Aragón, Castilla-La Mancha, Región de Murcia y Cataluña.

La DHJ presenta acusados desequilibrios hídricos espacio-temporales, como es característico en los ecosistemas mediterráneos. Recibe un rango de precipitaciones muy variable geográficamente –entre 300 y 1.000 mm entre el sur de Alicante y la Serranía de Cuenca– y tiene una red hidrográfica con pocos cauces permanentes y un importante sector semi-endorreico. Enclavada en un dominio predominantemente calcáreo, presenta una alta disponibilidad de recursos subterráneos en comparación con otras demarcaciones peninsulares, pero no está exenta de problemas de sobreexplotación severa, singularmente en las comarcas meridionales. Además, los grandes centros de consumo agrícola y urbano se concentran en la zona litoral, así como buena parte de los ecosistemas hídricos más amenazados por las presiones antrópicas.

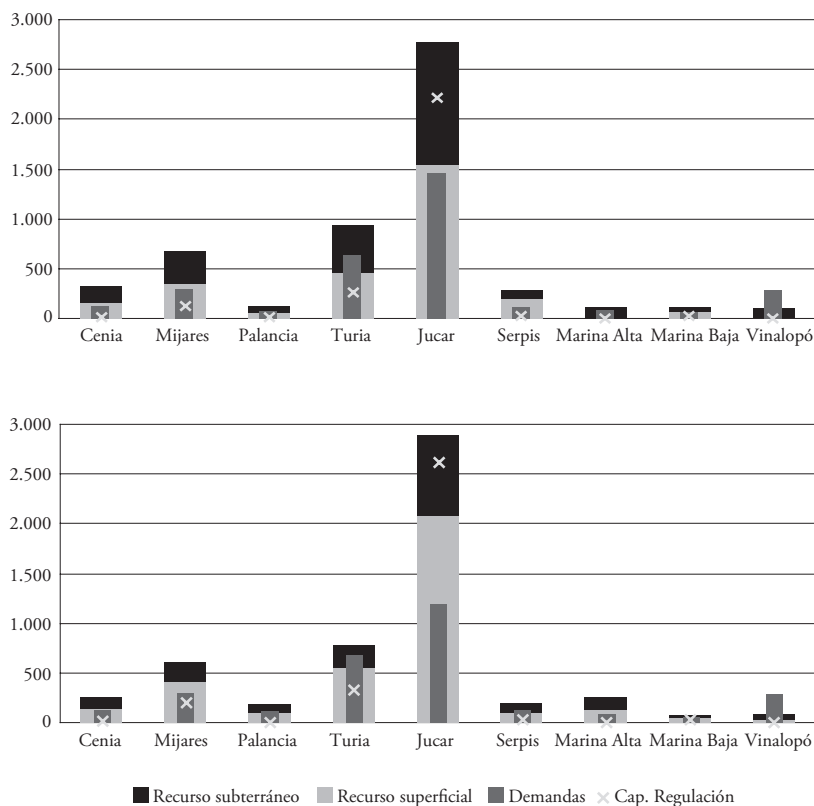
En los ríos Júcar, Turia, Mijares y Serpis, la presencia de importantes acuíferos carbonatados permitió el desarrollo histórico de grandes áreas regadas, gracias a un flujo de base constante que otorgaba una gran regularidad al caudal en régimen natural. En otros espacios, sobre ramblas y ríos menores, también se construyó una miríada de pequeños regadíos dispersos, escalados en función de la disponibilidad del recurso. En unos y otros, se desarrolló un variado hidraulismo, manifiesto en un conjunto de técnicas tradicionales que permitieron aprovechar hasta la última gota de las aguas superficiales y de los afloramientos de aguas subterráneas. En paralelo a esta tecnología, en un proceso plurisecular, se diseñaron instituciones de gestión colectiva del riego capaces de arbitrar en la conflictividad hidráulica, pero también en algunos casos, de articular medidas como subastas de aguas o cesiones temporales y permanentes del recurso, con la finalidad de maximizar el uso a escala local de los aprovechamientos hidráulicos.

A lo largo del siglo XX, las grandes obras de regulación fluvial y las mejoras de los sistemas de captación de aguas subterráneas permitieron una masiva movilización de los recursos hídricos, que ha garantizado una constante expansión de las demandas de la cuenca durante todo un siglo, tanto en lo que respecta a la ampliación de las zonas regables como al desarrollo urbanístico, industrial y turístico. El prolongado crecimiento de la demanda ha llevado a la mayor parte de sistemas de la DHJ a la situación conocida como «cierre de cuenca» (Molle *et al.*, 2010; Palomo-Hierro *et al.*, 2015). Pese al desarrollo intensivo de las infraestructuras de captación y regulación de recursos, el denominado *basin overbuilding* (Molle, 2008), las demandas de la demarcación han ido igualando a los recursos disponibles, por lo que cualquier nuevo uso del agua puede comportar un perjuicio para los ya existentes. La DHJ se halla en una situación de equilibrio en años normales, pero, con el balance actual, durante las coyunturas de escasez no podrían atenderse todas las demandas.

Para explicar el precario equilibrio entre recursos y demandas, así como un eventual cierre de cuenca en la DHJ, hemos recurrido a los planes hidrológicos de 1998 y 2013 (este último, el primer plan de cuenca en el ámbito de la Directiva Marco del Agua). En el Gráfico 1 se muestran los balances promedio en ambos, mientras que la Tabla 1 presenta cómo han ido evolucionando las demandas entre los años 1998 y 2015. En el Gráfico 1, el recurso se divide entre superficial (escorrentía superficial y escorrentía subterránea) y subterráneo (recurso que puede ser bombeado de los acuíferos sin causar su sobreexplotación).

En 1998, la práctica totalidad de los sistemas de explotación de la DHJ se hallaban próximos al cierre de cuenca, con demandas anuales cercanas a los recursos superficiales promedio anuales. Los balances del Palancia, Turia y Marina Baixa estaban excesivamente ajustados, pero la situación era particularmente grave en el caso del Vinalopó, donde la demanda superaba ampliamente la totalidad de recurso hídrico disponible y obligaba a la sobreexplotación de acuíferos. Únicamente en el caso del Júcar se constataba cierto superávit hídrico, aunque la variabilidad natural del río, con sequías multianuales, reducía este margen.

Gráfico 1. Evolución del balance entre recursos y demandas en la DHJ, arriba la situación según el PHJ de 1998 y abajo según el PHJ de 2013. En hm³/año¹



Fuente: Planes Hidrológicos del Júcar de 1998 (MMA, 1999) y 2015 (MAGRAMA, 2014). Elaboración propia.

¹ Los recursos subterráneos son considerados con independencia de si son aprovechados o no mediante bombeos. El aprovechamiento de dichos recursos subterráneos, aunque fuera por debajo del límite renovable, llevaría aparejada una interacción con los recursos superficiales.

Tabla 1. Evolución de las demandas en la DHJ (hm³)

Año	Agraria	Industrial	Recreativa	Urbana	Total
1998	2.283	115	-	563	2.961
2008	2.470	83	11	549	3.113
2012	2.573	123	2	524	3.222
2015	2.339	207	27	564	3.135

Fuente: Planes Hidrológicos del Júcar de 1998 (MMA, 1999) y 2015 (MAGRAMA, 2014 y 2015).

En el año 2015 las variaciones en las demandas son muy pequeñas en aquellas cuencas que estaban ya cerradas en 1998, si bien se constata un leve descenso en la mayor parte de los sistemas. La única modificación apreciable se produce en el sistema Júcar, donde la demanda ha aumentado significativamente entre ambas fechas, en torno a 250 hm³ anuales. Respecto a la capacidad de regulación de los sistemas, son reseñables los descensos que se producen en las cuencas del Mijares, el Turia y el Júcar, provocados por los problemas de estabilidad encontrados en los embalses de Arenós, Loriguilla y Contreras, respectivamente.

Por lo que respecta a los recursos, la aportación total de la serie reciente (1980/81-2008/09) se ha reducido un 9,5 % con respecto a la serie completa (1940/41-2008/09) o el 12 % según el PHJ de 2015, aunque el valor de la precipitación de la serie reciente con respecto a la serie completa solo se ha reducido un 2,8 % y la temperatura media se ha incrementado en un 1,4 %. La reforestación de las zonas de montaña parece haber desempeñado un papel clave en este cambio, que afecta negativamente a la disponibilidad de recursos que desciende unos 500 hm³ respecto a la estimación de 1998. En consecuencia, todos los sistemas de explotación de la DHJ se hallan cerrados, con lo que es imposible otorgar nuevos derechos sin perjuicio de los existentes. La situación es particularmente grave en el Vinalopó, donde el déficit hídrico se ha acentuado levemente, pero también en el Júcar, cuyo sistema ha pasado de un superávit del 56 % de las demandas en 1998 a un déficit del 1 % (MAGRAMA, 1999 y 2015).

Para aumentar la seguridad hídrica se han planteado diversas medidas de gestión de la oferta mediante la construcción de infraestructuras generadoras de recursos hídricos. El uso de recursos no convencionales ha sido una de las opciones escogidas por la Administración. Por un lado, el aprovechamiento

de aguas residuales depuradas se ha incrementado notablemente en la cuenca, con el fin de satisfacer las demandas de riego o proceder a la sustitución de recursos. Así por ejemplo, según los datos de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales, en 2014 en la Comunidad Valenciana se reutilizaron 266,9 hm³ tanto para el riego como para usos ambientales. Asimismo, el Plan AGUA ha puesto en marcha la construcción de cinco desaladoras para el abastecimiento urbano, que se añadirán a las dos ya existentes en Alicante.

En paralelo, desde 1995 existe un fuerte compromiso público en la implantación de sistemas de riego localizado, que en el ámbito de la Comunidad Valenciana ha comportado la transformación de más del 50 % de la superficie regada. Sin embargo, si bien en algunos casos esta medida ha podido actuar como un corrector de la demanda, como en los ríos Serpis, Palancia y Mijares—donde se observan sustanciales descensos de la demanda agrícola—, en otros ámbitos esta política se ha asociado a la promoción de la oferta, ya que los ahorros esperados se han computado para autorizar ampliaciones de regadío—como en el valle del Canyoles— o van a ser utilizados en satisfacer demandas de otros sistemas—como en el caso de la transferencia Júcar-Vinalopó—.

En este contexto, el fomento de los mercados de agua, mediante la puesta en marcha de las disposiciones específicas previstas por la Ley 46/1999 o de otras fórmulas afines al espíritu de la legislación vigente, aparece como una herramienta más para reducir los desequilibrios hídricos existentes en diversas demarcaciones y entre estas, así como para solventar situaciones puntuales de desabastecimiento.

3. Cesiones y subastas en regadíos tradicionales. ¿Un precedente histórico?

Los procesos de expansión histórica de los regadíos valencianos de aguas superficiales se desarrollaron, desde época islámica y hasta el siglo XIX, sobre espacios en los que ya existían pequeñas áreas regables dispersas abastecidas por aguas subterráneas. En la mayoría de los casos, estos sistemas de riego se conectaron e integraron en las redes de agua superficial. Sin embargo, en los humedales costeros del golfo de Valencia, estos microsistemas de riego mantuvieron su independencia institucional, aunque desarrollaron una dependencia creciente de los caudales sobrantes o *caigudes* del riego superficial. Por lo general, estas situaciones se resolvieron con la integración paulatina de las entidades receptoras en las cedentes, pero hoy día todavía subsisten entidades de

riego de este tipo vinculadas a regadíos de aguas superficiales, y enclavadas o adosadas a estos. Este es el caso de la Acequia de la Huerta de Sollana y el Sindicato de las Partidas Arroceras de Albalat de la Ribera, en el interior del área regable de la Acequia Real del Júcar; la Jurisdicción de Francos, Marjales y Extremales de Valencia, aguas abajo de las acequias de Favara y Rovella; y la CR de las Tierras Arrozales de El Puig, solapada con el área regable de la Real Acequia de Moncada, ejemplos que presentan ciertas singularidades legales que hemos descrito en otro trabajo reciente (García-Mollá *et al.*, 2015). Además, los riegos de Fortuna de Nules comparten buena parte de estas características.

Se trata de cesiones permanentes que no perseguían solventar coyunturas específicas, sino maximizar el uso del agua en contextos territoriales singulares –humedales costeros–, dando lugar a aprovechamientos que no comportaban compensación alguna a los regantes que ostentaban los derechos sobre los recursos fluviales. Son fórmulas que por tanto no resultan constitutivas de mercados, pero que presentan su interés en cuanto en tanto demuestran la capacidad de los usuarios tradicionales para articular soluciones de gestión colectiva al margen del ordenamiento jurídico, y muestran la capacidad de adaptación al medio y la resiliencia de estos sistemas hidro-sociales históricos.

A escala local, los regantes de la llanura costera valenciana también diseñaron otros procedimientos operativos de cesión temporal de derechos, en este caso en el seno de las comunidades de regantes. Así por ejemplo, en algunas acequias de la Huerta de Valencia, durante los estiajes, los usuarios más necesitados podían recibir el *aigua de gràcia* de los regantes de otros brazales del sistema. Si bien en este caso, tampoco recibían los propietarios de los brazales cedentes compensación alguna, pues la cesión se entendía como un procedimiento para asegurar la equidad del sistema.

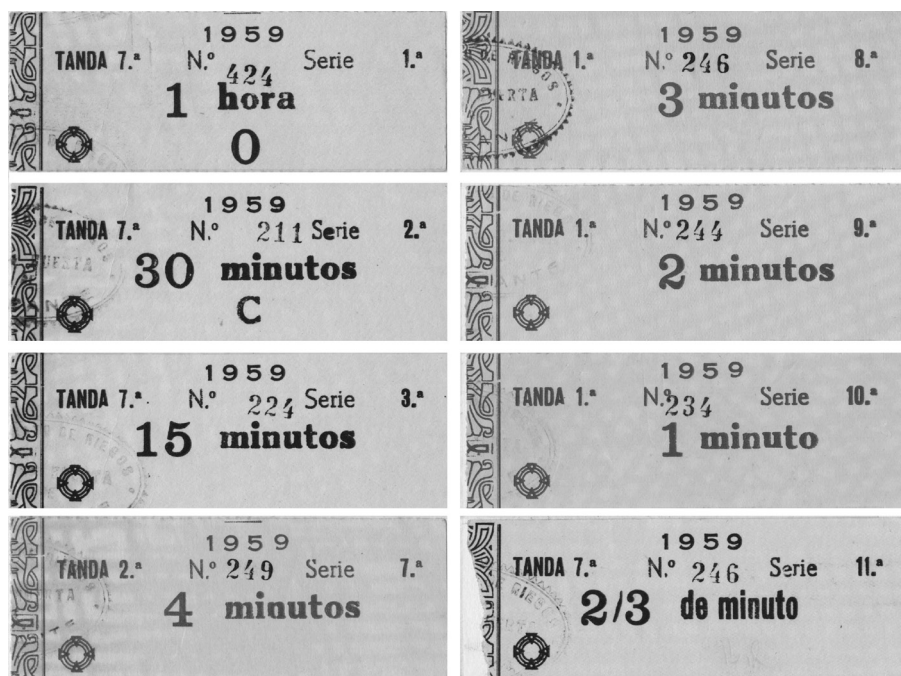
En realidad, las únicas operaciones constitutivas de pequeños mercados locales en los regadíos tradicionales de la DHJ son las ventas y subastas de agua de algunas huertas alicantinas, ya definidas como mercados de agua desde hace mucho tiempo (Altamira, 1902). Estas, como han expuesto diversos autores (Maass y Anderson, 1976; Alberola, 1984; Gil Olcina, 1993) tienen su origen con posterioridad a la conquista cristiana, como respuesta a una creciente presión sobre el recurso en contextos de aridez. Su desarrollo permitió a las oligarquías locales y a los estamentos privilegiados poner en marcha un lucrativo negocio, particularmente rentable en los años secos. Así, hasta bien avanzado el siglo XX, en Crevillent, Elda, Novelda, Monforte del Cid, Elche o Alicante se efectuaron subastas de los caudales de las acequias derivadas

de galerías drenantes, del Vinalopó y del Monnegre. Mediante estas prácticas, los propietarios de tierras en el área regable podían adquirir derechos de agua desvinculados de la tierra, imprescindibles para saciar las exigencias de determinados cultivos o para superar estiajes severos. No obstante, la llegada de caudales adicionales a estas huertas, por la incorporación de aguas subterráneas (Monforte del Cid, Novelda y Elda) o la llegada de recursos del Trasvase Tajo-Segura (Crevillent, Elche y Alicante), acabó con estas prácticas. El incremento de la oferta –y en parte también la reducción de las huertas tradicionales por procesos de urbanización– permitió aumentar la garantía de suministro y satisfacer por completo las demandas de todos los propietarios de tierras de sus huertas.

Maass y Anderson (1976) afirman que los labradores de la Huerta de Valencia nunca vieron con buenos ojos estas operaciones de los regantes alicantinos, y que manifestaban una cierta aversión por dichos procedimientos y por la posibilidad de que surgiesen movimientos especulativos en torno al agua. Sin embargo, en su trabajo demostró cuantitativamente que las subastas de la Huerta de Alicante aportaban una mayor eficiencia que la obtenida por los valencianos en la asignación de un recurso escaso. Su capacidad de respuesta a las sequías se demostraba muy superior a la de otros sistemas valencianos y murcianos. Además, su sistema de asignación del agua no afectaba al principio de equidad del riego e impedía la aparición de procesos especulativos mediante diversos mecanismos de auto-regulación.

Ahora bien, los mismos regantes alicantinos intentaron en numerosas ocasiones acabar con este mercado. La historia de la huerta de Alicante, dicen Maass y Anderson (1976), es una historia de intentos fracasados de volver a unir tierra y agua. También los de Novelda persiguieron durante años acabar con la subasta de *açumens* para el riego, y en la reforma de sus ordenanzas efectuada en 1942 incorporaron como un objetivo fundamental «adscribir definitivamente el agua a la tierra» y llegar a un reparto por «entandamiento, fin deseado por esta Comunidad» (Comunidad de Aguas de Novelda, 1942). Así pues, si bien los regantes tradicionales llegaron a emplear mecanismos de mercado para solventar situaciones de precariedad en contextos de aridez, estas disposiciones se entendieron como una medida de adaptación a coyunturas muy desfavorables, y siempre existió el anhelo de recuperar formas de asignación del recurso basadas en la unión de los derechos de propiedad del agua y la tierra.

Figura 1. Albalaes, tickets utilizados en la Huerta de Alicante durante las ventas o subastas de agua hasta hace pocas décadas. Originales recogidos por Arthur Maass



Fuente: Maass y Anderson (1976).

4. Acuerdos y cesiones locales para resolver problemas de abastecimiento

En bastantes comarcas de la cuenca del Júcar, las comunidades de regantes ostentan generosas concesiones de recursos hídricos, resultantes de la aplicación histórica de modelos de gestión de la oferta. Por su parte, los abastecimientos urbanos, a pesar de la prelación de usos establecida por la legislación, disponen de fuentes de aprovisionamiento –generalmente de origen subterráneo– con menores garantías de suministro, por razones cualitativas y cuantitativas. En este contexto, en determinadas comarcas se ha hecho necesaria la articulación de fórmulas para corregir el desequilibrio entre los derechos concesionales y la prelación de usos. Estas se han desarrollado al margen de la reforma de 1999, si bien comparten, en buena medida, su espíritu legislativo.

4.1. Acuerdos entre regantes y abastecimientos urbanos en el Vinalopó

Los acuíferos de la cuenca del Vinalopó han sido, históricamente, una de las principales fuentes de aprovisionamiento urbano de la ciudad de Alicante y de otras áreas urbanas de su entorno metropolitano. El desarrollo de los regadíos de aguas subterráneas del Alto Vinalopó, singularmente durante la segunda mitad del siglo XX, permitió la movilización de importantes volúmenes de recursos y facilitó el establecimiento de acuerdos entre las entidades de riego de la comarca y la empresa Aguas Municipalizadas de Alicante (AMA), con el fin de transferir recursos hacia los abastecimientos que atiende esta empresa en la comarca del Vinalopó Mitjà (Petrer, Novelda y Monforte del Cid) y en el área metropolitana de Alicante. Dos comunidades de regantes históricas de la comarca, las de la Vall de Beneixama y la Huerta y Partidas de Villena, facilitan hoy día el abastecimiento de poblaciones. Para la transferencia de estos recursos, los regantes y la empresa de abastecimientos optaron por la fórmula de la constitución de comunidades de usuarios.

La CR de la Vall de Beneixama, abrió en 1970 el pozo de Saleretes, en término de Camp de Mirra, constituyendo la comunidad de bienes Valle de Beneixama junto a la empresa Aguas Municipalizadas de Alicante. La concesión administrativa permite la extracción de 2 hm³ anuales, de los cuales 0,5 hm³ corresponden a la comunidad, que actualmente no los emplea, mientras que los restantes 1,5 hm³ son utilizados por AMA. En este caso, dado que la comunidad de regantes apenas hace uso de su concesión, puesto que dispone de otros recursos superficiales y subterráneos, la gestión es ejecutada por la empresa de abastecimiento, por lo que no existen pagos o compensaciones por la explotación del pozo.

Por su parte, la CR de Huerta y Partidas de Villena es propietaria de siete pozos, con unos derechos concesionales que ascienden a 14,5 hm³. De ellos, 7,2 hm³ están asignados a una comunidad de usuarios que constituyen esta entidad de riegos y AMA desde el año 2003. En este caso, la comunidad de regantes es la que explota todos los pozos. Se ha reservado 3,325 hm³ para uso agrícola y los restantes 3,875 hm³ están destinados a los abastecimientos urbanos. Una comisión de explotación fija diferentes tarifas a usuarios urbanos y agrícolas, en base a diversos criterios objetivos. La década pasada la diferencia tarifaria entre el abastecimiento y el riego reflejaba una proporción de 2,3 a 1, cifra notablemente inferior a que la que suele aplicarse en el cálculo

de los cánones y tarifas públicas. Hay que tener en cuenta, además, que parte de este diferencial se debe a que la conducción que utilizan exclusivamente los usuarios urbanos es propiedad de la comunidad de regantes y que, debido a su antigüedad, exige de continuas reparaciones.

4.2. Cesiones de aguas mediante sustitución de recursos superficiales por subterráneos para el abastecimiento de la Ribera del Xúquer

En el caso de la Ribera del Xúquer, los intercambios de agua tienen origen en la pérdida de calidad de los recursos subterráneos. La intensa actividad agrícola de regadío en la comarca ha provocado la contaminación de los acuíferos locales, que muestran importantes niveles de nitratos –entre 55 y 110 mg/l– y pesticidas, con concentraciones potencialmente peligrosas de Terbumeton-desetil en varias captaciones destinadas al abastecimiento. La presencia de este pesticida obligó, entre 2012 y 2013, a suspender puntualmente el suministro de agua en Alzira, Carcaixent, Llaurí, Corbera y Carlet, y ha motivado una investigación de la Comisión Europea.

Como solución a estos problemas, la Generalitat Valenciana propuso la sustitución de los recursos subterráneos destinados al abastecimiento humano por aguas superficiales, a partir de una nueva red de distribución conectada a la potabilizadora de La Garrofera (Alzira), recientemente construida. Los usuarios de los recursos fluviales, los regadíos tradicionales del Júcar integrados en la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar (USUJ), podrían sustituir estos recursos mediante las aguas captadas por los pozos de sequía abiertos en 1995, desarrollando de este modo un sistema local de uso conjunto. Estos pozos estaban situados en las zonas regables de la Acequia Real del Júcar (13 sondeos), Acequia Real de Carcaixent (3) y Real Acequia de Escalona (4), las tres pertenecientes a USUJ.

El Plan Hidrológico del Júcar de 1998 ya contemplaba la sustitución de estos recursos en caso de pérdida de calidad, y en su artículo 24, estipulaba que el coste asociado a la sustitución debía ser financiado por los usuarios finales del agua. Por ello, y dado que USUJ ostentaba los derechos sobre estas aguas superficiales, se consideró necesario establecer una compensación económica por los costes de extracción y sustitución del recurso.

Sin embargo, los ayuntamientos de la Ribera, con independencia de su color político, se opusieron a contribuir financieramente a la sustitución de

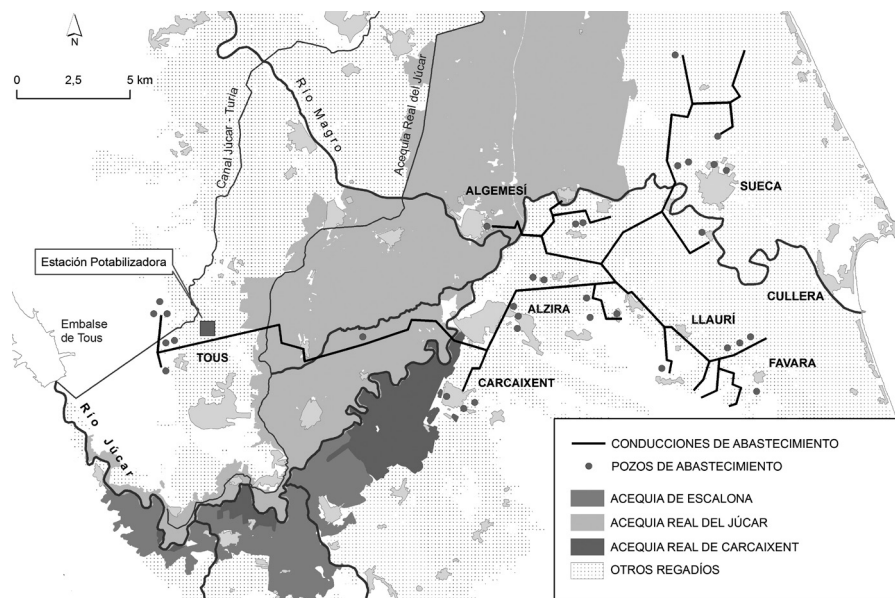
recursos. Como principal argumento esgrimían la prelación de los usos urbanos sobre los agrícolas en la legislación de aguas, así como el agravio comparativo que suponía que ciudades situadas en cuencas aledañas, como Valencia (Turia), Sagunto (Palancia) o Albacete (endorreismos manchegos), obtuvieran recursos fluviales sin pagar a los usuarios tradicionales del Júcar. Además, es obvio que el procedimiento de compensación obviaba el principio contaminador-pagador, ya que los usuarios agrícolas eran los que habían contaminado el recurso utilizado por los usuarios urbanos. Las organizaciones ecologistas se posicionaron en favor de los consistorios de la Ribera.

No obstante, en junio de 2013 se alcanzó un acuerdo entre las partes y el 10 de octubre de 2013 se constituyó la Comunidad de Usuarios de La Ribera del Júcar, con el fin de auspiciar los intercambios de agua. Formaban inicialmente parte de la entidad los ayuntamientos de Alzira, Carcaixent, Cullera, Favara y Llaurí. El acuerdo de creación de la entidad estipulaba el pago a las comunidades de regantes de las acequias reales del Júcar, Carcaixent y Escalona de 0,02 €/m³ sobre el volumen asignado de concesión y 0,05 €/m³ sobre el volumen solicitado anualmente.

Para el año 2014 se estimó un volumen de 4,3 hm³ para la sustitución de recursos, cantidad que hubo de ampliarse hasta los 6,8 hm³ en 2015, al incorporarse Corbera y Algemesí a la comunidad de usuarios. En el caso de Algemesí, la incorporación se tramitó de forma urgente durante el pasado mes de abril, al detectarse concentraciones de Terbumeton-desetil y Terbutilazina-desetil en los pozos que abastecían a la localidad.

La previsible puesta en marcha del nuevo Plan Hidrológico del Júcar en enero de 2016 probablemente paralizará la actividad de la comunidad de usuarios y los intercambios de agua, ya que, según consta en este documento, la Administración debería asumir la gestión de los pozos de sequía. Las comunidades de regantes, pese a haber mantenido estas instalaciones desde su construcción, carecen de concesión administrativa de estos pozos. Estos fueron abiertos en su día por la Administración hidráulica, que ahora parece dispuesta a asumir su gestión y cargar con los costes a sus usuarios finales mediante un canon, sin mediación de los regantes.

Figura 2. Áreas urbanas y zonas regables implicadas en las operaciones de sustitución de recursos en La Ribera



Fuente: elaboración propia.

4.3. Intercambios en el Consorcio de Aguas de la Marina Baixa

El sistema de explotación de la Marina Baixa incluye los ríos Algar y Amadorio, regulados por los embalses de Guadalest y Amadorio respectivamente, así como las subcuencas litorales situadas entre el río Algar y el límite sur del término municipal de La Vila Joiosa. Se trata de un sistema con importantes acuíferos calcáreos, las unidades hidrogeológicas de Aitana, Serrella-Aixortà-Algar y Orxeta. La primera de estas unidades es drenada por el manantial de las Fuentes del Algar, el principal origen del recurso hídrico en el sistema. La comarca es un importante polo de desarrollo turístico y urbano, con Benidorm a la cabeza, que junto con la actividad agraria conforman una importante demanda de recursos hídricos. Esta se incrementa notablemente en los meses de verano, durante los cuales su población pasa de algo más de 190.000 habitantes, a cerca de 560.000.

El empuje urbano turístico se inició en los años 50 del pasado siglo, con el consiguiente aumento de la demanda de agua. En 1969 se produjo una

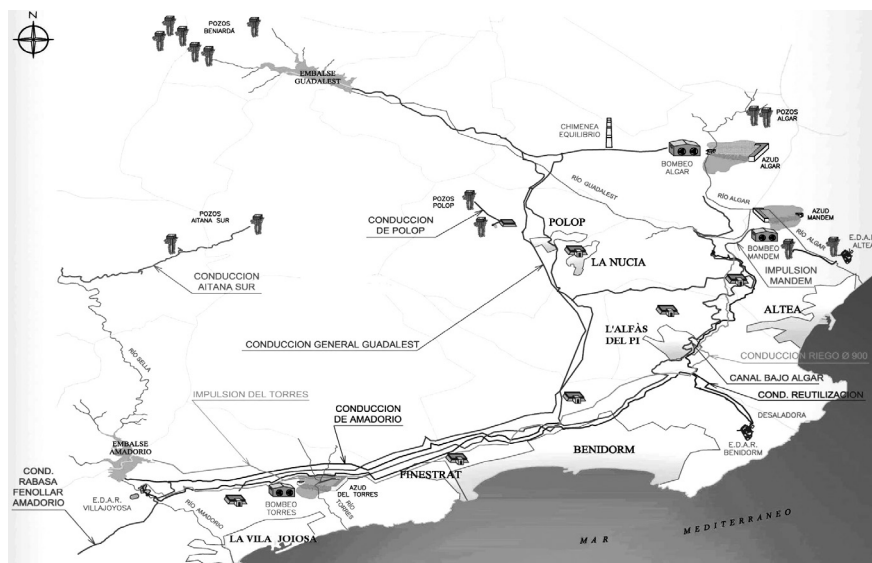
severa escasez, provocada por la falta de lluvias del año anterior, y a partir de dicho momento comenzaron a fraguarse diversos acuerdos verbales entre los usuarios agrícolas y los urbanos para solventar problemas de desabastecimiento estival del sector turístico-residencial. Posteriormente, en 1976, las administraciones crearon una institución permanente, el Consorcio de Abastecimiento de Aguas y Saneamiento de la Marina Baixa (CAMB), que obtuvo escritura pública de constitución el 28 de octubre de 1977.

Este consorcio público lo conformaron la Diputación Provincial de Alicante, la CHJ y los ayuntamientos de Alfás del Pi, Altea, Benidorm, Finestrat, Polop, La Nucia y La Vila Joiosa (Gil Olcina, 2010). Los fines del CAMB eran el estudio y desarrollo de planes y proyectos para cubrir las necesidades de abastecimiento de aguas y saneamiento de la comarca, así como la solicitud de las concesiones y autorizaciones necesarias para el abastecimiento y para el tratamiento, evacuación, depuración y vertido de aguas residuales. El CAMB iba a gestionar el agua del 97 % de los habitantes de la comarca –solo se excluyen las pequeñas localidades de la montaña–, asumiendo la explotación y conservación de las instalaciones de abastecimiento en alta y la coordinación de las actividades desarrolladas entre las administraciones implicadas.

A los pocos meses de su creación, el CAMB tuvo que hacer frente a una grave sequía. En marzo de 1978 el Ayuntamiento de Benidorm se vio obligado a restringir el abastecimiento de agua a siete horas al día y tras agotar todas las reservas existentes, en septiembre el Ministerio de Comercio y Turismo se planteó realizar una transferencia de agua mediante buques-tanque o el cierre de las actividades turísticas en el municipio. Finalmente, durante los meses de octubre y noviembre más de 500.000 m³ fueron trasladados en buque hasta el municipio a un elevado precio.

A partir de esta grave crisis, que puso en riesgo la viabilidad del pujante modelo de desarrollo turístico-residencial, el CAMB realizó un importante esfuerzo inversor para la mejora los sistemas de captación y distribución y se incorporaron las aguas depuradas a la oferta de recursos disponibles (Gil Olcina, 2010). Hoy día, las aguas regeneradas –procedentes de las EDAR de Benidorm, Altea y La Vila Joiosa– suponen el 7 % de los recursos comarcales; los recursos subterráneos, procedentes de las citadas unidades hidrogeológicas de Aitana, Serrella-Aixortà-Algar y Orxeta, un 22 % de los recursos totales; y las aguas superficiales de los ríos Algar, Amadorio, Sella y Guadalest son un 73 % del total. Además, en épocas de grave escasez se ha contado con recursos del Júcar, como se relata en el apartado siguiente.

Figura 3. Infraestructuras del Consorcio de Aguas de la Marina Baixa



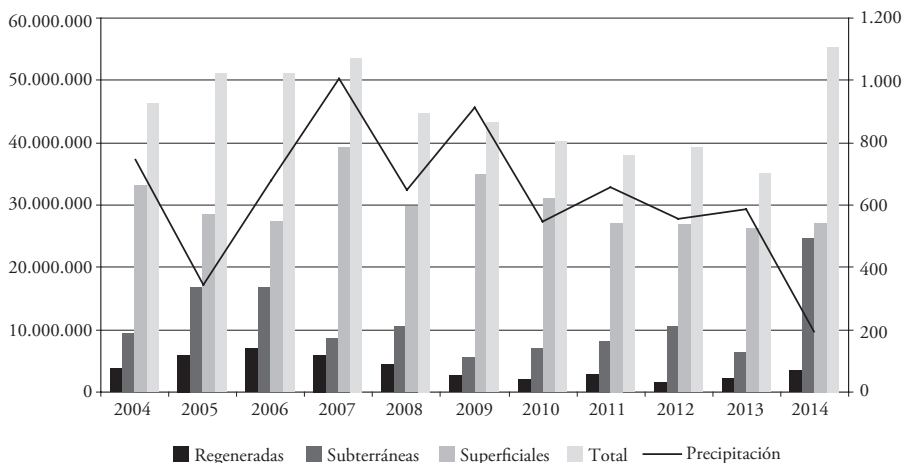
Fuente: Consorcio de Aguas de la Marina Baixa.

Pero además, entre las medidas adoptadas destacan los acuerdos con comunidades de regantes para optimizar la eficiencia en el uso de los recursos disponibles, continuidad de los acuerdos verbales que ya se habían establecido con anterioridad a la creación del CAMB. Estos acuerdos se plasmaron en convenios de colaboración mediante los cuales comenzó a intercambiarse agua regenerada para uso agrícola por aguas blancas para usos urbanos. En estos convenios se fijan las compensaciones económicas y los incentivos que reciben las entidades de regantes. Para poder realizar estos intercambios el consorcio ha construido instalaciones que permiten regar 3.700 ha de las comunidades de regantes del Canal Bajo del Algar, La Vila, Rec Nou y Cap Negret. La demanda de estas entidades puede ser satisfecha con aguas depuradas o blancas.

El CAMB gestiona anualmente entre 35 y 55 hm³ de aguas de distinta procedencia, lo que le otorga cierta flexibilidad para asignar los recursos entre los distintos usos. Las demandas urbanas son de cerca de 20 hm³ anuales y suponen en años normales algo menos del 50 % de las totales. La demanda agraria es habitualmente algo más de la mitad de los usos pero en el año 2014, que fue extremadamente seco, este porcentaje ascendió hasta el 65 %. Como

se observa en el Gráfico 2, desde al año 2004 se han utilizado anualmente entre el 1,5 y 7 hm³ de aguas regeneradas que han cubierto entre el 4 y el 14 % de las demandas totales. Durante el año 2014 el uso de agua en el sector agrario ha sido cubierto mediante una mayor extracción de aguas subterráneas.

Gráfico 2. Volúmenes gestionados por la CAMB según su procedencia (m³) y precipitaciones en el río Algar (mm)



Fuente: CAMB. Elaboración propia.

Las compensaciones fijadas en los convenios pueden variar en función de las necesidades de las entidades de riego y han servido para resolver problemas graves lo que ha permitido mejorar la garantía de suministro. Por ejemplo la CR de Callosa d'en Sarrià recibe entre 420.000 y 600.000 euros al año para pagar los costes energéticos de los pozos de Sacos-Algar y otros bombeos para el suministro de agua potable y para el riego (Rico *et al.*, 2014). Estos convenios suponen alrededor de 1,2 millones de euros anuales. Este importe es inferior al 15 % del presupuesto de la CAMB y les permite gestionar 50 hm³/año que distribuyen para abastecimiento y riego. El coste medio de las aguas que gestiona el consorcio no supera los 14 céntimos de euro.

Tal y como indican Torregrosa y Sevilla (2013), estos convenios no son contratos de cesión de derechos, ya que además de no existir cesión de derechos no se establecen volúmenes intercambiados, precio de los caudales, frecuencias, etc. En los convenios entre regantes y el Consorcio, suele señalarse que no cabe la modificación de las concesiones administrativas otorgadas a

los usuarios del río Algar, siendo la finalidad de los acuerdos la explotación coordinada y flexible de los recursos hídricos disponibles (Rico *et al.*, 2014).

5. Transferencias entre distintos sistemas de explotación

Al margen de lo estipulado por la reforma de la Ley de Aguas 46/1999, en la DHJ se han desarrollado otras operaciones de cesión de recursos entre diversos sistemas de explotación. Estas han tenido siempre como origen los recursos concesionales de los usuarios tradicionales del Júcar, agrupados en la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar (USUJ), y buena parte de ellas se han desarrollado desde 2001 en el marco del convenio de gestión del embalse de Alarcón (en adelante, convenio de Alarcón).

5.1. Cesiones de agua mediante sustitución de recursos superficiales por subterráneos entre el Consorcio de Aguas de la Marina Baixa y USUJ

Las primeras cesiones de aguas del Júcar hacia otras demarcaciones hidrográficas se iniciaron con anterioridad a la aprobación de la reforma de la Ley de Aguas (46/1999) que entró en vigor en enero de 2000. Estas operaciones se ejecutaron ante la situación de extrema penuria que padecieron los recursos regulados en los ríos Amadorio y Algar entre 1999 y 2001. La incapacidad de los acuíferos de Algar y Beniardà para abastecer la demanda urbana de la comarca de la Marina Baixa sin comprometer su sostenibilidad, obligó a la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) a buscar una solución mediante el envío de caudales del Júcar. En aquel momento, el sistema hidráulico Alarcón-Contreras-Tous se hallaba recuperado de la sequía de 1994-1995, y disponía de recursos suficientes para atender estas demandas coyunturales.

En consecuencia, en mayo de 1999 la Comisión de Desembalse informó favorablemente por unanimidad a la cesión de 5,5 hm³ al C.A.M.B. El envío de estos caudales se efectuaría desde el Embalse de Alarcón, a través del acueducto Tajo-Segura, de la red de la Mancomunidad de Canales de Taibilla, y de la conducción Fenollar-Amadorio. Se estableció un plazo temporal de 5 meses para la asignación de los caudales, y dado el carácter coyuntural y excepcional de la cesión, se acordó proceder a su suspensión inmediata en caso que las precipitaciones pudieran generar una mejora sustancial de los recursos almacenados en los embalses de Amadorio y Guadalest.

Previamente, Iberdrola y los regantes de USUJ, como usuarios prioritarios de los recursos fluviales, habían accedido a la operación. La reciente aprobación del Plan Hidrológico del Júcar había dejado la puerta abierta a estas cesiones (art. 32) siempre que se produjesen sin menoscabo de los derechos de USUJ sobre los recursos regulados en Alarcón, si bien estas operaciones quedaban sujetas a la aprobación de un convenio específico entre USUJ y el Ministerio de Medio Ambiente que en aquel momento estaba todavía negociándose. Además, el uso de la conducción Tajo-Segura estaba previsto en estos casos por la Ley 52/1980 de explotación del citado acueducto.

El acuerdo de cesión aprobado por la CHJ estipulaba el pago de una indemnización por los gastos de conservación, explotación y uso de la infraestructura del Embalse de Alarcón y de las posibles afecciones a los usuarios, que se estableció en 4 ptas/m³ (0,024 €/m³). Ahora bien, esta cifra quedaba sujeta a revisión en caso de que en cualquier momento pudiera aprobarse el convenio entre USUJ y el Ministerio de Medio Ambiente. El acuerdo también cargaba al CAMB el pago de los costes de transporte a través de las citadas conducciones y se les exigía la presentación de un aval por valor de 350 millones de pesetas (aproximadamente 2,1 millones de euros). De forma adicional, la autorización de la CHJ consideraba también el pago de indemnizaciones indeterminadas en favor de los usuarios industriales y agrícolas, por las posibles pérdidas de producción de energía y garantía de riego, o por sustitución de recursos. Sin embargo, la CHJ nunca hizo efectivas estas compensaciones, que fueron reclamadas por los regantes por vía judicial. Los tribunales dieron la razón a la Administración, según se recoge en tres sentencias, al considerar indivisible el gasto de explotación, conservación y uso efectuado por las partes implicadas.

La persistencia de la coyuntura de sequía en estas cuencas alicantinas motivó que antes de final de año tuviera que repetirse esta operación, aprobándose un nuevo envío de 3,6 hm³ en noviembre de 1999. Las precipitaciones de los dos años siguientes tampoco permitieron recuperar los niveles óptimos en los embalses de Guadalest y Amadorio, por lo que fue necesario aprobar una cesión de 7,5 hm³ en mayo de 2000 y otra de 10 hm³ en febrero de 2001. Después de estas operaciones, no se han producido más cesiones entre ambas cuencas.

5.2. Cesiones de aguas mediante sustitución de recursos superficiales por subterráneos entre USUJ y Canal de Taibilla (Convenio de Alarcón)

El 23 de Julio de 2001, tras años de negociaciones se alcanzó un acuerdo entre la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar y el Ministerio de Medio Ambiente mediante la firma del «Convenio específico del embalse de Alarcón para la gestión optimizada y unitaria del Sistema Hidráulico Júcar (Alarcón-Contreras-Tous)» posibilitando la utilización del embalse de Alarcón, cuya propiedad pertenece a USUJ, por usuarios distintos a ellos. El Convenio estableció una curva de reserva a favor de los regantes de USUJ por debajo de la cual *no se podrá derivar agua alguna destinada a usos diferentes de los correspondientes a los miembros usuarios agrícolas de la USUJ.*

Según el Convenio cuando el volumen en Alarcón no supera el establecido en la curva no se podrá derivar agua destinada a usuarios distintos a los de USUJ en ninguno de los embalses del Júcar. En el caso de los abastecimientos, podrían continuar utilizando aguas superficiales del Júcar, ya que al tratarse de un uso preferente USUJ estaría obligado a ceder el mismo, siempre que cumpliesen con las condiciones recogidas en la prescripción 3.^a de la Estipulación Cuarta, es decir, que abonasen *a USUJ el coste íntegro de sustitución de los volúmenes detraídos por recursos subterráneos a extraer en la zona regable de USUJ o por recursos de cualquier otra procedencia.* De esta manera la demanda de abastecimiento puede continuar utilizando las aguas sin reducir la garantía de los usuarios tradicionales. En el caso de otros usuarios agrícolas el marco es idéntico salvo por el hecho de que debe justificarse la excepcionalidad de la asignación, debiendo los usuarios agrícolas beneficiarios indemnizar a USUJ de acuerdo a la 3.^a Estipulación.

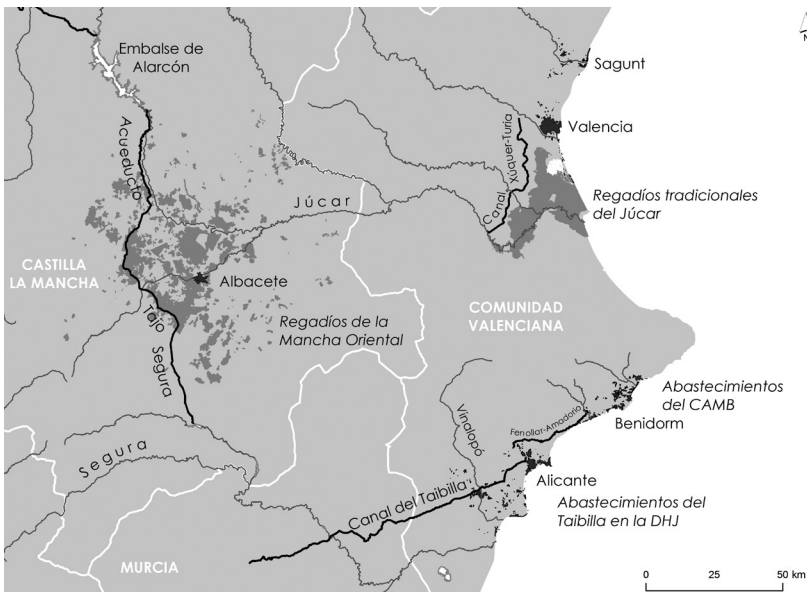
Esta fórmula posibilita que en situaciones de escasez de recursos las aguas reservadas para los usuarios tradicionales sean utilizadas por los abastecimientos, así como derivadas a los usuarios agrícolas no integrados en USUJ. Estos deberán abonar el coste de sustitución del mismo volumen procedente de pozos o rebombes de la zona regable de USUJ. De esta manera se incrementa la disponibilidad de recursos en el sistema ya que se movilizan los recursos subterráneos de la Plana de Valencia en momentos de escasez y no se encarece el coste para los usuarios tradicionales.

El objetivo de la cláusula del convenio es posibilitar la atención de las demandas sin lucro para los usuarios tradicionales, pero también sin perjuicio, por lo que se establece que únicamente se abonará el coste de la sustitución.

Para calcular el coste de obtención del agua subterránea se deben de tener en cuenta tanto los gastos derivados del establecimiento de los pozos como los gastos de explotación:

- Entre los gastos de establecimiento están los estudios hidrogeológicos, prospección, perforación y aforo, instalaciones del grupo de bombeo, instalaciones eléctricas, terrenos, vallado, y otros. Este conjunto de gastos se imputan anualmente a los caudales extraídos como una amortización anual.
- Entre los gastos de explotación se consideran, por una parte, los gastos directos de energía dependientes de los caudales efectivamente extraídos, y por otra, los indirectos –mantenimiento, reparaciones, personal y generales– cuyo montante anual también se debe imputar a los citados caudales.

Figura 4. Áreas regables, abastecimientos urbanos e infraestructuras implicadas en las transferencias entre diferentes sistemas o en el seno del Convenio de Alarcón



Fuente: elaboración propia.

En el caso que nos ocupa, como los sondeos únicamente se pondrán en funcionamiento cuando se produzca escasez de recursos en el río Júcar, no resulta fácil predecir el régimen de utilización de los sondeos y en consecuencia no es posible calcular con exactitud el coste de extracción del agua.

Ante la dificultad de calcular el coste exacto de extracción se decidió evaluarlo aplicando un coeficiente corrector, representativo de los costes indirectos derivados de los gastos que deben costear las comunidades de regantes, al coste directo de energía por m³ de agua extraída. Con este criterio se fijó en 2002 un coste de 0,04207 €/m³. A partir de ese momento se ha venido actualizando esta cifra con el incremento del Índice de Precios al Consumo.

Desde 2002 se vienen aprobando sustituciones de recursos para atender las demandas de abastecimientos de Alicante, Elche, Santa Pola, Sant Vicent del Raspeig y Aspe, en la zona atendida por los Canales del Taibilla. Gracias a esta fórmula de sustitución de recursos ha sido posible atender estas demandas de abastecimiento sin mermar las escasas reservas del Sistema Júcar. Los volúmenes sustituidos han sido los siguientes:

- 4,5 hm³ por acuerdo de la Junta de Gobierno de la CHJ de 26 de julio de 2001.
- 10,9 hm³ por acuerdo de la Junta de Gobierno de la CHJ de 17 de junio de 2002.
- 11,2 hm³ por acuerdo de la Junta de Gobierno de la CHJ de 11 de julio de 2003.
- 9,3 hm³ por acuerdo de la Junta de Gobierno de la CHJ de 27 de julio de 2004.
- 7,6 hm³ por acuerdo de la Junta de Gobierno de la CHJ de 14 de junio de 2005.
- 7,5 hm³ por acuerdo de la Junta de Gobierno de la CHJ de 29 de julio de 2005. En esta resolución se contempla también asignar recursos al resto de usuarios del Sistema Júcar.

El agravamiento de la sequía en 2005 llevó los recursos almacenados en el conjunto de embalses del Sistema Júcar por debajo del volumen de reserva a favor de USUJ establecido en el Convenio del embalse de Alarcón. Por tanto, en cumplimiento de dicho convenio, solo los usuarios de USUJ podrían utilizar las aguas que quedaban en el Sistema.

Para poder continuar atendiendo las demandas del resto de usuarios la Confederación Hidrográfica del Júcar decidió aplicar las condiciones recogidas en la prescripción 3.^a de la Estipulación Cuarta del Convenio del embalse de Alarcón, es decir, que abonasen a USUJ el coste íntegro de sustitución de los volúmenes detraídos por recursos subterráneos a extraer en la zona regable de USUJ o por recursos de cualquier otra procedencia.

De esta manera, a partir del 22 de agosto, se atendieron las demandas de los abastecimientos de Valencia, Albacete y Sagunto y se pudo finalizar la campaña de riegos del Canal Júcar-Turia y de los regadíos de Albacete. Y todo ello sin rebajar la garantía de los usuarios integrados en USUJ ni la disponibilidad de recursos del sistema para el futuro. En las tablas 2 y 3 se muestran los volúmenes intercambiados y las compensaciones económicas recibidas por USUJ y pagadas por los usuarios receptores durante las campañas de 2005 a 2007. Las compensaciones unitarias para cada usuario se fijaron en función de los volúmenes previstos y de las «equivalencias» empleadas en el cálculo del canon y la tarifa de agua en la cuenca del Júcar. Habitualmente se emplea una equivalencia de 1 a 4 entre usuarios agrícolas y de abastecimiento urbano.

Tabla 2. Cesiones de aguas mediante sustitución de recursos superficiales por subterráneos entre USUJ y Canal de Taibilla y otros usuarios del sistema Júcar (Convenio de Alarcón). En m³

	2005-06	2006-07	2007-08	Total
Canal Júcar-Turia	6.969.683	13.812.154	4.894.094	25.675.931
Regantes Albacete	193.999	5.061.000	-	5.254.999
Ayuntamiento de Valencia	41.907.182	46.659.289	65.834.085	154.400.556
Ayuntamiento de Albacete	8.013.999	11.475.000	9.816.000	29.304.999
Ayuntamiento de Sagunto	3.623.688	4.729.981	4.432.288	12.785.957
Canales del Taibilla	7.500.000	2.200.000	6.100.000	15.800.000
Total	68.208.552	83.937.424	91.076.467	243.222.443

Fuente: USUJ.

Tabla 3. Compensaciones unitarias (€/m³)

	2005-06	2006-07	2007-08
Compensación USUJ	0,0462382	0,0481805	0,0493368
Abastecimiento urbano a Albacete y Valencia y Camp de Morvedre	0,030524	0,0472	0,021297
Riego (Canal Júcar-Turia y JCR Mancha Oriental)	0,007631	0,0118	0,005324
Abastecimiento urbano a municipios de la CHJ abastecidos por la Mancomunidad Canales del Taibilla	0,122094	0,377598	0,340753

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente (2005, 2006, 2007).

6. Los centros de intercambio y contratos de cesión

Desde el momento de su inclusión en el ordenamiento jurídico, las experiencias de utilización de los instrumentos han sido limitadas y únicamente se han producido en periodos de sequía.

6.1. Centros de intercambio

Las experiencias de centros de intercambio en la Demarcación del Júcar se produjeron durante la sequía 2005-2008 en la Mancha Oriental. El objetivo de todas ellas era reducir las extracciones superficiales y subterráneas en las zonas más próximas al tramo medio del río Júcar con la finalidad de aumentar los aportes del acuífero al río e incrementar los caudales ambientales para garantizar la continuidad del río Júcar entre el embalse de Alarcón y la estación de aforo de Los Frailes.

Debido a la grave sequía, el 4 de noviembre de 2006, la asamblea de la Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental acordó reducir el uso de agua de la forma que las dotaciones máximas disponibles para cada titular pasaban a ser un 80 % de lo fijado en el Plan de Cuenca. Adicionalmente, la CHJ realizó una oferta pública de adquisición de derechos de agua (OPAD) en el tramo medio del Júcar (resolución de 27 de diciembre de 2006, BOE de 30 de diciembre de 2006). Se planteaba la necesidad de reducir un 40 % del suministro de las captaciones localizadas en el ámbito territorial de las OPAD. En función de las productividades de los cultivos de la zona, se estableció una compensación económica de 0,19 €/m³ para resarcir la pérdida de beneficio

estimado. Además, debido a que la campaña agrícola estaba ya bastante avanzada, se estableció que se compensaría adicionalmente a los agricultores por los gastos que pudieran haber realizado, en una cuantía que se estableció en 0,0718 €/m³ (anejo 9 PHJ). El objetivo de esta medida era la reducción de superficie de regadío.

Debido a la persistente situación de sequía, el 27 de septiembre de 2007 la Asamblea de la JCRMA acordó reducir el consumo de agua para la campaña de 2008 de forma que las dotaciones máximas se fijaron en un 95 % de lo establecido en el PHJ. De nuevo con la finalidad de mantener el caudal en el tramo medio del Júcar, durante la campaña 2007/08 se realizaron tres OPAD. En este caso el objetivo planteado era reducir los cultivos de verano para minimizar los efectos sobre el río en este periodo, permitiéndose los cultivos de primavera para intentar minimizar los efectos económicos y sociales. En este caso la compensación económica se realizó para indemnizar a los agricultores por el cambio de cultivos.

A lo largo de las dos campañas (Tabla 4) se adquirieron 77,9 hm³ y el coste de las medidas fue de 18,2 millones de euros. Estas actuaciones tenían un objetivo únicamente ambiental, con ellas se trataba de incrementar los aportes del acuífero al río y mejorar así su situación hídrica. Fue por ello que los costes de esta medida no se repercutieron a los usuarios.

Tabla 4. OPAD en la DHJ **Tabla 3. Contratos de cesión entre usuarios de la DHS y de la DHT**

	2007	2008
Solicitudes presentadas	119	234
Volumen de derecho (hm ³) [A]	56,8	109,6
Volumen renunciado sin compensación económica (hm ³) [B]	22,9	12,5
Volumen ofertado (hm ³) [C]	27,3	50,6
Volumen reservado (hm ³) [A-B-C]	6,6	46,5
Presupuesto materializado (millones de euros)	5,5	12,7

Fuente: Ferrer y Garijo (2013).

Según Ferrer y Garijo (2013) el resultado de las OPAD fue satisfactorio, debido a que fue voluntario y con unos criterios consensuados con los usuarios; se había realizado una regulación de los derechos previa en la Mancha Oriental; era necesario acreditar el uso efectivo del agua en dos de las cuatro campañas anteriores y se realizó un plan de seguimiento y control de las OPAD. El seguimiento y control del cumplimiento de las reducciones de las extracciones se vio apoyado por información de teledetección.

6.2. Contratos de cesión

Los contratos de cesión no han sido prácticamente utilizados en la DHJ, en la que únicamente constan cinco solicitudes de cesión de derechos entre usuarios de la demarcación del Júcar, cuatro de las cuales han sido denegadas. La Junta de Gobierno de la CHJ autorizó con fecha 10/6/2014 un contrato de cesión de la Sociedad Canal de la Huerta de Alicante, SA a la CR Virgen de las Nieves de Aspe. Esta comunidad de regantes está situada en el Medio Vinalopó y riega con aguas que proceden de pozos situados en el término de Hondón. Esta entidad sufre hace años problemas de salinidad y sobreexplotación de los acuíferos de los que se abastece. Ha sido la escasez de agua la que ha determinado que únicamente se rieguen 800 hectáreas de la superficie regable de la entidad, que son 3.200 ha. La Sociedad de Canal de la Huerta de Alicante dispone de concesiones de agua subterránea en Villena, que emplea en el suministro de agua a la comarca del Alacantí. Esta entidad tiene la posibilidad de substituir el agua cedida por agua de las desaladoras que existen en esta comarca. Tanto la masa cedente como la masa del receptor son de aguas subterráneas. El volumen cedido fue de 1.000.000 m³, aunque finalmente solo se transfirieron 150.000 m³ y el precio fijado de 0,39 €/m³. El periodo de vigencia el acuerdo era desde la fecha de la notificación hasta el 31 de diciembre de 2014.

6.3. Autorizaciones temporales

En la DHJ se han realizado durante 2015 dos autorizaciones para aprovechamiento temporal de aguas (art. 77 TRLA) con el objetivo de suministrar recursos hídricos al Sindicato Central del Embalse de Forata (SCEF). Esta institución gestiona el riego de 1.142 ha en varios municipios adyacentes al área metropolitana de Valencia (Alfarp, Catadau, Macastre, Monserrat, Montroi,

Real, Turís y Llobai). El área irrigada se encuentra en situación delicada, ya que el río Magro, regulado por el embalse del Forata, no es capaz de aportar recursos hídricos suficientes para atender sus demandas, lo que ha comportado la sobreexplotación del acuífero de Buñol-Cheste.

Para paliar dicha sobreexplotación la CHJ aprobó el 6 de febrero de 2015 una autorización al SCEF para el aprovechamiento temporal de los pozos de sequía de la Comunidad General de Usuarios del Canal Júcar-Turía, que obtienen agua del acuífero de la Plana de Valencia Sur. Posteriormente, el 30 de septiembre de 2015 se aprobó una segunda autorización para destinar agua superficial del Canal Júcar-Turía al SCEF.

En el primer caso, tanto la masa cedente como la receptora son aguas subterráneas. Se planteó inicialmente la cesión de 1.000.000 m³, pero solo se transfirieron 215.000 m³. Los usuarios acordaron un precio de 0,15 €/m³. En el segundo caso, la masa cedente es de agua superficial, obtenida mediante un ahorro de agua en los usuarios del Canal Júcar-Turía, que incorporó medios técnicos adicionales para mejorar su eficiencia en la gestión del recurso. Se acordó el envío de 1.000.000 m³ a un precio negociado entre los usuarios de 25.000 euros para los primeros 500.000 m³ y de 15.000 euros para los segundos 500.000 m³; aunque finalmente se transfirieron solo 122.400 m³. En ambos casos el plazo de la autorización es de 2 años, siendo el derecho concedido a precario y compatible con el Plan Hidrológico del Júcar. La solicitud se realizó conjuntamente por ambas comunidades de regantes, merced a un acuerdo previo en el que los receptores compensaban a los cedentes por los gastos adicionales en los que fueran a incurrir.

7. Conclusiones

Los usuarios de la cuenca han dado muestras a lo largo de la historia de una importante capacidad para entablar acuerdos y ejecutar cesiones temporales del recurso que les permitieran superar coyunturas desfavorables. Estas se han producido generalmente sin compensaciones económicas, y solo en el caso de las antiguas subastas de las huertas del Vinalopó y l'Alacantí, han existido operaciones propias de los mercados de aguas (mercados informales). Incluso en estas situaciones, surgidas del carácter deficitario de estos riegos, la desaparición de los mercados fue una permanente aspiración de los regantes. Ha existido por tanto una cultura del agua en la cuenca poco propicia a arti-

cular pagos por el recurso y compensaciones económicas, en coherencia con la articulación jurídica del régimen concesional. Esto se debe fundamentalmente al temor a la ruptura del principio de equidad que es parte fundamental de estos sistemas de gestión colectiva, y que podría verse amenazado por procesos especulativos o de acaparamiento del recurso.

Sin embargo, en los últimos años se han producido diversos acuerdos entre usuarios para la gestión conjunta de aprovechamientos o la cesión de recursos. En estos casos, se han incorporado pagos por compensaciones económicas, dado que los usuarios cedentes incurrieran en gastos de explotación. Estos acuerdos han sido liderados por los propios usuarios, sin intervención de la Administración o buscando fórmulas legales diferentes a las recogidas en la reforma de 1999 de la Ley de Aguas de 1985. Algunos de ellos, de hecho, se desarrollaron con anterioridad a la aprobación de dicha reforma legislativa. Con el fin de dar un marco legal a estas operaciones, se han constituido comunidades de bienes, comunidades de usuarios o consorcios público-privados. Se trata, más que de mercados formales de aguas, de fórmulas de gestión conjunta que han permitido solventar con éxito problemas de escasez, permanentes o coyunturales. Y si bien no se ajustan a lo previsto por la ley, sin duda participan de su espíritu legislativo.

Tanto en el caso de la Marina Baixa, como en el del Vinalopó o la Ribera del Xúquer, estos acuerdos de gestión conjunta se han establecido como una transferencia de recursos entre los usuarios agrícolas y los urbanos, por razones de cantidad o de calidad del recurso. De esta manera se ha conseguido armonizar la prelación de los usos urbanos y la posición más favorable de los usuarios agrícolas en términos de acceso al recurso. En este proceso han jugado un papel clave las aguas residuales depuradas, cuya reutilización para el riego abre la puerta a la reasignación de recursos a escala comarcal.

En la mayoría de los casos se observa como los pagos por compensación entre los usuarios urbanos y agrarios cubren sobradamente los gastos de explotación. En ningún caso se han observado precios exagerados y todos ellos son perfectamente asumibles por los usuarios finales. Tampoco se han registrado procesos especulativos y la Administración, como sucede en el caso de la Ribera, se ha mostrado dispuesta a intervenir cuando ha existido la posibilidad de liberar a los usuarios finales de estas cargas, siempre que existan infraestructuras y recursos públicos. Esto pone de relieve que desde la Administración —y desde la mayoría de los usuarios— el mercado se percibe, más que como

un mecanismo de reasignación del recurso, como un elemento corrector de determinadas coyunturas de escasez. No existe una promoción de estos instrumentos como elemento alternativo al régimen concesional.

Esta posición es la que podría explicar el limitado alcance que los mercados formales han tenido en la cuenca del Júcar, donde únicamente se han utilizado en épocas de extrema sequía. Las OPAD se han desarrollado puntualmente por iniciativa pública y con una finalidad únicamente ambiental, y solo ha habido un intercambio recogido como cesión de derechos. Este ha sido el caso de la CR Virgen de las Nieves de Aspe, merced al uso de recursos procedentes de la desalación de agua marina. La infrautilización de este recurso no convencional, pese al enorme potencial desarrollado en la última década, parece anticipar –y probablemente hace recomendable– futuras operaciones similares.

En definitiva, estos mecanismos parecen haberse demostrado útiles para resolver problemas puntuales de desabastecimiento generados por la situación de cierre de cuenca que atraviesa la mayor parte de la DHJ. Sin embargo, no debe olvidarse que la legislación también ofrece otros instrumentos, como las revisiones concesionales, que parece necesario articular para garantizar el principio básico de propiedad pública del agua que fundamenta la Ley de Aguas y el actual régimen concesional.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto IMPADAPT (CGL2013-48424-C2-1-R) financiado con fondos del MINECO (Ministerio de Economía y Competitividad) y fondos FEDER. Los autores agradecen la colaboración de Javier Ferrer Polo, Alberto Hervás, Vicente Richart, Jaime Berenguer y Javier Pastor.

Referencias bibliográficas

- ALBEROLA, A. (1984): *El pantano de Tibi y el sistema de riegos en la huerta de Alicante*. Instituto de Cultura Juan Gil-Albert, Alicante.
- ALTAMIRA, R. (1902): «Mercado de agua para riego en la huerta de Alicante y en otras localidades de la Península»; en COSTA, J., ed.: *Derecho consuetudinario y economía popular de España*. Manuel Soler, Barcelona.

- CARLES, J. (2001): «La Administración Pública ante las nuevas políticas de aguas de la Directiva Marco»; en GRANDE, N.; ARROJO, P. y MARTÍNEZ, J., eds.: *II Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas. Una cita europea con la nueva cultura del agua: La Directiva Marco. Perspectivas en Portugal y España*. Institución Fernando el Católico, Zaragoza.
- COMUNIDAD DE AGUAS DE NOVELDA (1942): *Ordenanzas y reglamentos de la Comunidad de Aguas de Novelda*. Tipografía Artística, Madrid.
- FERRER, J. y GARIJO, L. (2013): «Mercados del agua y flexibilización del marco concesional». *X Seminario Nacional: Transparencia y concesiones de agua en España*. Observatorio del Agua de la Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- GARCÍA-MOLLÁ, M. (2000): *Análisis de la influencia de los costes en el consumo de agua en la agricultura valenciana. Caracterización de las entidades asociativas para riego*; Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.
- GARCÍA-MOLLÁ, M.; SANCHIS-IBOR, C.; TORREGROSA-MARTÍ, T. y SEVILLA-JIMÉNEZ, M. (2015): «Mercados informales, intercambios y cesiones de agua de riego en la Comunidad Valenciana»; *XXXIII Congreso Nacional de Riegos*. Asociación Española de Riegos y Drenajes. Valencia, junio 2015.
- GIL OLCINA, A. (1993): *La propiedad de las aguas perennes en el sureste ibérico*. Universidad de Alicante, Alicante.
- GIL OLCINA, A. (2010): «Optimización de recursos hídricos y armonización de sus usos: El Consorcio de Aguas de la Marina Baja»; *Investigaciones Geográficas* 51; pp. 165-183.
- MAASS, A. y ANDERSON, R. (1976): *AND THE DESERT SHALL REJOICE: Conflict, growth and justice in arid environments*. The MIT Press, Cambridge (USA). [Traducción española, 2010: *El desierto reverdecerá: Estudio comparativo de la gestión del riego en el Mediterráneo español y el Oeste norteamericano*, Biblioteca Valenciana, Valencia.]
- MAGRAMA (MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE) (2014): *Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar*. MAGRAMA, Madrid.
- MAGRAMA (MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE) (2015): *Proyecto de Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar 2015-2021*. MAGRAMA, Madrid.

- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE) (1999): *Plan hidrológico de Cuenca del Júcar*. MMA, Madrid.
- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE) (2005, 2006, 2007): *Autorización de la Junta de Gobierno sobre utilización por otros usuarios de recursos reservados a la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar*. MMA, Madrid.
- MOLLE, F. (2008): «Why enough is never enough: The societal determinants of river basin closure»; *International Journal of Water Resources Development* 24(2); pp. 217-226.
- MOLLE, F.; WESTER, P. y HIRSCH, P. (2010): «River basin closure: Processes, implications and responses»; *Agricultural Water Management* 97(4); pp. 569-577.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- RICO, A. M.; OLCINA, J. y BAÑOS, C. J. (2014): «Competencias por el uso del agua en la provincia de Alicante: Experiencias de gestión en la armonización de usos urbano-turísticos y agrícolas»; *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 60(3); pp. 523-548.
- TORREGROSA, T. y SEVILLA, M. (2013): «Los intercambios de agua en la Comarca de la Marina Baja, Alicante»; *XI Seminario Nacional: Los mercados informales de Aguas en España: una primera aproximación*. Fundación Botín, Madrid, enero 2013.
- TORREGROSA, T. (2009): *La gestión del agua en la Marina Baja (Alicante)*. Corts Valencianes, Valencia.

IV. PERSPECTIVAS DE FUTURO

Mercados de agua en Australia y California

¿Qué podemos aprender de ellos?

Sara Palomo-Hierro^a, Claire Settre^b, Adam Loch^b y Sarah Ann Wheeler^b

^aUniversidad de Córdoba y ^bUniversity of South Australia

1. Introducción

La escasez de recursos hídricos supone una preocupación cada vez mayor a nivel mundial. La mayor parte de las regiones semiáridas como el Oriente Medio, la Europa Mediterránea, Australia, el noreste de China o el oeste de los EEUU se enfrenta actualmente a problemas de escasez de agua en relación a la demanda existente, lo que dificulta la seguridad y la garantía del suministro de recursos hídricos en estas zonas. Además, se prevé que, como consecuencia del cambio climático, tenga lugar una alteración del ciclo hidrológico, lo que acrecentaría aún más los problemas de gestión del agua que estas regiones ya enfrentan en la actualidad (GWP, 2009).

En este contexto de incertidumbre, los mercados de agua han sido sugeridos en las últimas décadas como un instrumento económico capaz de proveer un uso sostenible y eficiente del recurso, demostrando igualmente ser un mecanismo relevante y efectivo a la hora de afrontar los episodios de sequía vividos en algunas regiones de Australia, California, Chile y España (Michelsen y Young, 1993; Easter *et al.*, 1998; Characklis *et al.*, 1999; Gómez-Ramos, 2013; Kiem, 2013; Wheeler *et al.*, 2014; Palomo-Hierro *et al.*, 2015a); especialmente en aquellas regiones áridas y semiáridas donde el balance de los usos del agua entre las necesidades humanas y medioambientales resulta crucial (Rosegrant *et al.*, 1995).

Tal y como se comenta en capítulos anteriores, los mercados formales de agua fueron introducidos en España por la Ley de Aguas 46/1999, permitiendo las transferencias temporales de derechos y la creación de bancos de aguas bajo circunstancias excepcionales. Sin embargo, a pesar de que han pasado quince años desde que los mercados fueron permitidos, la actividad de los mismos ha sido más bien limitada (Palomo-Hierro y Gómez-Limón, 2013).

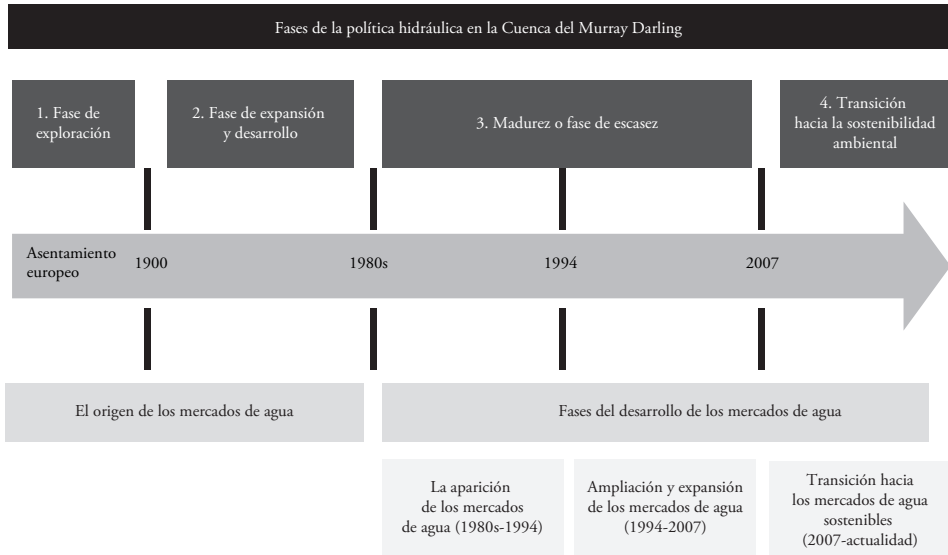
Algunos estudios han arrojado luz sobre los posibles obstáculos que han dificultado el desarrollo de estos mercados, además de proponer una serie de recomendaciones para la mejora del marco institucional y legal de los mismos (Embíd, 2001; Garrido *et al.*, 2013; Palomo-Hierro *et al.*, 2015b). Sin embargo, la comparación del funcionamiento de los mercados en España con el de otros países de cara al aprendizaje de lecciones es una alternativa que no ha recibido especial atención hasta el momento. Frente a esta realidad el objetivo de este capítulo es, por tanto, el de identificar las principales lecciones procedentes de la experiencia de otros mercados de agua en el ámbito internacional que pudieran resultar relevantes para la mejora de la configuración y el desempeño de los mercados de agua en nuestro país. En este sentido, los mercados de agua de Australia y California parecen ser la mejor alternativa para este propósito, entre otros, por los siguiente motivos: i) ambos mercados, en especial el de la cuenca del Murray-Darling en Australia, están considerados casos de estudio ejemplares para otros países que persiguen la creación y/o un mayor desarrollo de los mercados de agua, y ii) las tres regiones (Murray-Darling Basin, California y España) comparten condiciones climáticas, geográficas y patrones del uso del agua similares.

Con este objetivo, tras esta sección introductoria, en el segundo y tercer apartado se realiza una revisión histórica de los principales acontecimientos que han ido modelando y definiendo la configuración actual de los mercados de agua en Australia y en California. A continuación, en el cuarto y quinto apartado se analizan cuáles han sido los principales impactos económicos, sociales y ambientales derivados de la implementación de los mercados de agua en cada uno de los casos de estudio. Finalmente, en el sexto y último apartado se presentan las principales lecciones extraídas del análisis de los mercados de agua australianos y californianos, que podrían resultar de utilidad en la mejora del funcionamiento de los mercados de agua en nuestro país.

2. Evolución de los mercados de agua en Australia

Pese a que pudiera pensarse que los mercados de agua australianos son una institución de reciente creación, lo cierto es que el origen de estos mercados se remonta a comienzos del siglo pasado, a los años colindantes a la creación de la Federación Australiana (Figura 1). No obstante, se cree que el intercambio informal de derechos pudiera haberse iniciado incluso antes.

Figura 1. La evolución de los mercados de agua en Australia



Fuente: NWC (2011c).

El hecho de que Australia sea un continente seco —el 70 % de la superficie es árida o semiárida, y solo el 6,7 % de la tierra es cultivable— explica el temprano reconocimiento de la verdadera importancia del agua por parte de los australianos y de la consiguiente necesidad de que su uso fuese regulado. Esta preocupación se tradujo en la aprobación de una serie de reformas que resultarían ser realmente visionarias de cara a la facilitación de los mercados de agua. El ejemplo más representativo fue, sin lugar a dudas, la *Victorian Irrigation Act* de 1886, promovida principalmente por el más tarde Primer ministro Alfred Deakin, y cuya aprobación precedió a una posterior reducción generalizada de los tradicionales derechos ribereños del agua y a una mayor cesión del control de los recursos hídricos a los distintos estados. De hecho, el que en otros países (p. ej., EEUU), aún existan los sistemas de derechos ribereños y los apropiativos, también conocidos como *first-in-time*, *first-in-right* (o incluso coexistan, como en el caso de California), ha supuesto un gran impedimento al desarrollo de mercados de agua eficientes; por el contrario, Australia ha creado derechos de agua que varían de manera acorde con las condiciones climáticas. Así, el volumen de agua que recibe cada propietario no es una cantidad fija, sino una proporción de la totalidad del agua disponible. Se trata, por tanto,

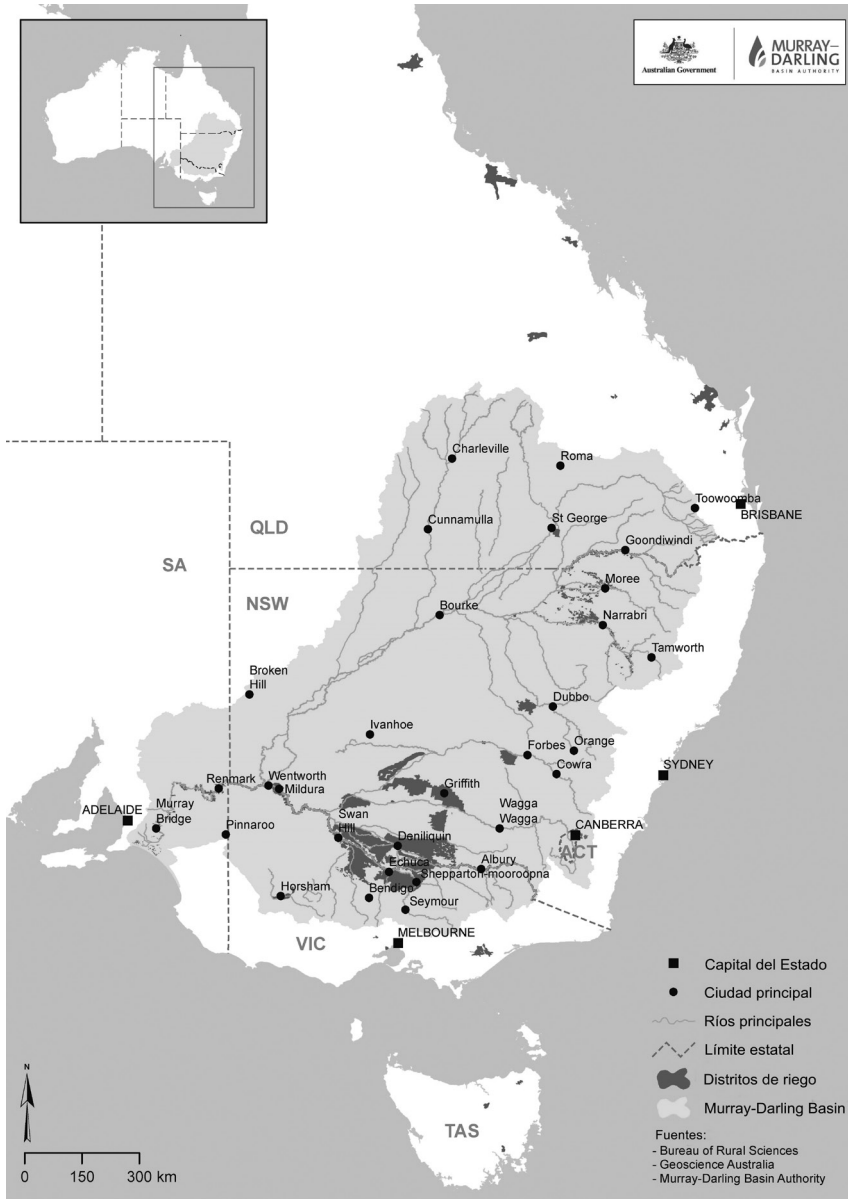
de un sistema de reparto proporcional, en cierta manera similar al sistema de derechos de uso español¹, pero que en cualquier caso resultó novedoso en comparación al resto de sistemas de derechos existentes a nivel mundial (Connell, 2007). No obstante, todos estos cambios o ajustes no han ocurrido de un día para otro, sino que han requerido de un largo periodo de tiempo y de una considerable inversión económica para su diseño, creación e implementación.

La mayoría de las reformas que han favorecido el desarrollo de los mercados de agua australiano ha tenido lugar en la cuenca del Murray-Darling (MDB, por sus siglas en inglés)², donde la existencia de grandes sistemas hídricos interconectados ha permitido, en gran medida, el desarrollo de la producción y el comercio en esta zona (véase Figura 2). A continuación se detallan los principales factores que han impulsado estas reformas.

¹ En España, el reparto de los recursos escasos se realiza, en principio, también de forma proporcional. Así, la dotación anual de cada comunidad de regantes se fija con un porcentaje del volumen recogido en su título concesional, que puede llegar incluso a ser nulo en situaciones de sequías extremas. Normalmente, las comunidades de regantes reflejan entre sus comuneros este mismo sistema, repartiendo equitativamente entre sus regantes el agua finalmente otorgada a la misma.

² La cuenca del Murray-Darling es un área geográfica de gran tamaño (1.061.469 km², el doble del territorio nacional español) situada en la parte interior del sureste de Australia, cuyo nombre se deriva de sus dos ríos principales, el río Murray y el río Darling. Drena una séptima parte de la masa terrestre de Australia, y actualmente es la zona agrícola más importante en este país. La cuenca se extiende por la mayor parte de los estados de Nueva Gales del Sur, Victoria y del Territorio de la Capital Australiana, así como por parte de los estados de Queensland y Australia del Sur.

Figura 2. Principales zonas de regadío en la MDB



Fuente: MDBA (2012).

2.1. Primera etapa: 1880s hasta 1960s

El origen del uso y de la gestión de los recursos hídricos en la MDB se remonta a finales del siglo XIX, cuando el principal destino del agua era facilitar la navegación marítima y el transporte de cargas a través de las redes fluviales del país. Sin embargo, en las siguientes décadas, el papel desempeñado por el agua sufrió una modificación significativa como resultado del desarrollo de la agricultura de regadío en los ríos Murray, Murrumbidgee y Lachlan y de las cuantiosas inversiones en infraestructuras destinadas a este fin en el sureste de la MDB (sMDB). En concreto, esta modificación en el uso del agua desde la navegación hacia la agricultura fue consecuencia directa de la gran inversión pública en la actividad agraria llevada a cabo entre los años 1917 y los años 70, así como de las actitudes paternalistas y proteccionistas sobre el sector agrario (Industry Commission, 1991).

Ya desde un primer momento el uso del agua por parte de los agricultores estuvo condicionado a la posesión de la concesión correspondiente. Sin embargo, se trataba de un sistema de derechos que no generaba ningún tipo de incentivo al ahorro del agua, ya que los regantes podían usar tanta agua como necesitasen, siempre y cuando esta fuese empleada dentro de la zona regable a la que estaba vinculada (NWC, 2011c). A pesar de estas ventajosas condiciones, las peticiones de reconocimiento y de obtención del correspondiente derecho de agua o concesión por parte de los usuarios del recurso fueron limitadas, situación que se mantuvo hasta que tuvo lugar la sequía de 1939-1944. En estos años se produjo un aumento significativo en la demanda de nuevos derechos de agua, particularmente en Victoria (Babie, 1997). Asimismo, se cree que fue también durante esta sequía cuando tuvieron lugar los primeros intercambios informales temporales o a corto plazo entre regantes, operaciones de «mercado» en los que bastaba con pedirle al alguacil que «mandase el agua de Joe durante las próximas dos semanas» (Lewis, 2001, p. 7). Sin embargo, una vez pasada la sequía, los años venideros fueron relativamente húmedos y fue precisamente durante este periodo de abundancia del recurso cuando se emitieron la mayoría de derechos actuales, lo que contribuyó a la sobreasignación de los mismos (NWC, 2011c).

2.2. Segunda etapa: 1960s hasta 1990s

A finales de los años 60 comenzó a emerger una gran preocupación en torno a las posibles consecuencias negativas que pudieran derivarse de la so-

breasignación de derechos en la sMDB, lo que llevó a los estados que formaban parte de la cuenca a la búsqueda de soluciones que permitiesen frenar y/o corregir esta situación. Así, por ejemplo, el gobierno de Australia del Sur emitió una moratoria sobre la concesión de nuevos derechos de agua en 1969 a la que le siguió la introducción de las asignaciones de tipo volumétrico en 1979, lo que resultó en una reducción del 10 % del volumen de agua total asociado a los derechos existentes por aquel entonces (Bjornlund y O'Callaghan, 2003). A partir de los años 70 y 80 se produce una merma en el interés que hasta entonces había mostrado el gobierno australiano por proteger la agricultura y, por tanto, las opciones existentes para el desarrollo de nuevas infraestructuras de almacenamiento a un bajo coste se vieron igualmente reducidas. A esta situación se le unió la cada vez mayor preocupación pública sobre la continua degradación ambiental que estaba teniendo lugar, consecuencia de la floración de algas nocivas, la salinidad del suelo y la pérdida de biodiversidad, lo que agravó aún más la visión negativa que por entonces se comenzaba a tener de la agricultura y de la manera en la que se gestionaban los recursos hídricos (Connell, 2007). Además, mientras que las opciones de suministro disminuían, la demanda total de agua en el sMDB continuaba incrementándose. De hecho, el uso del agua se incrementó hasta en un 65 % durante el periodo comprendido entre 1983/84 y 1996/1997 (NWC, 2011c). Este crecimiento incontrolado de las extracciones puso de manifiesto la imposibilidad de ofrecer más derechos de extracción sin que para ello fuese necesario comprometer los derechos de los ya propietarios y, en última instancia, al medio ambiente (Sturgess y Wright, 1993). Dadas estas circunstancias, los mercados de agua constituían la mejor opción para la reasignación del agua entre los futuros usos competitivos del agua (Bjornlund y O'Callaghan, 2003). Lo cierto es que inicialmente existió cierta reticencia a aceptar el uso de mecanismos de mercado para la reasignación del agua, debido a la preocupación de la sociedad por los posibles impactos adversos que estos pudieran tener sobre la economía regional, la posible aparición de «barones del agua», o la mayor agudización de los problemas de salinidad en la sMDB (Bjornlund y McKay, 1999). Sin embargo, la llegada de la sequía de 1982/83 contribuyó al olvido temporal de estas preocupaciones, y fue entonces cuando el verdadero proceso de implementación y desarrollo de los mercados de agua comenzó a fraguarse.

No obstante, para que los mercados pudiesen operar de manera adecuada se requirió primeramente el establecimiento de unos acuerdos institucionales sólidos, así como la adecuada definición de los correspondientes derechos de

propiedad del agua que permitieran la separación o «desvinculación» gradual de estos derechos de los correspondientes a la tierra. Esta separación entre ambos derechos resultaba necesaria de cara a un funcionamiento efectivo y eficiente de los mercados (Wilson y Francis, 2010). El resultado de esta reforma fue la creación de unos derechos de agua bien definidos, seguros y desvinculados de la tierra, lo que contribuyó a que los regantes pudiesen comerciar libremente unos con otros en base a sus distintas actitudes ante el riesgo, ya fuese comprando o vendiendo agua de forma temporal o permanente. Fue también en esta época de reformas cuando se pasó de los derechos de agua volumétricos a los derechos de agua proporcionales, permitiendo que la dotación correspondiente a cada uno de ellos pudiese variar en función de las condiciones climáticas (Connell, 2007). Así, se diferencia entre:

- Derechos de agua (*water entitlement*): Sería el análogo a las concesiones administrativas en el derecho español. Sin embargo, en el caso de Australia cada usuario es propietario de una «cuota» o «participación» fija sobre la totalidad del agua destinada a usos consuntivos. A su vez estos derechos pueden ser de tres tipos, en función del nivel de garantía de suministro asignado a cada uno de ellos: bajo, general, o alto.
- Dotación (*water allocation*): hace referencia a la cantidad de agua que el propietario del derecho recibe durante un año hidrológico dado y que estará condicionada a las expectativas de disponibilidad del recurso (NWC, 2011a). Su análogo para el caso español serían las dotaciones de agua.

Cabe comentar que tanto la fecha de introducción como la tipología de mercado permitida varió de un Estado a otro. Australia del Sur fue el primero de los estados que permitió los mercados formales tanto de derechos (o mercados permanentes) como de las dotaciones (mercados temporales) en 1983. En otros estados, por el contrario, únicamente los mercados temporales fueron permitidos en un primer momento, pues se temía que la exportación de volúmenes significativos de agua a otros distritos de riego como resultado del funcionamiento de los mercados permanentes pudiese tener un impacto negativo en el distrito cedente (Bjornlund, 2002). Este fue el caso, por ejemplo, de Nueva Gales del Sur, que permitió las transferencias temporales en 1983, mientras que los intercambios de carácter permanente no se aprobaron hasta 1989.

2.3. Tercera etapa: Desde 1990 hasta la actualidad

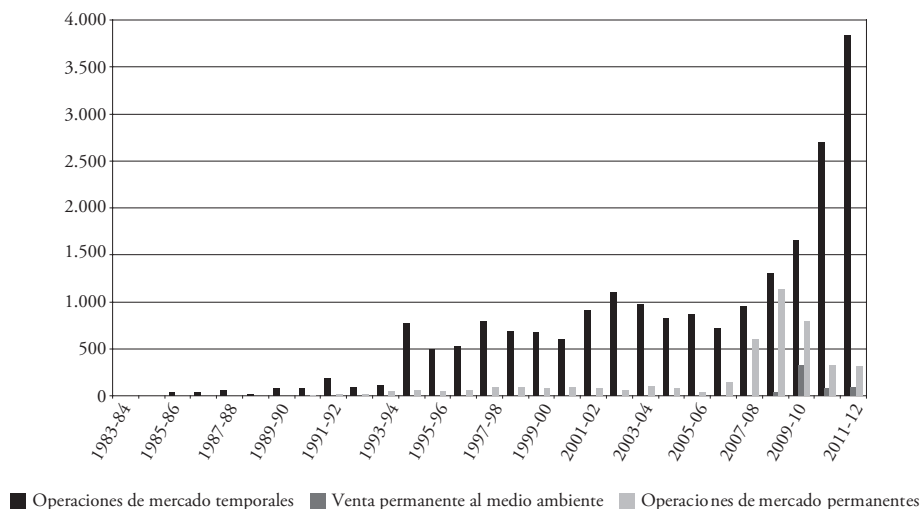
Si bien los mercados de agua en la MDB comenzaron a operar a mediados de los 80, estos no gozaron de gran popularidad en sus inicios y los regantes se mostraron reticentes a participar en los mismos hasta bien entrado los años 90. De hecho, la primera vez que los mercados de agua fueron realmente puestos a prueba fue durante la sequía que tuvo lugar en 1994/1995, que provocó que la disponibilidad de agua fuese mucho menor a la de años anteriores. Esta situación de escasez y variabilidad climática motivó a los regantes a participar el mercado, de modo que pudieron experimentar por sí mismos los beneficios que el intercambio de agua podía ofrecerles en situaciones como la descrita (NWC, 2011c).

Este incremento de la actividad del mercado se debió también, en gran medida, al establecimiento de un límite a las extracciones en la MDB en 1994. Mediante el establecimiento del mismo se contribuyó al cierre de la cuenca y a la identificación del mercado como la única medida mediante la cual obtener recursos adicionales. Sin embargo, el establecimiento de este límite –el cual no se hizo efectivo hasta julio de 1997– trajo igualmente consigo algunas consecuencias indeseadas, como la activación de los derechos de uso que hasta entonces no habían sido usados total o parcialmente (Crase *et al.*, 2009) y la búsqueda de fuentes de suministro alternativas por parte de los regantes, lo que provocó que el uso del agua se incrementase hasta en un 8 % (NWC, 2011c). En 1998/99 tuvo lugar el comienzo de una nueva sequía, la cual se alargó durante casi 10 años (la sequía del milenio –*Millennium drought*), provocando igualmente una disminución dramática del agua disponible. Esto llevó al desarrollo de un gran número de reformas que impulsaron aún más la actividad del mercado, hasta el punto de que la actividad de los mismos llegó a representar en los años 2011/2012 un 38 % del total del agua usada (Gráfico 1). Estas reformas fueron:

- La aprobación de un acuerdo intergubernamental (2004) para acelerar el ritmo de las reformas y mejorar la reasignación del agua en algunos sitios emblemáticos de la sMDB. Uno de los programas llevados en el marco de este acuerdo fue la *Living Murray Initiative*, mediante la cual se planificó la inversión de hasta un billón de dólares australianos a lo largo de cinco años para la transferencia de agua desde usos consuntivos hacia el medio ambiente; reasignación que sería llevada a cabo, en parte, mediante los instrumentos de mercado.

- El establecimiento de nuevas agencias e instituciones: La *National Water Commission* (2004) cuyo papel es el de supervisar el progreso de las distintas reformas y la actividad del mercado; la *Murray-Darling Basin Authority* (2007), organismo independiente facultado legalmente para la gestión de los recursos hídricos y la supervisión de las reglas de funcionamiento de los mercados; y el *Commonwealth Environmental Water Holder* (2007) o usuario medioambiental. Esta última institución se encarga de adquirir, mantener y gestionar su propia cartera de derechos de agua ambientales con la finalidad de garantizar la sostenibilidad ambiental de la MDB, pudiendo recurrir para ello a la participación en el mercado de agua como un usuario más en caso de necesitarlo.
- El nuevo Plan de Cuenca del Murray-Darling o *Murray-Darling Basin Plan* (2012), que reemplazó al anterior Murray-Darling Basin Agreement (1992). En este plan de cuenca se contemplan una serie de medidas de regulación del mercado encaminadas principalmente a la reducción de los costes de transacción, la eliminación de barreras al intercambio y a la introducción de nuevos instrumentos de mercado (contratos de opción).

Gráfico 1. Actividad del mercado temporal y permanente en el sMDB. En hm³



Fuente: NWC (2011b).

3. Los mercados de agua en California

3.1. Un apunte histórico

Al igual que ocurre en las también semiáridas regiones de Australia y España, el suroeste de los Estados Unidos sufre de una extrema escasez de agua y una gran variedad climática (MacDonald, 2010). En el caso del estado de California, la demanda creciente de las ciudades, unida a la falta de disponibilidad de nuevos recursos, ha forzado a los usuarios del agua, en especial a los regantes, a adoptar medidas de adaptación que les permita seguir asegurando sus posibilidades de suministro y producción. Es precisamente en este contexto de escasez e incertidumbre sobre la disponibilidad del recurso donde los mercados de agua se han convertido en una herramienta común para la reasignación del agua entre los distintos usos y demandas competitivas.

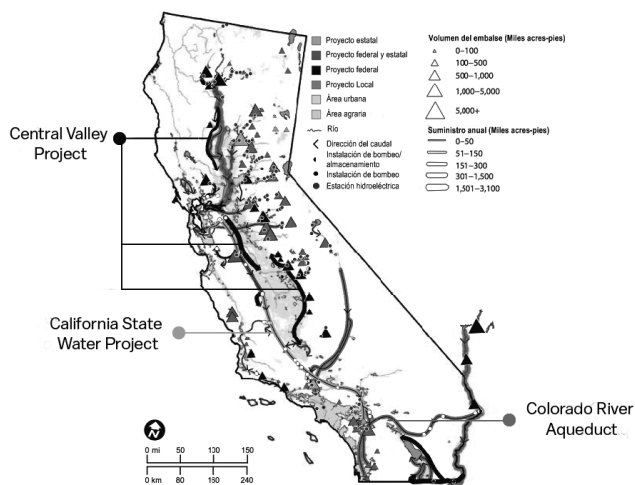
La primera vez que se habló sobre mercados de agua en California fue en el año 1978, cuando tuvo lugar la publicación de una serie de informes sobre la eficiencia del agua encargados por la Asamblea Estatal de California, como consecuencia de la grave sequía que estaba sufriendo el Estado (Phelps *et al.*, 1978). En uno de estos informes se recomendaban los mercados como mecanismo para promover una gestión más eficiente del agua, junto a otras alternativas como la tarifación o los impuestos. Si bien algunas de las medidas propuestas por estos informes fueron puestas en práctica de manera inmediata, en el caso de los mercados de agua, su popularidad no llegó hasta comienzos de los años 90, cuando la conjunción de una serie de factores tales como las condiciones climáticas existentes, modificaciones en las leyes federales y la creciente preocupación por el medio ambiente, promovió que se llevase a cabo una serie de cambios regulatorios dirigidos a posibilitar las transferencias permanentes de agua (Hanak *et al.*, 2012). En las décadas siguientes, además de la aprobación de una serie de leyes favorables a los mercados motivadas principalmente por la larga sequía que sufrió el país en el periodo 1987-1992, hubo tres hitos importantes que impulsaron de manera significativa la actividad del mercado de agua californiano.

El primero de estos hitos lo constituyó la creación de los *Drought Emergency Water Banks* o DEWB (Bancos de Agua para Emergencias por Sequías) de 1991 y 1992 por parte del *Water Resources Department* o WRD (Departamento de Recursos Hídricos) de California. Estos bancos de agua registraron el mayor número de intercambios regionales de recursos hídricos en los EEUU que ha tenido lugar hasta la fecha (Howitt, 1994), tratándose además

del primer programa de intercambio de agua que fue creado, gestionado y negociado por el Estado (Israel y Lund, 1995). Fue aclamado como un éxito tras lograr reasignar gran parte de los limitados recursos hídricos disponibles hacia aquellos usos del agua con valor mayor, haciéndolo además a un bajo coste (Howitt, 1994).

El segundo de los hechos fue la aprobación del *Central Valley Project Improvement Act* o CVIPA (Ley de Mejora del Valle Central) en 1992. Esta Ley disponía una serie de mejoras en la gestión del que es el mayor trasvase de propiedad federal de California, que buscaban restablecer la población de peces y la fauna del *Central Valley*. Entre las disposiciones incluidas en el CV-PIA figuraba la expansión del uso de los intercambios voluntarios de agua como medio para satisfacer las futuras demandas (Sección 3405). Dos años más tarde, en 1994 se aprobó el *Monterrey Agreement*, referido a los trasvases estatales del *State Water Project* o SWP (Proyecto de Aguas del Estado) y que, aunque con algunas limitaciones, autorizó a los contratistas de este trasvase a vender los excedentes de agua o «aguas sobrantes» en los años de abundancia de agua. La aprobación conjunta de estas leyes incrementó de manera notable la flexibilidad operacional de los dos trasvases más grandes de California, facilitando e impulsando los intercambios de agua entre los contratistas de estas infraestructuras y, por ende, la actividad del mercado (Figura 3).

Figura 3. Red de infraestructuras facilitadoras del mercado de agua en California



Fuente: Hanak *et al.* (2011).

A finales de los años 90s, existía una gran preocupación por la cada vez mayor dependencia del agua procedente de los excedentes del río Colorado. Esta circunstancia llevó al *Colorado River Board* o CRB (Consejo del Río Colorado) a elaborar un plan orientado a limitar de manera efectiva el uso que California hacía del agua procedente del Río Colorado hasta la cantidad de 4,4 millones de acre-pies –límite de la concesión que frecuentemente era sobrepasado–, mediante la introducción de una serie de cambios en los patrones de uso del agua. En este sentido, el plan establecía la reducción de la cantidad de agua usada por California proveniente del Río Colorado mediante la implementación de una serie de mejoras de eficiencia, de acuerdos de uso compartido, mercados de agua y transferencias de agua de manera voluntaria desde el uso agrario al urbano, cuyos términos quedaron recogidos en el *Quantification Settlement Agreement* o QSA (Acuerdo Resolutorio de Cuantificación del Río Colorado). El acuerdo fue aprobado con rango de Ley en 2003, y como resultado del mismo se transfirió un volumen de agua de 200.000 acres-pie desde el *Imperial Irrigation Distric* (IID) hacia la creciente ciudad de San Diego (Schwabe *et al.*, 2008).

Hoy en día el comercio del agua en California tiene lugar a través de una serie de niveles institucionales, incluido el intercambio entre agricultores, entre distritos de riego, uso agrario hacia urbano y agricultura hacia medio ambiente. Además, a medida que California se aproxima en 2015 a su cuarto año de la peor sequía en 160 años de registro (Howitt *et al.*, 2014), y los recursos hídricos superficiales son cada vez más escasos, hay una serie de indicadores que sugieren que la actividad del mercado es probable que aumente en el corto plazo. Un indicador de esta situación es el *Sustainable Groundwater Act* cuyo propósito es el de obtener una sostenibilidad a largo plazo de las aguas subterráneas durante los próximos 20 años, con disposiciones que contemplan la expropiación por parte del Estado en aquellos casos en los que no se alcancen los objetivos. En regiones como el *Central Valley* de California donde la sobreexplotación de acuíferos es común, la ley creará fuertes incentivos para una mejor asignación del agua superficial a través del intercambio, ya que la extracción de agua subterránea resulta menos viable bajo estas nuevas leyes.

3.2. Marco institucional, tipología y actividad de los mercados de agua en California

En California, al igual que en Australia, no existe una única tipología de mercados, sino que las operaciones varían en función de la duración del intercambio así como de los agentes intervinientes. Así, en ambos países existen dos mercados de agua paralelos: temporales (*short-term leases*) y permanentes (*permanent sales*), acompañados de una serie de productos adicionales o derivados como son los intercambios a largo plazo (*long-term leases*) y los contratos de opción (*option-contracts*) (Mooney y Burch, 2003) en el caso californiano. Sin embargo, el número de operaciones enmarcadas en cada una de estas tipologías no es regular, sino que varía en función de la localización geográfica de los distintos mercados que operan dentro del estado de California. Así, desde el punto de vista de los agentes que intervienen en el mercado, se observa una tendencia hacia los contratos a largo plazo entre las comunidades de regantes y las áreas metropolitanas (Hanak y Stryjewski, 2012). El impulso inicial de esta tendencia tuvo lugar en 2003 con la aprobación del *Quantification Settlement Agreement* (QSA), que forzó a las ciudades californianas a buscar los suministros disponibles dentro del Estado con el fin de reducir su dependencia de los suministros del río Colorado. Antes de 2003, el mercado del agua estaba dominado por los contratos a corto plazo, por lo que el creciente número de intercambios permanentes entre vendedores institucionales ha cambiado significativamente el panorama del mercado del agua en California (Hanak y Stryjewski, 2012). Este aumento de las transferencias permanentes refleja asimismo la necesidad que tienen las ciudades de asegurar el abastecimiento de agua para una población cada vez mayor. Por su parte, los mercados entre agricultores tienen lugar en la mayoría de los casos entre regantes pertenecientes a un mismo distrito de riego o en el «mercado abierto». No obstante, se cree que existe una gran cantidad de intercambios informales al margen de la actividad formal del mercado (Brozovic *et al.*, 2002). Por último, las ventas y «arrendamientos» de agua con fines de restauración ambiental constituyen otro de los principales tipos de intercambio de agua que tienen lugar en el mercado californiano, donde la mayoría de las transferencias hacia el medioambiente han sido ventas de agua a largo plazo (no permanentes) a las agencias estatales o federales.

4. Análisis de los impactos derivados de la actividad de los mercados de agua en Australia

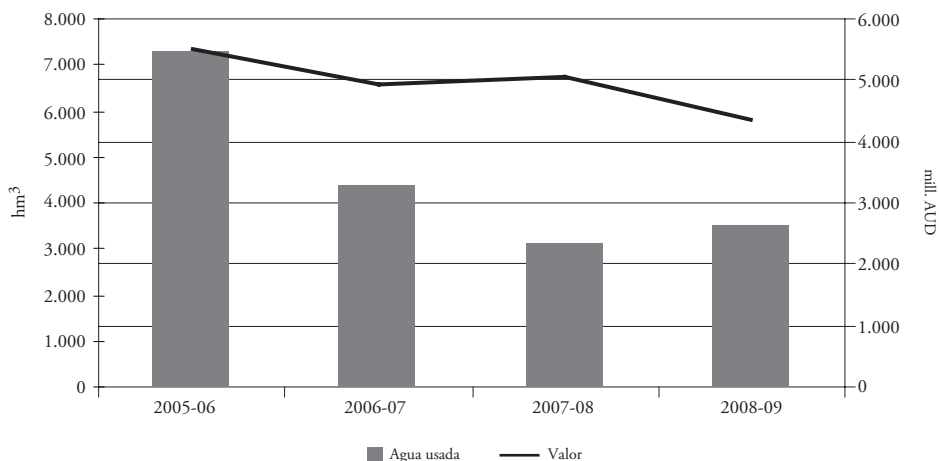
4.1. Impacto económico

Sin lugar a dudas los mercados de agua han mejorado la eficiencia económica del uso del agua en la MDB, en la medida en la que la existencia de unos precios de mercado ha permitido hacer explícito el coste del agua, incentivando la adopción de tecnologías que permitiesen su ahorro, así como de medidas para la reducción de las posibles ineficiencias asociadas al uso de la misma. Según el estudio llevado a cabo por Peterson *et al.* (2004) la estimación de las ganancias correspondientes a los intercambios llevados a cabo en el mercado durante un año «seco» alcanzan la cantidad de 495 millones de dólares, mientras que los datos aportados por la NWC (2010) indican que el uso de los mercados de agua en la sMDB incrementó el PIB australiano en 220 millones de dólares durante el año 2009. Además, de acuerdo a las estimaciones realizadas por Qureshi *et al.* (2009), estas cifras se verían incrementadas de manera significativa si se redujesen las barreras al mercado existentes actualmente.

Además de las estimaciones realizadas por estos autores, otra forma de medir las ganancias económicas derivadas del mercado de agua es comparando la evolución del valor bruto de la producción de la agricultura de regadío (GVIAP, por sus siglas en inglés) durante un periodo determinado con la evolución de la disponibilidad de agua durante ese mismo periodo. En el Gráfico 2 puede observarse un ejemplo de esta comparación para el caso concreto de la MDB: mientras la disponibilidad del agua durante los años 2005/2006 a 2008/2009 se redujo en un 53 %, el GVIAP del periodo cayó solo un 27 % (NWC, 2012).

A pesar de que resulta evidente que el impacto económico de los mercados ha sido positivo, aún existe cierto margen para la mejora de los mismos, especialmente en lo referido a las reglas de intercambio (particularmente en el caso de los mercados inter-estatales), la creación de nuevos instrumentos de derivados (Shorten, 2012), la mejora de la disponibilidad y del acceso a la información del mercado, así como en la reducción de los costes de transacción asociados a su funcionamiento. Además, otro aspecto que resultaría de especial interés es conocer y entender el comportamiento de los distintos agentes participantes en el mercado, y de manera más concreta, sobre la pautas de los distintos comportamientos estratégicos que puedan llevar a la aparición de fallos en el mercado (Loch *et al.*, 2012).

Gráfico 2. Valor Bruto de la producción de la agricultura de regadío durante el periodo 2005/2006 - 2008/2009



Fuente: NWC (2012).

4.2. Impacto social

El miedo y la preocupación sobre los impactos sociales derivados del funcionamiento de los mercados de agua ha existido desde que estos fueron introducidos por vez primera (Bjornlund y McKay, 1999; Bjornlund, 2002; Fenton, 2006; Edwards *et al.*, 2008a; Edwards *et al.*, 2008b; Edwards *et al.*, 2009; Productivity Commission, 2010). En este sentido cabe señalar que, mientras que los regantes consideran que el impacto de los mercados de agua sobre sus negocios particulares es más bien positivo, si dirigen la mirada hacia los impactos de los mercados sobre las comunidades locales esta valoración se vuelve menos positiva (NWC, 2012). Estos resultados coinciden además con los alcanzados por Cheesman y Wheeler (2012) en la encuesta que realizaron a los participantes del programa *Restoring the Balance*, el mayor programa de recuperación de agua con fines medioambientales basado en el mercado que ha tenido lugar en Australia, y en el que llegaron a participar más de 500 regantes.

También resulta necesario comentar la preocupación que genera en la sociedad rural australiana el desplazamiento del agua desde la agricultura hacia otros usos como el abastecimiento o el ambiental. El caso concreto de las compras permanentes de agua por parte del gobierno destinadas a la restaura-

ción ambiental ha generado un clima de insatisfacción y preocupación en torno al abandono de las infraestructuras y a la viabilidad futura de las familias rurales una vez llevada a cabo la venta del agua (Wheeler *et al.*, 2012).

4.3. Impacto ambiental

Existe limitada evidencia que sugiera que el impacto que los intercambios de agua han tenido sobre el medio ambiente haya sido negativo, de hecho, ha sido más bien lo contrario. En líneas generales los estudios realizados sugieren que el funcionamiento de los mercados ha llevado a una mejora de las puntuaciones del estrés hídrico, particularmente en relación a la variabilidad natural de los caudales y en los mayores niveles de los mismos durante el periodo estival. Los análisis sugieren igualmente que estos beneficios del mercado sobre los caudales ecológicos son especialmente significativos en circunstancias de escasez (NWC, 2012).

En cuanto a los niveles de salinidad registrados en la MDB desde 2010/11 hasta la fecha, el impacto que el mercado haya podido tener sobre estos niveles ha sido más bien insignificante (NWC, 2012). No obstante cabe señalar otros potenciales impactos ambientales que sí pueden haber generado los mercados de agua y que incluyen, entre otros, la reducción del caudal total y ambiental de los ríos como consecuencia de la práctica del *carry-over* (como se denomina a la posibilidad de almacenar para un uso futuro el agua no utilizada), de las pérdidas derivadas del transporte del agua para su venta y de la disminución de los flujos de retorno como consecuencia de un mayor uso de agua para el regadío (Adamson y Loch, 2014).

5. Análisis de los impactos derivados del funcionamiento de los mercados de agua en California

La heterogeneidad geográfica y social de California, unida a la falta de información sobre los mercados hace que los impactos sociales, medioambientales y económicos derivados de los mercados sean difícil de identificar con exactitud, por lo que para describir los impactos del intercambio de agua entre los diferentes sectores, nos apoyaremos de manera específica en una serie de ejemplos.

5.1. *Impacto económico*

El agua ha sido un bien indispensable para el desarrollo de la economía agraria a lo largo de la historia de California. Sin embargo, con el paso del tiempo, California ha pasado a ser menos dependiente de los activos basados en un uso intensivo del recurso (Hanak *et al.*, 2012). De este modo, las ganancias derivadas del uso del agua no se deben tanto a una mayor disponibilidad de la misma, sino a mecanismos como los mercados que han posibilitado el incremento de su valor. De entre todos los estados del oeste de los EEUU, California ha sido el estado que ha transferido la mayor cantidad de agua en términos absolutos (Hansen *et al.*, 2014), aunque en términos relativos los mercados de agua han sido más bien «estrechos». De acuerdo a la estimación llevada a cabo por Hansen *et al.* (2014), en la mayoría de los estados del oeste la actividad del mercado no supera el 1 % del total de agua destinada a usos consuntivos, resultados que coinciden con el análisis cualitativo de los mercados de agua llevada a cabo por Grafton *et al.* (2011). Esta actividad del mercado Californiano, aunque bastante similar a la que tiene lugar en España en los años de actividad del mercado, contrasta con el caso australiano, donde los mercados de agua en la MDB pueden llegar a suponer más de un 20 % de toda el agua usada.

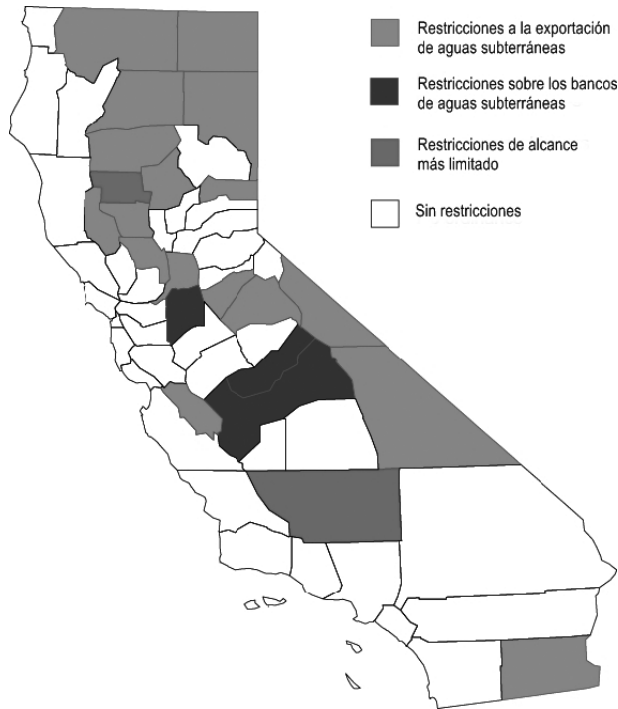
Independientemente del volumen de agua transferido, la actividad de los mercados de agua en California ha traído consigo un sinfín de beneficios para la economía californiana. Cabe señalar el caso de los DEWBs de 1991 y 1992, que permitieron reducir en gran medida los costes derivados de los cortes en el abastecimiento de agua como consecuencia de la sequía; o la gran labor desempeñada en la reasignación de los recursos consecuencia de los cambios permanentes que han tenido lugar en la economía regional (Hanak *et al.*, 2012).

5.2. *Impacto social*

En California, la oposición regional a los mercados de agua ha estado relacionada en la mayoría de los casos con los impactos económicos que la venta de agua pueda tener sobre la zona de origen, especialmente en el caso de zonas rurales donde la principal actividad es la agricultura de regadío (Hanak y Stryjewski, 2012). Esta preocupación está igualmente asociada a la práctica de la conversión a secano de las tierras tras la venta permanente del agua asociada a la misma, conocida como *buying and drying*, la cual resulta especialmente

polémica. En otros estados del oeste de los EEUU esta situación ha contado con el apoyo de grupos ambientalistas que han apostado por el uso de los mercados temporales y por la búsqueda de soluciones colaborativas como forma de sobreponerse a los mercados permanentes. En California, como respuesta a la preocupación sobre la transferencia de agua desde la agricultura a otros usos, muchos condados y distritos de riego californianos han establecido una serie de restricciones a este tipo de intercambios en las zonas rurales (McQuillan y White, 25 de abril de 2015), así como prohibiciones a la exportación de agua subterránea, a los bancos de aguas subterráneas o a los acuerdos de uso conjunto (Figura 4). Estas restricciones, junto a los complejos procesos de aprobación de las transferencias impuestos por el Estado, han provocado que la expansión del mercado de agua en California se ha visto frenada en los últimos años.

Figura 4. Restricciones al mercado de aguas subterráneas incluidas en las ordenanzas de los condados californianos



Fuente: Hanak y Stryjewski (2012).

A modo de contraste, cabe señalar el caso de las transferencias de agua realizadas bajo el «*Lower Yuba River Accord*». Se trató de un contrato de cesión a largo plazo por el que la Agencia del Agua del condado de Yuba vendió parte de su agua al gobierno estatal de California con la finalidad de destinarla a la restauración de los caudales de retorno. Esta operación de mercado trajo consigo una serie de impactos económicos y sociales positivos para el condado de Yuba, ya que los ingresos procedentes de esta venta fueron destinados a la construcción de nuevas infraestructuras de abastecimiento y a la prevención y protección contra las inundaciones que históricamente ha sufrido este condado (SWRI, 2007).

5.3. Impacto ambiental

Un ejemplo clave de los impactos ambientales positivos que han tenido los mercados de agua en California es el *Environmental Water Account* o EWA, llevada a cabo entre los años 2000 y 2008 y que reunió a 25 agencias estatales y federales con la finalidad de comprar agua para destinarla a fines ambientales. Las operaciones de compra bajo este programa supusieron casi la mitad de las operaciones de mercado llevadas a cabo durante los años 2000-2007 (Hanak y Stryjewski, 2012), además de contribuir de manera significativa a los objetivos ecológicos perseguidos (EWA, 2005).

Otras transferencias de agua a largo plazo han tenido, por el contrario, un impacto negativo significativo sobre los activos ambientales en California. Como resultado del QSA (anteriormente descrito) tuvo lugar la transferencia de un gran volumen de agua desde la agricultura de regadío en el sureste californiano hacia las ciudades. El principal perjudicado de estas transferencias fue del *Salton Sea*, un lago localizado en el interior del sureste californiano que se nutre, en parte, de los retornos de agua procedentes de la agricultura que van a parar al acuífero que lo subyace, y que como consecuencia de la venta de agua a las ciudades dejó de recibir estos retornos. Esto se tradujo en un incremento de la salinidad, en la disminución de la superficie inundada y la consecuente generación de finas partículas de sedimentos que provocó un empeoramiento importante de la calidad del aire.

6. Principales lecciones y conclusiones

Tanto de la experiencia de los mercados de agua en Australia como de los californianos resulta interesante la extracción de lecciones inspiradoras en la búsqueda de soluciones para la mejora de la configuración y del desempeño de los mercados de agua en nuestro país.

Quizás una de las primeras lecciones que podría extraerse del estudio de la evolución de los mercados de agua en ambas regiones, es que en ninguno de los dos casos analizados el éxito de los mercados de agua ha llegado de forma inmediata, sino que su creación, implementación, desarrollo y más importante aún, la aceptación por parte de los ciudadanos, participantes o no, ha requerido de un dilatado periodo de tiempo. En este sentido, los quince años que han pasado desde que los mercados de agua fueron introducidos en el código legal español podrían llegar a resultar insuficientes para un completo desarrollo del mercado si los comparamos con los casi treinta años de vida de los mercados de agua australianos y californianos.

Otro de los aspectos sobre los que merece la pena reflexionar es el de los principios que caracterizan el sistema de gobernanza del agua existente en cada uno de estos países y que, de un modo u otro, constituyen la base sobre la que se asientan los distintos elementos que conforman los mercados. En este sentido, los autores consideramos que la mejora de la gobernanza del agua es esencial para el éxito de los mercados en España, en especial la mejora de los principios de transparencia y responsabilidad o rendición de cuentas.

En cualquier caso, además de estas lecciones más generales, se señalan las recomendaciones siguientes:

- *La importancia de secuenciar y priorizar las reformas políticas.* A la hora de llevar a cabo reformas orientadas al desarrollo de los mercados es importante que el camino elegido resulte en una mejora continua y no uno del que se deriven consecuencias indeseables sobre el medio ambiente u otros agentes (Young, 2014a). Un ejemplo claro de la necesidad y la importancia de la correcta secuenciación de las reformas es el establecimiento del límite a las extracciones o *cap* en la MDB. El rápido crecimiento y aceleración de las operaciones de mercado hizo necesario el establecimiento apresurado de un límite «interino» o provisional a las extracciones, en el que no fueron tenidos en cuenta los posibles efectos adversos que la actividad del mercado podría

tener sobre el medio ambiente. Esta falta de previsión y de atención a la realidad biofísica del sistema provocó que la salud ambiental de los recursos hídricos de la MDB se viera fuertemente mermada por el crecimiento de las operaciones de mercado. Como resultado el gobierno australiano ha tenido que llevar a cabo la implementación de numerosos programas destinados a la recuperación ambiental del sistema que incluyen, entre otras medidas, la recuperación o compra de derechos de agua a los usuarios consuntivos para destinarlos al medio ambiente. Este ejemplo deja ver la gran importancia que tiene la adecuada secuenciación e implementación de las reformas, pues en este caso la fijación de un límite a las extracciones de manera previa a la introducción de los mercados habría supuesto el ahorro de casi 10 billones de dólares al gobierno australiano (Young, 2014a).

- *La necesidad de un sistema de derechos robusto.* Para que los mercados de agua puedan operar de manera eficiente resulta esencial la existencia de un sistema de derechos que reúna una serie de características que le aporten robustez ante las distintas condiciones climáticas y de disponibilidad del recurso que puedan presentarse. Estas características son, entre otras (Young, 2014b): integridad hidrológica, definición de los derechos como cuotas de participación, que no estén vinculados a la propiedad del suelo y que su seguridad esté garantizada jurídicamente.
- *Establecimiento de un límite a las extracciones.* Esta lección está directamente relacionada con la ya comentada sobre la secuencialidad de las reformas. Uno de los pasos previos al establecimiento del mercado es la introducción de un límite en las extracciones, de manera que todos los usuarios identifiquen el mercado como la única manera de obtener recursos adicionales. Este límite en las extracciones deberá además estar basado en un balance sostenible entre los usos consuntivos y ambientales. Esta recomendación resulta de especial interés para el caso español, ya que si bien se ha procedido al «cierre oficial» de algunas cuencas en nuestro país, la falta de voluntad política y/o la carencia de los elementos de control y sanción necesarios para hacer efectiva dicha limitación de las extracciones supone que muchos usuarios sigan ejerciendo presión sobre los organismos de cuenca con la finalidad de obtener nuevas concesiones.

- *La creación de un usuario medioambiental*, encargado de velar por la protección de los recursos hídricos del medio ambiente y de garantizar la sostenibilidad de los activos ambientales, similar al *Commonwealth Environmental Water Holder* existente en Australia. Esto implicaría la asignación de derechos y de las correspondientes dotaciones al medio ambiente, junto a su reconocimiento como usuario legítimo del agua y, por ende, de su capacidad para participar en el mercado.
- *Introducción de los mercados permanentes junto a unas tasas de salida*. Tal y como muestra la experiencia australiana y californiana de los mercados de agua, la introducción de los mercados permanentes aportaría flexibilidad al mercado español, a través de la promoción de los mercados como una herramienta para incrementar la disponibilidad de agua a largo plazo y de ajuste a los cambios estructurales. No obstante, la introducción de estos mercados debería ir acompañada del pago de una «tasa de salida» en aquellos casos en los que el agua se vendiese a un usuario perteneciente a otra comunidad, de manera que permita absorber los impactos financieros generados por el desuso de las infraestructuras por parte de los vendedores, así como proporcionar una compensación a la comunidad de origen por las externalidades sociales generadas por este tipo de operaciones.

En base a esto, puede señalarse que, una vez hayan sido tenidas en cuenta las diferencias existentes en el tiempo, la estructura institucional y las características del país, consideramos que España podría ciertamente beneficiarse de la experiencia de los mercados de agua de otros países como Australia o California, no solo adoptando aquellas reformas y características exitosas de estos mercados, sino también evitando los errores y desaciertos que han tenido lugar durante el desarrollo de los mismos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del Proyecto de Investigación AGL2013-48080-C2-1-R, la ayuda predoctoral BES-2011-050946 y de la Ayuda a la movilidad predoctoral para la realización de estancias breves EEBB-I-15-10432.

Referencias bibliográficas

- ADAMSON, D. y LOCH, A. (2014): «Possible negative feedbacks from ‘gold-plating’ irrigation infrastructure»; *Agricultural Water Management* 145; pp. 134-144.
- BABIE, P. (1997): *The implementation and operation of transferable water entitlement systems in Victoria and Alberta*. Department of Natural Resources and Environment of Victoria, Melbourne (Australia).
- BJORNLUND, H. (2002): «The socio-economic structure of irrigation communities: Water markets and the structural adjustment process»; *Rural Society* 12(2); pp. 123-147.
- BJORNLUND, H. y MCKAY, J. (1999): «Do permanent water markets facilitate farm adjustment and structural change within irrigation communities?»; *Journal of Rural Society* 9(3); pp. 555-571.
- BJORNLUND, H. y O’CALLAGHAN, B. (2003): «Property implications of the separation of land and water rights»; *Ninth Annual Pacific-Rim Real Estate Society Conference*, Brisbane, Queensland (Australia).
- BROZOVIC, N.; CAREY, J. M. y SUNDING, D. L. (2002): «Trading activity in an informal agricultural water market: An example from California»; *Journal of Contemporary Water Research and Education* 121(1); pp. 3-16.
- CONNELL, D. (2007): *Water politics in the Murray-Darling Basin*. The Federation Press, Sydney.
- CRASE, L.; O’KEEFE, S. y DOLLERY, B. (2009): «Water buy-back in Australia: Political, technical and allocative challenges»; *53rd Annual Australian Agricultural and Resource Economics Society Conference*, Cairns (Australia), February 2009.
- CHARACKLIS, G. W.; GRIFFIN, R. C. y BEDIANT, P. B. (1999): «Improving the ability of a water market to efficiently manage drought»; *Water Resources Research* 35(3); pp. 823-831.
- CHEESMAN, J. y WHEELER, S. (2012): *Survey of water entitlement sellers under the Restoring the Balance in the Murray-Darling Basin Program*. Marsden Jacob Associates, Melbourne (Australia).
- EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A., eds. (1998): *Markets for water: Potential and performance*. Springer, New York.

- EDWARDS, J.; BJORNlund, H. y CHEERS, B. (2008a): *Analysing community and socioeconomic impacts of corporate purchase of water: The Loxton area in South Australia, a case study*. University of South Australia, Adelaide (Australia).
- EDWARDS, J.; BJORNlund, H. y CHEERS, B. (2009): «Community and socio-economic impacts of corporate purchases of water: Lessons from Australia»; en BREBBIA, C. A. y POPOV, V., eds.: *Water resources management V: Transactions on ecology and the environment*. WIT Press, Southampton (UK).
- EDWARDS, J.; CHEERS, B. y BJORNlund, H. (2008b): «Social, economic and community impacts of water markets in Australia's Murray-Darling Basin region»; *International Journal of Interdisciplinary Social Sciences* 2(6); pp. 1-10.
- EMBED, A. (2001): «Una nueva forma de asignación de recursos: El mercado del agua»; *Tecnología del agua* 21(208); pp. 58-69.
- EWA (ENVIRONMENTAL WATER ACCOUNT) (2005): *Review of the 2003-04 Environmental Water Account (EWA)*. EWA Review Panel, Sacramento (USA).
- FENTON, M. (2006): *The social implications of permanent water trading in the Loddon-Campaspe irrigation region of northern Victoria*. North Central Catchment Management Authority, Huntly (Australia).
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, Leiden (The Netherlands).
- GÓMEZ-RAMOS, A. (2013): «Drought management, uncertainty and option contracts»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- GRAFTON, R. Q.; LIBECAP, G.; MCGLENNON, S.; LANDRY, C. y O'BRIEN, B. (2011): «An integrated assessment of water markets: A cross-country comparison»; *Review of Environmental Economics and Policy* 5(2); pp. 219-239.
- GWP (GLOBAL WATER PARTNERSHIP) (2009): *GWP in action. 2009 Annual Report*. GWP, Stockholm, Sweden.
- HANAK, E.; LUND, G.; DINAR, A.; GRAY, B.; HOWITT, R. y THOMPSON, B. (2011): *Managing California's water: from conflict to reconciliation*. Public Policy Institute of California, San Francisco (USA).

- HANAK, E.; LUND, J.; THOMPSON, B.; CUTTER, W. B.; GRAY, B.; *et al.* (2012): *Water and the California economy*. Public Policy Institute of California, San Francisco (USA).
- HANAK, E. y STRYJEWSKI, E. (2012): *California's water markets, by the numbers. Update 2012*. Public Policy Institute of California, San Francisco (USA).
- HANSEN, K.; KAPLAN, J. y KROLL, S. (2014): «Valuing options in water markets: A laboratory investigation»; *Environmental and Resource Economics* 57(1); pp. 59-80.
- HOWITT, R. E.; MEDELLÍN-AZUARA, J.; MACEWAN, J.; LUND, J. R. y SUMNER, D. (2014): *Economic analysis of the 2014 drought for California agriculture*. UC Davis, Davis (USA).
- HOWITT, R. E. (1994): «Empirical analysis of water market institutions: The 1991 California water market»; *Resource and Energy Economics* 16(4); pp. 357-371.
- INDUSTRY COMMISSION (1991): *Statutory marketing arrangements for primary products*. Australian Government Publishing Service, Canberra (Australia).
- ISRAEL, M. y LUND, J. R. (1995): «Recent California water transfers: Implications for water management»; *Natural Resources Journal* 35(1); pp. 1-32.
- KIEM, A. S. (2013): «Drought and water policy in Australia: Challenges for the future illustrated by the issues associated with water trading and climate change adaptation in the Murray-Darling Basin»; *Global Environmental Change* 23(6); pp. 1615-1626.
- LEWIS, D. (2001): *The value of water: A guide to water trading in Victoria*. Department of Natural Resources and Environment, Victoria, Melbourne (Australia).
- LOCH, A.; BJORNLUND, H.; WHEELER, S. y CONNOR, J. (2012): «Allocation trade in Australia: A qualitative understanding of irrigator motives and behaviour»; *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 56(1); pp. 42-60.
- MACDONALD, G. M. (2010): «Water, climate change, and sustainability in the southwest»; *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(50); pp. 21256-21262.
- MCQUILLAN, L. y WHITE, A. (2015): «Water markets offers better approach to conservation». *The Sacramento Bee*. 25 de abril de 2015.

- MDBA (MURRAY-DARLING BASIN AUTHORITY) (2012): *Water Act 2007 - Basin Plan*. MDBA, Canberra (Australia).
- MICHELSSEN, A. M. y YOUNG, R. A. (1993): «Optioning agricultural water rights for urban water supplies during drought»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(4); pp. 1010-1020.
- MOONEY, D. B. y BURCH, M. A. (2003): *The California water acquisition handbook*. The Trust for Public Land, San Francisco (USA).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2010): *Australian water markets report 2009-10*. NWC, Canberra (Australia).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2011a): *Australian water markets: Trends and drivers, 2007-08 to 2009-10*. NWC, Canberra (Australia).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2011b): *Australian water markets: Trends and drivers, 2007-08 to 2010-11*. NWC, Canberra (Australia).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2011c): *Water markets in Australia: A short story*. NWC, Canberra (Australia).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2012): *Impacts of water trading in the southern Murray-Darling Basin between 2006-07 and 2010-11*. NWC, Canberra (Australia).
- PALOMO-HIERRO, S. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2013): «El papel de los mercados como instrumento para la reasignación del agua en España»; *Agua y Territorio* 2(1); pp. 78-92.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015a): «Water markets in Spain: A tool for drought mitigation»; en ANDREU, J.; SOLERA, A.; PAREDES-ARQUIOLA, J.; HARO-MONTEAGUDO, D. y VAN LANEN, H. A. J., eds.: *Drought: Research and Science-Policy Interfacing*. CRC Press, Boca Raton (USA).
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015b): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- PETERSON, D. C.; DWYER, G.; APPELS, D. y FRY, J. (2004): *Modelling water trade in the southern Murray-Darling Basin*. Productivity Commission Staff Working Paper. Productivity Commission, Australian Government, Melbourne (Australia).
- PHELPS, C. E.; MOORE, N. Y. y GRAUBAR, M. H. (1978): *Efficient water use in California: Water rights, water districts, and water transfers*. Rand Corporation, Santa Mónica (USA).

- PRODUCTIVITY COMMISSION (2010): *Market mechanisms for recovering water in the Murray-Darling Basin, Final report*. Productivity Commission, Canberra (Australia).
- QURESHI, M. E.; SHI, T.; QURESHI, S. E. y PROCTOR, W. (2009): «Removing barriers to facilitate efficient water markets in the Murray-Darling Basin of Australia»; *Agricultural Water Management* 96(11); pp. 1641-1651.
- ROSEGRANT, M. W.; SCHLEYER, R. G. y YADAV, S. N. (1995): «Water policy for efficient agricultural diversification: Market-based approaches»; *Food Policy* 20(3); pp. 203-223.
- SCHWABE, K.; SCHUHMANN, P.; BAERENKLAU, K. y NERGIS, N. (2008): «Fundamentals of estimating the net benefits of ecosystem preservation: The case of the Salton Sea»; *Hydrobiologica* 604; pp. 181-195.
- SHORTEN, B. (2012): *A win for water market participants as Government makes water regulation crystal clear*. Australian Parliament, Canberra (Australia).
- STURGESS, G. y WRIGHT, M. (1993): *Water rights in rural New South Wales: The evolution of a property rights system*. CIS policy monograph No. 26. Center for Independent Studies, New South Wales (Australia).
- SWRI (SURFACE WATER RESOURCES, INC.) (2007): *Final Environmental Impact Report/ Environmental Impact Statement for the Proposed Lower Yuba River Accord*. SWRI, Sacramento (USA).
- WHEELER, S.; LOCH, A.; ZUO, A. y BJORN LUND, H. (2014): «Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray-Darling Basin, Australia»; *Journal of Hydrology* 518; pp. 28-41.
- WHEELER, S.; ZUO, A.; BJORN LUND, H. y LANE MILLER, C. (2012): «Selling the farm silver? Understanding water sales to the Australian government»; *Environmental and Resource Economics* 52(1); pp. 133-154.
- WILSON, A. y FRANCIS, R. (2010): «Liquid markets»; *Utility Week* 32(23); pp. 21-22.
- YOUNG, M. (2014a): «Trading into trouble? Lessons from Australia's mistakes in water policy reform sequencing»; en EASTER, K. W. y HUANG, Q., eds.: *Water markets for the 21st century. What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- YOUNG, M. (2014b): «Designing water abstraction regimes for an ever-changing and ever-varying future»; *Agricultural Water Management* 145; pp. 32-38.

Cambio climático y mercados de agua

José Albiac^a, Mohamed Taher Kabil^b, Ariel Dinar^c y Javier Tapia^a

^aCentro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (CITA-DGA),

^bInternational Institute for Applied Systems Analysis (IIASA)

y ^cSchool of Public Policy (University of California at Riverside)

1. Introducción

El cambio climático supone un gran desafío para la sostenibilidad de la producción agraria en las regiones áridas y semiáridas. El IPCC (2014) señala que en estas regiones se producirán aumentos de temperatura y evapotranspiración, reducciones de precipitación y almacenamiento de nieve, modificaciones en el régimen de las precipitaciones, y una mayor frecuencia e intensidad de los fenómenos climáticos extremos. Los impactos de estos cambios serán muy negativos para los recursos hídricos, el sector primario y los ecosistemas. También aumentarán las enfermedades, malas hierbas y plagas, que afectarán negativamente a los procesos biológicos que subyacen a la productividad de plantas y animales (USDA, 2012).

Las proyecciones sobre recursos hídricos que se obtienen acoplando modelos globales hidrológicos y de cultivos indican que las pérdidas de cosechas pueden alcanzar entre el 20 y 30 por cien a final de siglo, dependiendo de los efectos de fertilización del CO₂ (Elliot *et al.*, 2014). Estas pérdidas pueden aumentar por la escasez de agua en las regiones áridas y semiáridas, forzando la conversión de tierras de regadío a secano. Hacer frente al desafío del cambio climático para la agricultura no va a ser fácil, porque también será necesario abastecer la creciente demanda mundial de alimentos y hacer frente a la competencia entre usos del agua productivos y medioambientales.

El sur de Europa es una de las zonas áridas y semiáridas en las que se prevé una mayor vulnerabilidad del regadío al cambio climático (IPCC, 2014), con reducciones importantes de recursos superficiales y subterráneos junto a aumentos en la frecuencia y duración de las sequías (Lehner *et al.*, 2006). Además, la reducción de la disponibilidad y garantía de suministro del recurso irá unida al incremento de las necesidades de riego para cubrir la mayor evapotranspiración de los cultivos (Jiménez *et al.*, 2014).

Como respuesta institucional a estas adversas perspectivas, la adaptación del regadío al cambio climático en el sur de Europa se ha convertido en uno de los principales objetivos de la normativa europea sobre agua y agricultura, como la Directiva Marco del Agua (EC, 2009) y la política de desarrollo rural 2014-2020 (EC, 2013). La evaluación de la eficiencia de las políticas de adaptación actuales y de la necesidad de políticas adicionales, tiene gran interés para los responsables políticos, los grupos de usuarios y organizaciones sociales. Tal evaluación requiere de estudios que provean un mejor conocimiento sobre los impactos económicos y ambientales del cambio climático sobre el regadío, y las alternativas de política de adaptación y sus costes.

En este capítulo se lleva a cabo una evaluación empírica de los mercados de agua como instrumento de política de adaptación al cambio climático, comparando los mercados de agua con otros instrumentos de adaptación como son la modernización de regadíos, los precios del agua, y la actual política institucional basada en la cooperación de los usuarios. Para ello se ha construido un modelo hidroeconómico de la cuenca del Júcar, que permite comparar directamente los mercados de agua con los otros instrumentos de adaptación en función de sus efectos económicos y medioambientales. En la siguiente sección se consideran los mercados de agua en relación a las políticas de cambio climático, y en las secciones 3 y 4 se comparan los mercados de agua con los otros instrumentos de adaptación. Finalmente la sección 5 presenta las conclusiones.

2. Los mercados de agua en el contexto de las políticas de adaptación al cambio climático

Existen numerosos estudios en la literatura que analizan la adaptación del regadío a los impactos del cambio climático. Se pueden distinguir dos enfoques metodológicos en estos estudios. El primer enfoque se basa en los modelos de programación matemática, tanto de equilibrio parcial como de equilibrio general. Estos modelos integran componentes biofísicos (hidrología, agronomía, medio ambiente) y componentes económicos para simular las decisiones de los agricultores sobre planes de cultivo, tecnologías y utilización de insumos bajo diferentes escenarios de clima, reparto de agua, políticas y marco institucional (Hurd *et al.*, 2004; Connor *et al.*, 2009; Medellín *et al.*, 2013; Qureshi *et al.*, 2013; Calzadilla *et al.*, 2014).

El segundo enfoque metodológico se basa en la modelización econométrica, que representa la respuesta de los agricultores a las condiciones climáticas observadas bajo las actuales políticas e instituciones. Estos modelos se utilizan para evaluar los efectos de los cambios en las variables climáticas y de políticas (Zilberman *et al.*, 2002; Mendelsohn y Dinar, 2003; Wheeler *et al.*, 2013; Connor *et al.*, 2014).

En relación a las alternativas de adaptación examinadas, las alternativas se dividen entre propuestas de adaptación a nivel de explotación y propuestas a través de políticas más generales para incentivar la adaptación del sector. Las opciones de adaptación a nivel de parcela consisten en mejoras de la programación de riegos, cambios en el patrón de cultivos, utilización de nuevas variedades, y mejoras en la eficiencia de riego. Varios estudios señalan que las opciones a nivel de parcela consiguen buenos resultados de adaptación (Howden *et al.*, 2007; Reidsma *et al.*, 2010; Leclere *et al.*, 2013).

Otra corriente de la literatura señala la necesidad de reconsiderar las actuales instituciones y políticas de agua, y establecer políticas más generales basadas en incentivos que consigan fomentar la adaptación (Zilberman *et al.*, 2002; Booker *et al.*, 2005). Las dos políticas basadas en incentivos que están recibiendo una mayor consideración en la literatura para la adaptación del regadío al cambio climático son los mercados de agua y las subvenciones públicas a la inversión en sistemas eficientes de riego. Una tercera política que recibe consideración, sobre todo en Europa como consecuencia de la Directiva Marco del Agua, es la reforma e incremento de los precios del agua.

Los *mercados de agua* se consideran una buena opción para reducir los impactos del cambio climático (Calatrava y Garrido, 2005; Gómez-Limón y Martínez, 2006; Gohar y Ward, 2010). Además, numerosos estudios consideran que los intercambios de agua son una manera flexible y eficiente de afrontar el problema del reparto de agua, ya que aumentan la eficiencia del uso de agua, evitan el desarrollo de nuevas y costosas fuentes de suministro, y consiguen ganancias de bienestar reasignando agua hacia cultivos de mayor rentabilidad (Easter *et al.*, 1998; Connor *et al.*, 2009; Howitt *et al.*, 2012). Las condiciones necesarias para que los mercados de agua funcionen bien son numerosas: una adecuada definición de los derechos de agua, un marco legal e institucional para los intercambios, inversiones en infraestructuras de transporte, y bajos costes de transacción (Dinar *et al.*, 1997).

Los beneficios de los mercados de agua durante la última sequía en la cuenca del Murray-Darling en Australia, que es el mercado más activo del mundo,

superan los mil millones de dólares australianos por año (Connor y Kaczan, 2013). El potencial que tendrían los mercados de agua en California durante la actual sequía ha sido estimado en unos beneficios de mil cuatrocientos millones de dólares americanos por año en el Central Valley (Medellin *et al.*, 2013).

Pero los mercados de agua se enfrentan al desafío de los efectos a terceros que pueden producir, en especial los medioambientales (véase el capítulo 7 de este libro). Los mercados de agua reducen los caudales de los ríos porque se venden derechos de agua que anteriormente no se utilizaban, pero también porque se generan ganancias de eficiencia de riego en parcela que reducen los retornos de riego a cuenca. La razón es que se transfiere agua de zonas de baja eficiencia poco rentables a zonas de alta eficiencia más rentables, por lo que caen los retornos de riego, fenómeno que se ha observado tanto en Estados Unidos (Howe *et al.*, 1986) como en Australia (Qureshi *et al.*, 2010). Otro efecto preocupante y que es paralelo a los intercambios cuando hay escasez de agua, es el enorme aumento de extracciones de agua subterránea, como se observa en la última sequía en la cuenca del Murray-Darling.¹ Connor y Kaczan (2013) señalan que la opción que se ha tomado en Australia ha sido ignorar los impactos medioambientales en el diseño de los mercados de agua. La consideración de estos impactos requeriría mercados basados en el consumo de agua y no en las extracciones, lo que elevaría los costes de transacción disminuyendo los beneficios de los intercambios.

Los impactos medioambientales reducen los beneficios de los intercambios de agua y aumentan los costes de adaptación. Para contrarrestar los impactos medioambientales de la caída de caudales en la cuenca del Murray-Darling por los mercados de agua, se han puesto en marcha proyectos públicos que financian tanto inversiones de modernización de infraestructuras como compras de agua para el medio ambiente, con un elevado coste de varios miles de millones de dólares australianos (Wheeler *et al.*, 2014).

Otro problema para el funcionamiento de los mercados de agua es el entramado institucional. A pesar de los enormes beneficios que tendrían los mercados de agua en California, la implementación de estas ganancias potenciales del mercado no es tarea fácil, como muestra el fracaso del banco de agua en la sequía de 2009. Los intercambios de agua fueron bloqueados por las zonas exportadoras de agua con el apoyo de las organizaciones medioambien-

¹ Blewett (2012) señala que las extracciones de agua subterránea entre 2002 y 2007 fueron siete veces superiores a las extracciones autorizadas, con un vaciado de acuíferos en el Murray-Darling cercano a los 100.000 hm³.

tales (Medellín *et al.*, 2013). El logro de esta solución requiere de un contexto institucional más fuerte que facilite la cooperación de los grupos de interés.

Culp *et al.* (2014) señalan que el problema de los fallos del mercado de agua por los efectos a terceros conduce a decisiones muy politizadas en el oeste de EEUU. La consecuencia es un desarrollo muy limitado de los mercados de agua (Hanak, 2015). Esta cuestión de los costes de transacción ha sido examinada por Regnacq *et al.* (2016), y la evidencia empírica en California muestra la importancia de la distancia y los impedimentos institucionales en los intercambios de agua. Aunque una parte de los costes de transacción representa una protección justificada de los recursos respecto a terceros (en especial el medio ambiente), el resto de los costes de transacción podría reducirse para facilitar los intercambios.

Una segunda opción de adaptación al cambio climático es la *modernización de regadíos*. La política de subvención pública de las inversiones en sistemas eficientes de riego también se considera una alternativa importante de adaptación al cambio climático (Cazcarro *et al.*, 2011; Graveline *et al.*, 2014; Varela *et al.*, 2014). La modernización de regadíos reduce el abandono de tierras, facilita la adopción de patrones de cultivo rentables y diversificados, y mejora los rendimientos, con lo que aumenta el valor de la producción agraria (Perry *et al.*, 2014). Otras ventajas de la modernización son que impulsa el desarrollo rural y mejora la calidad del agua (Playán *et al.*, 2013).

Pero en contra de la visión ingenua de las soluciones puramente tecnológicas, la modernización aumenta el consumo de agua del regadío, al aumentar la evapotranspiración y caer los retornos de riego. Estos retornos contribuyen al mantenimiento de los caudales en los cursos de agua y a la recarga de los acuíferos, que pueden ser esenciales para los usos económicos y ambientales en los tramos receptores de la cuenca (Huffaker, 2008; Perry *et al.*, 2014). La caída de retornos por la modernización de regadíos se conoce desde hace tiempo (Huffaker y Whittlesey, 2000), pero solo recientemente se está considerando en el debate de políticas de agua en Europa.

Finalmente, la tercera opción de adaptación al cambio climático es la política de *precios del agua*. La política de precios del agua en el regadío para ahorrar agua ha sido objeto de debate desde los años noventa. Una corriente de la literatura señala que los precios del agua en el regadío tienen un efecto muy limitado en el ahorro de agua (Moore, 1991; Sheierling *et al.*, 2004), y otros autores indican que los mercados de agua son mucho más efectivos que los precios para el reparto de agua en el regadío (Cornish *et al.*, 2004).

En España existe una amplia literatura sobre los precios del agua en regadío, de la que cabe destacar Berbel y Gómez-Limón (2000), Gómez-Limón y Riesgo (2004), Iglesias *et al.* (2004), Mejías *et al.* (2004) y Calatrava *et al.* (2011). Los resultados muestran que el instrumento precios genera unas pérdidas elevadas de renta entre los agricultores, como señalan Garrido y Calatrava (2009) en su revisión de estos trabajos.

En este trabajo se aporta una comparación directa entre las tres opciones de adaptación al cambio climático señaladas: mercados de agua, modernización de regadíos y precios del agua. La contribución a la literatura consiste en la coherencia y consistencia de la comparación, ya que se utiliza un modelo hidroeconómico que integra la hidrología, las actividades económicas y los ecosistemas de la cuenca.

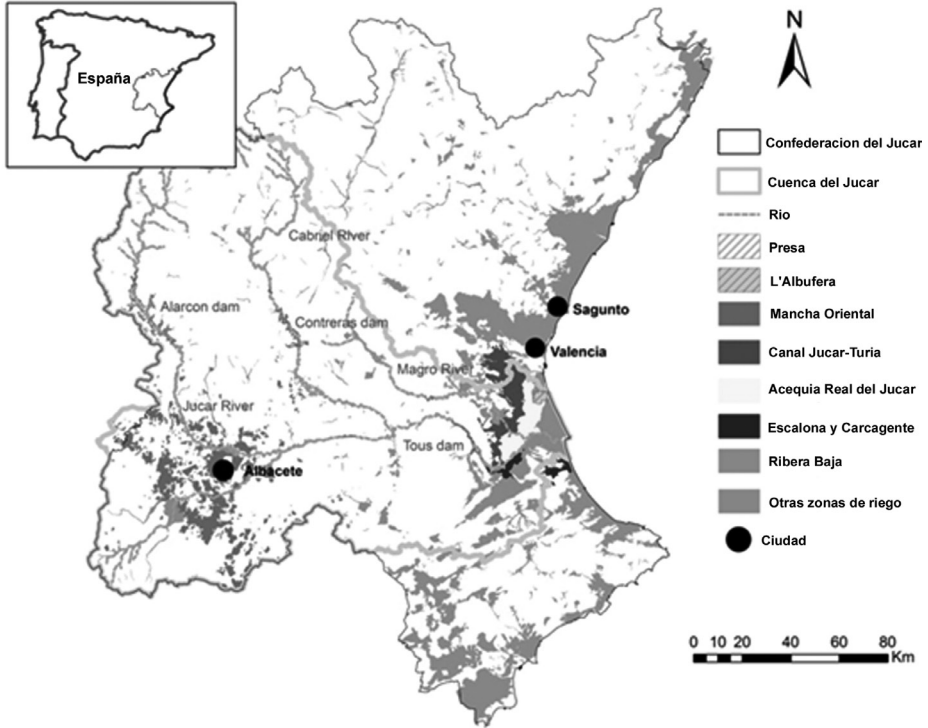
3. Evaluación de los mercados de agua ante la sequía y el cambio climático en la cuenca del Júcar

3.1. El modelo hidroeconómico de la cuenca del Júcar

El potencial de los mercados de agua como instrumento de política de adaptación a las sequías y el cambio climático se ha examinado mediante un modelo hidroeconómico de la cuenca del Júcar (Figura 1). El modelo se ha utilizado para comparar tres políticas de adaptación al cambio climático con la actual política institucional de la autoridad de cuenca basada en la cooperación de los usuarios en la asignación de agua. Las tres políticas de adaptación consideradas son mercados de agua, modernización de regadíos, y precios del agua.

La gestión sostenible de los recursos hídricos en zonas áridas y semiáridas no es una tarea fácil, como muestra la mala gestión generalizada de recursos hídricos en las principales cuencas del mundo. Por ello es necesario desarrollar metodologías que permitan un mejor conocimiento de los problemas de gestión de agua en un contexto de escasez, sequía y cambio climático. La modelización hidroeconómica integrada es una metodología que permite un análisis riguroso a escala de cuenca, orientando el diseño de políticas de gestión sostenible del agua. Esta metodología de modelización de las interacciones a nivel de cuenca se ha utilizado en varios estudios como los de Booker y Young (1994), McKinney *et al.* (1999), Cai *et al.* (2003), Booker *et al.* (2005), Pulido *et al.* (2008), Molinos *et al.* (2014) y Ward (2014).

Figura 1. Cuenca del Júcar



Fuente: Kahil *et al.* (2015a).

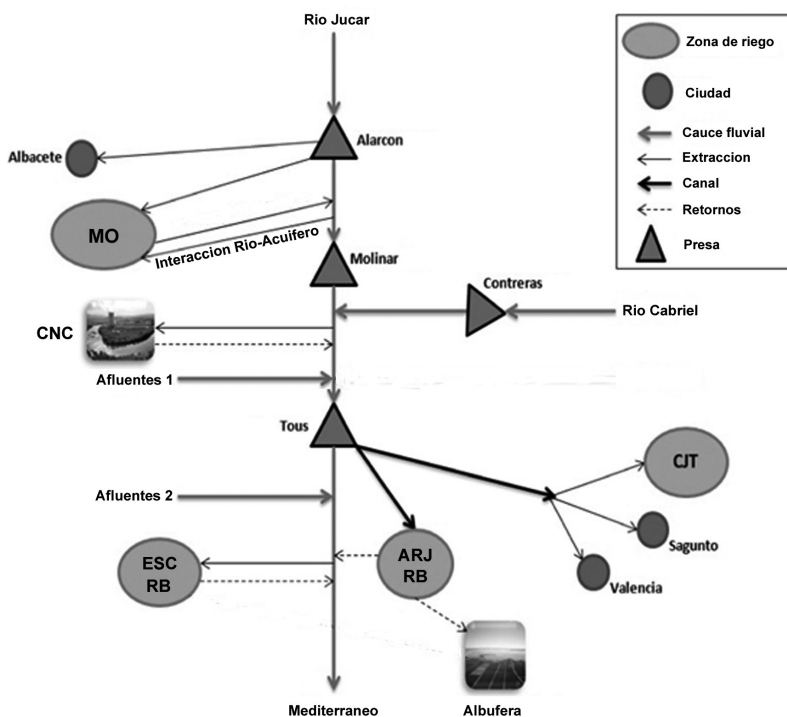
Siguiendo este enfoque, el modelo hidroeconómico de la cuenca del Júcar utilizado relaciona un componente hidrológico, un componente regional de las actividades económicas, y una componente medioambiental. El *componente hidrológico* es una forma reducida de la hidrología de la cuenca y está calibrado con las observaciones de asignación de agua en periodos normales y en periodos de sequía. El *componente de economía regional* incluye modelos de optimización detallados a escala de polígono de riego y modelos de excedente económico del uso urbano. El *componente medioambiental* estima los beneficios que aporta el medio ambiente a la sociedad.

La interacción entre los componentes del modelo permite realizar una evaluación fiable de los impactos de la escasez de agua y las sequías bajo las distintas alternativas de política de agua en relación a la asignación entre sectores, distribución espacial, decisiones sobre uso de la tierra, y beneficios y

costes privados y sociales del uso del agua. La Figura 2 muestra la red hidrológica de la cuenca del Júcar y la Figura 3 el esquema del modelo hidroeconómico de la cuenca.

Los detalles de la elaboración del modelo hidroeconómico del Júcar y de su utilización para la simulación de las políticas de adaptación se puede consultar en los trabajos de Kahil *et al.* (2015a, 2015b, 2016a y 2016b), que examinan los mercados de agua, la modernización de regadíos, los precios del agua, y la actual política institucional basada en la cooperación, respectivamente.

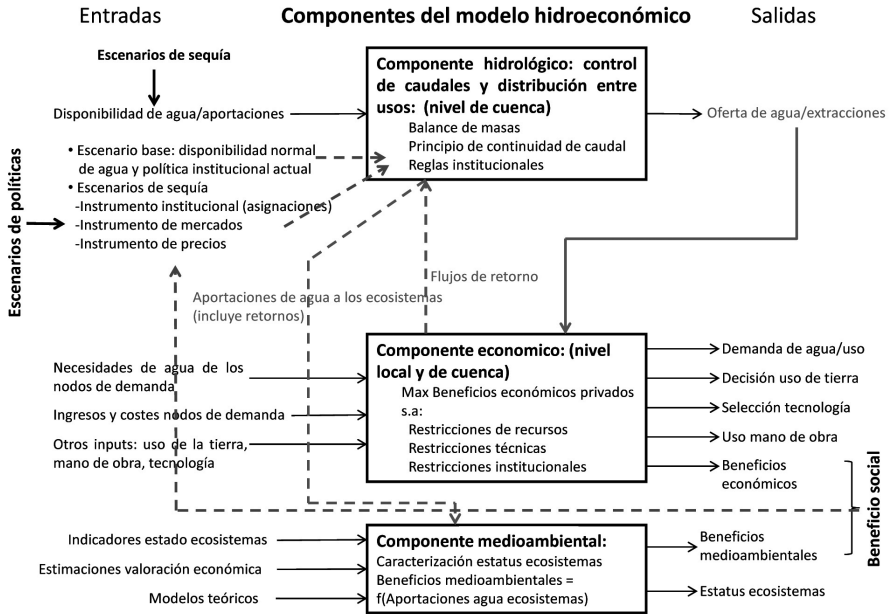
Figura 2. Red hidrológica de la cuenca del Júcar*



* MO: Mancha Oriental; ESC: Escalona-Carcagente; RB: Ribera Baja; ARJ: Acequia Real del Júcar; CJT: Canal Júcar-Turía.

Fuente: Kahil *et al.* (2015a).

Figura 3. Esquema de modelización



Fuente: Kahil *et al.* (2015a).

3.2. Mercados de agua versus política institucional

La Tabla 1 presenta los resultados de la comparación entre políticas bajo distintos escenarios de sequía. Los resultados de la política de mercados de agua muestran que los intercambios de agua aumentan conforme se intensifica la sequía, y alcanzan cerca del 20% de la disponibilidad de agua en sequía extrema (cf. Kahil *et al.*, 2015a). Los mercados de agua aumentan el consumo de agua en relación a la actual política institucional, ya que la evapotranspiración de los cultivos se incrementa con los mercados como se ha explicado en la sección 2, por lo que caen los retornos de riego y los caudales en cuenca. La consecuencia es que los caudales ecológicos y las entradas de agua a la Albufera (el principal ecosistema de la cuenca) son menores con mercados de agua que con la política institucional actual.

Los beneficios privados y sociales de los mercados de agua son similares a los beneficios que se obtienen bajo la actual política institucional, tanto en escenarios de sequía moderada como extrema. En sequía moderada los be-

beneficios sociales alcanzan los 483 millones de euros con mercados de agua y 484 millones con la política institucional, mientras que en sequía extrema los beneficios sociales alcanzan los 408 millones de euros con mercados de agua y 399 millones con la política institucional.

Este primer resultado para la cuenca del Júcar tiene una gran relevancia para el debate de los mercados de agua en España, porque muestra que tanto la política institucional como la de mercados de agua son buenos instrumentos para reducir los costes de las sequías, alcanzando unos beneficios privados y sociales similares. Dado que los mercados de agua maximizan los beneficios privados (solución Pareto-óptima), este resultado es clave porque demuestra que la política institucional alcanza casi los mismos beneficios privados que los mercados. La implicación es que no hay razón para sustituir el buen desempeño de la actual política institucional basada en la cooperación de los usuarios por mercados de agua.

El segundo resultado es que la política institucional supera a los mercados de agua en la protección del medio ambiente. El resultado es lógico ya que los mercados de agua optimizan los beneficios privados pero ignoran los beneficios medioambientales. En el Júcar se observa que los mercados conllevan una reducción de agua para el medio ambiente en comparación con el enfoque institucional, y provocan un cambio de régimen del ecosistema más rápido. La política institucional mantiene unos caudales ecológicos de 52 hm³ en sequía moderada y 34 hm³ en sequía extrema, mientras que los mercados reducen estos caudales a 50 hm³ en sequía moderada y 29 hm³ en sequía extrema. Por lo tanto, la actual política institucional tiene ventajas medioambientales respecto a los mercados de agua, que además son mayores cuanto más extrema es la sequía. Este segundo resultado tiene importancia cuando se planifica un futuro con cambio climático y demandas sociales de protección de los ecosistemas.

Tabla 1. Comparación de políticas institucional, mercados de agua y precios de agua

Escenario de sequía Tipo de política de agua	Año normal			Sequía moderada			Sequía extrema			
	Situación actual (cooperación institucional)	Cooperación institucional	Mercados de agua	Precios de agua	Cooperación institucional	Mercados de agua	Precios de agua	Cooperación institucional	Mercados de agua	Precios de agua
Uso de agua (hm³)										
Polígonos de riego	1.030	908	908	908	683	683	683	683	683	683
<i>Mancha Oriental</i>	399	359	363	363	304	316	316	304	316	316
<i>Canal Júcar-Turía</i>	155	132	150	150	107	146	146	107	146	146
<i>Acequia Real del Júcar</i>	200	180	197	197	131	185	185	131	185	185
<i>Escalona-Caragente</i>	33	30	32	32	18	31	31	18	31	31
<i>Ribera Baja</i>	243	207	166	166	123	4	4	123	4	4
Uso urbano	119	105	105	105	74	74	74	74	74	74
Caudales ambientales (entradas a la Albufera)	60	52	50	50	34	29	29	34	29	29
Beneficios privados y ambientales (millones de euros)										
Beneficios privados										
Polígonos de riego	190	171	175	175	136	148	148	136	148	148
<i>Mancha Oriental</i>	80	72	72	72	61	62	62	61	62	62
<i>Canal Júcar-Turía</i>	45	40	42	42	36	39	39	36	39	39
<i>Acequia Real del Júcar</i>	34	31	32	32	23	25	25	23	25	25
<i>Escalona-Caragente</i>	7	7	7	7	4	5	5	4	5	5
<i>Ribera Baja</i>	24	21	22	22	12	17	17	12	17	17
Uso urbano	283	276	276	276	241	241	241	241	241	241
Total	473	447	451	451	377	389	389	377	389	389
Beneficios ambientales	75	37	32	32	22	19	19	22	19	19
Beneficios sociales	548	484	483	483	399	408	408	399	408	408

* Asignación de agua al regadío, uso urbano y medioambiente en millones de metros cúbicos (parte superior) y beneficios privados del regadío y uso urbano, y beneficios medioambientales en millones de euros (parte inferior).

Fuente: Kabil et al. (2016a).

3.3. Mercados de agua versus política de precios del agua

La política de mercados de agua también se ha comparado con la política de precios de agua que propugna la Comisión Europea (EC, 2012). El principal resultado empírico sobre los precios del agua es que los agricultores pierden entre la mitad de sus beneficios en sequía moderada y los dos tercios de sus beneficios en sequía extrema cuando se implementa la política de precios del agua en lugar de los mercados de agua o la política institucional actual. La Tabla 1 muestra que los agricultores pierden en el caso de una sequía moderada unos 80 millones de euros (diferencias de 175-93 con los mercados de agua y 171-93 con la política institucional), mientras que en una sequía extrema pierden casi 100 millones de euros (diferencias de 148-54 con los mercados de agua y 136-54 con la política institucional). Estas grandes pérdidas de los agricultores solo cabría compensarlas utilizando los ingresos conseguidos para mejorar sus infraestructuras de transporte o de tecnología de riego en parcela, de forma que se equilibrara el fuerte impacto negativo de las pérdidas.

Los costes de oportunidad de las políticas para los agricultores son las pérdidas de beneficio que soportan bajo cada política. La elección de una política que tenga un coste de oportunidad desproporcionado se encontrará con la oposición de los agricultores. El fracaso de una política que tenga costes desproporcionados es muy probable, sobre todo si existen otras políticas con un coste de oportunidad mucho menor. En este sentido, los costes de la política de precios del agua son muy elevados para los agricultores en comparación con las otras políticas, con una caída de beneficios que casi alcanza el 70% en sequía extrema cuando se implementa la política de precios en lugar de las otras políticas. Estos costes para los agricultores solo podrían justificarse reinvertiendo los ingresos de la subida de precios en la zona. La oposición a la política de precios sería especialmente fuerte en Ribera Baja, Mancha Oriental y Acequia Real del Júcar, ya que los costes de oportunidad de optar por la política de precios del agua son especialmente perjudiciales para los agricultores. Este resultado empírico muestra que las opciones de mercados de agua o política institucional son mucho menos conflictivos y, por lo tanto, más factibles que los precios del agua.

3.4. Mercados de agua versus política de modernización

La comparación entre los mercados de agua y la política de subvenciones públicas a la modernización de regadíos se examina en el trabajo de Kahil *et al.* (2015b). En este trabajo se utiliza un modelo de programación estocástica discreta que analiza la adaptación al cambio climático en los cuatro polígonos de riego más importantes del bajo Júcar: Acequia Real del Júcar, Escalona-Carcagente, Ribera Baja, y Canal Júcar-Turia. El modelo se utiliza para evaluar la respuesta de los agricultores al cambio climático y a las políticas de mercados de agua y de modernización de regadíos, en términos de decisiones a largo plazo sobre las inversiones de capital en tipos de cultivo y sistemas de riego, y decisiones a corto plazo sobre el riego de los cultivos.

Los resultados de los escenarios de adaptación al cambio climático recogen los impactos económicos, los cambios de uso de la tierra y de los sistemas de riego, el uso del agua y los caudales ambientales. Las pérdidas de beneficios de los agricultores por el cambio climático pueden reducirse sustancialmente mediante las políticas de mercados de agua o de subvenciones a la modernización. Estas políticas proporcionan incentivos a los agricultores para invertir en tipos de cultivo y sistemas de riego, reduciendo el abandono de tierras, cambiando el patrón de cultivos hacia cultivos más rentables, y aumentando el uso del agua, aunque el comportamiento de los agricultores es distinto en cada política.

En concreto, en el caso del Júcar, los beneficios privados de los mercados de agua superan en un 12 % a los beneficios de la modernización. La diferencia aumenta hasta el 22 % si se tienen en cuenta las subvenciones a la modernización, aunque los mercados de agua también conllevan costes de transacción y control que no se consideran en el trabajo. La cuestión de los costes de transacción de los mercados de agua es clave porque impide el desarrollo de los mercados, aunque la evidencia empírica es muy escasa. La evidencia que presentan Regnacq *et al.* (2016) demuestra que los costes de transacción impiden en la práctica el funcionamiento de los mercados de agua, y ello a pesar de las enormes ganancias potenciales señaladas por Medellín *et al.* (2013).

En cuanto a sus impactos ambientales, tanto los mercados de agua como la política de modernización de regadíos reducen los caudales en cuenca en relación al escenario base, si bien la modernización provoca una mayor reducción de caudales.

4. Medidas adicionales a las políticas de adaptación para proteger el medio ambiente

Los resultados empíricos obtenidos para la cuenca del Júcar muestran que los mercados de agua y la actual política institucional son políticas de adaptación a la sequía y el cambio climático mucho mejores que el incremento de los precios del agua. Además, los mercados de agua también son más eficientes que la política de subvenciones públicas a la modernización de regadíos. Pero ante las sequías y el cambio climático, el problema es que tanto los mercados de agua como la política institucional provocan una caída significativa de los caudales ecológicos.

El mantenimiento de los caudales ecológicos es un problema importante en la mayoría de las zonas áridas y semiáridas, en especial durante las sequías. Los responsables de la gestión se enfrentan a serios desafíos para asegurar los caudales ecológicos, no solo porque no tienen el control efectivo de las extracciones superficiales y subterráneas, sino también porque el componente de retornos de riego es aún más difícil de regular que las extracciones. Los ejemplos de estas dificultades de gestión incluyen cuencas en las que los esfuerzos de gestión del agua son muy sofisticados, como las cuencas del Júcar en España, Murray-Darling en Australia, o Central Valley en California.² En la cuenca del Júcar, los caudales ecológicos están fijados en el plan de cuenca, pero estos caudales son muy bajos e inferiores a 1 m³/s en desembocadura.

El modelo hidroeconómico de la cuenca del Júcar se ha utilizado para evaluar dos medidas de protección medioambiental, una asociada a la política de mercados de agua y la otra asociada a la política institucional. Los detalles de la medida asociada a los mercados de agua pueden consultarse en Kahil *et al.* (2015a), y los detalles de la medida asociada a la política institucional en Kahil *et al.* (2016b), donde se utiliza la teoría de juegos cooperativos.

La primera medida sigue el ejemplo de la cuenca del Murray-Darling, donde se ha implementado una costosa recuperación de agua para el medio ambiente, utilizando un programa de compras públicas de agua con una financiación de miles de millones de dólares australianos. Esta política puede denominarse *mercado de agua medioambiental*, y parece adecuada para conseguir los beneficios privados de los mercados de agua, y a la vez proteger los ecosistemas. La segunda medida es mejorar la cooperación de los grupos de

² En el Júcar, el cauce se secó durante la última sequía. En el Murray-Darling, el vaciado de acuíferos alcanzó los 104 km³ durante la última sequía (Blewett, 2012). En el Central Valley de California, el vaciado de acuíferos ha alcanzado los 180 km³ durante la actual sequía (UCCHM, 2014).

usuarios en el Júcar en el marco del actual enfoque institucional, incluyendo el medio ambiente como usuario de pleno derecho, y se puede denominar *política institucional sostenible*. Con ello se lograría aumentar los caudales ecológicos mediante la negociación de todos los grupos de «usuarios», tanto económicos como medioambientales.

Tanto la medida de mercado de agua medioambiental como la medida de política institucional sostenible logran aumentos importantes de beneficios medioambientales. Estas ganancias medioambientales suponen cerca de 230 millones de euros tanto en sequías moderadas como severas, con unos beneficios sociales en cuenca que alcanzan los 730 millones de euros en sequía moderada, y los 660 millones de euros en sequía extrema. Estos resultados se describen en detalle en Kahil *et al.* (2015a) para el mercado de agua medioambiental, y en Kahil *et al.* 2016b) para la política institucional sostenible.

5. Conclusiones

Las presiones sobre los recursos hídricos están aumentando en todo el mundo por el crecimiento de las actividades económicas y la población. Estas presiones agravan los problemas de escasez y calidad del agua, y provocan daños cada vez mayores sobre los ecosistemas acuáticos. El cambio climático también se está convirtiendo en un factor perturbador del ciclo del agua, contribuyendo al empeoramiento de la escasez de agua en las zonas áridas y semiáridas. El uso sostenible de los recursos hídricos para afrontar los problemas de escasez de agua, sequías y cambio climático requiere de una comprensión sólida de los procesos biofísicos, una evaluación acertada de los impactos, y de una mejora tanto de la gestión local por los grupos de usuarios como de la gobernanza por los responsables políticos. Una adecuada gestión y gobernanza es un desafío bastante complicado porque el agua provee distintos tipos de bienes y servicios, que pueden ser bienes privados, comunales o públicos.

Este capítulo presenta una evaluación empírica de los mercados de agua como instrumento de política de adaptación al cambio climático, comparándolo con otros instrumentos de adaptación como son la modernización de regadíos, los precios del agua, y la actual política institucional basada en la cooperación de los usuarios. El modelo hidroeconómico de la cuenca del Júcar utilizado compara directamente los mercados de agua con los otros instrumentos de adaptación en función de sus efectos económicos y medioambientales.

Los mercados de agua y los precios del agua son instrumentos económicos que funcionan bien cuando el agua es un bien privado, pero no tan bien cuando el agua es un bien comunal o un bien público. Estos instrumentos económicos pueden conseguir ganancias de eficiencia importantes en redes urbanas donde el agua es un bien privado, pero el carácter de bien comunal del agua de riego requiere de la acción colectiva, o bien convertir el agua de riego en un bien privado.

El enfoque de política de agua en España es institucional, y se fundamenta en la cooperación de los usuarios en las autoridades de cuenca para las decisiones de reparto de agua. Aunque la gestión del agua en España está lejos de ser perfecta, se observan casos de experiencias de éxito, como la reducción de extracciones en Mancha Oriental (Esteban y Albiac, 2011 y 2012). Este logro es notable porque no se ha conseguido en ningún otro gran acuífero del mundo.

En la evaluación de las políticas de adaptación al cambio climático con el modelo hidroeconómico del Júcar se obtienen varios resultados importantes. Los dos primeros resultados se refieren a la comparación entre el desempeño de los mercados de agua y el de la política institucional. El primer resultado es que tanto los mercados de agua como el actual enfoque institucional son buenos instrumentos de adaptación a las sequías y consiguen unos beneficios privados y sociales similares. Este resultado demuestra el buen desempeño de la actual política institucional que se acerca a la solución Pareto-óptima de los mercados de agua, que maximizan los beneficios privados. Un segundo resultado es que el actual enfoque institucional supone ventajas medioambientales respecto a los mercados de agua, al garantizar unos mayores caudales en cuenca para el sostenimiento de la Albufera y el resto de los ecosistemas acuáticos.

El tercer resultado pone de manifiesto las enormes pérdidas que para los agricultores supone la política de precios del agua frente a las otras políticas de adaptación. La Directiva Marco promueve los precios del agua como instrumento de gestión de la demanda, lo que plantea un desafío importante en España donde el regadío es el mayor uso del agua y está muy ligado a un amplio abanico de servicios medioambientales. La utilización de la política de precios en lugar de las políticas alternativas provoca unas pérdidas adicionales a los agricultores de 80 y 100 millones de euros en sequía moderada y extrema, lo que muestra el elevado coste de oportunidad que tiene esta política. Este resultado confirma los resultados obtenidos en estudios previos descritos en Garrido y Calatrava (2009). La ventaja que aporta este resultado en relación a los estudios anteriores es que se calculan las pérdidas a nivel de cuenca, y no solo para algu-

nos polígonos de riego o para una selección de explotaciones tipo. Los impactos se estiman a nivel espacial para toda la red hidrológica de la cuenca, y además se integra la interacción del regadío, el uso urbano y el medioambiental.

La principal conclusión empírica sobre la política de precios del agua es que los agricultores pierden entre la mitad y dos tercios de sus beneficios cuando se implementan los precios del agua en lugar de políticas alternativas. La implantación de la política de precios como pide la Comisión Europea se convertiría, por tanto, en una tarea francamente difícil por la fuerte oposición social derivada de la falta de equidad en la distribución de los costes de la política, cuando existen además mejores políticas alternativas.

El cuarto resultado compara los mercados de agua con la política de modernización de regadíos. Ambas políticas permiten reducir sustancialmente las pérdidas del cambio climático para los agricultores, proporcionando incentivos a las inversiones en tipos de cultivos y sistemas de riego que favorecen cultivos más rentables y un mayor uso de agua. Los resultados muestran que los mercados de agua superan en beneficios a la política de modernización, y la diferencia es mayor cuando se considera el coste de las subvenciones públicas a la modernización. Otra ventaja de los mercados de agua sobre la modernización es que los mercados de agua provocan una menor reducción de caudales en cuenca que la modernización. Ahora bien, los costes de transacción de los mercados son muy importantes e impiden el funcionamiento de los mercados, como demuestran Regnacq *et al.* (2016) en California. La introducción de mercados de agua es imposible sin solucionar previamente la cuestión de los costes de transacción.

La evidencia empírica de los resultados del Júcar muestra que los mercados de agua y el enfoque institucional son las mejores políticas de adaptación, y además se pueden diseñar medidas adicionales para mejorar la protección medioambiental. Una medida asociada a los mercados de agua consiste en compras públicas de agua, para aprovechar los beneficios de los mercados y a la vez proteger los ecosistemas. La otra medida asociada al enfoque institucional consiste en reverdecer la actual política institucional, incluyendo el medio ambiente como un usuario de pleno derecho en el proceso de reparto de agua. Sin embargo, la protección del medio ambiente con precios del agua supondría añadir más costes «medioambientales» y «de uso del recurso» (en terminología de la DMA) a los precios del agua, con el resultado de unos costes claramente desproporcionados para los agricultores. El mensaje es clave para las autoridades de agua y los responsables políticos de la toma de deci-

siones españoles y europeos, ya que estos resultados cuestionan seriamente el énfasis de la Directiva Marco del Agua en el uso del instrumento precios del agua para el regadío.

Referencias bibliográficas

- BERBEL, J. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2000): «The impact of water pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas»; *Agricultural Water Management* 43(2); pp. 219-238.
- BLEWETT, R. (2012): *Shaping a nation. A geology of Australia*. Geoscience Australia-ANU Press, Canberra (Australia).
- BOOKER, J.; MICHELSEN, A. y WARD, F. (2005): «Economic impact of alternative policy responses to prolonged and severe drought in the Rio Grande Basin»; *Water Resources Research* 41(2); pp. 1-15.
- BOOKER, J. y YOUNG, R. (1994): «Modeling intrastate and interstate markets for Colorado River water resources»; *Journal of Environmental Economics and Management* 26(1); pp. 66-87.
- CAI, X.; MCKINNEY, D. y LASDON, L. (2003): «Integrated hydrologic-agronomic economic model for river basin management»; *Journal of Water Resources Planning and Management* 129(1); pp. 4-17.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005): «Modelling water markets under uncertain water supply»; *European Review of Agricultural Economics* 32(2); pp. 119-142.
- CALATRAVA, J.; GUILLEM, A. y MARTÍNEZ-GRANADOS, D. (2011): «Análisis de alternativas para la eliminación de la sobreexplotación de acuíferos en el Valle del Guadalentín»; *Economía Agraria y Recursos Naturales* 11(2); pp. 33-62.
- CALZADILLA, A.; ZHU, T.; REHDANZ, C.; TOL, R. y RINGLER, C. (2014): «Climate change and agriculture: Impacts and adaptation options in South Africa»; *Water Resources and Economics* 5; pp. 24-48.
- CAZCARRO, I.; DUARTE, R.; SANCHEZ, J. y SARASA, C. (2011): «Water rates and the responsibilities of direct, indirect and end-users in Spain»; *Economic Systems Research* 23(4); pp. 409-430.
- CONNOR, J.; SCHWABE, K.; KING, D.; KACZAN, D. y KIRBY, M. (2009): «Impacts of climate change on lower Murray irrigation»; *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 53(3); pp. 437-456.

- CONNOR, J. y KACZAN, D. (2013): «Principles for economically efficient and environmentally sustainable water markets: The Australian experience»; en SCHWABE, K.; ALBIAC, J.; CONNOR, J.; HASSAN, R. y MEZA L., eds.: *Drought in arid and semi-arid environments: A multi-disciplinary and cross-country perspective*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- CONNOR, J.; KANDULU, J. y BARK, R. (2014): «Irrigation revenue loss in Murray-Darling Basin drought: An econometric assessment»; *Agricultural Water Management* 145; pp. 163-170.
- CORNISH, G.; BOSWORTH, B.; PERRY, C. y BURKE, J. (2004): *Water charging in irrigated agriculture. An analysis of international experience*. FAO Water Report N° 28. FAO, Rome.
- CULP, P.; GLENNON, R. y LIBECAP, G. (2014): *Shopping for water: How the market can mitigate water shortages in the American West*. Discussion paper 2014-05. Stanford Woods Institute for the Environment, Washington, D.C.
- DINAR, A.; ROSEGRANT, M. y MEINZEN-DICK, R. (1997): *Water allocation mechanisms: Principles and examples*. Policy Research Working Paper N° WPS 1779. World Bank, Washington, D.C.
- EASTER, K. W.; DINAR, A. y ROSEGRANT, M. (1998): «The performance of water markets: Transaction costs, interjurisdictional barriers and institutional options»; en JUST, R. E. y NETANYAHU, S., eds.: *Conflict and cooperation on trans-boundary water resources*. Kluwer, New York.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2009): *Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n° 24, river basin management in a changing climate*. Technical Report 2009-040. European Commission, Brussels.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2013): *Principles and recommendations for integrating climate change adaptation considerations under the 2014-2020 programmes. SWD 139 final*. European Commission, Brussels.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2012): *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Blueprint to safeguard Europe's water resources*. COM(2012) 673 final. European Commission, Brussels.
- ELLIOT, J.; DERYNG, D.; MÜLLER, C., *et al.* (2014): «Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change»; *PNAS* 111(9); pp. 3239-3244.

- ESTEBAN, E. y ALBIAC, J. (2011): «Groundwater and ecosystems damages: Questioning the Gisser-Sánchez effect»; *Ecological Economics* 70(11); pp. 2062-2069.
- ESTEBAN, E. y ALBIAC, J. (2012): «The problem of sustainable groundwater management: The case of La Mancha aquifers, Spain»; *Hydrogeology Journal* 20(5); pp. 851-863.
- GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2009): «Trends in water pricing and markets»; en GARRIDO, A. y LLAMAS, R. M., eds.: *Water policy in Spain*. CRC Press, Leiden (The Netherlands).
- GOHAR, A. y WARD, F. (2010): «Gains from expanded irrigation water trading in Egypt: An integrated basin approach»; *Ecological Economics* 69(12); pp. 2535-2548.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y MARTINEZ, Y. (2006): «Multi-criteria modelling of irrigation water market at basin level: A Spanish case study»; *European Journal of Operational Research* 173(1); pp. 313-336.
- GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO L. (2004): «Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms»; *Agricultural Economics* 31(1); pp. 47-66.
- GRAVELINE, N.; MAJONE, B.; VAN DUINEN, R. y ANSINK, E. (2013): «Hydro-economic modeling of water scarcity under global change: an application to the Gállego river basin (Spain)»; *Regional Environmental Change* 14(1); pp. 119-132.
- HANAK, E. (2015): «A Californian postcard: lessons for a maturing water market»; en BURNETT, K.; HOWITT R.; ROUMASSET, J. y WADA, C., eds.: *Routledge handbook of water economics and institutions*. Routledge, London.
- HOWDEN, M.; SOUSSANA, J.; TUBIELLO, F.; CHHETRI, N.; DUNLOP, M. y MEINKE, H. (2007): «Adapting agriculture to climate change»; *PNAS* 104(50); pp. 19691-19696.
- HOWE, C. W.; SCHURMEIER, D. y SHAW, W. (1986): «Innovative approaches to water allocation: The potential for water markets»; *Water Resources Research* 22(4); pp. 439-449.
- HOWITT, R. E.; MEDELLÍN, J.; MACÉWAN, D. y LUND, J. (2012): «Calibrating disaggregate economic models of agricultural production and water management»; *Environmental Modelling and Software* 38; pp. 244-258.
- HUFFAKER, R. y WHITTLESEY, N. (2000): «The allocative efficiency and conservation potential of water laws encouraging investments in on-farm irrigation technology»; *Agricultural Economics* 24(1); pp. 47-60.

- HUFFAKER, R. (2008): «Conservation potential of agricultural water conservation subsidies»; *Water Resources Research* 44(7); W00E01.
- HURD, B.; CALLAWAY, M.; SMITH, J. y KIRSHEN, P. (2004): «Climatic change and U.S. water resources: From modeled watershed impacts to national estimates»; *Journal of the American Water Resources Association* 40(1); pp. 129-148.
- IGLESIAS, E.; SUMPSI, J. M. y BLANCO, M. (2004): «Environmental and socioeconomic effects of water pricing policies: Key issue in the implementation of the Water Framework Directive»; *13th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, EAERE*, Budapest, June 2004.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2014): «Summary for Policymakers»; en FIELD, C.; BARROS, V.; DOKKEN, D. *et al.*, eds.: *Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- JIMÉNEZ, B.; OKI, T.; ARNELL, N., *et al.* (2014): «Freshwater resources»; en FIELD, C.; BARROS, V.; DOKKEN, D., *et al.*, eds.: *Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- KAHIL, M.; ALBIAC, J.; DINAR, A.; CALVO, E.; ESTEBAN, E.; AVELLÀ, L. y GARCÍA-MOLLA, M. (2016a): «The debate on water policies: Evidence from drought in Spain»; *Water* (en prensa).
- KAHIL, M.; CONNOR, J. y ALBIAC, J. (2015b): «Efficient water management policies for irrigation adaptation to climate change in Southern Europe»; *Ecological Economics* 120; pp. 226-233.
- KAHIL, M.; DINAR, A. y ALBIAC, J. (2015a): «Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions»; *Journal of Hydrology* 522; pp. 95-109.
- KAHIL, M.; DINAR, A. y ALBIAC, J. (2016b): «Cooperative water management and ecosystem protection under scarcity and drought in arid and semiarid regions»; *Water Resources and Economics*; doi:10.1016/j.wre.2015.10.001.

- LECLERE, D.; JAYET, P. y DE NOBLET, N. (2013): «Farm-level autonomous adaptation of European agricultural supply to climate change»; *Ecological Economics* 87; pp. 1-14.
- LEHNER, B.; DÖLL, P.; ALCAMO, J.; HENRICHS, T. y KASPAR, F. (2006): «Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: A continental, integrated analysis»; *Climatic Change* 75(3); pp. 273-299.
- MCKINNEY, D.; CAI, X.; ROSEGRANT, M.; RINGLER, C. y SCOTT, C. (1999): *Modeling water resources management at the basin level: Review and future directions*. SWIM Paper 6. International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- MEDELLÍN, J.; HOWITT, R. y LUND, J. (2013): «Modeling economic-engineering responses to drought: The California case»; en SCHWABE, K.; ALBIAC, J.; CONNOR, J.; HASSAN, R. y MEZA, L., eds.: *Drought in arid and semi-arid regions. A multi-disciplinary and cross-country perspective*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- MEJIAS, P.; VARELA, C. y FLICHTMAN, G. (2004): «Integrating agricultural policies and water policies under water supply and climate uncertainty»; *Water Resources Research* 40(7); W07S03.
- MENDELSON, R. y DINAR, A. (2003): «Climate, water, and agriculture»; *Land Economics* 79(3); pp. 328-341.
- MOLINOS, M.; HERNÁNDEZ, F.; MOCHOLÍ, M. y SALA, R. (2014): «A management and optimisation model for water supply planning in water deficit areas»; *Journal of Hydrology* 515; pp. 139-146.
- MOORE, M. (1991): «The bureau of reclamations new mandate for irrigation water conservation – purposes and policy alternatives»; *Water Resources Research* 27(2); pp. 145-155.
- PERRY, C.; WICHELNS, D. y STEDUTO, P. (2014): «The myth that «water efficiency» will eradicate hunger and poverty»; *Waterfront* 4; pp. 10.
- PLAYAN, E.; LECINA, S.; ISIDORO, D.; ARAGUES, R.; FACI, J.; SALVADOR, R.; ZAPATA, N. y CAVERO, J. (2013): «Living with drought in the irrigated agriculture of the Ebro basin (Spain): Structural and water management actions»; en SCHWABE, K.; ALBIAC, J.; CONNOR, J.; HASSAN, R. y MEZA, L., eds.: *Drought in arid and semi-arid regions. A multi-disciplinary and cross-country perspective*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).

- PULIDO, M.; ANDREU, J.; SAHUQUILLO, A. y PULIDO-VELAZQUEZ, D. (2008): «Hydro-economic river basin modelling: The application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain»; *Ecological Economics* 66(1); pp. 51-65.
- QURESHI, E.; WHITTEN, S.; MAINUDDIN, M.; MARVANEK, S. y ELMAHDI, A. (2013): «A biophysical and economic model of agriculture and water in the Murray-Darling Basin, Australia»; *Environmental Modelling & Software* 41; pp. 98-106.
- QURESHI, M.; SCHWABE, K.; CONNOR, J. y KIRBY, M. (2010): «Environmental water incentive policy and return flows»; *Water Resources Research* 46; W04517.
- REGNACQ, C.; DINAR, A. y HANAK, E. (2016): «The gravity of water: Water trade friction in California»; *Annual Meeting of the Allied Social Science Association*, San Francisco (USA), January 2016.
- REIDSMA, P.; EWERT, F.; LANSINK, A. y LEEMANS, R. (2010): «Adaptation to climate change and climate variability in European agriculture: The importance of farm level responses»; *European Journal of Agronomy* 32(1); pp. 91-102.
- SCHEIERLING, S.; YOUNG, R. y CARDON, G. (2004): «Determining the price responsiveness of demands for irrigation water deliveries versus consumptive use»; *Journal of Agricultural and Resource Economics* 29(2); pp. 328-345.
- UCCHM (UC CENTER FOR HYDROLOGIC MODELING) (2014): *UCCHM Water Advisory #1*. University of California, Irvine (USA).
- USDA (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE) (2012): *Climate change and agriculture in the United States: Effects and adaptation*. Agriculture Research Service. USDA Technical Bulletin 1935. USDA, Washington, D.C.
- VARELA, C.; BLANCO, I.; ESTEVE, P.; BHARWANI, S.; FRONZEK, S. y DOWNING, T. (2014): «How can irrigated agriculture adapt to climate change? Insights from the Guadiana Basin in Spain»; *Regional Environmental Change* 16(1); pp. 59-70.
- WARD, F. (2014): «Economic impacts on irrigated agriculture of water conservation programs in drought»; *Journal of Hydrology* 508; pp. 114-127.

- WHEELER, S.; LOCH, A.; ZUO, A. y BJORN LUND, H. (2014): «Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray-Darling Basin, Australia»; *Journal of Hydrology* 518; pp. 28-41.
- WHEELER, S.; ZUO, A. y BJORN LUND, H. (2013): «Farmers' climate change beliefs and adaptation strategies for a water scarce future in Australia»; *Global Environmental Change* 23(2); pp. 537-547.
- ZILBERMAN, D.; DINAR, A.; MACDOUGAL, N.; KHANNA, M.; BROWN, C. y CASTILLO, F. (2002): «Individual and institutional responses to the drought: The case of California agriculture»; *Journal of Contemporary Water Research and Education* 121(1); pp. 17-23.

El potencial de los contratos de opción de agua

Dolores Rey^a, Javier Calatrava^b y Alberto Garrido^c

^aCranfield University, ^bUniversidad Politécnica de Cartagena
y ^cCEIGRAM, Universidad Politécnica de Madrid

1. Introducción

Aunque los intercambios de agua a través de mercados formales se permiten en España desde la reforma legal de 1999, en la práctica han funcionado de forma muy limitada, con pocas experiencias, un número reducido de participantes y principalmente en épocas de sequía (véanse los capítulos 2 y 3 de este mismo libro). Las principales limitaciones del sistema de intercambio actual son similares a las que podemos encontrar en otros países que también cuentan con mercados de agua: elevados costes de transacción, procedimientos administrativos arduos y lentos, dificultad a la hora de encontrar una contraparte para comprar/vender agua, precios altos y una legislación demasiado rígida y fuertemente garantista (Garrido *et al.*, 2013), a lo que hay que añadir barreras culturales específicas (véase el capítulo 9 de este mismo libro).

En la práctica, el potencial de los mercados de agua para reasignar los recursos hídricos de una manera más eficiente y mitigar los impactos económicos de la escasez de agua se ha visto notablemente reducido. A esto hay que sumar que la gestión del agua en nuestro país podría enfrentarse a mayores problemas relacionados con la disponibilidad y variabilidad en las próximas décadas debido, entre otros motivos, al cambio climático y el crecimiento de la demanda. Si se quiere que el sistema actual de mercados de agua sea más eficiente, son necesarias, por lo tanto, reformas institucionales y mecanismos de mercado innovadores para ganar en flexibilidad, agilizar las transacciones, potenciar la participación de los usuarios de agua y reducir el riesgo al que se ven sometidos los usuarios debido a la frecuentemente reducida garantía de suministro (Garrido *et al.*, 2013; Hernández-Mora y De Stefano, 2013).

El intercambio de agua entre usuarios permite reducir su exposición al riesgo de disponibilidad de agua, proporcionando una mayor flexibilidad en la asignación y uso del agua e incrementando la garantía de suministro

bajo condiciones de incertidumbre hidrológica (Calatrava y Garrido, 2005a y 2005b; Bjornlund, 2006; Cheng *et al.*, 2011; Lefebvre, 2011). Como se ha comentado en el capítulo 8 de este libro, los contratos de cesión o mercados instantáneos (spot), además de permitir una asignación más eficiente del agua entre usuarios, tienen efectos reductores del riesgo económico derivado del riesgo de disponibilidad de agua. Sin embargo, como demuestra Howitt (1998), los mercados spot no son mecanismos eficientes de asignación del riesgo entre los participantes, ya que la mayor parte del riesgo de la transacción es asumido por el comprador. En el caso de los mercados de derechos permanentes, es el vendedor el que asume la mayor parte del riesgo, ya que debe evaluar adecuadamente sus necesidades actuales y futuras, asumiendo el riesgo de no disponer de agua cuando la necesite. Los contratos de opción de agua pueden reducir ambos riesgos.

Los contratos de opción de agua permiten al comprador protegerse del riesgo de no disponer de agua suficiente para su actividad, permitiendo al mismo tiempo que el vendedor mantenga el derecho de propiedad o uso del agua. Su potencial de reducción del riesgo es, por tanto, superior al de las formas tradicionales de mercados de agua como las cesiones temporales y los mercados de derechos permanentes, ya que reducen los riesgos derivados de la disponibilidad de agua y de la incertidumbre del precio de mercado tanto para compradores como para vendedores (Howitt, 1998; Brown y Carriquiry, 2007; Ranjan, 2010).

Este capítulo presenta los contratos de opción de agua como mecanismo de intercambio, recogiendo sus principales características, su funcionamiento, y sus beneficios con respecto a los sistemas tradicionales de compra-venta de derechos de agua. Además, se analizan las implicaciones de introducir este tipo de intercambios en el sistema español, discutiendo los cambios necesarios para su implementación y estudiando el potencial de este instrumento para los regantes, principales usuarios de agua en España.

2. Los contratos de opción de agua

2.1. ¿Qué es un contrato de opción?

Los contratos de opción son un tipo de *derivado* que proporciona al tenedor el derecho (pero no la obligación) de comprar o vender el activo sujeto al contrato (Williamson *et al.*, 2008; Cui y Schreider, 2009; Cheng *et al.*, 2011).

Los contratos de opción de agua no implican la transferencia de la propiedad, y por ello el poseedor del derecho de agua tiene el control sobre el volumen asociado en caso de que el contrato de opción no se ejercite (Gómez-Ramos y Garrido, 2004; Hafi *et al.*, 2005; Leroux y Crase, 2010). Los contratos de opción se dividen en *put* y *call*. Tradicionalmente los contratos de opción de agua han sido propuestos en el formato *call*. En este caso, el comprador tendría el derecho (no la obligación) de adquirir el volumen de agua sujeto al contrato (Cui y Schreider, 2009).

2.2. Fases y características del contrato

En los contratos de opción, la interacción entre las dos partes tiene lugar en dos etapas sucesivas. En una primera etapa, comprador y vendedor llegan a un acuerdo sobre los términos del contrato: prima, volumen de agua sujeto al contrato, precio de ejercicio y condiciones de ejercicio de la opción. En este punto, tanto la disponibilidad de agua del comprador como el precio de este recurso en el mercado *spot* son inciertos. Normalmente el comprador paga al vendedor la prima del contrato al comienzo del año hidrológico para garantizarse el derecho a adquirir el volumen de agua acordado en la fecha de madurez del contrato si finalmente fuera necesario. La prima representa el valor de la flexibilidad ganada por el comprador al posponer la decisión de comprar agua (Hansen *et al.*, 2008). Asimismo, esta prima sirve como compensación al vendedor por renunciar a parte de su dotación de agua.

En una segunda etapa, cuando la incertidumbre sobre la demanda de agua desaparece, el comprador decidirá si ejercerá la opción o no (Tomkins y Weber, 2010). Esta decisión vendrá determinada por las necesidades totales de agua del comprador, el precio del agua en el mercado *spot* en ese momento, y por el cumplimiento de la condición asociada al contrato o 'gatillo' (*trigger*).

Michelsen y Young (1993) definen el coste de ejercicio de la opción como la mínima cantidad que debe ser pagada al vendedor para mantener el mismo nivel de renta si la opción se ejercita, y compensarle por el riesgo adicional asociado a este contrato (Gómez-Ramos y Garrido, 2004). Desde el punto de vista del vendedor, normalmente un agricultor, el precio de ejercicio de la opción es el coste de oportunidad asociado a dejar de usar esa agua para regar sus cultivos (Heaney y Hafi, 2005). Para los tenedores de la opción, no importa cuanto pueda variar el precio del agua en el mercado *spot*, su máxima pérdida

estará limitada a la cantidad pagada como prima en el contrato de opción (Cui y Schreider, 2009).

El método más utilizado para calcular el precio de una opción de suministro de agua es el desarrollado por Black y Scholes (1973) y extendido por Merton (1973). Sin embargo, dada la naturaleza de los mercados de agua, distinta en muchos aspectos de la de los mercados financieros, muchos autores han intentado mejorar este método para adaptarlo mejor a las características propias de un mercado de agua (Villinski, 1999; Williamson *et al.*, 2008). Además del activo subyacente (agua frente a activos financieros), otra diferencia con las opciones financieras es que la mayoría de los contratos de opción de agua suelen incluir una o varias condiciones externas que deben de cumplirse para que pueda ejecutarse la opción (*triggers*), y que suelen estar ligadas a variables hidrológicas. La razón de incluir dicha condición, que permite al tenedor de la opción ejercitar su derecho cuando la disponibilidad de agua es baja, es asegurar que la otra parte del contrato usará dicho volumen en condiciones de disponibilidad de agua normal o alta (Gómez-Ramos y Garrido, 2004; Hafi *et al.*, 2005; Leroux y Crase, 2010).

Las condiciones necesarias para el establecimiento de un contrato de opción de agua son (Michelsen y Young, 1993): a) seguridad en el suministro de agua para garantizar que existe agua suficiente para el tenedor de la opción en años de sequía y para los usos de menor valor en condiciones normales; b) los derechos de agua deben estar bien definidos y algunos de sus atributos, como el derecho al uso, ser transferibles; c) la actividad agraria (en caso de que el vendedor sea un regante) debe poder ser suspendida o modificada temporalmente; d) ambas partes deben saber cuál es el valor de uso del agua y el precio de las alternativas disponibles; e) se tienen que poder calcular la probabilidad y la severidad de la sequía; y f) los costes asociados al contrato de opción deben ser menores que la alternativa más barata. En el caso español, aunque existe actualmente un sistema de mercado de agua, sería necesario llevar a cabo cambios en el marco regulatorio para incluir todas las especificidades propias de los contratos de opción.

2.3. Ventajas frente a mecanismos de intercambio tradicionales

Los beneficios asociados a un contrato de opción en comparación con mecanismos tradicionales de intercambio de derechos de agua pueden clasificarse en diferentes categorías. Rey (2014) diferencia entre los derivados de

la reducción de riesgos, las mejoras de la eficiencia económica y las ventajas institucionales, relativas principalmente al marco regulatorio de los intercambios de agua (Tabla 1).

Tabla 1. Principales beneficios derivados de los contratos de opción de agua

Categoría	Beneficio
Reducción del riesgo	Los contratos de opción pueden reducir los riesgos asociados con la disponibilidad de agua y con el precio, proporcionando la máxima flexibilidad en condiciones de incertidumbre (Howitt, 1998; Hollinshead y Lund, 2006; Brown y Carriquiry, 2007; Hui <i>et al.</i> , 2007; Ranjan, 2010).
	El tenedor de la opción (comprador de agua) tiene el derecho a decidir si ejercitar la opción o no, aumentando la flexibilidad asociada con el uso de este recurso e incrementando la fiabilidad del suministro.
Económicos	El agua se destina a los usos de mayor valor durante periodos de escasez (Michelsen y Young, 1993; Gómez-Ramos y Garrido, 2004).
	Estudios previos han demostrado que las ganancias derivadas del mercado son generalmente superiores cuando existen contratos de opción, aumentando un 46 % en mercados competitivos y un 64 % en aquellos dominados por el comprador (Hansen <i>et al.</i> , 2014).
	Los contratos de opción suponen una alternativa a fuentes de agua más caras (Hansen <i>et al.</i> , 2008), proporcionando un suministro de agua fiable para consumo urbano en momentos de escasez a un precio menor que en el mercado de derechos permanente, al tiempo que se mantiene la actividad agraria (Michelsen y Young, 1993). Desde el punto de vista de una empresa suministradora de agua, el contrato de opción puede ser una estrategia minimizadora de costes para gestionar una disponibilidad de agua incierta (Michelsen y Young, 1993; Gómez-Ramos y Garrido, 2004; Brown y Carriquiry, 2007; Rey <i>et al.</i> , 2016a).
Institucional	Requieren menos supervisión que los intercambios de derechos permanentes (Hansen <i>et al.</i> , 2014), y nunca resultan en transferencias irreversibles.
	Una vez el contrato ha sido negociado y firmado, los costes de transacción asociados a este tipo de intercambios son menores (Garrido y Gomez-Ramos, 2009).
	En el caso de contratos de opción para el medio ambiente, no existe necesidad de que el regulador tenga que poseer derechos de agua (Hafi <i>et al.</i> , 2005; Heaney y Hafi, 2005).

Fuente: Rey (2014). Elaboración propia.

2.4. Experiencias previas en otros países

Aunque los contratos de opción de agua han sido estudiados en profundidad desde un punto de vista académico, su aplicación en la práctica se limita a algunos países, principalmente aquellos que tienen un mercado más activo y maduro. En Estados Unidos podemos encontrar experiencias en Colorado, California o Texas. En dichos mercados la opción es generalmente adquirida por una empresa suministradora de agua con el fin de incrementar la oferta en épocas de sequía (Hafi *et al.*, 2005).

Los contratos de opción han sido utilizados en California desde comienzos de los años 90, cuando el Banco de Aguas de California negoció con comunidades de regantes de este Estado para tener la opción de adquirir más

de 35 hm³ de agua de estos regantes a cambio de una prima equivalente a 0,003 \$/m³. El precio de ejercicio se fijó en 0,029-0,034 \$/m³. Finalmente no se ejercitó la opción ya que el invierno fue más lluvioso de lo esperado (Jercich, 1997; O'Donnell y Colby, 2009). En 2002, el *Metropolitan Water District of Southern California* (MWDSC) negoció con regantes del valle de Sacramento un contrato de opción de un año por un volumen próximo a 180 hm³. Se estableció como condición que se podía ejercitar la opción hasta Mayo de 2003, y si no los regantes se quedarían con la prima (Jenkins, 2008). Tras unos meses sin suficientes precipitaciones, el MWDSC manifestó su deseo de ejercitar la opción. Finalmente llovió tanto que dicho distrito tenía más agua de la que podía almacenar (Jenkins, 2008; O'Donnell y Colby, 2009). Entre 2003 y 2008 se establecieron un total de 15 contratos de opción similares que, en comparación con contratos permanentes (que podrían suponer años de negociaciones y el pago de tasas para mitigar las posibles externalidades negativas de estos intercambios), se cerraron en unos pocos meses y con limitados costes asociados (Tomkins y Weber, 2010).

A pesar de que los contratos de opción entre usuarios de agua urbanos y agrícolas no han sido tan comunes en Australia (Leroux y Crase, 2010; Page y Hafi, 2007; Loch *et al.*, 2010), el uso de este instrumento ha sido seriamente considerado en este país como medio para garantizar los usos ambientales a un menor coste que otras alternativas (Hafi *et al.*, 2005; Bjornlund and Rossini, 2010). En la página web de la Comisión Nacional del Agua de Australia (*National Water Commission*¹) se habla de «mercados secundarios» que están emergiendo recientemente, proporcionando una reasignación de agua entre usuarios todavía más flexible que en el mercado tradicional. Los contratos de opción se encuentran dentro de estos «mercados secundarios». Aunque todavía no se ha registrado ningún contrato de opción, se tiene constancia de mecanismos de intercambio bastante sofisticados en la cuenca del Murray-Darling.

En el mercado de aguas español no se ha utilizado este tipo de contratos hasta la fecha, aunque existen un par de experiencias de contratos multianuales, descritos en el siguiente epígrafe, que se asemejan mucho a un contrato de opción. A pesar de que no se han producido en la práctica, el uso de los contratos de opción en el ámbito del suministro urbano de nuestro país ha sido evaluado y propuesto por varios autores (Gómez-Ramos y Garrido, 2004; Cubillo, 2010). Por ejemplo, Gómez-Ramos y Garrido (2004) evalúan el establecimiento de un contrato de opción entre la comunidad de regantes

¹ <http://nwc.gov.au/publications/topic/water-industry/current-issues-influencing-australian-water-markets/5>

de El Viar (vendedor) y la compañía que suministra agua a la ciudad de Sevilla (EMASESA, tenedor de la opción), analizando distintos contratos en función del volumen de agua contratado, la probabilidad de ejercicio y las condiciones asociadas (*trigger*). Sus resultados ponen de manifiesto que el diseño del contrato de opción es fundamental para encontrar un punto medio en el que la transacción resulte beneficiosa para ambas partes, sin suponer un gran riesgo para los regantes (vendedor) en el caso de grandes volúmenes de agua a intercambiar, y con unos costes asociados asumibles para el comprador.

3. ¿Funcionarían los contratos de opción en España?

Tanto las experiencias previas de intercambio de agua en nuestro país como los estudios llevados a cabo por diferentes autores demuestran el potencial asociado a mecanismos de reducción del riesgo de disponibilidad de agua para usuarios de este recurso, fundamentalmente entre los regantes.

Como se ha mencionado anteriormente, aunque los contratos de opción de agua aún no existen como tales en España, han existido acuerdos de intercambio entre usuarios de agua de diferentes cuencas con muchas características comunes con un contrato de opción. El primer caso ocurrió durante la sequía de 2005-2008, cuando el Gobierno español permitió los intercambios de agua entre usuarios de agua de diferentes cuencas para aliviar los problemas de disponibilidad de agua de las zonas más afectadas (Garrido *et al.*, 2013). En este tiempo se estableció un acuerdo renovable por varios años entre la comunidad de regantes del Canal de Estremera (Tajo) y SCRATS (Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura, Cuenca del Segura). El precio que pagaron los regantes del Segura el primer año del acuerdo fue 0,18 €/m³, estando exentos de pagar 0,085 €/m³ correspondientes a la tarifa de utilización del trasvase Tajo-Segura en base a la situación de sequía existente. Este intercambio fue el resultado de una negociación bilateral entre regantes de la cuenca de origen (Tajo) y los regantes en la cuenca receptora (Segura) y fue aprobada por el Ministerio de Medio Ambiente durante tres años consecutivos. Fue un trato beneficioso para ambas partes (véase el capítulo 5 de este mismo libro), pero también dio lugar a protestas por parte de usuarios aguas abajo en el Tajo (Garrido *et al.*, 2013). Cuando las condiciones de sequía se han repetido en 2014, se ha reactivado este acuerdo, aunque con diferentes condiciones, si bien su materialización ha debido de esperar a la preceptiva autorización del Ministerio vía Decreto de Sequía en 2015. Más re-

cientemente, el mismo SCRATS firmó un acuerdo en 2011 con la comunidad de regantes de Illana-Leganiel en el Alto Tajo para la cesión total o parcial de su dotación durante 10 años a cambio de un pago anual equivalente al canon de regulación de dicha comunidad de regantes (lo que constituiría la prima del contrato). El precio a pagar por el agua cedida (que equivaldría al precio de ejercicio) sería de 0,06 €/m³. La condición de ejercicio (*trigger*) es que se de una situación de sequía y que se active legalmente la posibilidad de celebrar cesiones entre usuarios de diferentes cuencas. En la práctica, cuando se han dado estas condiciones, la Administración ha denegado la autorización de este contrato de cesión.

Pese a que las experiencias de intercambios de agua en España han sido satisfactorias, todavía son muchos los usuarios que se muestran reticentes a participar en el mercado, lo que no evita que recurran a otras herramientas de reducción del riesgo. Uno de los mecanismos más extendidos entre los agricultores españoles para transferir el riesgo fuera del sector es el seguro agrario. España cuenta con uno de los sistemas de seguros agrarios más desarrollados a nivel mundial, con 26 líneas de seguro para agricultores, y 15 para ganaderos, cubriendo prácticamente todos los riesgos asegurables. Sin embargo, el seguro de sequía para regadío todavía no existe en nuestro país, aunque está siendo estudiado en profundidad (Pérez-Blanco y Gómez, 2013; Ruiz *et al.*, 2015). En realidad, un seguro de sequía aportaría al regante los mismos beneficios que un contrato de opción, en cuanto a que ambos instrumentos protegen al agricultor del riesgo de no tener suficiente agua para regar sus cultivos. En el caso de la opción, el regante podría acceder a un volumen extra de agua para hacer frente a las necesidades hídricas de su explotación; mientras que con el seguro lo que recibiría sería una compensación económica si no tuviera agua suficiente para regar en esa campaña.

En este sentido, numerosos autores han estimado la disposición a pagar (DAP) de los agricultores españoles por reducir el riesgo de no tener agua suficiente para cubrir las necesidades hídricas de sus cultivos (Tobarra, 2008; Rigby *et al.*, 2010; Mesa-Jurado *et al.*, 2012; Pérez-Blanco y Gómez, 2012; Rey *et al.*, 2016b). Aunque es difícil comparar directamente las evaluaciones presentadas por estos autores ya que se basan en diferentes niveles de garantía de suministro de agua, estas estimaciones nos dan una idea de la importancia de este tipo de mecanismos para los agricultores de nuestro país. Tobarra (2008) estudió la DAP de los regantes por reducir la incertidumbre relacionada con la disponibilidad de agua, garantizando una asignación de agua media

cada año. Según sus resultados, en la Cuenca del Segura, la DAP media es de 112-163 €/ha, pero podrían alcanzar valores superiores en áreas de gran productividad. Los resultados de Rigby *et al.* (2010) muestran una DAP por incrementar en un 25 % la certidumbre de recibir su asignación de agua media de 330 euros en la comunidad de regantes del Campo de Cartagena. Pérez-Blanco y Gómez (2012) calcularon la prima de riesgo base para diferentes cultivos en esa misma zona, expresados como porcentaje del valor de la producción esperada en un año hidrológico normal. Para cítricos, la DAP por un seguro de sequía es de 3,66-9,13 % (199-234 euros). Trabajos similares en otras zonas del país demuestran la importancia de herramientas de gestión del riesgo de disponibilidad de agua para la agricultura española. Por ejemplo, Mesa-Jurado *et al.* (2012) aplicaron el método de valoración contingente para evaluar la DAP de los regantes por garantizar el suministro de agua en condiciones de escasez en la sub-cuenca del Guadalbullón, y obtuvieron una DAP de 42,5 €/ha o 80,6 €/ha para asegurar 2/3 de la aplicación de agua media en 5 de cada 10 años o 9 de cada 10, respectivamente. Para poner en contexto y poder comparar estos valores, es importante tener en cuenta que la productividad del agua en dicha cuenca es notablemente inferior a la de la agricultura de regadío de la Cuenca del Segura.

En Rey *et al.* (2016b), aplicando la teoría de la utilidad esperada, se estima la DAP de los regantes del Campo de Cartagena por diferentes contratos de opción de agua y por un seguro de sequía para regadío, así como los costes asociados a la contratación de este tipo de instrumentos. Los resultados demuestran que la DAP de los regantes de la zona por estos mecanismos de reducción del riesgo es mayor que el coste de los mismos, lo cual pone de manifiesto la viabilidad de estos instrumentos. Según los resultados de este trabajo, la DAP a pagar de los regantes por el seguro de sequía definido en el mismo sería mayor que la DAP por un contrato de opción. Sin embargo, la decisión final de contratar uno u otro dependerá de varios factores (Rey *et al.*, 2016b):

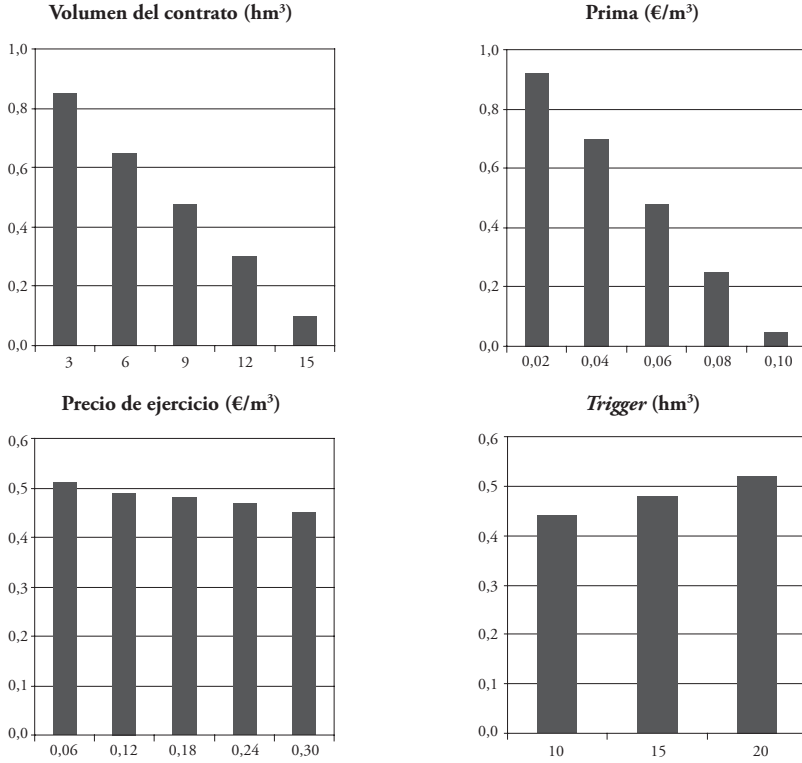
- a) La prima pagada por cada instrumento. Los regantes contratarán aquel instrumento que le reporte un mayor nivel de bienestar. Es decir, aquel en el que la diferencia entre la DAP y la prima pagada sea mayor.
- b) Las diferentes características y condiciones asociadas a cada uno de ellos (fecha de madurez, procedimiento para obtener la indemnización o el volumen de agua asociado al contrato, costes de transacción, etc.).

- c) El nivel de confianza que el regante tenga en la otra parte involucrada en el contrato, ya sea la compañía aseguradora (en el caso del seguro de sequía) o el vendedor de agua (en el caso del contrato de opción).
- d) El precio de ejercicio asociado al contrato de opción. Si este precio fuera menor del precio que los regantes suelen pagar por su suministro normal de agua, es posible que la DAP por el contrato de opción supere a la del seguro.

Tal y como recoge el punto b) de la lista anterior, las características y condiciones asociadas a un contrato de opción van a influir a la hora de tomar una decisión sobre si establecer un contrato de opción, y sobre si ejercitar o no la opción (en caso de que fuera contratada). Los principales factores a tener en cuenta son la prima del contrato, el precio de ejercicio, el volumen asociado al contrato y la condición asociada al contrato o *trigger*. En otro trabajo previo desarrollado por los autores de este capítulo (Rey *et al.*, 2016a), se estudió la influencia de estas variables en las decisiones relativas al posible establecimiento y ejecución de un contrato de opción de agua por parte de la comunidad de regantes de Lorca en la Cuenca del Segura, una de las mayores del país. En concreto, se analizó cuál sería la estrategia óptima de adquisición de agua en esta comunidad de regantes si a sus fuentes de agua tradicionales (ocho diferentes, combinando aguas superficiales y subterráneas, agua del Trasvase Tajo-Segura, agua desalada, agua adquirida en el mercado *spot*) se le añadiera un contrato de opción.

El Gráfico 1 muestra los resultados del modelo de optimización relativos a la influencia de los diferentes parámetros relacionados con el diseño del contrato de opción (prima, precio de ejercicio, volumen y *trigger*) en la probabilidad de contratar este instrumento. Es importante tener en cuenta que en el momento de decidir si contratar o no la opción, la comunidad de regantes no sabe cuál será el volumen de agua del que va a disponer en ese año, y por tanto es una decisión que se toma bajo incertidumbre. En el modelo, la comunidad de regantes evalúa la probabilidad de no cubrir su demanda de agua con sus restantes fuentes de suministro y pondera su coste con el de establecer un contrato de opción de suministro de agua.

Gráfico 1. Probabilidad de contratar la opción dependiendo del valor de los diferentes parámetros del contrato



Fuente: Rey *et al.* (2016a).

Los resultados obtenidos por Rey *et al.* (2016a) muestran que los factores que determinan dicha decisión son la prima del contrato y el volumen de agua establecido en el mismo, variables que están inversamente relacionadas. Como puede verse en el Gráfico 1, la prima del contrato sería el factor que más influiría en la decisión de si contratar o no la opción de agua. Por ejemplo, si la prima fuera de 0,02 €/m³, la probabilidad de contratar la opción en esta comunidad de regantes sería cercana al 90 %. Sin embargo, si dicha prima ascendiese hasta los 0,10 €/m³, la probabilidad sería del 10 %. Por supuesto, estas probabilidades están influenciadas por factores externos, como son el precio de fuentes de agua alternativas (desalación, mercado *spot*, entre otras) y la fiabilidad de suministro de las mismas. Los resultados de este traba-

jo ponen de manifiesto las ventajas derivadas de incluir un contrato de opción entre las alternativas de aprovisionamiento de agua, y reflejan la viabilidad de este mecanismo como herramienta de gestión del riesgo en una comunidad de regantes. Si bien es cierto que para que estos intercambios puedan producirse, sería necesario introducir cambios en el marco regulatorio de los mercados de agua en España, tales como los propuestos por Rey *et al.* (2014).

4. Conclusiones

Aunque su uso ha sido limitado, los mercados de agua en España han permitido a sus participantes acceder a un volumen de agua extra en momentos de necesidad, y en general las experiencias han sido satisfactorias. Sin embargo, el rígido marco legislativo y el largo proceso administrativo asociado a cada intercambio desincentivan su uso, sin que ello garantice que el intercambio no tenga efectos sociales o ambientales negativos. Los contratos de opción tienen muchas características que, en cierta medida, ayudarían a solucionar parte de los problemas del sistema actual, sirviendo como mecanismo de reducción de riesgos y costes para los usuarios del agua, y proporcionando estabilidad y seguridad legal e institucional a compradores y vendedores de agua.

La literatura sobre disposición a pagar por el uso de instrumentos de gestión del riesgo asociado a la disponibilidad de agua pone de manifiesto la importancia de los mismos, y sugiere que podrían tener éxito. En un país como el nuestro, en el que los problemas del agua son cada vez más frecuentes, es necesario plantear la introducción de mecanismos más flexibles que permitan redistribuir los escasos recursos hídricos en los cada vez más frecuentes momentos de escasez, reduciendo así el impacto de estos episodios. Los contratos de opción son uno de estos mecanismos.

Agradecimientos

Trabajo desarrollado en el marco del proyecto «Water market scenarios for Southern Europe: new solutions for coping with increased water scarcity and drought risk?», ERA-Net Water CAP & Trade. Financiado por la Fundación Madrid.

Referencias bibliográficas

- BJORNLUND, H. (2006): «Can water markets assist irrigators managing increased supply risk? Some Australian experiences»; *Water International* 31(2); pp. 221-232.
- BJORNLUND, H. y ROSSINI, P. (2010): «Climate change, water scarcity and water markets - Implications for farmers' wealth and farm succession»; *16th Pacific Rim Real Estate Society Conference*, Wellington (New Zealand), January 2010.
- BLACK, F. y SCHOLES, M. S. (1973): «The pricing of options and corporate liabilities»; *Journal of Political Economy* 81; pp. 637-654.
- BROWN, C. y CARRIQUIRY, M. (2007): «Managing hydroclimatological risk to water supply with option contracts and reservoir index insurance»; *Water Resources Research* 43(11); W11423.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005a): «Spot water markets and risk in water supply»; *Agricultural Economics* 33(2); pp. 131-143.
- CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2005b): «Modelling water markets under uncertain water supply»; *European Review of Agricultural Economics* 32(2); pp. 119-142.
- CHENG, W. CH.; HSU, N. S.; CHENG, W. M y YEH, W. G. (2011): «Optimization of European Call Options considering physical delivery network and reservoir operation rules»; *Water Resources Research* 47(10); W10501.
- CUBILLO, F. (2010): «Looking for efficiency through integrated water management between agriculture and urban uses (Review)»; *Water Science and Technology: Water Supply* 10(4); pp. 584-590.
- CUI, J. y SCHREIDER, S. (2009): «Modelling of pricing and market impacts for water options»; *Journal of Hydrology* 371(1-4); pp. 31-41.
- GARRIDO, A. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2009): «Propuesta para la implementación de un centro de intercambio basado en contratos de opción»; en GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; CALATRAVA, J.; GARRIDO, A.; SÁEZ, F. J. y XABADIA, À., eds.: *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, Boca Raton (USA).

- GÓMEZ-RAMOS, A. y GARRIDO, A. (2004): «Formal risk-transfer mechanisms for allocating uncertain water resources: The case of option contracts»; *Water Resources Research* 40(12); W12302.
- HAFI, A.; BEARE, S.; HEANEY, A. y PAGE, S. (2005): *Water options for environmental flows*. ABARE eReport 05.12. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra (Australia).
- HANSEN, K.; HOWITT, R. y WILLIAMS, J. (2008): «Valuing risk: Options in California water markets»; *American Journal of Agricultural Economics* 90(5); pp. 1336-1342.
- HANSEN, K.; KAPLAN, J. y KROLL, S. (2014): «Valuing options in water markets: A laboratory investigation»; *Environmental and Resource Economics* 57(1); pp. 59-80.
- HEANEY, A. y HAFI, A. (2005): *Using water options to meet environmental demand*. ABARE conference paper 05.03. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra (Australia).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DE STEFANO, L. (2013): «Los mercados informales de agua en España: una primera aproximación»; en EMBID A., ed.: *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson Reuters- Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HOLLINSHEAD, S. L. y LUND, J. R. (2006): «Optimization of environmental water purchases with uncertainty»; *Water Resources Research* 42(8); W08403.
- HOWITT, R. E. (1998): «Spot prices, option prices, and water markets: An analysis of emerging markets in California»; en EASTER, K. W.; ROSEGRANT, M. W. y DINAR, A., eds.: *Markets for water: Potential and performance*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (The Netherlands).
- HUI, W.; HUIMIN, W.; ZANG, L.; YIN, L. y CHEN, H. (2007): «A methodology for valuing water option contract of Eastern rout of South-to-North water transfer»; *18th Annual Conference of the Production and Operations Management Society*, Dallas, Texas (USA), May 2007.
- JENKINS, M. (2008): «LA Bets the Farm»; *High Country News* November 12, 2007; Available at <http://www.hcn.org/issues/358/17328>.

- JERICICH, S. (1997): «California's 1995 water bank program: Purchasing water supply options»; *Journal of Water Resources Planning and Management* 123(1); pp. 59-65.
- LEFEBVRE, M. (2011): *Irrigation water allocation mechanisms and drought risk management in agriculture*; Tesis Doctoral, Université Montpellier I, Montpellier.
- LEROUX, A. y CRASE, L. (2010): «Advancing water trade: a preliminary investigation of urban irrigation options contracts in the Ovens Basin, Victoria, Australia»; *Economic Papers: A journal of Applied Economics and Policy* 29(3); pp. 251-266.
- LOCH, A.; BJORNLUND, H. y KUEHNE, G. (2010): «Water trade alternatives in the face of climate change»; *Management of Environmental Quality: An International Journal* 21(2); pp. 226-236.
- MERTON, R. C. (1973): «Theory of rational option pricing»; *Bell Journal of Economics and Management Science* 4; pp. 141-183.
- MESA-JURADO, A.; MARTIN-ORTEGA, J.; RUTO, E. y BERBEL, J. (2012): «The economic value of guaranteed water supply for irrigation under scarcity conditions»; *Agricultural Water Management* 113; pp. 10-18.
- MICHELSSEN, A. M. y YOUNG, R. A. (1993): «Optioning agricultural water rights for urban water suppliers during drought»; *American Journal of Agricultural Economics* 75(4); pp. 1010-1020.
- O'DONNELL, M. y COLBY, B. (2009): *Dry-year water supply reliability contracts: A tool for water managers*. University of Arizona, Tucson.
- PAGE, S. y HAFI, A. (2007): «Urban water options contracts – rural to urban water trade»; *Australian Agricultural and Resource Economics Society 51st Annual Conference*, Queenstown (New Zealand), February 2007.
- PÉREZ-BLANCO, C. D. y GÓMEZ, C. M. (2012): «Design of optimum private insurance schemes as a means to reduce water overexploitation during drought events. A case study in Campo de Cartagena (Segura River Basin, Spain)»; *86th Annual Conference of the Agricultural Economics Society*, Warwick (UK), April 2012.
- PÉREZ-BLANCO, C. D. y GÓMEZ, C. M. (2013): «Designing optimum insurance schemes to reduce water overexploitation during drought events: a case study of La Campiña, Guadalquivir River Basin, Spain»; *Journal of Environment Economics and Policy* 2(1); pp. 1-15.

- RANJAN, R. (2010): «Factors affecting participation in spot and options markets for water»; *Journal of Water Resources Planning and Management* 136(4); pp. 454-462.
- REY, D. (2014): *Water option contracts for reducing water supply risks: an application to the Tagus-Segura Transfer*; Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- REY, D.; GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2014): «Water markets in Spain: Meeting twenty-first century challenges with twentieth century regulations», en EASTER, K. W. y HUANG, Q. eds.: *Water markets for the 21st. century: What have we learned?* Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- REY, D.; CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2016a): «Optimization of water procurement decisions in an irrigation district: the role of option contracts»; *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 60(1); pp. 130-154.
- REY, D.; GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2016b): «Comparison of different water supply risk management tools for irrigators: option contracts and insurance»; *Environmental and Resource Economics*; doi: 10.1007/s10640-015-9912-2.
- RIGBY, D.; ALCON, F. y BURTON, M. (2010): «Supply uncertainty and the economic value of irrigation water»; *European Review of Agricultural Economics* 37(1); pp. 97-117.
- RUIZ, J.; BIELZA, M.; GARRIDO, A. e IGLESIAS, A. (2015): «Dealing with drought in irrigated agriculture through insurance schemes: an application to an irrigation district in Southern Spain»; *Spanish Journal of Agricultural Research* 13(4); e0106.
- TOBARRA, M. A. (2008): *Gestión del recurso natural agua en situaciones de información asimétrica, racionamiento e incertidumbre*; Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena.
- TOMKINS, C. D. y WEBER, T. A. (2010): «Option contracting in the California water market»; *Journal of Regulatory Economics* 37(2); pp. 107-141.
- VILLINSKI, M. T. (1999): «A numerical quadrature approach to option valuation in water markets»; *AAEA Annual Meeting*, Nashville, Tennessee (USA), August 1999.

WILLIAMSON, B.; VILLANO, R. y FLEMING, E. (2008): «Structuring exotic option contracts on water to improve the efficiency of resource allocation in the water spot water»; *Australian Agricultural and Resource Economics Society 52nd Annual Conference*, Canberra (Australia), February 2008.

Perspectivas de futuro

Los mercados de agua en el conjunto de la política hidráulica española

Carlos Mario Gómez^{a,b} y Gonzalo Delacámara^b

^aUniversidad de Alcalá y ^bInstituto IMDEA Agua

1. Introducción: los mercados de agua como instrumentos de gobierno

Los mercados de agua representan una oportunidad para gestionar la escasez de agua y el riesgo de sequía. La experiencia demuestra que estos mercados resultan más atractivos cuando existen infraestructuras con capacidad ociosa para transportar y utilizar excedentes de agua, cuando los costes de transacción son bajos, las ganancias potenciales son mayores y los derechos de uso están bien definidos y se aplican de modo efectivo (Loch *et al.*, 2013).

Los mercados, o acuerdos voluntarios para el intercambio de derechos de agua, son mecanismos que en teoría permiten la reasignación del agua hacia los usos de mayor valor económico y, por lo tanto, generan beneficios potenciales que pueden hacer compatibles los objetivos aparentemente contradictorios de aumentar la actividad económica y mejorar el estado de los recursos hídricos¹ (Gómez *et al.*, 2004). Estas ventajas se hacen más evidentes en situaciones de sequía, cuya frecuencia y severidad aumenta previsiblemente con la escasez de agua y con el cambio climático. Lo anterior también significa que los mercados pueden jugar un papel amortiguador y favorecer la estabilización de la renta y el empleo en las regiones más expuestas (como es el caso de las experiencias exitosas, aunque limitadas en tiempo, de intercambios de derechos de agua entre tramos medios y bajos de la cuenca del Tajo; Delacámara *et al.*, 2015b).

¹ El «Plan para salvaguardar los recursos hídricos en Europa» de la Comisión Europea (COM/2012/0673) reconoce los mercados de agua como un mecanismo privilegiado para reducir la escasez de agua y gestionar el riesgo de sequía, además de como un incentivo económico que debe integrarse en los planes de medidas para la aplicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC).

1.1. El potencial de los mercados de agua para la mejora del gobierno del agua

En un contexto más general la investigación sobre los mercados de agua deja pocas dudas sobre el potencial, aun por demostrar en la práctica, de los mismos para mejorar el gobierno del agua y para garantizar la compatibilidad de los objetivos de progreso económico con el uso sostenible de los recursos hídricos.

Los siguientes son ejemplos de objetivos intermedios de gobierno del agua a los que podrían contribuir los mercados de agua:

- Mejorar la eficiencia en la asignación del agua entre actividades económicas con el fin de expandir la frontera de posibilidades de producción de la economía dentro de los límites de los recursos hídricos disponibles en cada lugar, de acuerdo con objetivos de calidad y de mantenimiento de un estado ecológico de las fuentes de agua (Howe y Easter, 2011).
- Flexibilizar la asignación del agua mejorando la capacidad de adaptación frente a situaciones extremas con el fin de reducir los efectos sobre la renta y el empleo de la vulnerabilidad frente a sequías (Garrido *et al.*, 2013).
- Reasignar el riesgo y reducir la exposición frente a situaciones de escasez y sequía (Zou *et al.*, 2014).
- Crear oportunidades de ahorro y conservación de agua y de reducción de la contaminación como mecanismos de aumento de la disponibilidad de agua, que pueden hacer redundante la inversión en nuevas obras hidráulicas (NWC, 2011; Gómez *et al.*, 2004).
- Mostrar a los usuarios el coste de oportunidad de algunos usos del agua y reducir los incentivos a la sobreexplotación que resultan de asignaciones administrativas, en las que no hay alternativa a usar el agua y tampoco hay compensaciones por su uso eficiente (Crase *et al.*, 2013)
- Crear incentivos indirectos para promover la investigación y desarrollo de tecnologías innovadoras de ahorro y eficiencia hídrica (Zilberman *et al.*, 2011)

- Fomentar decisiones independientes de los usuarios basadas en condiciones locales y en sus propias necesidades (Garrick *et al.*, 2013) de modo que puedan adaptarse a situaciones nuevas, sin quedar a expensas de decisiones públicas (Loch *et al.*, 2013).

Estas oportunidades son mayores en regiones semiáridas, en países desarrollados o emergentes, y en regiones con importantes ventajas comparativas ligadas a actividades intensivas en el uso del agua, en general, y al regadío en particular (Maestu, 2013; Delacámara *et al.*, 2015a y 2015b). Tales elementos son comunes a las regiones en que están presentes los mercados de agua, como es el caso de los estados semiáridos del medio oeste de los Estados Unidos (Hanak, 2015 y Howe, 2015), de las cuencas interconectadas del Murray-Darling en el sur de Australia (Cruse *et al.*, 2015), del norte de Chile (Donoso, 2015). A pesar de que se trata aun de experiencias incipientes sin solución de continuidad, este es también el caso de España (Delacámara *et al.*, 2015a y 2015b).

1.2. Los mercados de agua: entre el interés privado y el interés general

Sin embargo, las razones que en la práctica explican la puesta en marcha de mercados de agua en el mundo no guardan una clara conexión con el deseo de resolver problemas estructurales de escasez, revirtiendo procesos de sobrexplotación y deterioro de las fuentes naturales de agua, o de disminuir la vulnerabilidad frente a situaciones de sequía, aumentando la seguridad hídrica en el largo plazo.

Por encima de los *beneficios colectivos* asociados que puedan resultar de aprovechar las oportunidades para reconstruir la seguridad hídrica y avanzar hacia un equilibrio sostenible entre la oferta y la demanda de agua, en la práctica la aparición y el desarrollo de los mercados de agua ha estado impulsada por la percepción de los *beneficios privados* de intercambios individuales y mutuamente beneficiosos para la partes que intervienen en el mercado. Tales oportunidades son sin duda mayores cuando el valor del agua es variable entre usos y usuarios, como es también el caso de los regadíos españoles (Maestu *et al.*, 2008) y/o cuando el gobierno interviene como facilitador de los acuerdos subsidiando los precios o cubriendo parcialmente los costes de transacción.

La identificación de estas diferencias entre la compensación mínima exigida por los posibles oferentes y la disposición máxima a pagar de los potenciales compradores es habitualmente el primer paso en la identificación de las oportunidades de una reasignación del agua basada en acuerdos voluntarios. Sin embargo, ni el interés individual de los usuarios del agua ni las posibles ganancias mutuas de los acuerdos privados, por elevadas que sean, son útiles para resolver la pregunta fundamental de hasta qué punto los mercados de agua deben ser un instrumento de la gestión pública de los recursos hídricos. Independientemente del interés privado, esta cuestión básica se reduce a saber cuánta agua, con qué calidad y en qué momentos del tiempo se puede transferir entre dos puntos de una cuenca o entre dos demarcaciones hidrográficas. La respuesta a este interrogante dista de ser directa o sencilla. En realidad, responder esa pregunta exige identificar los costes de transacción (incluyendo los costes de negociación, transporte y las pérdidas por evaporación e infiltración). También exige identificar los posibles impactos sobre terceras partes que pueden resultar, por ejemplo, de la reducción de caudales, de cambios en la distribución espacial del agua o del deterioro ambiental que puede derivarse de las transferencias de agua. Además hará falta sopesar los efectos sobre bienes públicos que pueden, por ejemplo, resultar de la disminución de la seguridad hídrica, el aumento de los costes de alcanzar los objetivos ambientales en las cuencas cedentes o los posibles impactos ambientales (Adamson y Loch, 2014).

El contraste entre los beneficios privados de las transferencias de agua – más o menos explícitos y cuantificables–, y los costes externos –intangibles y difíciles de valorar en términos monetarios–, pueden conducir en la práctica a procesos de decisión política en los que se sobrevaloran las ventajas mientras que los costes se minusvaloran o simplemente pasan desapercibidos (Garrick *et al.*, 2013).

De este modo, en lugar de contribuir a la seguridad hídrica y al uso sostenible del agua los mercados de agua, en la práctica, pueden resultar disfuncionales a los objetivos de la política hídrica. Por una parte, más allá de aumentar la producción dirigiendo el agua disponible a los usos más productivos, pueden terminar aumentando la escasez poniendo en uso recursos que de otra manera habrían permanecido en las fuentes de agua (Delacámara y Gómez, 2015). Por otra parte, más allá de resolver los problemas de escasez en las cuencas deficitarias, los mercados de agua podrían aumentar la demanda y extender los problemas de escasez en el territorio. Además de ello, los mercados

de agua, en la práctica, aunque permiten proteger y promover determinadas actividades económicas, también pueden comprometer la sostenibilidad de las mismas en el medio y el largo plazo.

Las experiencias internacionales indican que de llevarse a la práctica en España de modo decidido, los mercados de agua se deberían aplicar con una serie de cautelas y medidas de acompañamiento que sirvan en última instancia para prevenir importantes riesgos. Uno de estos riesgos es el aumento de la escasez que se produce cuando estos mercados se desarrollan en demarcaciones donde los recursos están sobreasignados (como es el caso de las cuencas del Murray-Darling en el sureste de Australia y del Copiapó en la región de Atacama, Chile). Otro es el riesgo de conflictos regionales cuando no se consideran los efectos externos de la reasignación del agua en o entre demarcaciones (como ocurre en las regiones del sur de Chile).

1.3. Los mercados de agua como instrumento de la política hidrológica

Para dilucidar el potencial de los mercados de agua como instrumentos para conseguir los objetivos de las políticas hidrológicas es necesario responder una pregunta central: cómo hacer para que lo que está en el mejor interés de las dos partes de una transacción de derechos de uso del agua, esté también en el mejor interés de la sociedad, es decir, del conjunto de los ciudadanos en general y de los potenciales afectados en particular. La experiencia internacional con los mercados de agua demuestra que no existen respuestas inequívocas a esta pregunta (Young, 2010 y Hanak *et al.*, 2011) por dos razones fundamentales.

En primer lugar, los requisitos que han de cumplir los mercados para generar una asignación eficiente de recursos son relativamente exigentes. Para ello es necesario que exista un grado de competencia suficientemente grande para evitar el poder de mercado de alguna de las partes; una condición que difícilmente se cumple en los modelos centralizados de negociación, como los aplicados en España, más próximos a situaciones de monopolio bilateral que a la competencia. En segundo lugar, es necesario que todas las consecuencias de las decisiones de uso de un derecho de agua recaigan exclusivamente sobre el titular de dicho derecho; algo prácticamente imposible en el caso del agua, ya que todas las decisiones y oportunidades de unos y otros usuarios están conectadas por el sistema hidrológico dando lugar a múltiples externalidades. Bajo estas circunstancias, poder de mercado y externalidades, es legítimo

plantearse la pregunta de hasta qué punto los mercados de agua imperfectos son preferibles a las asignaciones administrativas de derechos de agua (Griffin *et al.*, 2013).

En segundo lugar, los requisitos institucionales que deben cumplirse para un funcionamiento adecuado de los mercados de agua son también exigentes. En efecto, la efectividad de los mercados depende de que los derechos de propiedad estén definidos sin ambigüedad, estén debidamente protegidos y puedan ser transferidos fácilmente. El agua, no obstante, tiene características diferenciales que no pueden dejarse en manos del mercado sin los arreglos institucionales adecuados que garanticen una gestión eficiente (Hanemann, 2005). Por ejemplo, el agua subterránea aún tiene características de bien de libre acceso y por lo tanto propenso a la sobreexplotación. Por muchos motivos los derechos de agua realmente existentes tienen poco que ver con derechos que puedan asignarse eficientemente con mecanismos de mercado. Los derechos de agua no se limitan a la definición de volúmenes disponibles para el intercambio sino también a unos usos particulares en lugares y momentos concretos del tiempo. Dicho de otro modo, existe un desfase entre los derechos nominales de uso (la cantidad de agua consignada en el derecho, en cualquiera de sus posibles fórmulas legales) y los derechos reales que se pueden satisfacer en cada momento del tiempo en función de características meteorológicas e hidrológicas, etc. Esta es, *de facto*, una de las diferencias más notables entre los sistemas australiano o chileno, donde un titular puede transferir el volumen nominal de su derecho, y los mercados de Estados Unidos o España, donde eso no sería viable (solo se podría transferir el volumen correspondiente al uso efectivo del agua).

En tercer lugar, el mercado puede aportar los beneficios de la competencia pero sin disminuir la coordinación que caracteriza la gestión del agua. En efecto, el carácter limitado del agua obliga a coordinar las demandas provenientes de los distintos sectores de modo que el coste de oportunidad de un uso particular equivale a los beneficios perdidos como consecuencia de renunciar al mejor uso alternativo y, debido al carácter local del valor del agua, dicha información no se transmite fácilmente a través de los mercados. Además, no existe posibilidad de poner el agua en valor para su uso económico sin una acción colectiva que permita aprovechar economías de escala, sin las cuales sería imposible garantizar la provisión de servicios del agua a costes asumibles para las actividades económicas que dependen de ella, como la agricultura o la generación de energía.

Bajo estas condiciones es prácticamente imposible definir un sistema de derechos de propiedad (es decir, referido al uso y aprovechamiento del recurso) que resuelva todas las ineficiencias y que, en consecuencia, convierta en redundante la acción pública y garantice el buen funcionamiento de un sistema de mercado. En la práctica, los mercados de agua funcionan con un conjunto de derechos de propiedad definidos de un modo imperfecto (Griffin *et al.*, 2013).

Del análisis anterior surgen dos conclusiones importantes que han de tenerse en cuenta para el diseño de mercados de agua que permitan aprovechar las oportunidades y minimizar los riesgos. La primera se refiere a la necesidad de preparar el marco institucional y la segunda a asignarle a los mercados un carácter instrumental para la consecución de objetivos de política pública.

Lo primero quiere decir que los instrumentos de mercado, en el caso del agua, deben convertirse en instrumentos de gobierno. En lugar de sustitutos de la gestión pública del agua, los mercados de agua son un instrumento público exigente que sin la presencia de unas condiciones institucionales mínimas, que no están presentes en la actualidad, solo serviría para exacerbar las distorsiones actuales, la escasez de agua y los conflictos entre regiones y usuarios. En el marco institucional actual, permitir intercambios de derechos podría aumentar la escasez y el riesgo de sequía. Todo ello, paradójicamente, como resultado de un desempeño considerado como exitoso de los mercados. En otras palabras, permitir los intercambios voluntarios de derechos de agua no debe ser el comienzo, sino el final de un conjunto de reformas institucionales encaminadas a gestionar la escasez.

Lo segundo quiere decir que, más que un objetivo en sí mismos, los mercados de agua deben ser un instrumento para conseguir objetivos de política pública que deben estar definidos de antemano de modo que resulte posible evaluar la efectividad de los mismos así como diseños y estrategias alternativas.

Es decir, los mercados de agua son un instrumento económico para el gobierno del agua y, en esa lógica, deben diseñarse y aplicarse con el objetivo fundamental de conseguir que las decisiones que tomen cada uno de los vendedores y compradores potenciales considerados en su conjunto contribuyan a alcanzar los objetivos colectivos de la gestión del agua. El objetivo no consiste en conseguir que el mercado de agua funcione (en el sentido de ser dinámico – favorecer un alto número de transacciones o de volumen de agua transferida) o que resuelva los problemas de uno o varios usuarios o sectores de la economía sino que resulten en una contribución efectiva a resolver los

desafíos de la gestión del agua en el largo plazo. En ese sentido, los mercados de agua son un instrumento más que debe integrarse en el conjunto de instrumentos de la gestión del agua.

Las dos secciones siguientes desarrollan cada uno de estos requisitos. La primera se refiere a los prerequisites para una efectiva implementación de los mercados de agua y, la segunda, a los objetivos de largo plazo a los que estos mercados, considerados como incentivos económicos, en combinación con los demás, pueden contribuir siempre que se diseñen y se apliquen de un modo adecuado.

2. La contribución potencial de los mercados de agua y los objetivos de largo plazo en España

Los mercados de agua, como cualquier instrumento de gestión pública de un recurso natural, deben diseñarse para responder a un conjunto de desafíos, superando las barreras que puedan existir para aprovechar las oportunidades disponibles y, de ese modo, conseguir objetivos concretos en el largo plazo. Estos objetivos deben estar vinculados a alcanzar la sostenibilidad del desarrollo económico.

Esto obliga a trascender las discusiones teóricas sobre los beneficios hipotéticos de adoptar uno u otro instrumento, para centrarse, primero, en la identificación del problema; segundo, en la identificación de las oportunidades para resolverlo; y, tercero, en el diseño de los instrumentos para aprovecharlas en aras de un objetivo definido. A continuación pasamos revista a estos aspectos.

2.1. El diagnóstico de los problemas de la gestión del agua

El primer requisito para discutir la validez de un instrumento consiste en establecer un diagnóstico del problema al que este instrumento pretende responder. Los mercados de agua en España deberían ser un instrumento para reducir la escasez de agua y para gestionar el riesgo de sequía. Partiendo de esa premisa, por obvio que pudiera parecer, el diseño de los mercados de agua debería orientarse a resolver los problemas que han conducido al aumento de la escasez de agua y de la exposición al riesgo de sequía. Cualquiera que sea la explicación debe tener en cuenta al menos los siguientes tres factores determinantes de la escasez de agua en España: una meteorología desafiante,

un conjunto de incentivos económicos disfuncionales y un fallo institucional en la gestión del agua.

En efecto, en relación al primer factor determinante, con la excepción del norte y algunas zonas del centro, la mayor parte del territorio español se puede catalogar como árido o semiárido con recursos renovables de largo plazo por debajo de la media Europea (De Roo *et al.*, 2012) y, lo que es más relevante, insuficientes para el desarrollo económico, así como con una variabilidad intraanual e interanual elevada. Estas condiciones explican por qué la acción pública coordinada para movilizar los recursos disponibles y construir infraestructuras de regulación capaces conciliar oferta y demanda de agua, se han convertido en el elemento clave para crear oportunidades de desarrollo regional. En efecto, sin obras hidráulicas se estima que solo habría sido posible utilizar el 10 % de unos recursos disponibles a largo plazo de por sí insuficientes (MMA, 2000). Hoy en día España puede considerarse un modelo de desarrollo hidráulico con territorios que han sido capaces de superar las restricciones de recursos, aunque los territorios en que el agua ha sido un motor del progreso económico se enfrentan a situaciones de escasez acusada. Así, por ejemplo, de acuerdo con datos de la Agencia Ambiental Europea, las cuencas mediterráneas utilizan regularmente una cantidad que excede en más del 50 % los recursos disponibles de largo plazo (EEA, 2009).

El segundo elemento a tener en cuenta tiene que ver con los incentivos económicos que en la práctica conducen sistemáticamente a un exceso de demanda de agua precisamente en las regiones más áridas del país. En efecto, en España el valor del agua tiene características especiales. El agua es el elemento singular que permite movilizar los demás recursos y aprovechar ventajas comparativas significativas en sectores como la agricultura, la energía, el turismo y la construcción. La localización, respecto a mercados con elevados niveles de demanda y la abundancia relativa de factores complementarios –como un suelo abundante y con pocos usos rentables alternativos y una oferta de trabajadores locales y provenientes de la inmigración elevada y a costes bajos, además de horas abundantes de sol–, convierten al agua en el factor crítico que permite movilizar los demás con efectos multiplicadores sobre la creación de riqueza y las oportunidades de empleo (Gómez *et al.*, 2013). Por ejemplo, además de permitir la expansión del turismo y el desarrollo urbanístico, disponer de agua es el principal factor que multiplica los rendimientos y los márgenes de beneficios del regadío (Gómez, 2009; Maestu *et al.*, 2009), con efectos sobre el conjunto de la economía (a través de la demanda de insumos

y sobre la industria de alimentos, transporte, servicios financieros, etc.) que, especialmente en las zonas más áridas, multiplican los costes directos del agua por uno o varios órdenes de magnitud (Pérez-Blanco *et al.*, 2010; Gómez y Pérez-Blanco, 2012). El agua es más valiosa en los lugares donde es más escasa y la diferencia entre el valor económico, para la producción y el empleo en el territorio, y el coste de adquisición del agua conducen a modelos de desarrollo intensivos en agua, precisamente allí donde este recurso es más escaso. El agotamiento del modelo de desarrollo territorial basado en el agua se produce paulatinamente a medida que la oferta y la demanda de agua alcanzan el límite de los recursos renovables de largo plazo. No obstante, como ocurre en distintas demarcaciones españolas, esos límites pueden pasar desapercibidos. La consecuencia será la construcción de infraestructuras excedentarias, que no pueden ponerse en valor con los recursos hídricos disponibles, el progresivo deterioro de los recursos de agua subterránea y la aparición de déficit estructurales (escasez de agua) junto con una mayor vulnerabilidad frente a situaciones de sequía².

La combinación de los dos factores anteriores, una meteorología desafiante y un conjunto de incentivos para la movilización de los recursos hídricos, se traduce en una exigencia agravada sobre las instituciones públicas que son, en última instancia, las responsables de conseguir que las decisiones individuales de uso del agua sean compatibles con la disponibilidad de agua en cada momento del tiempo y con la propia sostenibilidad del modelo de desarrollo.

Los fallos en el gobierno del agua pueden ser de dos tipos: el primero consiste en falta de compatibilidad de incentivos en el sentido de que las decisiones individuales, guiadas por el interés particular de cada usuario, no conducen a un resultado compatible con los objetivos públicos y llevan a situaciones de exceso de inversión (por ejemplo en nuevos regadíos), de uso de agua (por ejemplo, a la sobreexplotación de los acuíferos) e incluso a excesos de oferta de fuentes alternativas de agua (por ejemplo de agua desalada a precios que no son aceptables o asumibles para los usuarios)³. El segundo tipo de fallo institucional consiste en la falta de control sobre elementos esenciales del dominio público hidráulico como las aguas subterráneas.

² Gómez *et al.* (2013) documentan este proceso para la cuenca de Segura.

³ Un análisis detallado de estos problemas en la cuenca del Segura se puede encontrar en el informe del Proyecto EPI Water (Gómez *et al.*, 2013), financiado en el contexto del Séptimo Programa Marco de Investigación de la Unión Europea (Grant Agreement nº. 265213).

2.2. *El diseño de los instrumentos para la gestión pública del agua*

Algunos de los problemas de compatibilidad de incentivos pueden deberse a la falta de flexibilidad en la definición de los derechos de propiedad. En efecto, en aras de garantizar el interés público, la concesión de derechos de agua se condiciona a menudo a un uso beneficioso. Las concesiones tienen por ello un carácter temporal y de este modo se evita la creación de derechos permanentes que la escasez puede convertir en derechos puramente nominales pudiendo así ser objeto de especulación (como ocurre, por ejemplo en Australia; Loch *et al.*, 2013).

Sin embargo, a pesar de sus ventajas, los derechos no transferibles también tienen desventajas importantes. La única alternativa a utilizar los derechos de agua en España es perderlos. El sistema no permite remunerar a los usuarios más eficientes ni contiene incentivos para el ahorro de agua y menos aún para recompensar los sobrecostes de instalar sistemas más efectivos de aplicación del agua. El sistema de derechos existente en España puede estar primando el uso sobre el ahorro y las prácticas tradicionales sobre la innovación.

Por otra parte, en España como en otros países, los *precios efectivos del agua* son herederos de una tradición institucional en que los objetivos consistían en promover el desarrollo de actividades primarias, con potencial para impulsar el desarrollo territorial. De esta tradición son herederos los modelos de precios subvencionados, con recuperación limitada de los costes de capital y que no incorporan el coste de la escasez del recurso o el coste de garantizar la seguridad hídrica para el conjunto de los usuarios (Maestu y Villar, 2007; Gómez *et al.*, 2013).

Una vez que el recurso hídrico es insuficiente para satisfacer la demanda de una demarcación, los intentos de resolver los problemas persistiendo en las soluciones que pudieron funcionar en el pasado, puede conducir a un agravamiento de los problemas de compatibilidad de incentivos y a un agravamiento de la escasez y de la exposición al riesgo de sequía. Un ejemplo de esta dinámica se encuentra en las transferencias de agua del trasvase Tajo-Segura y, en particular, en su mayor éxito relativo para aumentar la demanda de agua que para aumentar en la misma proporción la oferta regular de agua. A pesar de la intención inicial, el trasvase puede haber sido, en varios sentidos, uno de los principales factores determinantes del aumento de la escasez de agua en la cuenca del Segura (Gómez *et al.*, 2013).

Los problemas más recientes que experimentan las alternativas para aumentar el uso de *recursos no convencionales* también son una muestra de la necesidad de alinear incentivos. En efecto aunque existe capacidad instalada suficiente, los usuarios siguen prefiriendo los recursos financieramente baratos (y económicamente caros), como el agua subterránea y superficial a los financieramente costosos (y económicamente más baratos, sobre todo si la provisión de insumos energéticos es a partir de tecnologías renovables), como el agua desalada, que no aumentan la escasez y mejoran la seguridad hídrica.

La propia escasez también conduce a que los ahorros potenciales de la *modernización de regadíos* no se reflejen en un menor uso de agua o en una mayor abundancia para otros usos (Gómez y Pérez-Blanco, 2014), y las restricciones sobre el uso de algunos recursos en períodos de sequía pueden exacerbar los problemas de escasez al aumentar la demanda de otros recursos fuera del control de la Administración (Gómez y Pérez-Blanco, 2012).

En suma, la escasez es el resultado conjunto de tres factores fundamentales. Una oferta natural escasa e impredecible de agua, unos incentivos que inducen un aumento del uso precisamente en los lugares donde el agua es más escasa y un fallo público esencial consistente en el fracaso en alinear las decisiones individuales con la oferta real de agua sostenible en el largo plazo.

De estas ideas surge la primera idea central de este trabajo. Los mercados de agua en España pueden contribuir a la solución de los problemas de escasez de agua y a la gestión del riesgo de sequía, siempre que se diseñen e implementen para mejorar la calidad de las instituciones de gobierno del agua; es decir, para alinear las decisiones privadas con el interés colectivo. De ese modo, los mercados de agua podrían servir para corregir las tendencias de aumento de la escasez de agua y conducir a un modelo sostenible de desarrollo en las cuencas deficitarias.

3. ¿Para qué los mercados en España? La gestión del agua en cuencas deficitarias

Los mercados de agua no son instrumentos universalmente válidos, sino arreglos institucionales que pueden considerarse convenientes (o no) para resolver problemas concretos y que, por lo tanto, deben diseñarse y aplicarse para servir a objetivos públicos de gestión del agua. Por ese motivo, la reflexión sobre la conveniencia o no de los mercados no debe centrarse en el instrumento sino en los objetivos a los que puede servir. Asumiendo que su

interés primordial consiste en resolver problemas de escasez y gestionar el riesgo de sequía, los mercados de agua podrían estar entre los instrumentos que pueden contribuir a responder a los siguientes desafíos:

- En primer lugar, a reconocer la necesidad y a gestionar «el cierre» de las cuencas deficitarias o de las que pueden llegar a serlo en el futuro inmediato. Una cuenca se denomina «cerrada» cuando no cuenta con recursos suficientes para atender sus propias demandas de agua, tanto económicas como ambientales, y la utilización corriente excede los recursos renovables a largo plazo (Falkenmark y Molden, 2008). Bajo este concepto, las cuencas mediterráneas españolas están efectivamente cerradas, como lo están otras en el mundo que albergan más de 1.400 millones de personas. No reconocer el problema significa retrasar la necesaria transición desde un modelo desarrollista, de provisión de agua barata, a un modelo basado en criterios de sostenibilidad, como único medio para preservar los beneficios del desarrollo económico conseguidos hasta el momento. Además de ello, ignorar el cierre de una cuenca conduce a mantener pautas tradicionales de gobierno (ver la sección anterior), que no solo no pueden funcionar en el presente sino que contribuyen a agravar los problemas de escasez y a exacerbar los conflictos.
- En segundo lugar, a recuperar la capacidad de gobernar los recursos del agua subterránea. Estos recursos aportan una cantidad significativa de agua, sobre ellos impactan los excesos de demanda que no se pueden satisfacer con recursos superficiales y constituyen el colchón para amortiguar las consecuencias negativas de las sequías. Sin embargo, su deterioro gradual puede agravar la escasez, encarecer los costes de producción y aumentar la vulnerabilidad ante la sequía. Por ejemplo, en la cuenca del Segura el agua subterránea aporta una media de 542 hm³ anuales, 285 de los cuales son no renovables y la sobreexplotación acumulada es superior a los 8.400 hm³. Estos recursos pueden jugar un papel en el futuro, ofreciendo seguridad y cantidades sostenibles de agua pero, para ello, es urgente ponerlos al servicio de objetivos colectivos. Es decir, se debe avanzar hacia un uso planificado y coordinado del agua subterránea que sustituya las pautas de uso actual (espontáneo, individual, reactivo y descoordinado).

- En tercer lugar, a reconstruir la seguridad hídrica en el largo plazo de un modo deliberado. A pesar de la importancia que tiene la gestión de los conflictos cotidianos, el único modo de solventar problemas de escasez consiste en rediseñar la gestión en torno a objetivos de largo plazo. Es decir, es clave gestionar lo imprescindible; no solo lo importante. Esto equivale a acordar una estrategia en la que se fijen claramente las fuentes de agua y su función, así como un conjunto de mecanismos de contingencia para la gestión del riesgo.

En este contexto los mercados de agua pueden ser un instrumento válido para conseguir esos objetivos. La flexibilización del uso de derechos de agua puede hacer visibles los beneficios de la reasignación entre usos y revelar información sobre el coste de oportunidad de los derechos de agua.

Esta información es esencial para evaluar alternativas asociadas al aumento de la eficiencia hídrica, que podría ser financiada con la venta de ahorros de agua, o de producción de agua desalada o reutilizada, que podría no ser rentable dada la disposición a pagar de los usuarios.

Los instrumentos de mercado, adecuadamente diseñados y aplicados, pueden en efecto restaurar el flujo de información para una gestión integral del agua, servir para asignar el agua a los usos más productivos y aportar flexibilidad para estabilizar la economía frente a los shocks ocasionados por la escasez y los eventos de sequía.

4. ¿Qué oportunidades se pueden aprovechar para poner en funcionamiento mercados de agua?

A pesar de la escasez agravada de agua y del aumento experimentado en el riesgo de sequía, existen importantes oportunidades que pueden aprovecharse para revertir la situación y para alcanzar los objetivos de política definidos en el apartado anterior. Desde el punto de vista de los recursos, las oportunidades consisten en alternativas o estrategias de las que pueden resultar ganancias simultáneas para todas las partes afectadas, al mismo tiempo que se avanza hacia objetivos sociales o colectivos. Las siguientes son las principales oportunidades que se podrían aprovechar para revertir la escasez creciente de agua y reducir y gestionar el riesgo de sequía:

- La primera oportunidad consiste en gestionar el portafolio del agua (el conjunto de todas las fuentes de oferta, convencionales o no) de una manera integral. El avance de la escasez se traduce en el aumento y diversificación de las fuentes hídricas. Así, al agua superficial, financieramente barata pero incierta, se le sumó primero el agua subterránea, segura pero a un coste creciente en el tiempo, y, a continuación, los recursos externos o trasvases de agua, financieramente caros pero subvencionados y con un coste político creciente, y finalmente, los recursos no convencionales, como la desalación y reutilización, seguros pero financieramente costosos.

La evolución de este conjunto de fuentes de agua, en el marco institucional actual, es previsible. Sin cambios en el modelo de gestión, el agua superficial cubrirá una parte decreciente de la demanda, los recursos subterráneos se encarecerán debido a la sobreexplotación, sin descartar que sufran daños irreversibles debido a la intrusión marina, los aportes externos se reducirán debido al aumento de la demanda en las cuencas cedentes y a los posibles conflictos territoriales y, tarde o temprano, los recursos convencionales cubrirán una parte creciente de la demanda (ver, por ejemplo el escenario base de la cuenca del Segura elaborado para el proyecto EPI Water; Gómez *et al.*, 2013).

Sin embargo, tal transición se puede gestionar para evitar las consecuencias negativas. Para eso es importante asignar un papel a cada fuente de agua en el largo plazo y distribuir entre los usuarios el coste de reconstruir la seguridad hídrica: un bien público que debe ser producido colectivamente.

En ese sentido, por ejemplo, vale la pena discutir si en el largo plazo es preferible que la seguridad hídrica se cubra con agua de mar o salobre desalada o, alternativamente, con agua subterránea de acuíferos bien conservados. Del mismo modo, es posible gestionar la transición, preservando por ejemplo los acuíferos, evitando que el agotamiento de los mismos termine por convertir el agua desalada en un recurso financieramente atractivo. Cada alternativa tiene unos costes de oportunidad y un flujo de beneficios distribuidos en el tiempo que deberían ser considerados.

- La segunda oportunidad deriva de la elevada disposición a pagar por la seguridad hídrica: una consecuencia inevitable de la escasez y del elevado valor económico del agua. Aunque los sistemas de financia-

ción del agua en España no permiten que la disposición a pagar por la seguridad hídrica se revele a través de mercados de seguros o de otros mecanismos directos, sí existen evidencias claras de que en situaciones de emergencia se pagan precios elevados por acceder al agua. Por ejemplo, aunque los recursos de agua superficial se obtengan a precios promedio de 0,10 €/m³, los acuíferos más explotados continúan proporcionando agua a precios superiores a los 0,70 €/m³ (como en el caso del Campo de Cartagena y el acuífero de Enmedio-Cabezo en el Segura; Gómez *et al.*, 2013).

Otros trabajos revelan que los agricultores españoles son aversos al riesgo y estarían dispuestos a pagar a cambio de una mayor garantía de suministro (Gutiérrez-Martín *et al.*, 2013). Los mercados de agua podrían instrumentarse para internalizar el coste adicional de la garantía de suministro y financiar, por ejemplo, el mantenimiento de una capacidad instalada de desalación o medidas de recarga artificial de acuíferos, a cambio de un acceso privilegiado en casos de sequía.

- La tercera oportunidad se encuentra en la todavía amplia brecha de eficiencia en el uso del agua entre distintos usos y lugares y en la oportunidad de obtener ahorros sustanciales que pueden contribuir a mitigar la escasez o dirigirse a través de un mercado bien regulado hacia usos alternativos.

Se estima que corregir la brecha de eficiencia de las zonas conectadas al trasvase Tajo-Segura podría aportar un volumen equivalente a 244 hm³ por año en la cuenca del Tajo (y de 61,5 hm³ en la cuenca del Segura) (ver CHS, 2013 y CHT, 2013).

Sin embargo, aunque pueda considerarse racional desde un punto de vista social, obtener esos ahorros todavía no se percibe como una alternativa atractiva para los usuarios. Los mercados de agua pueden diseñarse para transmitir este tipo de información y convertir la elevada disposición a pagar de una región (eventualmente la cuenca del Segura) en un incentivo financiero para obtener ahorros de agua en otra (el Tajo), sin efectos ambientales o pérdidas de valor añadido o empleo en la cuenca cedente.

- La cuarta y última gran oportunidad para crear valor y poner en práctica mercados de agua que realmente contribuyan a responder a los desafíos de la gestión del agua en España, se encuentra en las impor-

tantes diferencias que aún existen en el valor del agua entre distintos lugares y momentos del tiempo.

Por ejemplo, de acuerdo con estudios recientes la productividad del agua en las cuencas interconectadas del alto Tajo y el Segura puede variar en un rango que va desde pocos céntimos hasta cerca de 7,00 €/m³, con diferencias muy importantes en el territorio. Ningún aprovechamiento en el Tajo superaría los 2,00 €/m³ y la media rondaría los 0,15 €/m³, mientras que en el Segura se alcanzaría una media de 0,77 €/m³, con una de cada seis hectáreas por encima de 1,00 €/m³ (Gómez *et al.*, 2013).

En cualquier caso, la cuestión importante de cara al diseño de los mercados no consiste simplemente en movilizar recursos hídricos hacia las aplicaciones de mayor valor sino en hacer que dicha reasignación resulte neutral en términos ambientales, no ocasione un mayor deterioro de la cuenca cedente ni ocasione daños a terceros. Esto significa, por ejemplo, que se deben garantizar los retornos físicos y transferir solamente la parte del agua efectivamente utilizada por los cultivos.

Por otra parte, los intercambios deben ser voluntarios, de modo que resulten aceptables para la cuenca cedente y también deberían ser neutrales desde el punto de vista fiscal, por lo que los costes de transporte deberían estar plenamente internalizados. Trabajos recientes estiman que, bajo estas condiciones exigentes, los mercados de agua podrían aportar cerca de 100 hm³ a la cuenca del Segura (Delacámara *et al.*, 2015b, p. 287).

5. Síntesis: ¿Qué se puede esperar de los mercados de agua en España en el futuro?

De lo expuesto arriba se deduce que España cuenta con condiciones excepcionales que le permiten considerar los mercados de agua como una opción válida en el marco de una reforma general de lo que han sido sus políticas hidrológicas hasta el momento. A diferencia de Chile, Australia y los Estados Unidos, donde los mercados de agua iniciaron su andadura como instrumentos para promover el desarrollo territorial aprovechando ventajas comparativas de mercado y con poca consideración, al menos al principio, de restricciones u objetivos ambientales, en España no hay una tradición y los

mercados de agua habrán de diseñarse con objetivos diferentes y en el marco de una normativa europea más exigente.

En ese sentido, los mercados de agua deberían ser instrumentos que permitan movilizar las oportunidades existentes como la gestión conjunta de los recursos hídricos, el elevado valor de la seguridad hídrica, la brecha tecnológica entre usos del agua y las diferencias en los rendimientos del agua, en particular en la agricultura. Todas esas oportunidades indican que es posible arbitrar mecanismos de mercado para permitir negociaciones entre usuarios que puedan concluir con intercambios voluntarios mutuamente beneficiosos.

No obstante, lo anterior solo demuestra que existen oportunidades de negocio en torno a la reasignación de los derechos de uso. La cuestión más importante, sin embargo, consiste en saber si es posible aprovechar tales oportunidades en beneficio de objetivos ambiciosos de política hídrica, es decir, de desarrollo económico y social a través de la gestión del agua.

Al menos desde un punto de vista teórico es posible conseguir el diseño y aplicación de mecanismos de mercado que sirvan a objetivos bien definidos. En el caso de España tales objetivos de largo plazo deberían estar vinculados a los retos de cerrar las cuencas deficitarias, no en el sentido físico sino en lo relativo a ordenar los usos de los recursos disponibles dentro de cada demarcación, recuperar el control de los recursos del agua subterránea, no necesariamente cambiando su titularidad pero sí garantizando que su uso es compatible con objetivos públicos, y contribuir a una estrategia para reconstruir la seguridad hídrica en el largo plazo.

Los mercados de agua pueden diseñarse para maximizar su contribución a estos objetivos generales. Así, por ejemplo, el reconocimiento de derechos de agua subterránea puede estar condicionado al uso sostenible de los acuíferos y se pueden diseñar mercados de opciones para financiar el mantenimiento de activos (capacidad de desalación o recarga de acuíferos) que permitan cubrir los déficits en situaciones de sequía.

Por otra parte, la necesidad de controlar los impactos ambientales y los efectos sobre terceros es menor en mercados locales o dentro de la misma comunidad de regantes. En estos casos es posible mejorar la asignación del agua sin incurrir en costes de transporte y, eventualmente, sin aumentar las extracciones o los impactos sobre terceros. Una prueba de que existen condiciones para la introducción de mercados de agua es la disposición espontánea de muchos agricultores a participar en este tipo de transacciones aunque no

estén permitidas por ley (Estevan y Lacalle, 2007; WWF-España, 2006; Hernández-Mora y De Stefano, 2013). Sin embargo, mientras estas transacciones sean informales, pueden estar conduciendo a un uso excesivo de recursos y ser de hecho uno de los factores agravantes de la escasez y el deterioro ambiental. De hecho, el control impediría que los agricultores pusieran en el mercado los recursos que pueden obtener en exceso sobre la cuota de uso permitida, como puede estar ocurriendo con el comercio ilegal de agua, y abriría la posibilidad de servir como incentivo para general derechos transables a partir del ahorro de agua.

6. Los mercados de agua y los demás incentivos económicos de la política de aguas en España

No debe olvidarse que el desempeño de un mercado depende de múltiples condiciones de contexto. Por ese motivo, los mercados de agua deben considerarse en el marco general de la política hídrica. Más específicamente, los instrumentos de mercado son uno más de los incentivos que guían la conducta de los usuarios del agua y su desempeño dependerá de si existen o no otros incentivos económicos (tales como precios, subsidios, etc.).

En efecto, los mercados de agua podrían servir para mejorar el funcionamiento de los otros instrumentos económicos de la gestión del agua. Por ejemplo, los mercados de agua pueden servir para revelar el precio de escasez del agua (o la disposición a pagar por una unidad adicional del recurso). De este modo, pueden servir para hacer más efectivas las políticas de precios y, en particular, para incorporar en ellos el coste de escasez del recurso, algo hasta el momento ignorado en la fijación de precios del agua en España.

La información aportada por los mercados de agua podría también servir de base para estimar los tipos de precios necesarios para adaptar la oferta y la demanda de agua, y para ajustar tales precios dependiendo de las contingencias de la oferta. Además de ello, la interacción entre precios públicos del agua y precios de mercado del agua podría utilizarse para mejorar el potencial de los mercados, generando estímulo de ahorro de agua vinculados no solo al menor uso del recurso, sino a la posibilidad de vender derechos de uso en el mercado.

En sentido contrario, el funcionamiento del mercado de agua dependerá de los demás incentivos. En efecto, la interacción entre precios públicos y precios de mercado del agua en alta sirve como advertencia de que el funcionamiento adecuado de los mercados depende de las políticas de precios. Los

subsidios explícitos e implícitos y, en general, los precios inferiores al coste de oportunidad del agua resultan en un menor margen para transacciones voluntarias, debilitadas por menores márgenes de beneficio. Como consecuencia, en ausencia de precios adecuados, los mercados de agua seguirán siendo poco desarrollados, y de hecho las transacciones requerirán algún subsidio por parte del gobierno.

Sin precios adecuados del agua el espacio para los mercados del agua seguirá siendo reducido y prácticamente limitado a situaciones de emergencia. En otras palabras, la introducción de los mercados de agua debería ir de la mano de la reforma del sistema de precios. Los precios más elevados servirían de incentivo al ahorro, pero también para introducir innovaciones que permitan vender derechos remanentes de agua y que puedan ser adquiridos por usuarios con un coste de oportunidad suficientemente elevado (que será mayor en cuanto más elevado sea el precio del agua). De este modo los aumentos de precios podrían compensarse con bonificaciones por ahorro de agua a través del mercado.

Por otra parte, el reconocimiento de derechos transables de agua puede servir para reconducir la sobreexplotación del agua subterránea. El acceso a recursos del mercado podría aliviar la presión sobre los acuíferos, especialmente en zonas altamente productivas donde los costes de extracción del agua son más elevados y el mercado tiene por tanto potencial para aportar recursos a un precio más bajo.

Un mercado de agua ofrecería la oportunidad para que el reconocimiento de derechos sobre el agua subterránea se condicione a la garantía de no sobreexplotación de las fuentes de agua, en particular de los acuíferos, y puede abrir el camino para mejorar los mecanismos de vigilancia y control.

En el sentido contrario, los mercados no podrán tener un desarrollo suficiente si muchos agricultores siguen teniendo acceso a recursos no controlados de agua subterránea a precios más reducidos. Sin un control de las extracciones irregulares de agua subterránea los mercados o bien no serán una alternativa para quien tenga acceso a un acuífero o bien serán un estímulo más para aumentar las extracciones y obtener rentas de la venta del recurso.

7. A modo de conclusión

En definitiva, los mercados de agua pueden jugar un papel importante siempre que se integren dentro de una estrategia para restaurar la compatibilidad de incentivos privados y públicos. En ese orden de ideas, los mercados de agua se pueden diseñar para que sirvan para inducir decisiones que, además de rentables para el comprador y el vendedor, generen un beneficio social y permitan avanzar hacia objetivos de reducción de la escasez y el riesgo de sequía.

Para ello los mecanismos de mercado se deben poner al servicio de objetivos de gobierno y combinarse con los demás incentivos –tales como precios, subsidios, seguros, etc.– a fin de evitar que un incentivo neutralice o desplace los efectos de los otros y para aprovechar las sinergias entre instrumentos económicos maximizando la contribución conjunta de todos ellos.

Referencias bibliográficas

- ADAMSON, D. y LOCH, A. (2014): «Possible negative feedbacks from ‘gold-plating’ irrigation infrastructure»; *Agricultural Water Management* 145; pp. 134-144.
- CRASE, L.; O’KEEFE, S. W. y KINOSHITA, Y. (2015): «Water trading in Australia: Understanding the role of policy and serendipity»; en BURNETT, K.; HOWWIT, R.; ROUMASSET, J. A. y WADA, C., eds.: *Routledge handbook of water economics and institutions*. Routledge, London.
- CRASE, L.; PAWSEY, N. y O’KEEFE, S. (2013): «A note on contradictions in Australia water policy»; *Economic Papers: A Journal of Applied Economic and Policy* 32(3); pp. 353-359.
- DELACÁMARA, G. y GÓMEZ, C. M. (2015): «Water trading: An introduction»; en LAGO, M.; MYSIK, J.; GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G. y MAZIOTIS, A. eds.: *Use of economic instruments in water policy: Insights from international experience*. Springer, Cham (Switzerland).
- DELACÁMARA, G.; GÓMEZ, C. M. y MAESTU, J. (2015a): «Water trading opportunities and challenges in Europe»; en BURNETT, K.; HOWWIT, R.; ROUMASSET, J. A. y WADA, C., eds.: *Routledge handbook of water economics and institutions*. Routledge, London.

- DELACÁMARA, G.; PÉREZ-BLANCO, C. D.; IBAÑEZ, E. y GÓMEZ, C. M. (2015b): «Water trading in the Tagus River Basin»; en LAGO, M.; MY-SIAK, J.; GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G. y MAZIOTIS, A. eds.: *Use of economic instruments in water policy: Insights from international experience*. Springer, Cham (Switzerland).
- DONOSO, G. (2015): «Chilean water rights markets as a water allocation mechanism»; en LAGO, M.; MY-SIAK, J.; GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G., y MAZIOTIS, A., eds.: *Use of economic instruments in water policy: Insights from international experience*. Springer, Cham (Switzerland).
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2009): *Water resources across Europe. Confronting water scarcity and drought*. EEA Report 2/2009. EEA, Copenhagen.
- ESTEVAN, A. y LACALLE, A. (2007): *Transferencias de derechos de agua entre demandas urbanas y agrarias. El caso de la Comunidad de Madrid*. Cuadernos de I+D+i n.º 1. Canal de Isabel II, Madrid.
- FALKENMARK, M. y MOLDEN, D. (2008): «Wake up to realities of river basin closure»; *International Journal of Water Resources Development* 24(2); pp. 201-215.
- GARRICK, D.; WHITTEN S. M. y COGGAN A. (2013): «Understanding the evolution and performance of water markets and allocation policy: A transaction costs analysis framework»; *Ecological Economics* 88; pp. 195-205.
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2012): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, London.
- GÓMEZ, C. M. (2009): «La eficiencia en la asignación del agua: Principios básicos y hechos estilizados en España»; *Boletín Económico ICE* 847; pp. 23-39.
- GÓMEZ, C. M. y PÉREZ-BLANCO, C. D. (2012): «Do drought management plans reduce drought risk? A risk assessment model for a Mediterranean river basin»; *Ecological Economics* 76; pp. 42-48.
- GÓMEZ, C. M. y PÉREZ-BLANCO, C. D. (2014) «Simple myths and basic maths about greening irrigation». *Water Resources Management* 28(12); pp. 4035-4044.

- GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G.; PÉREZ-BLANCO, C. D.; IBAÑEZ, E. y RODRÍGUEZ, M. (2013): *Droughts and water scarcity - Tagus (Central Spain & Portugal) and Segura (SE Spain) interconnected river basins. Case Study Final Report*. EPI Water. Deliverable D.4.2.
- GÓMEZ, C. M.; TIRADO, D. y REY-MAQUIEIRA, J. (2004): «Water exchanges versus water works: Insights from a computable general equilibrium model for the Balearic Islands»; *Water Resources Research* 40(10); W10502.
- GRIFFIN, R. C.; PECK, D. E. y MAESTU, J. (2013): «Myths, principles and issues in water trading»; en MAESTU, J., ed.: *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- HANAK, E. (2015): «A California postcard: Lessons from a maturing water market»; en BURNETT, K.; HOWITT, R.; ROUMASSET, J.A. y WADA, C., eds.: *Routledge handbook of water economics and institutions*. Routledge, London.
- HANAK, E.; LUND, J.; DINAR, A.; GRAY, B.; HOWITT, R.; MOUNT, J.; MOYLE, P. y THOMPSON, B. (2011): *Managing California's water: From conflict to reconciliation*. Public Policy Institute of California, San Francisco (USA).
- HANEMANN, W. M. (2005): «The economic conception of water»; en ROEGERS, P. P.; LLAMAS, M. R. y MARTINEZ-CORTINA, L., eds.: *Water crisis: Myth or reality*. Taylor & Francis, London.
- HERNÁNDEZ-MORA, N. y DE STEFANO, L. (2013): «Los mercados informales de aguas en España: una primera aproximación»; en *Usos del agua: Concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson Reuters-Aranzadi, Cizur Menor (Navarra).
- HOWE, C. W. (2015): «The development of an efficient water market in Northern Colorado»; en LAGO, M.; MYSIK, J.; GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G. y MAZIOTIS, A. eds.: *Use of economic instruments in water policy: Insights from international experience*. Springer, Cham (Switzerland).
- HOWE, C. W. y EASTER, W. (2011): *Interbasin transfers of water: Economic issues and impacts*. [Reprint, first published in 1971]. RFF Press, New York.
- LOCH, A.; BJORNLUND, H. y KUEHNE, G. (2013): «Water trade alternatives in the face of climate change»; *Management of Environmental Quality: an International Journal* 21(2); pp. 226-236.

- MAESTU, J. y VILLAR, A. (2007): *Precios y costes de los servicios del agua en España. Informe integrado de recuperación de costes de los servicios de agua en España. Artículo 5 y Anejo III de la Directiva Marco del Agua*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MAESTU, J., ed. (2013): *Water trading and global water scarcity: International experiences*. RFF Press, Oxon (UK).
- MAESTU, J.; GÓMEZ, C. M. y GUTIÉRREZ-MARTÍN, C. (2008): *Los usos del agua en la economía española: Situación y perspectivas*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2011): *Strengthening Australian's water markets*. NWC, Camberra (Australia).
- PÉREZ-BLANCO, C. D.; GÓMEZ, C. M. y GARRIDO, R. (2010): « Cambio estructural regional y agua: Escasez, dependencia e impactos sobre el tejido económico. El caso de Andalucía»; *Revista de Estudios de Economía Aplicada* 28(2); pp. 423-446.
- WWF-ESPAÑA (2006): *Illegal water use in Spain. Causes, effects and solutions*. WWF-España, Madrid.
- ZILBERMAN, D.; DINAR, A.; MACDOUGALL, N.; KHANNA, M.; BROWN, C. y CASTILLO, F. (2011): «Individual and institutional responses to the drought: The case of California agriculture»; *Journal of Contemporary Water Research and Education* 121(1); pp. 17-23.

V. SÍNTESIS

Una visión realista de los mercados de derechos de agua

Julio Berbel^a, Carlos Gutiérrez-Martín^a y Giacomo Giannoccaro^b

^aUniversidad de Córdoba y ^bUniversidad de Foggia

1. Introducción: el agua como bien económico y los mercados de derechos

«La economía es la ciencia que se ocupa de la gestión de recursos limitados susceptibles de usos alternativos». Esta definición de Robbins (1932) parece que se aplica al agua de una forma especialmente adecuada. Los usos del agua son múltiples: para satisfacer necesidades básicas de alimentación, salud e higiene de los hogares, como insumo para la agricultura y la ganadería, como insumo para la industria y los servicios, y como bien esencial para el mantenimiento del patrimonio natural y humano de las sociedades. Sin embargo, su disponibilidad es limitada, y no todas estas necesidades pueden cubrirse completamente. Por este motivo se requiere que exista una gestión del recurso escaso, que establezca las reglas de reparto de uso del mismo.

El concepto del agua como un bien económico se puso de manifiesto políticamente durante las reuniones preparatorias de la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro de 1992. De hecho, se discutió ampliamente durante la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente de Dublín (1992), convirtiéndose en uno de los cuatro Principios Rectores de la Declaración de Dublín, donde se recoge, entre otros postulados, que:

- El agua es esencial y finita aunque renovable, lo que requiere un enfoque integrado de gestión de los recursos hídricos.
- El agua es un bien económico.

Sin embargo, no debe confundirse el que el agua sea un bien económico con que esta deba ser necesariamente objeto de intercambio en los mercados. De hecho, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea plantea en su primer párrafo de consideraciones que «El agua no es un bien comercial como

los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal» (Comisión Europea, 2000).

Desde la Declaración de Dublín, la interpretación del concepto agua como un «bien económico» causa confusión. Según Green (2000), nos encontramos fundamentalmente con enfoques económicos extremos. El *enfoque optimista* ve el problema de la gestión de este recursos escaso como la simple aplicación literal de un libro de texto de microeconomía básica; aplicando la teoría económica cabe esperar que los mercados sean el mejor instrumento para la asignación del agua, haciendo que esta se use por aquellos que obtengan de ella una mayor productividad marginal, optimizando así el bienestar social asociado a su uso. Por el contrario, el *enfoque pesimista* considera que los mercados son imperfectos y que a través de ellos no se puede conseguir el bienestar social prometido por la teoría económica, por lo que plantea que el papel de la economía se limite a servir de herramienta para soportar las decisiones centralizadas en cuanto a quién, cómo y cuándo se usa el agua.

En el primer enfoque todos los problemas de gestión del agua se resuelven aplicando tres instrumentos económicos: a) tarificación del agua, b) recuperación de costes y, finalmente, c) los mercados del agua. Los dos primeros han sido las estrellas de la implementación de la Directiva Marco del Agua (art. 5.º), mientras que el último aparece mencionado en el documento ‘Blueprint’ elaborado por la Comisión Europea (2012). Con estos tres instrumentos se supone que automáticamente todos los problemas de escasez y mala asignación de recursos desaparecen.

En el otro extremo están los autores que, por un lado, son partidarios de los dos primeros (tarificación del agua y recuperación de costes), pero radicalmente opuestos al uso del mercado para el intercambio de derechos de uso de agua. Esta postura se basa en argumentos éticos y políticos, y sus partidarios se encuentran tanto en sectores académicos como entre agentes económicos y sociales. Giannoccaro *et al.* (2013) en una encuesta a agricultores de Andalucía, detectan que un 21 % se opone a los mercados de derechos porque según afirma «*el comercio de agua no es una buena idea, ya que el agua no debe ser un bien comercial y el intercambio no debe ser permitido*».

La cita anterior se basa en un trabajo llevado a cabo en el Sur de España, pero esta postura también se mantuvo en ámbitos más liberales del mundo anglosajón, como el Suroeste de EEUU o Australia, durante la primera etapa de implementación de mercados de derechos de uso. Efectivamente, se ha evi-

denciado que el porcentaje de agentes opuestos a los mercados se reduce con la experiencia del funcionamiento de los mismos, una vez se pueden analizar los impactos reales de su implementación, como se ha demostrado en Australia (Bjornlund, 2003).

España es el único país europeo con mercados de derechos de agua regulados en el ordenamiento jurídico desde que fuera aprobada la Ley 46/1999, de Reforma de la Ley de Aguas, aunque la actividad de estos mercados ha sido relativamente escasa (Palomo-Hierro *et al.*, 2015). Para analizar de manera realista este instrumento económico en España hay que alejarse del debate local y adoptar un enfoque global, por lo que trataremos de situar la limitada y valiosa experiencia española en un contexto mundial.

2. Evolución histórica de la gestión de recursos hídricos y los mercados de derechos de agua

Históricamente, la primera aproximación a la gestión de recursos hídricos desde la perspectiva de las instituciones y gobernanza es la fase que podemos denominar el *'wild west'* (salvaje oeste), es decir, la práctica ausencia de control del Estado.

A esta primera etapa, sucede la lógica del desarrollo a través de la fase de *'aumento de oferta'*, fomentada y financiada por los poderes públicos. En España, esta segunda etapa se desarrolló con especial intensidad durante todo el siglo XX, haciendo que sea el país con el índice de infraestructura hidráulica per cápita más elevado del mundo.

Tras esta etapa centrada en políticas de oferta, la economía del agua entra en una *'fase de madurez'* (Randall, 1981), que en España ha culminado con el *'cierre'* de la mayor parte de las cuencas del sur y del este peninsular (Berbel *et al.*, 2013). El cierre de la cuenca se viene definiendo en la literatura (Molle *et al.*, 2010) como un proceso antropogénico entendido como el reconocimiento de la completa o incluso excesiva asignación de recursos. Dentro de esta tercera etapa es cuando la política hídrica adopta un enfoque centrado en la implementación de instrumentos de gestión de la demanda, tal y como los mercados de agua. En este contexto, los mercados de agua aparecen en España tras la aprobación de la Ley 46/1999, de modificación de la Ley de Aguas de 1985, a través de las figuras de los contratos de cesión y de los centros de intercambio de derechos de uso de agua (Palomo-Hierro y Gómez-Limón, 2014).

Lamentablemente, en el mundo todavía hay muchos acuíferos donde la explotación de este recurso común no tiene reglas de gobernanza (etapa del *'wild west'*), lo que conduce inevitablemente al agotamiento del recurso. Este no es el caso de España, donde el recurso está convenientemente protegido desde que la Ley de 1889 puso las bases para un aprovechamiento ordenado, como antecedente de nuestro sistema actual recogido en la Ley de Aguas de 1985, que fue posteriormente adaptada a la Directiva Marco de Aguas a través de la reforma de la Ley de Aguas de 1999. Sin embargo, todavía sigue siendo el caso en algunas zonas tan desarrolladas como California, donde hasta 2014 no existía normativa reguladora de las aguas subterráneas que eran propiedad común y *res nullius*, en muchos casos con unos resultados catastróficos. En paralelo a la sobreexplotación de las aguas subterráneas (el 30 % de los recursos en California), las grandes ciudades, sobre todo en el sur del Estado, negocian transacciones permanentes o de largo plazo con los propietarios agrícolas de derechos de agua (Bauer, 2010).

La clave de una gestión moderna del agua está en la asignación de recursos y el control de su uso en favor del interés general, concepto que necesariamente integra la gestión sostenible del recurso. A pesar de que este objetivo general es ampliamente compartido, no existe un sistema de asignación perfecto a escala universal. Lo que resulta evidente es que sea cual sea el sistema elegido, este debe contener mecanismos de flexibilización, que permita adaptar el uso del recurso en función de las cambiantes condiciones de la oferta del recurso, tanto de carácter coyuntural (sequías) como estructural (nuevas tecnologías, cambio climático, requisitos ambientales, etc.), y de la demanda (nuevas demandas de la industrias, urbanización, nuevos cultivos, etc.).

Según Dinar *et al.* (1997) hay cuatro formas de asignación del recurso hídrico: a) asignación administrativa, b) asignación por los usuarios (autogestión por organizaciones colectivas), c) precio según costes marginales, y d) los mercados de derechos. Sin entrar en profundidad en los otros sistemas, podemos afirmar que la asignación administrativa es el más frecuente en países desarrollados capaces de tener un Estado burocrático con instituciones y recursos humanos y materiales para llevar a cabo la evaluación de los recursos disponibles, regularlos, asignarlos y controlarlos. España es un buen ejemplo de estos sistemas de asignación administrativas mediante su régimen concesional. En cualquier caso, la aplicación de este sistema no ha estado exento

de problemas, siendo la sobreasignación de derechos y la falta de flexibilidad del sistema frente a las cambiantes condiciones de la oferta y la demanda lo más importantes. Así por ejemplo, en California o Australia se han detectado cuencas con casi un 200 % de 'sobreasignación', con los problemas que esto ocasiona al tratar de compatibilizar unos derechos de propiedad insostenibles con la protección del medio ambiente. En el caso de California la solución adoptada ha sido priorizar los recursos según su antigüedad (*seniority*), mientras que en Australia lo que se ha adoptado como solución es la definición del derecho como un porcentaje de los recursos anuales disponibles, que son variables y se definen cada año.

La Ley de Aguas española de 1985 se motiva por la necesidad de actualizar la anterior y centenaria ley de 1889. Es interesante recordar que entre los asuntos urgentes que necesitaban una nueva regulación se encontraba la existencia de masas de agua con sobreasignación de recursos, especialmente significativo es el caso del Acuífero 23 en La Mancha, donde las concesiones (legales) otorgadas en base a la Ley de 1889 superaban los recursos disponibles, lo que requería la urgente intervención pública. La Ley de 1985 optó por declarar el recurso hídrico como dominio público para poder servirse de las herramientas jurídicas necesarias para gestionarlo. Paradójicamente, una consecuencia de la Ley de Aguas de 1985 fue prohibir los mercados de agua que funcionaban de hecho en el Sureste español.

En todos estos sistemas de asignación, el Estado decide el volumen máximo de agua que puede usar cada sector e individuo y en qué condiciones. Los permisos o licencias son un elemento común a todos estos sistemas y pueden tener carácter permanente (modelos anglosajones como California o Australia) o carácter temporal renovable (como en el caso español).

Un sistema de asignación como los mencionados, como ya se ha señalado, carece de la flexibilidad necesaria para resolver problemas coyunturales (sequía) o estructurales (cambios a largo plazo de la demanda y la oferta). Por ello los mercados de agua surgen en este contexto histórico de madurez de la economía del agua para facilitar la transferencia de derechos de uso de agua entre usuarios, normalmente de menor a mayor valor añadido, como instrumento de gestión de la demanda orientado a maximizar el bienestar social derivado del uso del agua. A este tema dedicaremos el próximo apartado.

3. Brevísimo repaso a los objetivos y funcionamiento de los mercados de derechos

No pretendemos repetir en estas líneas lo que está ya escrito en relación con los mercados de agua por otros autores en este mismo libro, sino simplemente llamar la atención sobre los aspectos clave que necesitamos para repasar su función como mecanismo de asignación. Ya se ha comentado que los mercados nacen como herramienta auxiliar al sistema de asignación de derechos tutelado por el Estado. Los mercados de agua son un mecanismo que aporta flexibilidad, permitiendo transmitir agua de usos de menor valor añadido a usos de mayor valor. Sin embargo, su funcionamiento requiere en todo caso de la intervención del Estado, garante del interés general, al objeto de compatibilizar el funcionamiento del mercado con las demandas sociales que no se manifiesta a través de los mismos (p. ej., usos ambientales), proporcionando seguridad jurídica y garantía de disponibilidad de recursos hídricos para los usuarios legítimos.

Los derechos de agua pueden tener carácter permanente, como ocurre en el caso de California, cuya adquisición se remonta a la época colonial, o carácter temporal, como en España, en su mayoría concedidos en la segunda mitad del siglo XX por 75 años. En cualquier caso, es más que posible que las nuevas demandas económicas y sociales requieran la movilización de recursos que supere una asignación administrativa que ha quedado obsoleta. El mercado de derechos es una herramienta que permite liberar derechos poco rentables y asignarlos a usos de mayor rentabilidad privada y pública.

Pero el mercado, para funcionar bien, requiere de una intervención razonada y razonable del Estado. El modelo liberal extremo implantado en Chile no es extrapolable a ningún otro país donde el Estado haya vigilado y controlado el uso del agua mediante derechos de uso. Tampoco los sistemas de asignación de derechos en España o California han estado exentos de injusticias y tratos de favor, pero en su mayoría podemos decir que las asignaciones se hicieron en su día en base a derechos históricos o procedimientos administrativos regulados y transparentes. Los errores cometidos no invalidan el sistema vigente en nuestro país en términos generales.

Los mercados de derechos de agua en los cuatro países que podemos tomar como modelos: Chile, EEUU, Australia y España tienen en común un modelo de *Cap and Trade*; es decir, de asignación de derechos una vez elaborado un balance de recursos y comercio entre particulares más o menos intervenido. En

todos los casos (menos en el de Chile) primero se definieron los recursos del sistema, se asignaron la totalidad de derechos disponibles, y se establecieron las condiciones ambientales (caudales ecológicos y sistemas de control ambiental) y los límites de los mercados (limitaciones a las exportaciones desde una región). Solo una vez verificado tales condiciones, entonces se autorizó el comercio de derechos dentro de un marco regulatorio garantizado por el Estado a través de un proceso transparente y democrático. Estos son los mercados que funcionan, y sus ventajas son evidentes. En todo caso, antes de hacer un elogio de los mercados y las mejoras sociales y económicas que traen consigo, pasemos a repasar los casos de fracaso y estudiar las razones de su mal funcionamiento.

4. Condiciones previas para la existencia de mercados de derechos de agua

En un país libre con una regulación democrática, los mercados en general no son obligatorios para los agentes participantes, de modo que cuando existen transacciones todos los agentes que participan en una compra-venta siempre ganan. Esta circunstancia es la base para que la teoría económica abogue por los mercados de competencia perfecta como forma más eficiente de asignación de los bienes económicos, en la medida que la situación de equilibrio de estos mercados constituyen óptimos paretianos; es decir, situaciones donde se maximiza el bienestar social asociado al uso de tales bienes (véase en detalle en el capítulo 5 de este mismo libro escrito por Calatrava y Gómez-Limón). Esta afirmación general, en el caso de los mercados de agua, debe matizarse, ya que existen externalidades negativas que podrían generar que el equilibrio de mercado no fuera realmente eficiente. Efectivamente, las afecciones al medio ambiente y terceros (p. ej., desarrollo socioeconómico de las zonas de origen) deben ser tenidas en cuenta, al objeto de evitar que las transacciones resulten desfavorables para el conjunto de la sociedad (véanse capítulos 6 y 7 sobre externalidades sociales y externalidades ambientales, respectivamente, elaborados por Garrido y Oñate). Por este motivo, el interés general (incluyendo al medio ambiente y a terceros afectados por las transacciones) debe condicionar la realización de las operaciones de mercado, función que debe ejercer los poderes públicos como garantes del bienestar social. Esto es posible y se ha implementado, con mayor o menor éxito, en todos los mercados de derechos de agua que funcionan en el mundo democrático.

De lo afirmado anteriormente resulta evidente que los mercados de derechos pueden funcionar correctamente como instrumentos de mejora del bienestar social, y que así ocurre en la mayor parte del mundo donde estos se han desarrollado. Sin embargo, es igualmente cierto que existen casos de mal funcionamiento o simplemente de «no funcionamiento» de los mercados de derechos. En base a estas experiencias negativas hay autores que critican el funcionamiento práctico de los mercados de derechos, en ocasiones con fundamento, y en otras ocasiones de manera dogmática y un poco injusta. Pasamos a repasar brevemente estos casos y cómo las críticas no siempre han estado adecuadamente fundamentadas.

Varios intentos de replicar la experiencia australiana han acabado en fracaso (Saleth y Dinar, 2000). Las razones de este fracaso son múltiples, pero una de ellas es que carece de sentido aplicar este instrumento cuando no hay limitaciones de agua (Varghese, 2013). En otros casos, como ha ocurrido en Asia y África, la principal causa del fracaso de los mercados ha sido la poca capacidad del Estado para regular y controlar el ejercicio de los derechos sobre el agua y las externalidades derivadas de los intercambios. Así por ejemplo en la India, el primer Estado en implementarlos fue Maharashtra, pero la limitada capacidad regulatoria, la oposición política al concepto de mercado como idea y la prevalencia de las pequeñas explotaciones hizo imposible que la reforma llegara a funcionar (Srivastava, 2014). Razones parecidas argumenta Movik (2012) en referencia a los intentos de implantar el sistema en Sudáfrica.

El caso chileno es problemático porque tiene al menos tres importantes fallos en su diseño original que lastran su funcionamiento y que han justificado multitud de propuestas legislativas que han intentado corregirlo. En primer lugar, la asignación de derechos no se basó en usos ya establecidos, sino en la asignación de recursos que fueron subastados al mejor postor. Este error de diseño inicial ha traído como consecuencia efectos perversos en el medio ambiente y en los agricultores indígenas desprotegidos (Boelens y Vos, 2012). En segundo lugar, el Estado renunció a los poderes de control y vigilancia, adoptando un esquema de *laisse faire* (libre mercado, sin ninguna intervención pública), donde una empresa minera puede llevarse 'su' agua desde una cuenca hasta otra sin consideraciones de daños a terceros. En tercer lugar, en la asignación inicial tampoco se tuvieron en cuenta los caudales ambientales, con lo que se puede ser propietario del 100 % de un río y dejarlo seco con todos los derechos legales.

Por otro lado, los fallos que se cometieron fueron en parte debidos a una carencia de infraestructura, tanto hidráulica como administrativa, que condicionaba el papel regulador del estado chileno en los noventa del pasado siglo. No pudiéndose realizar infraestructuras públicas de regulación hidráulica por restricciones presupuestaria del Estado, se intentó fomentar la inversión privada implementando un mercado de derechos de uso que dejara a las empresas mucha libertad en su uso. Asimismo, los aspectos ambientales y las consecuencias a terceros se desconocían por completo, careciendo de experiencia tanto las administraciones chilenas como el resto de los países en desarrollo.

Por tanto, los ejemplos arriba presentados cabe calificarlos como casos extremos, que ilustran qué puede ocurrir si el Estado se abstiene de intervenir, o si este no tiene la capacidad institucional y financiera para regular convenientemente el mercado de derechos de uso del agua. Pero ese no es el caso de EEUU, España o Australia (ver capítulo 12 de Palomo-Hierro *et al.* en esta misma obra). En EEUU, por ejemplo en California, la ejecución de una compraventa está sujeta a estudios de impacto ambiental, en España interviene la Confederación Hidrográfica o el Ministerio competente; y en Australia intervienen la Agencia de Cuenca y los Estados Federales con reglas estrictas que controlan los efectos ambientales y sociales de las exportaciones de agua fuera de determinadas unidades hidrológicas.

En resumen, los mercados necesitan como condición previa unos balances de agua que determinen los recursos disponibles en cada cuenca (sub-cuenca) o acuífero. A partir de ese balance hay que fijar una limitación cuantitativa, un inventario de derechos, una cierta infraestructura, y una regulación ambiental (caudales ecológicos, nivel admisible de exportaciones o importaciones). Una vez llevada a cabo la planificación, asignación de derechos y limitaciones, es necesario el control con una buena medición de los caudales antes y después del comercio, instrumentos de recuperación de costes y las estructuras de un Estado moderno para poder controlar la correcta aplicación de la legislación que establece las reglas de funcionamiento relacionada con la gestión del agua. EEUU, Australia y España tienen gobiernos democráticos, cuentan con instituciones administrativas, jurídicas y policiales capaces de diseñar, implementar y corregir la política hídrica en favor del interés general, así como vigilar su cumplimiento y sancionar las infracciones detectadas como forma coactiva para favorecer el cumplimiento de las normas aprobadas en este sentido. En este contexto, en principio, no cabría temer un mal uso continuado de los mercados por parte de entidades públicas o privadas.

Si se cumplen todos los requisitos antes comentados, solo falta que los agentes del mercado sean eficientes y racionales, y el sistema funcionará relativamente bien. De hecho, la determinación de un 'techo' (*cap*) en los recursos que sea definitivo y no manipulable políticamente tiene muchas ventajas. El agua deja de ser un oscuro objeto de deseo para el poder político (votos por derechos de riego oficiales u oficiosos), y pasa a ser un recurso limitado donde el mecanismo de acceso es claro y transparente (compra de derechos). Desde ese punto de vista el mercado puede verse como un mal menor para aquellos que tienen una cultura antiliberal declarada.

Resulta patente que el mercado sin regulación del Estado no es un mecanismo eficiente, equitativo y sostenible medioambientalmente. Probablemente, los detractores del mercado de derechos de uso deberían centrarse en el mayor o menor coste que el mecanismo de mercado supone para la asignación de derechos de agua frente al coste de otras medidas de gestión de la demanda. Antes de tomar partido a favor o en contra del mercado, cualquier medida de gestión alternativa debería estar acompañada de un análisis de los costes y beneficios y del coste de las alternativas disponibles.

5. Los mercados en la práctica

Cuando la escasez aumenta (por aumento de demanda o reducción de oferta), el Estado se ve obligado a reasignar recursos, generalmente en favor de los agentes más poderosos o con mayor poder político. Así por ejemplo, es el caso de la sequía de California, el Gobierno del Estado ha dejado sin agua a los agricultores con derechos de menor prioridad, en favor de industrias y ciudades. Meinzen-Dick y Ringler (2008) argumentan que todos los sistemas (sin distinción) van a favorecer a los agentes más poderosos financiera o políticamente. La ventaja del mercado es que los agentes que ceden sus derechos se ven compensados por los compradores, mientras que en la asignación administrativa habitual, los más débiles se quedan sin compensación alguna y los más poderosos (económicamente o políticamente) no pagan nada por su privilegio (o pagan a los abogados y *lobbies* que los defiendan), es decir, en estos casos de escasez y reasignación de derechos, el mercado es el menos malo de los sistemas.

A pesar de lo anterior, hay autores que tienen un prejuicio ideológico en contra de los mercados como sistema de gestión de cualquier recurso. Las

razones de este sesgo ‘antiliberal’ son múltiples y variadas: *lobbies* académicos, *lobbies* políticos, *lobbies* empresariales, valores culturales, etc. Evidentemente, si las razones de oposición a los mercados son de naturaleza religiosa o espiritual poco podemos argumentar al respecto, porque esto queda fuera de nuestra capacidad de análisis y del debate científico-técnico, con lo que este capítulo ya podría terminarse en este momento.

Nos parece un desatino que haya académicos que critiquen los mercados como institución porque el agricultor *...no va a tener crédito para comprar en el momento que lo necesite* (Donna y Espín-Sánchez, 2015), en referencia a los fruticultores del Segura para los cuales el agua no supone más del 2 % de los costes de producción. Este tipo de académicos defienden que las ‘cuotas’ son mejores que los ‘mercados’ como si unos y otros fueran incompatibles, cuando –esperemos haber dejado claro– los mercados en la mayoría de los países son un complemento a la asignación de derechos y no una alternativa.

La postura anti-mercados también se basa en el supuesto de que no se pueden aplicar en acuíferos al ser estos un recurso común y, por tanto, el mercado de derechos conduce inevitablemente al agotamiento (Johansson, 2002). Pese al prestigio académico apoyado por numerosos autores, las condiciones del análisis realizado no contemplan la definición de un límite al sistema (*Cap and Trade*), requisito previo para el correcto funcionamiento del mercado.

Podríamos seguir con más ejemplos de críticas ideológicas vestidas de modelos científicos que, inexplicablemente, se siguen publicando en revistas de mayor o menor impacto y que crecen como un campo de alfalfa bien regado. Pero no vamos a castigar al lector con más de lo mismo. Frente a estas lecturas apocalípticas de los mercados de derechos, la realidad es otra: los mercados son una creación humana y, por tanto, con ventajas e inconvenientes como cualquier otro mecanismo.

A modo de resumen recordemos que los mercados de derechos han nacido para alcanzar dos objetivos:

- flexibilizar la rigidez de los sistemas de asignación de derechos que por su propia naturaleza tiene unos plazos largos (a veces son derechos permanentes) y que necesitan dotarse de flexibilidad para asumir cambios en la oferta o en la demanda (nuevos usos);
- dar respuesta rápida a situaciones excepcionales como la sequía.

Además, debe señalarse igualmente como ventaja de los mercados que los precios observados sirven como indicador del valor de escasez (a pesar de que el porcentaje de transacciones sobre el total de recursos sea bajo), valor que sería muy difícil de obtener de otra manera. Esta información revelada no es un objetivo de los mercados, pero es una externalidad económica muy positiva de los mismos.

Excepto en el caso excepcional de Chile, los mercados siempre han sido una herramienta subordinada al mecanismo de asignación administrativa, que es el mecanismo principal y más común en países desarrollados. Si el control del Estado de las posibles externalidades es correcto, no deben existir efectos negativos de consideración, ni ambientales ni sociales. Por el contrario, los mercados de derechos traen consigo los beneficios económicos del comercio, ya que suponen una mejora en la eficiencia económica que se traduce en una mejora del bienestar social y que recomiendan la existencia de esta herramienta.

En sociedades democráticas y desarrolladas es mucho más asumible que el intercambio de derechos se regule de manera voluntaria (intervenida y garantizada por el Estado), que a base de expropiaciones e intervención coercitiva de la Administración.

El caso de Australia es especialmente interesante, ya que los mercados se inician por gobiernos socialdemócratas en los años ochenta, al principio sin normativa y más tarde en los noventa se aprobaría la ley reguladora como herramienta de desarrollo económico para permitir flexibilizar la rigidez de los sistemas de asignación de derechos y asumir cambios en la demanda (nuevos usos que carecían de derechos). Más adelante, la gran sequía de la primera década del siglo XX, también conocida como la *Millenium drought* (sequía del siglo), demostró la utilidad del instrumento. La experiencia de los años de sequía hizo que se profundizara en la gestión de los mercados y la *National Water Commission* en 2004 consagró un acuerdo estatal y federal (*National Water Initiative*) de manera que el medio ambiente se consolidó como un usuario legítimo de agua y la recuperación ambiental se colocó en el centro de la planificación hidrológica (NWC, 2011). En consecuencia, se reforzó el control de las extracciones y se puso en marcha un polémico (por lo costoso) programa de compra pública de derechos, como solución al hecho de que sus cuencas y acuíferos tienen un problema de sobreasignación que se comparte en casi todas las regiones áridas del mundo.

En el caso de California, donde las transferencias inter-cuencas llegan a ser de hasta 10.000 hm³ anuales (compárese esta cifra con los 100 hm³ del

caso español en el año de mayor actividad de los mercados –2007), el mercado ha funcionado especialmente bien en tiempos de sequía. La regulación estatal obliga a una evaluación de impacto ambiental (EIA) previa a la transacción (con todas las garantías administrativas normales). La intensa sequía actual (2011-2015) ha obligado a su gobierno a acortar los plazos de dicha EIA, pero siguen existiendo controles que minimizan el daño al medio ambiente o a terceros.

La legislación española obliga a que las transferencias inter-cuencas estén fuertemente controladas por el Gobierno y existen medidas compensatorias para tratar de tener en cuenta las externalidades ambientales. Un ejemplo de ello es el caso de las transferencias del Guadalquivir-Almanzora, donde el coeficiente de equivalencia en el caso de compra-venta del arrozal de las marismas hacia Almería es 2:1, es decir, en el Guadalquivir hay que comprar el doble de volumen del que se puede transferir a las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Así, por cada litro que se vende del Guadalquivir al Almanzora, solo la mitad se transvasa realmente, quedando el medio litro restante como ‘peaje’ medioambiental para el mantenimiento de flujos en la cuenca cedente. Otro ejemplo similar es el de la compra-venta de agua de riego para su uso en centrales termosolares en la cuenca del Guadalquivir, que están sometidas a un coeficiente de equivalencia 1:0,64. Esto implica que en ambos casos se están teniendo en cuenta impactos a escala cuenca, preservándose en la medida de lo posible el estado ecológico de las masas de agua. Podríamos preguntarnos en cualquier caso si estos coeficientes de equivalencia son los adecuados. Los autores no tenemos una respuesta precisa a esta cuestión, pero confiamos en que este problema podrá ir resolviéndose por aproximaciones sucesivas gracias a los mecanismos de control administrativo y participativo existentes, que irán acercando la solución a un óptimo paretiano.

Por último, en cuanto al funcionamiento de los mercados de derechos, es notable la existencia de operaciones a través de los bancos públicos de agua en el caso de California, así como de las ofertas públicas de adquisición de agua en España y Australia. No parece que, siendo el Estado el comprador y normalmente el medioambiente el usuario final de estos derechos, el uso de este instrumento vaya a traer consigo externalidades negativas, siempre que se estén aplicando correctamente los protocolos. En los capítulos 7 y 17 de este libro, redactados por Oñate y Hernández-Mora y Del Moral respectivamente, nos muestran algunas de las disfuncionalidades de las ofertas públicas de adquisición de derechos con destino medioambiental debido a la mala aplicación de las mismas, pero no al mal diseño original del instrumento.

6. Conclusiones

Un mercado de derechos es un sistema regulado que permite cambios en la localización o uso del agua que puede tener unas reglas ‘pre-aprobadas’ (Australia, Colorado, Nebraska, California) o bien la aprobación de caso a caso (España), o una mezcla de ambos. El control del sistema es siempre estatal, aunque pueda usarse alguna empresa privada instrumental (caso de Australia o Nebraska) para gestionar la base de datos de transacciones y reducir los costes de la operación.

Como resumen de las razones que justifican la existencia de los mercados de agua cabe citar las siguientes:

- Reducen las pérdidas económicas y sociales (empleo) asociadas a la escasez estructural (aumento de la demanda o disminución de la oferta) o coyuntural (sequías) del recurso.
- Aumentan la garantía de suministro a usuarios urbanos, industriales o cultivos de alto valor, sin necesidad de afrontar costosas e impactantes obras de infraestructura de regulación.
- Reducen la conflictividad inherente a las declaraciones de ‘cierre administrativo’ de las cuencas, posibilitando que, a pesar que no exista la posibilidad que la Administración pueda conceder nuevos derechos, exista una vía de solución flexible para adaptarse a los cambios en la oferta (sequías) y/o la demanda (nuevos usos).
- Generan información de escasez (precios) útiles para la toma de decisiones públicas (gestión del agua) y privada (uso del recurso).

Con independencia de lo afirmado anteriormente, no debe olvidarse que los mercados de derechos son un instrumento que se gestiona por seres humanos, y el factor humano puede llevar a abusos o errores donde las externalidades ambientales y los derechos de terceros (ver capítulo 7 de Oñate y capítulo 17 de Hernández-Mora y Del Moral en este mismo libro) no sean debidamente representados en las transacciones. Frente a este peligro, y enlazando con las primeras páginas de este capítulo, nos apuntamos al *enfoque optimista*, no en el sentido de que el mercado por sí mismo sea un instrumento perfecto, sino a que el mercado en un contexto institucional avanzado lleva en sí mismo los mecanismos de control que impedirán los errores y abusos por parte de los agentes privados o administradores públicos.

Referencias bibliográficas

- BAUER, C. J. (2010): «El abanico de bancos de aguas en las Américas»; *Estudios de Economía Aplicada* 28(2); pp. 227-236.
- BERBEL, J.; PEDRAZA, V. y GIANNOCCARO, G. (2013): «The trajectory towards basin closure of a European river: Guadalquivir»; *International Journal of River Basin Management* 11(1); pp. 111-119.
- BJORNLUND, H. (2003): «Farmer participation in markets for temporary and permanent water in southeastern Australia»; *Agricultural Water Management* 63(1); pp. 57-76.
- BOELENS, R. y VOS, J. (2012): «The danger of naturalizing water policy concepts: Water productivity and efficiency discourses from field irrigation to virtual water trade»; *Agricultural Water Management* 108; pp. 16-26.
- DINAR, A.; ROSEGRANT, M. W. y MEINZEN-DICK, R. (1997): *Water allocation mechanisms: Principles and examples*. Policy Research Working Paper. The World Bank, Washington, D.C.
- DONNA, J. y ESPÍN-SÁNCHEZ, J. A. (2015): «The illiquidity of water markets»; working paper. Disponible en <https://mpr.ub.uni-muenchen.de/66998/>.
- COMISIÓN EUROPEA (2000): *Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de agua*. Comisión Europea, Bruselas.
- COMISIÓN EUROPEA (2012): *A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*. COM (2012) 673 final. Comisión Europea, Brussels.
- GIANNOCCARO, G.; PEDRAZA, V. y BERBEL, J. (2013): «Analysis of stakeholders' attitudes towards water markets in Southern Spain»; *Water* 5(4); pp. 1517-1532.
- GREEN, C. (2000): «If only life were that simple; optimism and pessimism in economics»; *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* 25(3); pp. 205-212.
- JOHANSSON, R. C. (2002): *Pricing irrigation water: A literature survey*. Policy Research Working Paper. The World Bank, Washington, D.C.
- MEINZEN-DICK, R. y RINGLER, C. (2008): «Water reallocation: Drivers, challenges, threats, and solutions for the poor»; *Journal of Human Development* 9(1); pp. 47-64.

- MOLLE, F.; WESTER, P. y HIRSCH, P. (2010): «River basin closure: Processes, implications and responses»; *Agricultural Water Management* 97(4); pp. 569-577.
- MOVIK, S. (2012): *Fluid rights: Water allocation reform in South Africa*. Human Sciences Research Council, Pretoria (South Africa).
- NWC (NATIONAL WATER COMMISSION) (2011): *Water markets in Australia, a short history*. National Water Commission, Canberra (Australia).
- PALOMO-HIERRO, S. y GÓMEZ-LIMÓN, J. A. (2014): «El papel de los mercados como instrumento para la reasignación del agua en España»; *Agua y Territorio* 1(2); pp. 78-92.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. y RIESGO, L. (2015): «Water markets in Spain: Performance and challenges»; *Water* 7(2); pp. 652-678.
- RANDALL, A. (1981): «Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy»; *Australian Journal of Agricultural Economics* 25(3); pp. 195-220.
- ROBBINS, L. (1932): *An essay on the nature and significance of economic science*. Macmillan, London.
- SALETH, R. M. y DINAR, A. (2000): «Institutional changes in global water sector: Trends, patterns, and implications»; *Water Policy* 2(3); pp. 175-199.
- SRIVASTAVA, S. (2014): *Rule(s) over regulation: The making of water reforms and regulatory culture(s) in Maharashtra*. PhD thesis, University of Sussex, Brighton (UK).
- VARGHESE, S. (2013): *Water governance in the 21st century: Lessons from water trading in the U.S. and Australia*. Institute for Agriculture and Trade Policy, Minneapolis (USA).

Disfuncionalidades de los mercados de agua en España¹

Nuria Hernández-Mora y Leandro Del Moral
Universidad de Sevilla

1. Introducción

En opinión de algunos autores (Castree, 2008a y 2008b; Heynen *et al.*, 2007), la naturaleza está experimentando un intenso proceso de ‘neoliberalización’ a través de sucesivas reformas institucionales que refuerzan el papel que los instrumentos económicos y el sector privado juegan en la gestión de los recursos naturales, en detrimento del protagonismo del sector público. El caso de los recursos hídricos merece especial atención ya que, como Swyngedouw (2007, p. 53) afirma, «el agua se ha convertido en el ámbito clave de experimentación para la implementación de políticas neoliberales».

La Declaración de Dublín de 1992 sobre Agua y Desarrollo Sostenible (WMO, 1992) fue la primera en reconocer al agua como un bien económico. Los cuatro principios de Dublín –el cuarto de los cuales hace referencia al valor económico del agua–, sirvieron de inspiración para el desarrollo del paradigma de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) que ha dominado los debates y políticas de gestión del agua durante las últimas décadas. Sin embargo, como señala Bauer (2004), el significado real de la consideración del agua como bien económico sigue abierto a debate, así como la cuestión de si «un enfoque económico es lo mismo que un enfoque de libre mercado». Al ser el agua objeto de un derecho humano básico, ¿debe ser gestionada en base a principios de garantía y equidad en el acceso, o como una mercancía?

La Unión Europea (UE) no ha sido inmune a este debate conceptual. Mientras que la Directiva Marco del Agua (DMA) afirma en su primer considerando que «El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal» (1.º Considerando, DMA), en su articulado reafirma el valor económico del agua (Kaika,

¹ Los contenidos de este capítulo son una adaptación del artículo: Hernández-Mora, N. y Del Moral, L. (2015): «Developing markets for water reallocation: Revisiting the experience of Spanish water mercantilización»; *Geoforum* 62; pp. 143-155. Esta versión incluye, además, información actualizada sobre reformas legales y ventas de agua entre usuarios del Tajo y Segura en 2014 y 2015.

2003) y requiere el establecimiento de una política de precios que «proporcione incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos» (art. 9.1. DMA). Durante los últimos años la política ambiental europea, y la política de aguas en particular, ha prestado creciente atención al uso de instrumentos económicos para alcanzar sus objetivos. Ejemplos de esto son la mención que el *Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa* hace de la figura de los intercambios de derechos de agua como un «instrumento que podría contribuir a racionalizar la utilización del agua y a superar el estrés hídrico» (EC, 2012, p. 14), o el creciente énfasis en el pago por servicios ecosistémicos como instrumento para alcanzar objetivos de conservación de la naturaleza.

En el contexto de estos debates cobra particular relevancia la evaluación de experiencias prácticas en la utilización de instrumentos económicos para la gestión del agua, intentando dilucidar hasta qué punto proporcionan los beneficios que auguran sus promotores. Este trabajo contribuye a esta tarea analizando la experiencia del desarrollo institucional de los mercados de agua en España, el único país de la Unión Europea donde están operativos. Argumentamos que este desarrollo se ha caracterizado por una creciente ‘mercantilización’ del agua y la aparición de disfuncionalidades que no responden a fallos singulares del marco institucional, sino a factores estructurales del modelo. Ilustramos este proceso con el caso de estudio de los contratos de cesión de derechos de agua entre usuarios del Tajo y del Segura durante la sequía del 2005-2008 y durante los veranos de 2014 y 2015. Estos ejemplos servirán para ilustrar las disfuncionalidades que resultan de reformas institucionales que son presentadas como soluciones a problemas de gestión de recursos hídricos, pero que sirven para favorecer los intereses de grupos concretos.

El capítulo se divide en cinco apartados. Tras esta introducción, el segundo apartado repasa la literatura académica más relevante que analiza el uso de instrumentos económicos para alcanzar objetivos medioambientales dentro del proceso más amplio de lo que se ha llamado ‘neoliberalización’ de la naturaleza. La tercera sección señala los hitos fundamentales del desarrollo institucional de los mercados de agua en España para ilustrar lo que argumentamos es un progresivo proceso de mercantilización del agua. El cuarto apartado presenta datos e información sobre los intercambios de derechos entre los usuarios de las demarcaciones hidrográficas del Tajo y del Segura. Terminamos con una sección de reflexiones finales.

2. Enfoques neoliberales para la gestión de los recursos naturales. El caso de la ‘mercantilización’ del agua en España

El énfasis en el uso de instrumentos económicos para alcanzar objetivos ambientales se enmarca dentro del contexto conceptual de ‘modernización ecológica’ que emergió en los años 70 del siglo pasado (March, 2013; Bakker, 2003; Hajer, 1995). Esta corriente de pensamiento asume que la protección ambiental y el desarrollo económico no son objetivos incompatibles y, por lo tanto, no busca transformar los modelos de producción vigentes. Al contrario, propone que las soluciones a los procesos de degradación ambiental que resultan de los sistemas de producción y acumulación pueden resolverse dentro del propio marco institucional existente a través de soluciones tecnológicas y apolíticas. La innovación tecnológica, las mejoras en la eficiencia, la gestión basada en el conocimiento científico, y el uso de instrumentos económicos (recuperación de costes, evaluaciones económicas, pago por servicios ecosistémicos, desarrollo de mercados, etc.), se convierten así en herramientas para alcanzar objetivos ambientales. Esta filosofía inspira tanto el marco conceptual de la GIRH como, crecientemente, el enfoque que la UE está aplicando a la gobernanza ambiental (ver Delacámara *et al.*, 2013; EC, 2011; o Bailey y Maresh, 2009; por citar algunos ejemplos recientes de este enfoque).

La modernización ecológica puede entenderse como la aplicación de enfoques neoliberales a la resolución de problemas ambientales (Castree, 2010; Furlong, 2010). Durante los últimos años un creciente número de investigaciones académicas han analizado críticamente el fenómeno de ‘neoliberalización de la naturaleza’ (March, 2013; Edwards, 2013; Furlong, 2010; Castree, 2010; Castree, 2008a y 2008b; Heynen *et al.*, 2007; Mansfield, 2007; Bakker, 2002 y 2005), una serie de procesos diversos y geográficamente específicos donde las interacciones del ser humano con su entorno biofísico están siendo gobernadas cada vez más por normas y enfoques basados en el funcionamiento del mercado. Al margen de la diversidad contextual de estos procesos, a los que aplicamos el término genérico de ‘mercantilización’, todos comparten elementos comunes y ejemplifican alguna de sus posibles manifestaciones: privatización de servicios ambientales y recursos naturales; corporativización del sector público, enfatizando eficiencia y competitividad por encima de objetivos de equidad social (Bakker, 2003); ‘comodificación’ (Bakker, 2002) de los recursos naturales, estableciendo precios y utilizando mecanismos de mercado para su asignación y gestión; *desregulación* dirigida a retirar al sector pú-

blico de áreas de gestión social o ambiental donde antes intervenía; desarrollo de marcos institucionales que favorecen el proyecto neoliberal, lo que estos autores llaman procesos de *reregulación*; y el requerimiento de que la sociedad civil intervenga en aquellas áreas (de gestión ambiental, social, de emergencia) que han quedado desatendidas por el desmantelamiento del sector público.

Este capítulo busca aportar a este creciente corpus literario analizando la experiencia de la mercantilización del agua en España. Este concepto, aplicado al contexto hidropolítico específico de España, fue acuñado por primera vez por Karen Bakker, que lo definió como «la introducción de mercados o técnicas que simulan a los mercados» en la gestión de recursos hídricos, y «la participación del sector privado en la construcción de infraestructuras hidráulicas y la provisión de servicios de abastecimiento y saneamiento» (Bakker, 2002, p. 767). En el contexto español, el paradigma hidráulico que ha dominado la política de aguas se ha caracterizado por la preponderancia del sector público en el desarrollo de infraestructuras hidráulicas y en la asignación de recursos hídricos a sectores estratégicos (regadío, energía) a precios subvencionados (Saurí y Del Moral, 2001). Bakker (2002) sostenía que las especificidades del marco institucional español han resultado en un proceso neoliberalizador incompleto, ya que el estado sigue jugando un papel preponderante en la gestión de los recursos hídricos. Según esta autora, «mercantilización, en el caso español, no es necesariamente sinónimo de liberalización o comodificación» (*ibid.*, p. 787), sino más bien un «facilitador técnico de la continuidad del paradigma hidráulico tradicional» (*ibid.*, p. 781). Sin embargo, nosotros argumentaremos en este capítulo que el proceso de neoliberalización del agua en España ha continuado y se ha intensificado durante la última década a través de una serie de reformas legales que persiguen incrementar paulatinamente el peso de los instrumentos de mercado y el sector privado en la gestión y asignación de los recursos hídricos en aras, teóricamente, de una mayor eficiencia y eficacia, y una progresiva despolitización² de los procesos de decisión.

² El concepto de 'político' o 'despolitización', tal como lo utilizamos en este texto, sigue la acepción defendida por Swyngedouw (2011) que se refiere a 'lo político' (o Política con mayúscula) como el espacio donde el *statu quo* puede ser cuestionado, «un proceso inherentemente público (...) que sirve para reconfigurar las relaciones socio-espaciales» (p. 377). En contraposición, el término 'política' (con minúscula), en su acepción más corriente, se refiere al proceso definido por las «interacciones privadas entre los cargos públicos y las élites que representan mayoritariamente intereses económicos concretos» (Crouch, 2004, p. 4, citado por Swyngedouw, 2011) o, como es el caso en este artículo, a intereses de poderosos grupos de interés del sudeste ibérico.

3. La evolución del marco normativo para los mercados del agua en España. Avances hacia una creciente mercantilización

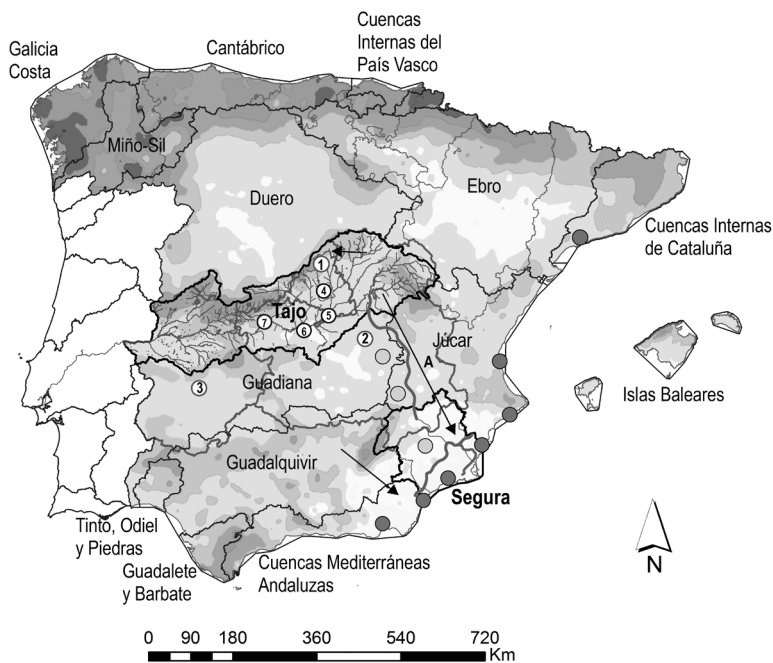
A principios de la década de 1990 emergieron tres discursos paralelos que contribuyeron a cuestionar la hegemonía del paradigma hidráulico dominante hasta entonces en España (Swyngedouw, 2013, p. 264): la reevaluación del significado y utilidad del entorno natural (la naturaleza o el medio ambiente); la profundización del proceso de comodificación y privatización de la gestión de los recursos naturales (Bakker, 2002 y 2010); y la reorganización de las relaciones geopolíticas en torno a los recursos hídricos, como consecuencia del creciente peso de la legislación ambiental europea por un lado, y la transferencia de competencias hacia las comunidades autónomas por otro. Esto último ha resultado en el creciente poder hidrosocial de las administraciones locales y autonómicas, en un contexto de crecientes conflictos interregionales (Del Moral *et al.*, 2003). Estos tres procesos paralelos ayudan a entender el desarrollo legislativo de los mercados del agua en España y el papel que juegan en el tablero hidropolítico del país.

3.1. Los discursos dominantes en la política de aguas en España: equilibrando los desequilibrios de la naturaleza a través de trasvases intercuenas

El paradigma hidráulico español ha aspirado a ‘equilibrar’ la desigual distribución de recursos hídricos entre el norte húmedo y el sudeste árido, donde existe una agricultura muy productiva y el agua se percibe como el factor limitante para el desarrollo agrícola y económico. Los sucesivos planes hidráulicos que se han elaborado desde principios del siglo XX propusieron distintas alternativas de transferencia de recursos hídricos hacia el sudeste peninsular (Hernández-Mora *et al.*, 2014). Este discurso dominante de provisión de recursos hídricos subvencionados por el sector público ha consolidado un poderoso grupo de poder constituido por regantes y agroindustria, representantes del sector turístico e inmobiliario, y los gobiernos autónomos de Murcia y Valencia.

El proyecto del Acueducto Tajo-Segura (ATS), aprobado en 1971, fue diseñado para transferir 1.000 hm³ –600 en una primera fase y 400 en una segunda fase que nunca se materializó–, desde los embalses de Entrepeñas y Buendía (EyB) en la cabecera de la cuenca del Tajo, hacia el sudeste ibérico (Figura 1). La infraestructura transfiere los supuestos ‘excedentes’ del Tajo, es decir, el agua sobrante tras atender todas las necesidades de la cuenca.

Figura 1. Demarcaciones hidrográficas españolas, mercados de agua existentes y el trasvase Tajo-Segura



Leyenda

<p>□ Demarcaciones Hidrográficas</p> <p>□ Comunidades Autónomas</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Madrid 2. Castilla-La Mancha 3. Extremadura <p>Ciudades ribereñas</p> <ol style="list-style-type: none"> 4. Madrid 5. Aranjuez 6. Toledo 7. Talavera de la Reina 	<p>— Traspase Tajo-Segura y postrasvase</p> <p>→ Acuerdos cesión derechos de agua</p> <p style="padding-left: 20px;">A. Estremera - SCRATS</p> <p style="padding-left: 20px;">Canal Aves - MC Taibilla</p> <p style="padding-left: 20px;">Illana-Leganiel - SCRATS</p> <p>○ Bancos de agua (públicos)</p> <p>● Mercados de agua (informales)</p>	<p>Precipitación media anual</p> <p>□ Menos de 400 mm</p> <p>□ 400 - 800 mm</p> <p>□ 800 - 1600 mm</p> <p>□ Más de 1600 mm</p>
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Fuente: datos de precipitaciones provienen del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Elaboración propia.

La Comisión Central de Explotación del Traspase Tajo-Segura es la responsable de decidir los volúmenes a trasvasar en situación de normalidad hidrológica (niveles 1 y 2 de las reglas de explotación del ATS, ver Tabla 1). Está

compuesta por representantes de la Dirección General del Agua (DGA), el CEDEX, y las Confederaciones Hidrográficas (CH) afectadas por el trasvase³ y la Mancomunidad de Canales del Taibilla⁴ (MCT, usuario de abastecimientos del ATS). También están invitados con voz, pero sin voto, representantes de los gobiernos autonómicos de las principales comunidades cedentes y receptoras, y del Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo Segura⁵ (SCRATS, usuarios de regadío del ATS). Ni usuarios ni partes interesadas en el Tajo están representados en la Comisión. Las decisiones se toman dentro de los parámetros establecidos por las reglas de explotación del ATS que determinan los volúmenes trasvasables según las aportaciones acumuladas y volúmenes embalsados en EyB (Tabla 1).

Tabla 1. Reglas de explotación del trasvase Tajo-Segura (1998 y 2013/14)

Nivel	Reglas de Explotación de 1998		Reglas de Explotación de 2013/2014	
	Límites	Volúmenes transferibles (hm ³ /mes)	Límites	Volúmenes transferibles (hm ³ /mes)
1	V > 1.500 hm ³ o Ap12m >1.000 Mm ³	68	V > 1.500 hm ³ o Ap12m >1000 hm ³	60
2	1.500 hm ³ > V > Curva N3 ₁ y Ap12m <1.000 hm ³	38	1.500 Mm ³ > V > Curva N3 ₂ y Ap12m <1000 hm ³	38
3	Curva N3 ₁ > V > 240 hm ³	23	Curva N3 ₂ > V > 400 hm ³	20
4	240 hm ³	0	400 hm ³	0

V: volumen embalsado (existencias conjuntas) en EyB.

Ap12m: aportaciones conjuntas entrantes a EyB durante los últimos 12 meses.

Curva N3: curva del Nivel 3 que indica el nivel de las existencias conjuntas en EyB por debajo de las cuales se entra en «situación hidrológica excepcional» (RD 773/2014) y las decisiones sobre trasvases no las toma la Comisión de Explotación sino el Consejo de Ministros (bajo las reglas de 1998) y el ministro que tenga atribuidas las competencias en materia de aguas (tras la reforma de 2013/14). N3₁: media de valores mensuales de 502 hm³. N3₂: media de valores mensuales de 662 hm³.

Fuente: elaboración propia.

³ Como muestra la Figura 1, la parte española de la Demarcación Hidrográfica (DH) del Tajo incluye territorio de las comunidades autónomas de Madrid, Castilla-La Mancha y Extremadura (y en menor medida de Castilla y León y Aragón). Las regiones receptoras incluyen Murcia, Alicante y Almería, y las DH del Segura, Júcar y Cuencas Mediterráneas Andaluzas. La DH Júcar también se ve afectada al ser el embalse de Alarcón parte de la estructura del ATS. También se pueden transferir hasta 50 hm³ a las Tablas de Daimiel (Ley 13/1987) y la Llanura Manchega (RDL 8/1995) en la DH del Guadiana. El ATS afecta fundamentalmente la calidad del agua y las condiciones ambientales del río Tajo en su eje central, donde se encuentran las ciudades ribereñas de Aranjuez (Madrid), y Toledo y Talavera de la Reina (Castilla-La Mancha).

⁴ Utilizando agua de distintas fuentes (aguas superficiales, subterráneas, de desalación y del ATS), la MCT abastece hasta el 90 % de la población en la DH del Segura y algunas poblaciones en la DH del Júcar.

⁵ El SCRATS es un actor relevante en la hidropolítica española. Incluye más de 80.000 regantes de las DH del Segura y Mediterránea Andaluza que reciben agua del Tajo o utilizan las infraestructuras del trasvase para transportar agua.

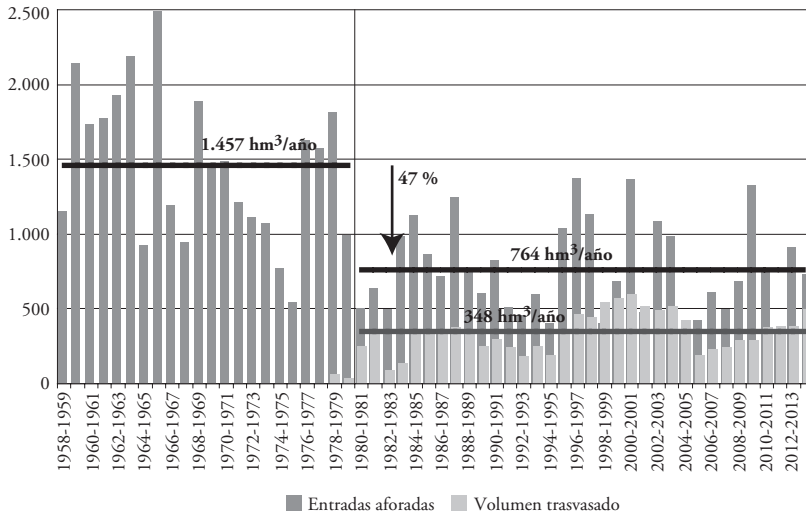
Las reglas de explotación fueron aprobadas en 1998 en un intento de minimizar los conflictos políticos que rodeaban las decisiones de trasvase. Según las reglas de 1998 por debajo del Nivel 3, las decisiones sobre trasvases las tomaba el Consejo de Ministros. No se permitían trasvases cuando los volúmenes embalsados caían por debajo del Nivel 4 (240 hm³ según las reglas de 1998). Como veremos más adelante, estas reglas fueron revisadas en 2013/14.

Los conflictos que rodean la transferencia de agua hacia el sudeste ibérico han estado en el epicentro de la política de aguas en España desde hace décadas (Hernández-Mora *et al.*, 2014; López Gunn, 2009). Por ejemplo, la inclusión del trasvase del Ebro en el Plan Hidrológico Nacional de 2001 y su posterior derogación en 2004 dominaron los debates del agua en España durante los años 90 y gran parte de la primera década del nuevo siglo (Bukowski, 2007; Font y Subirats, 2010). En el caso del ATS, el conflicto ha llegado a los tribunales en distintos momentos, con el gobierno de Castilla-La Mancha sistemáticamente recurriendo las decisiones sobre trasvases (sin éxito hasta la fecha) y los usuarios del ATS intentando obtener derechos de uso más firmes a través de concesiones administrativas (FNCA, 2013). Estos conflictos derivan de distintos factores, pero en gran medida de la sobreestimación de los recursos disponibles de la cabecera del Tajo y la supeditación de la gestión del Tajo a la continuidad del trasvase. Durante los 30 años de operación del ATS se ha trasvasado una media de 348 hm³ anuales, en lugar de los 600 hm³ proyectados. Esto ha resultado en una intensa presión sobre la gestión de la cuenca del Tajo al trasvasarse una media del 45 % de las aportaciones recibidas en la cabecera del Tajo y llegándose a trasvasar algunos años más del 100 % (Gráfico 1). Como consecuencia se han acentuado los problemas de calidad en el eje central del Tajo aguas abajo de la llegada de las aguas residuales de Madrid a través del río Jarama.

El ATS no ha servido para eliminar la escasez socioeconómica del agua en la demarcación del Segura, que se ha prolongado en el tiempo por la continuada expansión del regadío (en un principio causado en parte por las propias expectativas generadas por el trasvase) y de las demandas urbanas (Gómez *et al.*, 2013; IDR-UCLM, 2005; Martínez y Estevez, 2002; Melgarejo, 2000). La sobreexplotación de los recursos subterráneos ha servido para hacer frente a los déficits de agua existentes. Podría argumentarse que el ATS ha exacerbado los conflictos sociales y políticos relacionados con la gestión del agua. De hecho, las disputas interregionales en torno al ATS retrasaron la aprobación de los planes hidrológicos del Tajo y Segura para el período 2009-2015 hasta

2014. Los conflictos y los retos en torno al ATS y el contexto político e institucional en el que se desarrolla han jugado un papel crucial en el proceso de mercantilización del agua en España, como veremos en este capítulo.

Gráfico 1. Aportaciones a los embalses de EyB y volúmenes trasvasados. En $\text{hm}^3/\text{año}$



Fuente: adaptado del primer borrador Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tajo (CHT, 2011).

3.2. Primeros pasos en la mercantilización del agua en España

En el capítulo 2 de este libro el profesor Embid Irujo hace un repaso exhaustivo de la evolución del marco normativo de los mercados de agua en España, por lo que aquí solo nos centraremos en los principales hitos normativos que apoyan nuestros argumentos.

El primer aspecto a tener en cuenta es que las principales reformas en el marco normativo español para la asignación de recursos hídricos se han producido tras importantes períodos de sequía. Así, la reforma de la Ley de Aguas en 1999 se produjo tras la sequía de los años 90 (1991-1995), que resultó en importantes pérdidas económicas y restricciones masivas en el abastecimiento urbano (MMA, 2008). La reforma introdujo instrumentos de mercado limitados (contratos de cesión y centros de intercambio) y altamente regulados, claras excepciones al régimen concesional que continuaba siendo la regla y reservaba para el sector público la responsabilidad en la asignación (y reasignación) de derechos de uso del agua. En el caso de los contratos de cesión,

y con el fin de minimizar los posibles impactos negativos (externalidades en términos económicos) que pudieran resultar de las transacciones de derechos de uso, y garantizar la protección del interés general, estos tenían que cumplir una serie de condiciones:

- Limitación de los contratos temporales a acuerdos entre concesionarios (es decir, no pueden servir para reasignar recursos a nuevos usuarios).
- Obligación de localización de ambas partes dentro de una misma cuenca hidrográfica.
- Obligación de respetar el orden de prioridad: los intercambios debían producirse desde usuarios con derechos de menor rango hacia aquellos de igual o mayor rango.
- Prohibición de cesión desde usuarios no consuntivos hacia usuarios consuntivos.
- Necesaria aprobación del organismo de cuenca competente.

La propuesta de reforma, elaborada bajo un gobierno del Partido Popular, fue intensamente debatida y criticada por parte de grupos ambientales, el PSOE e Izquierda Unida, así como por asociaciones de pequeños agricultores como UPA o COAG, que se resistían a tratar el agua como una mercancía (WWF-España, 2005; Del Moral *et al.*, 2000). Sus objeciones se centraban fundamentalmente en los potenciales impactos negativos de los mercados de agua, tanto socioeconómicos –concentración de recursos y riqueza en sectores y regiones con productividades más elevadas, marginando así a los agricultores más pequeños y desfavorecidos–, como ambientales. También se esgrimía el argumento moral de que el agua, un bien esencial para la vida, debía permanecer en el ámbito público y no ser comercializada entre particulares (Del Moral *et al.*, 2000, Bakker, 2002).

A pesar de estas objeciones, incluso los sectores más críticos reconocían que la introducción de cierta flexibilidad en el régimen concesional «podría ser una buena idea», ya que «podría ayudar a resolver los problemas de concentración de concesiones en usos poco razonables, minimizando así el rechazo social de cara a la necesaria transición hacia un modelo de gestión más sostenible» (Izquierda Unida, 1997). La reforma recibió un apoyo mayoritario. En un contexto en el que seguía dominando el paradigma hidráulico

(Del Moral, 1996; Swyngedouw, 1999) este sorprendente consenso se explica porque los sectores más críticos creyeron que la introducción de figuras de intercambio de derechos limitados y fuertemente regulados por el sector público podía tener varios beneficios: incentivar la consideración del agua como recurso escaso, introducir la dimensión económica entre los usuarios tradicionales del agua, prevenir futuras restricciones en zonas urbanas en períodos de sequía, y ofrecer una alternativa a los grandes trasvases inter-cuencas para solucionar problemas locales de escasez, evitando así los altos costes políticos, socioeconómicos y ambientales de estos trasvases (Naredo, 1998; Del Moral *et al.*, 2000; Del Moral y Silva, 2006; Naredo, 2007).

La reforma de 1999 fue la primera de varias posteriores encaminadas a reforzar el papel de los instrumentos de mercado para subsanar lo que se percibía como ineficiencia del sector público en la asignación de recursos. Estas reformas se han justificado como necesarias para facilitar la reasignación de derechos desde usos de menor valor (social, económico o ambiental) hacia otros de mayor valor. Sin embargo, como veremos en el caso de los intercambios en el Tajo-Segura, esto no ha sido siempre el caso.

3.3. Promoviendo los instrumentos de mercado: los decretos de sequía de 2005-2008

Como ya se ha explicado en otros capítulos de este libro, los instrumentos de mercado aprobados con la reforma de 1999 fueron escasamente utilizados hasta el siguiente período de sequía (2005-2008). Con la llegada del principio de la sequía en el año hidrológico 2004-2005, el gobierno del PSOE flexibilizó el marco normativo vigente para la celebración de contratos de cesión a través de la aprobación de Reales Decretos-Ley (RDL) de sequía que, dada su forma de tramitación, no fueron debatidos ampliamente. Así, el RDL 15/2005 hizo dos cosas: (1) amplió los sujetos susceptibles de suscribir contratos de cesión de derechos a los titulares de derechos de uso pertenecientes a las zonas regables de iniciativa pública que no eran titulares de concesiones propiamente dichas (art. 2 del RDL) y que manejan aproximadamente el 80 % de los derechos de riego; y (2) permitió la realización de contratos de cesión entre usuarios de distintas cuencas hidrográficas utilizando las infraestructuras del ATS y del trasvase Negratín-Almanzora. Por su parte, el RDL 1265/2005 en su artículo 4 permitía a la ministra de Medio Ambiente «autorizar, con carácter temporal y excepcional, cesiones de derechos de uso de aguas que

no respeten el orden de preferencia definido». Los RDL fueron prorrogados anualmente hasta 2009, a pesar de que en la primera mitad de 2008 la sequía había terminado en gran parte del país (MMA, 2008).

Los RDL eliminaron de manera «temporal y excepcional», justificada por la situación de sequía, muchas de las restricciones impuestas en la reforma de 1999 en un proceso de *desregulación* encaminado a facilitar los intercambios de derechos y expandir el ámbito del mercado. Como indican Palomo y Gómez-Limón (capítulo 3 de este volumen) y Garrido *et al.* (2013), los volúmenes totales intercambiados bajo el amparo de estos RDL representaron menos del 1 % de los usos consuntivos a escala nacional. Sin embargo, las reformas beneficiaron claramente a los usuarios del ATS, que compraron prácticamente el 75 % de los volúmenes de agua intercambiados, esquivando las limitaciones que el marco normativo del ATS establece para proteger las necesidades sociales y ambientales de la cuenca del Tajo. De esta manera, la posibilidad de realizar contratos de cesión entre usuarios de distintas demarcaciones hidrográficas, independientemente de las condiciones de las cuencas cedentes y de la propia normativa regulatoria de los trasvases, respondía a la voluntad de apoyarse en instrumentos de mercado para abordar situaciones de escasez, evitando afrontar el debate social y la creciente conflictividad de las decisiones sobre trasvases.

3.4. La progresiva liberalización de los intercambios de agua: el Memorandum del Tajo y su plasmación legislativa

El siguiente paso en el proceso de liberalización de las figuras de los mercados de agua en España se produjo bajo un gobierno del Partido Popular en 2013. En enero los planes hidrológicos de las demarcaciones (PHD) del Tajo y el Segura no habían salido a consulta pública, fundamentalmente a raíz de las discrepancias políticas entre las comunidades autónomas afectadas por el ATS. El gobierno se había comprometido a aprobar todos los planes hidrológicos pendientes antes de diciembre de 2013, por lo que era necesario desbloquear esta situación.

En octubre de 2011 vio la luz muy brevemente un primer borrador del PHD del Tajo⁶. Según este documento, dada la fuerte carga contaminante que llega al Tajo a través del Jarama con las aguas residuales de Madrid, los objetivos de la DMA solo podrían alcanzarse en el eje central del río entre

⁶ El borrador puede consultarse en: http://www.redtajo.es/index.php?option=com_content&view=article&id=170&Itemid=100.

Aranjuez y Talavera de la Reina si se incrementaban los caudales limpios de cabecera que llegan al río desde los embalses de EyB. En vista de la fuerte disminución en las aportaciones en cabecera (Figura 2), los mayores requerimientos de caudales ambientales para el Tajo cuestionaban la viabilidad del ATS. Bajo las reglas de explotación del ATS aprobadas en 1998 –que solo contemplaban un caudal mínimo uniforme de 6 m³/s en Aranjuez– las reservas en EyB habían caído por debajo de la curva N3 en 21 ocasiones, y por lo tanto las decisiones sobre trasvases se habían elevado al Consejo de Ministros, con el consiguiente coste político. Según las predicciones de la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT), en el contexto de cambio climático previsto, esto volvería a ocurrir el 25 % del tiempo (CHT, 2012). La eliminación del coste político de las decisiones sobre trasvases y su sustitución por criterios aparentemente técnicos, y por lo tanto supuestamente imparciales, era pues un objetivo a lograr. Dadas las implicaciones del borrador del PHD del Tajo 2011 para el ATS, el Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino (hasta noviembre de ese año bajo gobierno del PSOE) ordenó su retirada solo tres días después de su publicación.

Para aprobar el PHD del Tajo era necesario un acuerdo que protegiera los intereses de los usuarios del ATS y, por lo tanto, contara con su visto bueno. Con ese fin se constituyó un grupo de trabajo en el que participaron representantes de los gobiernos de Murcia y Valencia, el gobierno central y el SCRATS. Como es habitual, paradójicamente, en este tipo de operaciones neoliberalizadoras, ni la composición del grupo, ni el calendario, ni el contenido de los trabajos se hicieron públicos hasta que se alcanzó un acuerdo. En marzo de 2013 los participantes en el grupo de trabajo junto con representantes de las comunidades autónomas de Madrid, Castilla-La Mancha y Extremadura escenificaron públicamente la firma del *Memorándum del Tajo*, y poco después los PHD del Tajo y del Segura salieron a consulta pública. La nueva versión del PHD del Tajo eliminaba cualquier referencia a requerimientos de regímenes de caudales ambientales en el eje central del Tajo y los sustituía por unos caudales mínimos que en Aranjuez se mantenían en 6 m³/s. Además, y con el fin de lograr el necesario apoyo para la aprobación de los planes, el gobierno cedió a las presiones del grupo de presión del ATS y elevó los contenidos del Memorándum a rango de Ley a través de enmiendas de última hora introducidas por el Grupo Popular a la Ley de Evaluación Ambiental (Ley 21/2013 o LEA), que se aprobó en diciembre de 2013. En lo relativo al ATS, la LEA modificó las reglas de explotación del trasvase (ver Tabla 1) y

trasladó la responsabilidad de las decisiones sobre trasvases por debajo de la curva N3 desde el Consejo de Ministros al ministro competente, reduciendo así el perfil político de las mismas. También estableció desembalses máximos hacia la cuenca cedente y mínimos hacia el trasvase, remitiendo la elaboración de las nuevas reglas de explotación a un RDL posterior (RDL, 773/2014 de 12 de septiembre).

En cuanto a la regulación de los contratos de cesión, la LEA afirma en su introducción que «se deberá afrontar la modificación (...) de la legislación de aguas que deberá establecer (...) un nuevo régimen de cesión de derechos, que le dote de mayor eficacia en el futuro» (Introducción, Ley 21/2013). En esta línea, la Disposición final cuarta de la LEA reforma el art. 72 del TRLA y hace norma lo que los RDL de sequía de 2005-2009 habían permitido de manera excepcional y tras una decisión del gobierno: los contratos de cesión entre usuarios situados en distintas demarcaciones hidrográficas, requiriendo únicamente el visto bueno de la DGA. Al permitir que particulares de distintas demarcaciones hidrográficas acuerden contratos de cesión intercuenas al margen de las reglas de operación de los trasvases, la LEA trasladó las decisiones sobre gestión de recursos hídricos (y sobre trasvases) desde el ámbito público hacia el ámbito del mercado. Las decisiones sobre intercambio de derechos y asignación de recursos se rigen así, supuestamente, por criterios técnicos, bajo la supervisión de un director general y sujeto al albedrío de particulares que deciden vender o comprar, al margen de consideraciones políticas de mayor envergadura, de planificación, socioeconómicas o ambientales.

De este modo, el régimen jurídico que regula el procedimiento de reasignación de derechos de uso de agua en España se ha visto modificado por una norma con rango de Ley, con efectos en todas las demarcaciones hidrográficas, con el único fin, una vez más, de solucionar un problema puntual que genera grandes tensiones políticas y sociales. Como veremos en la siguiente sección, este proceso de creciente mercantilización se ha justificado como necesario para mejorar la eficiencia y eficacia en la gestión de recursos, pero claramente se ha diseñado para beneficiar a específicos grupos de presión.

3.5. Una vuelta de tuerca más: el Decreto de Sequía de la Cuenca del Segura y RDL de Cine de Mayo 2015

El último paso en el proceso de mercantilización del agua se ha producido durante el año hidrológico 2014-2015. En este período la combinación

de la aplicación de las nuevas reglas de explotación del ATS y una escasez de precipitaciones en la cabecera del Tajo acercaba el volumen embalsado en EyB al Nivel 3 e incluso a la línea de no trasvase⁷. Los usuarios del ATS temían por lo tanto limitaciones en los volúmenes trasvasados y presionaron (y lograron) la aprobación de un Decreto de Sequía para la cuenca del Segura (RDL 356/2015 de 8 de mayo) que les permitiera hacer frente a estas limitaciones, a pesar de que cuando se aprobó en mayo las reservas en la cuenca del Segura estaban cerca del 60 % de su capacidad⁸.

Una vez garantizada la posibilidad de poder comprar agua de otras demarcaciones, los usuarios del ATS presionaron para eliminar otras limitaciones que la legislación de los contratos de cesión había introducido en 1999, en concreto la establecida en el art. 345.1 del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH), según el cual únicamente puede ser objeto de cesión «el volumen realmente utilizado en los últimos años». Así, un primer borrador del Decreto de Sequía en la DH del Segura incluía un segundo apartado del artículo 4 que establecía que: «Con carácter excepcional y temporalmente limitado al período de vigencia del presente real decreto, se podrán autorizar contratos de cesión de derechos al uso privativo de las aguas, en los que el volumen susceptible de cesión sea igual al volumen concedido al titular del derecho». Como veremos en la próxima sección, esta excepción se aplicó durante la sequía de 2005-2008, pero sin el correspondiente aval legal. Era por lo tanto de gran interés para los usuarios del ATS conseguir amparo legal para poder maximizar el volumen comprado a través de contratos de cesión y así sortear las limitaciones impuestas por las reglas de explotación del ATS. La versión final del Decreto de Sequía no incluyó esta disposición, aunque si eliminó otra restricción que ya habían eliminado los RDL de sequía del 2005-2008 con carácter general, concediendo a la ministra de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente la posibilidad de autorizar «con carácter temporal y excepcional, cesiones de derechos de uso de agua que no respeten

⁷ Existe discrepancia entre las partes afectadas en cuanto a la aplicación de la nueva línea mínima de no trasvase que la LEA eleva desde 240 hm³ hasta los 400 hm³ (Disposición adicional decimoquinta, art. 1, Ley 21/2013). La misma LEA estableció un régimen transitorio (Disposición transitoria segunda) para alcanzar el nuevo mínimo no trasvasable, de manera que se elevaría 32 hm³/año al aprobar el PH Tajo y cada 1 de enero a partir de entonces, hasta alcanzar los 400 en un período máximo de 5 años. Sin embargo también establecía que «si en el inicio o en cualquier momento del período transitorio se alcanzase el nivel de existencias embalsadas de 900 hm³» el nuevo nivel de referencia entraría en vigor. El 8 Marzo de 2014 la CHT emitió un comunicado de prensa donde «certifica que se ha alcanzado el volumen embalsado conjunto de 900 hm³ en EyB» y por lo tanto «A partir de ahora el umbral mínimo no trasvasable (...) se establece de manera permanente en 400 hm³». Sin embargo, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ha interpretado que los 900 hm³ tenían que alcanzarse después de aprobarse el PH Tajo, lo que no ocurrió hasta abril de 2014, cuando las reservas ya habían bajado. Así a lo largo del año hidrológico 2014-2015 se han seguido aprobando trasvases, que han sido recurridos judicialmente por el gobierno de Castilla-La Mancha.

⁸ El Plan Especial de Sequía de la DH del Segura combina indicadores de la situación de los recursos en la DH Segura y en la cabecera del Tajo. La escasez de recursos en 2013/14 se ha producido en la cabecera del Tajo, no en del Segura.

el orden de preferencia definido en el plan hidrológico, respetando en todo caso la supremacía del uso de abastecimiento» (art. 4 RDL 356/2015).

Sin embargo, sí lograron eliminar la restricción del art. 345.1 del RDPH para los contratos de cesión que se celebren dentro de la cuenca del Segura. Utilizando de nuevo el recurso de enmiendas de última hora a una norma que no guarda relación alguna con el objeto legislado, el gobierno introdujo una Disposición adicional tercera al RDL 6/2015 de 14 de mayo que modifica la Ley del Cine. En ella permite «con carácter excepcional y temporalmente limitado hasta el 31 de diciembre de 2015», y espacialmente limitado a la cuenca del Segura, que «el volumen susceptible de cesión sea igual al volumen concedido al titular», eliminando así las restricciones que el régimen jurídico establece para minimizar los impactos ambientales y socioeconómicos de estas transacciones, y ampliando, una vez más, el alcance del mercado.

4. Algunos ejemplos de disfuncionalidades en la experiencia con los mercados de agua en España: los contratos de cesión entre usuarios del Tajo y el Segura

4.1. Las ventas de agua durante la sequía de 2005-2008

Como se ha comentado más arriba, los RDL de sequía aprobados entre 2005 y 2009 desarrollaron un nuevo marco institucional para los mercados de agua en España con el fin de favorecer a los poderosos grupos de presión del ATS al eliminar algunas de las restricciones a los intercambios de derechos contempladas en el marco legal de 1999 y ampliar el alcance del mercado. Los usuarios del ATS pudieron así comprar agua del Tajo evadiendo las limitaciones impuestas por las reglas de explotación del ATS para proteger la prioridad de la cuenca cedente.

El RDL 10/2005 de Sequía también eximió al SCRATS del pago de las partes (b) y (c) de la Tarifa del trasvase –la parte (a) quedaba también exenta, como la de todos los usuarios de riego afectados por la sequía. El RDL 9/2006, además de prorrogar los contenidos de los tres RDL de sequía aprobados en 2005, amplió la exención en el pago de la tarifa a la MCT con el fin de «restablecer su normalidad económica» tras el «importante e imprevisto desequilibrio presupuestario» generado por los contratos de cesión suscritos con los usuarios del Tajo (Introducción, RDL 9/2006). Estas exenciones sirvieron para subvencionar la compra de agua a los usuarios del Tajo, reduciendo

do así los potenciales ganancias en eficiencia económica que los mercados de agua debían promover.

Los impactos de la sequía en la cuenca del Tajo fueron severos. Los caudales disminuyeron en su tramo medio hasta el punto de que el río se secó en Talavera de la Reina en 2006 y los caudales en Aranjuez cayeron por debajo de los 6 m³/s en diversas ocasiones (Hernández-Mora, 2013). La CHT reconoció que «algunas demandas de la cuenca (...) se han suministrado hacia el ATS con motivo de la cesión de derechos» (director técnico, CHT, Actas de la sesión de la Comisión de Desembalse, 12 Diciembre 2006). Entre 2004 y 2006 las aportaciones a EyB cayeron por debajo del 50 % de la media histórica (MMA, 2008), rozando la línea de no trasvase de los 240 hm³, y permaneciendo debajo de la línea N3 hasta la primavera de 2009, por lo que las decisiones de trasvase en este período recayeron en el Consejo de Ministros. Dada la prioridad de los abastecimientos, los volúmenes trasvasados fueron en su mayor parte asignados a la MCT, y el SCRATS recibió menos del 10 % de su posible asignación máxima (Tabla 4)⁹. Entre 2005 y 2008 el SCRATS obtuvo el 29 % de los recursos que recibió del Tajo a través de los contratos de cesión, y hasta el 45 % en 2005 y 2006 (Tabla 4).

Tabla 4. Volúmenes embalsados en Entrepeñas y Buendía y volúmenes transferidos a través del ATS (2005-2008) (hm³/año)

Año hidrológico	Almacenamiento en EyB (30 septiembre)	Desembalses al Tajo	Trasvases ordinarios			Ventas de agua para SCRATS	Ventas de agua para MCT	Trasvases totales (ordinarios + ventas)	Volúmenes vendidos/total transferido (%)
			Regadío	Abastecimiento	Total				
2005/2006	329	250,9	38,0	148,5	186,5	31,05	217,55	14	
2006/2007	241	242,1	31,0	147,0	188,0	31,05	8,5	227,55	17
2007/2008	357	253,6	60,4	118,3	178,7	31,05	36,9	246,65	28
2008/2009	312	292,1	128,5	116,6	265,0	31,05	-	296,05	10
Total	-	1.038,7	257,9	530,4	818,2	124,20	45,4	987,80	17

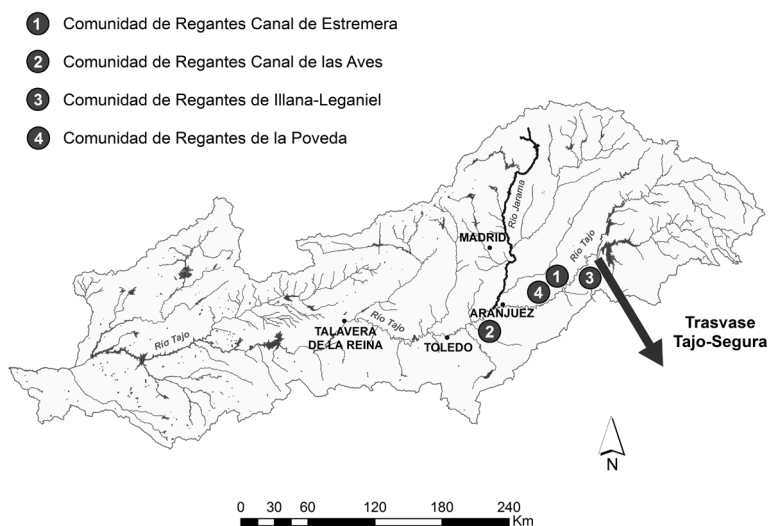
Fuente: elaboración propia utilizando datos sin publicar de la CHT, Memorias Anuales de la CHT y el SCRATS, y los boletines hidrológicos del MAGRAMA (<http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/boletin-hidrologico/>).

⁹ Las enmiendas a la LEA también han modificado este aspecto, ya que a partir de su aprobación, cuando se produzcan reducciones en los volúmenes trasvasados como consecuencia de la escasez de recursos en la cabecera del Tajo, la MCT no gozará de la prioridad asignada a los usuarios de abastecimiento en la legislación de aguas española, sino que los volúmenes trasvasados serán asignados en un 75 % a regadío y un 25 % a abastecimientos, soportando usuarios de riego y abastecimientos los recortes a partes iguales, aunque garantizando un mínimo de 7 hm³ para abastecimientos.

El director técnico de la CHT afirmaba en una reunión de la Comisión de Explotación de Cabecera del Tajo que los trasvases que resultan de las ventas de agua «no necesitan la aprobación del Consejo de Ministros», sino que son acuerdos entre particulares que «libremente pactan unas determinadas condiciones de compra-venta» (Actas de la sesión de la Comisión de Explotación de Cabecera del Tajo, Febrero 2006). La Tabla 4 presenta datos sobre niveles embalsados en EyB al final de cada año hidrológico, volúmenes trasvasados mediante trasvases ordinarios y volúmenes trasvasados a raíz de contratos de cesión.

En los próximos párrafos se caracterizan los contratos de cesión suscritos entre usuarios del Tajo y el Segura durante la sequía del 2005-2008. La Figura 2 muestra la localización de las comunidades de regantes cedentes en la cuenca del Tajo, todas ellas situadas aguas abajo del punto de partida del ATS en el embalse de Bolarque.

Figura 2. Localización de Comunidades de Regantes cesionarias de la cuenca del Tajo



Fuente: elaboración propia.

(a) Contratos de cesión entre la CR Estremera (CRE) y el SCRATS

La zona regable de Estremera es una zona de riego de iniciativa pública que en al año 2000 recibió una concesión de 17,5 hm³ para regar 2.300 ha.

Hasta su reciente modernización, utilizaba un sistema de riego a manta con unos retornos estimados del 20 % (WWF-España, 2015). El 14 de febrero de 2006 la CHT concedió a la CRE una concesión adicional de 13,8 hm³, realizándose una «inscripción provisional» en el registro de aguas a «efectos de la autorización, en su caso, del contrato de cesión suscrito el 10 de febrero entre la CR y el SCRATS», y afirmando el título concesional que estaría vigente durante el plazo de validez del RDL 15/2005, es decir, mientras estuvieran permitidas los contratos de cesión entre distintas demarcaciones hidrográficas. Así, la CRE pudo beneficiarse de la venta de 31,05 hm³, un volumen que casi duplicaba la concesión original y el agua efectivamente consumida. Los contratos de cesión se renovaron anualmente hasta 2009. La Tabla 5 resume los datos básicos de estos contratos, además de las subvenciones recibidas por el SCRATS a través de la exención en el pago de las tarifas correspondientes al uso de la infraestructura del ATS. De este modo, cuando las reglas de explotación del ATS limitaban los trasvases ordinarios, el SCRATS logró incrementar las aguas recibidas desde el Tajo por medio de acuerdos privados de compraventa, y pagar por este agua a través de las exenciones de tarifas, con una ganancia neta de 10 millones de euros.

Tabla 5. Coste de los contratos de cesión entre la CRE y el SCRATS y exenciones de tarifa del ATS (2005-2009)

Año hidrológico	Volumen (hm ³)	Precio (€/m ³)	Total pagado	Trasvases ordinarios para regadío (hm ³)	Exenciones en la tarifa del ATS [partes (b) y (c)] (€/m ³)	Total exención (€)
2005/2006	31,05	0,186	5.761.700	38,00		5.922.694,7
2006/2007	31,05	0,189	5.882.696	31,00	0,0857	5.322.276,7
2007/2008	31,05	0,191	5.923.875	60,40		7.844.032,3
2008/2009	31,05	0,192	5.947.570	128,50		13.685.241,7
Total	124,20		23.515.841	257,90		32.774.245,4

Fuente: datos de los contratos de compraventa y actas de la Comisión de explotación de la cabecera del Tajo (2005-2009). Elaboración propia.

Además de ingresar más de 23 millones de euros por la venta de agua que no estaban utilizando, la CRE obtuvo beneficios adicionales de la operación. Tras el proceso de modernización, la concesión de agua de riego a la CRE se incrementó a 18,86 hm³, un volumen ligeramente superior a la concesión original. La CHT argumentó que el proceso de modernización había logrado el ahorro proyectado del 40 %, pero calculándolo sobre los 31,05 hm³

que fueron vendidos al SCRATS, no sobre la concesión original de 17,5 hm³ (WWF-España, 2015). Por lo tanto el proyecto de modernización, financiado en gran medida con fondos públicos, solo sirvió para incrementar la concesión y, como veremos más adelante, facilitar futuras ventas al SCRATS.

(b) Contratos de cesión entre la CR Canal de las Aves (CRCA) y la MCT

La CRCA es una zona de riego de iniciativa pública situada en la margen izquierda del río Tajo aguas arriba de Aranjuez. Bajo el PH del Tajo de 1998 tenía asignada una reserva de 27,57 hm³ aplicando riego a manta para regar 3.751 ha (CHT, 2014). En 2008 la comunidad de regantes (CR) solicitó una concesión por 42,85 hm³ que fue aprobada por la CHT. Entre 2006 y 2009 la MCT firmó contratos de cesión con la CRCA para ceder entre 26 y 40 hm³ que deberían ser transferidos antes del mes de noviembre de cada año. Los pagos debían hacerse antes de que transcurrieran 20 días desde la aprobación de la transacción por parte del Ministerio de Medio Ambiente, generalmente en primavera, independientemente de los volúmenes realmente trasvasados durante el verano. Como muestra la Tabla 6, se firmaron contratos por un total de 108 hm³, que la MCT pagó en su totalidad y fueron indirectamente subvencionados a través de las exenciones en pago de la tarifa del trasvase (MCT, 2007, 2008 y 2010), aunque únicamente se trasvasaron 45,4 hm³.

Entre 2004 y 2008, y a pesar de la sequía, la MCT había recibido su asignación completa de recursos del ATS (110 hm³/año) y la opción de compra de recursos adicionales del ATS fue ejecutada solo parcialmente. A su vez, entre 2006 y 2009 las reservas conjuntas de EyB estaban muy cerca del Nivel 4 de no trasvase. Es plausible que el acuerdo estuviera diseñado como una operación subvencionada cuyo objetivo era reducir el riesgo de cruzar la línea de no trasvase al mantener parte del volumen comprado en los embalses de EyB. En cualquier caso sirvió para obtener más recursos del Tajo que los asignados por las normas de explotación del ATS.

**Tabla 6. Coste de los contratos de cesión entre MCT y CRCA
 y exenciones en la tarifa (2006-2009)**

Año hidrológico	Volumen contratado ⁽¹⁾ (hm ³)	Volumen contratado ⁽²⁾ (hm ³)	Precio contratado ⁽¹⁾ (€/m ³)	Total pagado (M€)	Volumen trasvasado ⁽³⁾ (hm ³)	Trasvases ordinarios para MCT (hm ³)	Tarifa para abastecimientos [partes (b) y (c)] (€/m ³)	Total exención (M€)
2006/2007	26-40	35,50	0,288	10,2	8,5	137,00		11,75
2007/2008	26-40	36,03	0,236	8,5	36,9	108,26	0,086	9,29
2008/2009	26-40	36,95	0,310	11,5	-	106,60		9,14
Total		108,48		30,19	45,4	351,86		30,18

Fuente: datos de ⁽¹⁾Contratos de cesión, ⁽²⁾Memorias anuales de la MCT y ⁽³⁾información no publicada de la Comisión de Desembalse de la CHT (2006, 2007 y 2008). Elaboración propia.

(c) Contratos de opción entre la CR Illana-Leganiel (CRIL) y el SCRATS

La CRIL se creó en 2003 a través de una declaración de utilidad pública. El proyecto se aprobó en 2008 y actualmente está en ejecución. En 2009 recibió una concesión administrativa para regar 1.575 ha con 10,19 hm³/año, concesión que está incluida en el PHD del Tajo de 2014. En 2011, cuando el regadío no estaba aún operativo, el SCRATS firmó con la CRIL un «Acuerdo Marco para la cesión futura de derechos al uso de aguas de la Cuenca del Tajo», es decir, un contrato de opción de compra con período de vigencia de 10 años por el derecho a comprar el volumen total de la concesión por un precio de 0,06 €/m³ (SCRATS, 2012). La CRIL adquiriría el compromiso de ceder su volumen concesional al SCRATS «a requerimiento del mismo y siempre que no haya impedimento jurídico para su materialización, asunto este último al que habrá que dar una solución» (SCRATS, 2015), refiriéndose a la limitación de posible cesión únicamente a los caudales efectivamente consumidos. En contraprestación, el SCRATS se comprometía a pagar el canon de regulación del agua a la CHT durante los años de duración del acuerdo, lo que ha hecho desde 2011 (13.155 euros correspondientes a 2011, 16.983 euros a 2012, 15.140,46 euros a 2013) (SCRATS 2013, 2014 y 2015). Según consta en la Memoria Anual del SCRATS (2012) «la mitad de estos pagos anuales se consideraban a cuenta de la primera transferencia efectiva de sus recursos hídricos». Este acuerdo ejemplifica el proceso de mercantilización del agua, ya que se ha concedido un derecho al uso privativo de

aguas públicas y los beneficiarios han explicitado su intención de venderla a otros usuarios, en otras cuencas, sin utilizarla. Los instrumentos de mercado por lo tanto se utilizan, no ya para la reasignación de recursos ya concesionados con anterioridad y en uso por los concesionarios, como es la función que les corresponde, sino incluso para orientar las decisiones respecto a la primera concesión administrativa.

4.2. Las ventas de agua en 2014 y 2015

Como vimos más arriba, la plasmación legislativa de los acuerdos del Tajo en la LEA en diciembre de 2013, hizo posible la celebración de contratos de cesión entre usuarios de distintas demarcaciones hidrográficas sin requerir decretos legales en situaciones excepcionales de sequía¹⁰. La percepción de que la reforma sirvió para primar el papel del mercado sobre las decisiones del sector público en la reasignación de recursos hídricos queda plasmada en las declaraciones del Presidente del SCRATS al Diario La Verdad en enero de 2014 (énfasis propio):

«Los regantes que dependen del Tránsito Tajo-Segura van a comprar toda el agua que sea posible para completar sus dotaciones de este año, acogiéndose a la **ley recientemente aprobada que liberaliza los bancos de agua entre cuencas hidrográficas diferentes** [...]. Los bancos de agua pueden hacer ricas a comunidades de regantes de otras regiones que no utilicen los recursos que tienen asignados o que obtengan un bajo rendimiento en sus cultivos [...]. Se ha plantado mucho debido a las expectativas de los mercados internacionales y del precio de las frutas y hortalizas [...]. Esta compra también le servirá al Ministerio de Medio Ambiente como prueba, **ya que los bancos de agua jugarán un papel importante en el nuevo Plan Hidrológico Nacional porque serán el mercado y la actividad económica los que regulen en cada momento y territorio las transferencias de caudales** [...]. **Ahora no será necesario que el Gobierno central apruebe un decreto de sequía**, como se hizo en la etapa de Rodríguez Zapatero, sino que **bastará con que la Dirección General del Agua autorice la compraventa**»¹¹.

Durante el año hidrológico 2013-2014 se habían trasvasado los máximos permitidos en el Nivel 2 de las reglas de explotación del trasvase (286 hm³), pero según declaraciones de prensa del SCRATS, la superficie regada se había

¹⁰ Las Cortes de Aragón presentaron un recurso de constitucionalidad contra las enmiendas introducidas en la LEA y derivadas del Memorandum del Tajo. En Sentencia del 5 de febrero de 2015 el Tribunal Constitucional estimó los argumentos de Aragón en lo relativo a la regulación del ATS, pero desestimó el recurso en las enmiendas relativas a los contratos de cesión (Disposición Final Cuarta, Ley 21/2013). Por lo tanto, estas reformas han seguido vigentes. Las enmiendas relativas al funcionamiento del ATS fueron reintroducidas (y aprobadas) una vez más como enmiendas a la Ley de Montes (Ley 21/2015 de 20 julio).

¹¹ <http://www.laverdad.es/murcia/v/20140124/local/region/regantes-haran-gran-compra-201401240100.html>.

incrementado en un 20 %¹², por lo que los recursos trasvasados resultaron insuficientes. En junio de 2014 el SCRATS solicitó la aprobación por parte de la DGA de contratos de cesión por un volumen de 20,4 hm³: 9 hm³ de la CRE, 10 hm³ de Illana-Leganiel (ejerciendo así su opción de compra), y 1,4 de la CR de La Poveda (CRLP) (La Verdad, 7 agosto 2014; SCRATS, 2015). Según la Resolución de autorización del contrato emitida por la DGA el 4 agosto de 2014, la CRE únicamente acreditó el consumo de 5,56 hm³ en 2013, por lo que la DGA únicamente permitió la venta de este volumen, a un precio de 0,06 €/m³ (muy inferior a los 0,18 €/m³ que pagaron durante el período de sequía, pero a los que habría que añadir la tarifa del trasvase de 0,0984 €/m³, ya que en esta ocasión no había exención de pago). También autorizó la venta de 1,4 hm³ de CRLP. Por otro lado, la DGA no autorizó la transacción de CRIL, por no estar operativo el regadío, y por lo tanto no cumplir la condición del artículo 345.1 del RDPH (SCRATS, 2015).

Según noticias aparecidas en prensa (La Opinión de Murcia, 9 septiembre 2015), en el año hidrológico 2014-2015 el SCRATS solicitó de nuevo la aprobación por parte de la DGA de los mismos contratos de cesión que el año anterior por un volumen total de 20,4 hm³. En esta ocasión en julio 2015 la DGA aprobó un contrato de cesión por 7,7 hm³ por parte de la CRE (Expediente número 37.396 MAGRAMA) y por 1,4 hm³ de la CR de la Poveda (Expediente número 37.395 MAGRAMA). Aunque la información aportada en la resolución del MAGRAMA no permite conocer los detalles, parece que la DGA no ha aplicado las mismas restricciones del artículo 345.1 del RPH que en 2014 al acuerdo con la CRE. Si en 2014 el MAGRAMA resolvió que la CRE únicamente había acreditado el uso de 5,560 hm³ en 2013 y ese volumen se cedió en su totalidad, es difícil entender que en 2014 se hubieran consumido los 7,7 hm³ que han sido cedidos en 2015. Es más, según la resolución del MAGRAMA la Comunidad de Madrid alegó que la CRE no estaba utilizando el total de su concesión y que era necesario garantizar que las dotaciones de la CRE no pusieran en riesgo la continuidad de la actividad que justificó el proceso de modernización.

En el caso de la CRLP, la resolución aprobatoria del MAGRAMA menciona la entrega por parte de la CHT de un «Certificado de Registro de Aguas» de la concesión a la CRLP. Sin embargo, dicha concesión no consta como tal

¹² Según declaraciones del Presidente del SCRATS el 14 septiembre 2014: «Este año ha llegado más agua que nunca del Tajo; pero se ha plantado un 20 % más (...). La verdad es que nos han asignado mucha agua. Nunca se ha consumido tanta, pero al mismo tiempo se ha producido un crecimiento exponencial de la demanda. Se ha plantado muchísimo.» <http://www.laverdad.es/alicante/201409/14/este-llegado-agua-nunca-20140914011206-v.html>

en los Anejos «Asignación de reservas y recursos» del PHT aprobado en 2014, ni en el borrador pendiente de aprobación en 2015. Además, la Comunidad de Madrid alegó a este contrato que «la CRLP no está empleando en la actualidad la infraestructura de riego debido a su mal estado» (Expediente número 37.395 MAGRAMA), a lo que la DGA contestó que «la CRLP no ha hecho uso del recurso objeto de su concesión (...) ya que el total del volumen concedido fue objeto de cesión de derechos (...) Dado que este año hidrológico tiene la misma pretensión, no ha podido utilizar el recurso, ya que tal utilización anularía la posibilidad de cesión». La solicitud de información sobre esta concesión a la CHT por parte de los autores no ha recibido respuesta. Únicamente hemos encontrado una Orden de la Comunidad de Madrid de mayo de 2014 que especifica que la zona regable de La Poveda se encuentra en proceso de concentración parcelaria (BOCM 29 mayo 2014). Parecería, en cualquier caso, que se trataría de un caso de la concesión de uso un bien público con el exclusivo objeto de reasignarlo a otros usuarios.

Por último cabe señalar las noticias aparecidas en prensa durante el otoño de 2015, que apuntan a una intensificación del papel de los mercados en la sustitución de las decisiones Políticas (entendiendo esta palabra en su acepción más ambiciosa) y del sector público en las decisiones sobre asignaciones de recursos. Como bien han señalado responsables del SCRATS, el proceso de *desregulación* y posterior *reregulación* de la figura de los contratos de cesión tenía como objetivo sustituir las decisiones técnico-políticas sobre trasvases por decisiones entre particulares en el ámbito del mercado: «los bancos de agua se han vendido por parte del Gobierno central y del Ejecutivo murciano como una solución de futuro para los casos en los que no haya suficientes recursos de la cabecera del Tajo» (La Verdad, 7 agosto 2014). Así, además de las compras de recursos adicionales al Tajo por encima de lo establecido en las reglas de explotación vigentes, el SCRATS solicitó la compra de 35 hm³ a regantes del Júcar, utilizando la infraestructura del ATS (La Opinión de Murcia, 4 octubre 2015)¹³. Independientemente de la decisión de la DGA, es evidente que los mercados de agua pueden convertirse en España en el nuevo método de asignación y trasvase de recursos, al margen del escrutinio y debate público.

¹³ Enlace: <http://www.laopiniondemurcia.es/comunidad/2015/10/04/regantes-murcianos-recurren-agua-jucar/681801.html>.

5. Consideraciones finales y conclusiones

A partir de 1999 sucesivos gobiernos de distinto signo político han construido progresivamente un marco legal para facilitar los mercados de agua en España como una alternativa a la acción del sector público, con el supuesto objetivo de introducir flexibilidad y mejorar la eficiencia económica del marco concesional vigente. Tres grandes reformas (en 1999, 2005-2008 y 2013-2014) fueron aprobadas en el contexto (o poco después) de ciclos de sequía, que actuaron como catalizadores de las reformas legales. El espectro del fracaso del sector público (materializado en las rigideces e ineficiencias del sistema de concesiones administrativas), combinado con la prevalencia del discurso de la escasez del agua, ha servido para justificar la expansión de los mercados como una institución social deseable para la reasignación de recursos hídricos escasos. En este trabajo argumentamos que las contradicciones y resistencias identificadas durante el proceso de diseño institucional de los mercados de agua en España pueden conceptualizarse y entenderse mejor si se analizan como un ejemplo geográficamente específico de ‘neoliberalización de la naturaleza’ y, más específicamente, como parte del proceso de ‘mercantilización’ del agua aplicado al caso de España (Bakker, 2002; Del Moral *et al.*, 2003).

La introducción de los mercados de agua en España no se ha enfrentado a una oposición ideológica sólida. Al contrario, en el contexto de un fuerte debate que cuestionaba la preeminencia del paradigma hidráulico y el rol que la tradicional comunidad política del agua desempeñaba en su desarrollo, los sectores sociales que defendían las ideas innovadoras encarnadas en las propuestas del GIRH y la DMA aceptaron que los instrumentos económicos podían ser mecanismos útiles para mejorar la eficiencia en el uso del agua y el estado de los ecosistemas acuáticos. Este consenso alrededor de las propuestas de las tesis de la ‘modernización ecológica’ conllevaba la necesaria realización de análisis económicos de los costes del agua y el desarrollo de políticas de recuperación de costes, como requiere la DMA. Pero también suponía –sin que se ignoraran los riesgos que eso conlleva– la aceptación del potencial de los mecanismos de mercado como alternativas a la intensificación del uso de los recursos hídricos a través de costosas infraestructuras hidráulicas.

Se asume generalmente que los instrumentos de mercado son mecanismos más eficaces y flexibles de reasignación en situaciones de escasez o agotamiento de un recurso natural frente a la supuesta ineficacia del sector público. Sin embargo, su implementación práctica requiere de una dinámica

de desarrollo institucional considerable, a través de procesos de *desregulación* y *reregulación*, y de la intervención decisiva del sector público para facilitar estos intercambios. En España, el desarrollo institucional de los mercados de agua ha estado muy influenciado por las presiones de importantes grupos de poder del sudeste peninsular, encarnados en la agricultura de exportación y el sector turístico-residencial –componentes esenciales de la participación de la economía española en el marco económico europeo y global–, de manera que las reformas institucionales tienden a ser coherentes con sus intereses.

Teóricamente los mercados deberían facilitar la reasignación de los recursos existentes, con incremento en la productividad y sin intensificar la presión sobre los ecosistemas. Algunos de los ejemplos presentados en este libro (tanto de mercados formales como informales) muestran que pueden ser útiles en situaciones concretas, locales, excepcionales. Sin embargo la experiencia enseña que el marco institucional puede alterarse de manera que se eliminen progresivamente las salvaguardas introducidas para proteger el interés general y se beneficie a poderosos intereses sectoriales con gran influencia en los ámbitos de decisión. Como hemos visto en el caso del Tajo, los mercados han servido precisamente para intensificar la presión sobre los ecosistemas. Agua que no estaba siendo consumida se ha vendido y trasvasado desde la cabecera del río. Los usuarios cedentes se han beneficiado de la venta de derechos de uso de un agua que no estaban utilizando y, en el caso de la CRE durante la sequía 2005-2008, de derechos que no tenían concedidos previamente. Desde una perspectiva medioambiental, se trasvasaron aguas de cabecera cuando la cuenca padecía los efectos de una intensa sequía, los ríos estaban exangües y algunos usuarios de riego de la cuenca del Tajo sufrían restricciones significativas.

La experiencia de las ventas de agua a través del ATS demuestra que, en casos en los que hay desigual acceso al poder y a la información, los mercados sirven para reforzar la falta de transparencia e intensificar las desiguales relaciones de poder. Es más, este estudio de caso demuestra como los mercados pueden beneficiar a las partes contratantes a costa del interés general, que por un lado subvenciona las operaciones, y por otro sufre los impactos ambientales. Ilustra que las potenciales ventajas que los mercados de agua pueden proporcionar en situaciones específicas y en ámbitos geográficos más reducidos (mayor flexibilidad en la asignación de recursos, mitigación de los impactos de sequías, explicitación del valor económico del recurso), dependen en gran medida del contexto institucional (tanto en la escala global como nacional) en el que se implementan.

La relevancia del estudio de caso de los mercados Tajo-Segura se debe a que son los más significativos en España, tanto en término de volúmenes cedidos como en su capacidad de determinar las reformas institucionales. Es por lo tanto un estudio de caso representativo, un laboratorio de mercantilización en el que testar, corroborar y enriquecer la reflexión general sobre los procesos globales de neoliberalización. Nuestro estudio se basa en un conocimiento empírico preciso y detallado de la realidad. No ha estado condicionado por planteamientos ideológicos preconcebidos, como en ocasiones ocurre (Kallis, 2008, pp. 104-105), sino que ha encontrado en los debates teóricos citados las categorías que permiten su adecuada comprensión e interpretación. Las características concretas de los mercados de agua analizados responden a condiciones singulares del marco hidropolítico español. Pero mantenemos que las disfuncionalidades que hemos señalado no son simples fallos del mercado (corrupción, intereses locales), sino que con carácter general responden a la lógica y objetivos de los procesos de neoliberalización de la naturaleza identificados y descritos en otros lugares. Sin duda los procesos de mercantilización en España manifiestan características muy singulares, pero es evidente la fuerte influencia de tendencias globales que condicionan los argumentos, los formatos, la cronología y, lo que tiene especial importancia, los resultados de su implementación.

Este capítulo utiliza un ejemplo geográficamente específico de mercantilización del agua, para ilustrar como el desarrollo del marco institucional para los mercados de agua en España ha estado dirigido a la resolución de un problema territorial concreto que ha sido considerado una prioridad política y económica por los principales partidos políticos de ámbito estatal: la transferencia de recursos hídricos subvencionados al sudeste peninsular. Los poderosos intereses económicos y políticos que subyacen esta demanda histórica han influido (y se han beneficiado) del proceso de diseño institucional de los mercados. El uso de argumentos sobre incuestionables mejoras de eficiencia e incremento de la competencia sirven para impulsar alternativas de gestión que no son ni imparciales ni equitativas en sus resultados. La utilización de instrumentos económicos ha servido para sacar decisiones conflictivas sobre asignación de recursos hídricos del ámbito de la Política, permitiendo presentarlas como medidas técnicas y económicamente neutras y rigurosas, que por lo tanto no requieren someterse a debate político y social.

Como bien se señala en la introducción de este libro, el necesario análisis riguroso de las consecuencias reales de los intercambios de derechos de agua

hace imprescindible mejorar la transparencia en los datos e información sobre los mercados existentes. Actualmente no existe información pública fiable sobre aspectos tan básicos como volúmenes intercambiados, las condiciones de los contratos firmados, los precios acordados, la localización de las transacciones, o sus impactos ambientales o socioeconómicos. De hecho se puede afirmar que existe una gran opacidad en este sentido, y una reticencia de las administraciones públicas a publicar esta información. El mecanismo hoy imprescindible es la creación de un espacio en las páginas webs de los organismos de cuenca y del MAGRAMA donde se ponga a disposición del público toda la información necesaria: titulares de derechos cedidos, concesiones y usos reales, adquirentes, volúmenes y parámetros básicos de calidad, precios, localización y calendarios. También se echa muy en falta la evaluación de los impactos sociales, ambientales y económicos de estas transacciones, si bien este libro es un buen primer paso en ese sentido. Sin embargo esta evaluación debería ser responsabilidad de la Administración del agua, última responsable en el marco jurídico español de la asignación y gestión de los recursos hídricos, y garante de la protección del interés general.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto SWAN (Sustainable Water Action Network, Grant Agreement: 294947). Agradecemos las aportaciones de Bernardo López Camacho, José Antonio Fernández y María Soledad Gallego al contenido de este artículo. Agradecemos también las sugerencias y clarificaciones de Abel La Calle, Francesc La Roca y Antonio Embid Irujo, así como ayuda de Mario Ballesteros en la realización de los mapas (figuras 1 y 4).

Referencias bibliográficas

- BAILEY, I. y MARESH, S. (2009): «Scales and networks of neoliberal climate governance: the regulatory and territorial logics of European Union emissions trading»; *Transactions of the Institute of British Geographers* 34(4); pp. 445-461.
- BAKKER, K. (2002): «From state to market?: Water mercantilización in Spain»; *Environment and Planning A* 34(1); pp.767-790.
- BAKKER, K. (2003): *An uncooperative commodity: Privatizing water in England and Wales*. Oxford University Press, Oxford (UK).

- BAKKER, K. (2005): «Neoliberalizing nature? Market environmentalism in water supply in England and Wales»; *Annals of the Association of American Geographers* 95(3); pp. 542-565.
- BAKKER, K. (2010): *Privatizing water: Governance failure and the world's urban water crisis*. Cornell University Press, Ithaca (USA).
- BAUER, C. J. (2004): «Results of Chilean water markets: Empirical research since 1990»; *Water Resources Research* 40(9); W09S06.
- BUKOWSKI, J. (2007): «Spanish water policy and the National Hydrologic Plan: An advocacy coalition approach to Policy Change»; *South European Society and Politics* 12(1); pp. 39-57.
- CASTREE, N. (2008a): «Neoliberalising nature: The logics of deregulation and reregulation»; *Environment and Planning A* 40(1); pp. 131-152.
- CASTREE, N. (2008b): «Neoliberalising nature: Processes, effects, and evaluations»; *Environment and Planning A* 40(1); pp. 153-173.
- CASTREE, N. (2010): «Neoliberalism and the biophysical environment: A synthesis and evaluation of the research»; *Environment and Society: Advances in Research* 1(1); pp. 5-45.
- CHT (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO) (2011): *Borrador del Plan Hidrológico de la Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo*. CHT, Madrid.
- CHT (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO) (2012): *Claves para la negociación del Plan de Cuenca del río Tajo*. CHT, Madrid. Documento interno sin publicar.
- CHT (CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO) (2014): *Plan Hidrológico de la Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo*. CHT, Madrid.
- CROUCH, C. (2004): *Post-democracy*. Polity Press, Cambridge (UK).
- DELACÁMARA, G.; DWORAK, T.; GÓMEZ, C. M.; LAGO, M.; MAZIOTIS, A.; ROUILLARD, J. y STROSSER, P. (2013): *EPI-Water Deliverable 5.3: Guidance on the design and development of economic policy instruments in European water policy*. EPI-Water – Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe.
- DEL MORAL, L. (1996): «The debate on financial and economic regulation of water in contemporary hydrological planning in Spain»; en ALLAN, J. A. y RADWAN, L., eds.: *Perceptions of the values of water and water environments*. University of London-SOAS Water Issues Group, London.

- DEL MORAL, L.; GIANANTE, C. y BABIANO, L. (2000): «L'évolution des modalités d'allocation de la ressource en eau en Espagne»; *Révue d'Economie Méditerranéenne* 48(191); pp. 235-247.
- DEL MORAL, L.; VAN DEL WERFF, P.; BAKKER, K. y HANDMER, J. (2003): «Global trends and water policy in Spain»; *Water International* 28(3); pp. 358-366.
- DEL MORAL, L. y SILVA, R. (2006): «Grandes zonas regables y reparto del agua en España. El caso de la cuenca del Guadalquivir»; *Mélanges de la Casa de Velázquez* 36(2); pp. 125-148.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2011): *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*. COM(2011) 244 final. European Commission, Brussels.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2012): *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*. COM(2012) 673 final. European Commission, Brussels.
- EDWARDS, G. A. S. (2013): «Shifting constructions of scarcity and the neoliberalization of Australian water governance»; *Environment and Planning A* 45(8); pp. 1873-1890.
- FNCA (FUNDACIÓN NUEVA CULTURA DEL AGUA) (2013): *Informe relativo a la modificación del régimen de los trasvases dentro del Proyecto de Ley de Evaluación Ambiental*. FNCA, Zaragoza.
- FONT, N. y SUBIRATS J. (2010): «Water management in Spain: The role of policy entrepreneurs in shaping change»; *Ecology and Society* 15(2); pp. 25.
- FURLONG, K. (2010): «Neoliberal water management: Trends, limitations, reformulations»; *Environment and Society: Advances in Research* 1(1); pp. 46-75.
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2013): «Water trading in Spain»; en DE STEFANO, L. y LLAMAS, M. R., eds.: *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press-Balkema, Leiden (The Netherlands).

- GÓMEZ, C. M.; DELACÁMARA, G.; PÉREZ, C. D. y RODRÍGUEZ, M. (2013): *EPI-Water Deliverable 4.3: Droughts and water scarcity: Tagus and Segura interconnected river basins*. EPI-Water – Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe.
- HAJER, M. A. (1995): *The politics of environmental discourse: Ecological modernization and the policy process*. Oxford University Press, Oxford (UK).
- HERNÁNDEZ-MORA, N. (2013): *El Tajo: Historia de un río ignorado*. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza.
- HERNÁNDEZ-MORA, N.; DEL MORAL, L.; LA ROCA, F.; LA CALLE, A. y SCHMIDT, G. (2014): «Interbasin water transfers in Spain. Interregional conflicts and governance responses»; en SCHNEIDER-MADANES, G., ed.: *Globalized water: A question of governance*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).
- HEYNEN, N.; MCCARTHY, J.; PRUDHAM, S. y ROBBINS, P., eds. (2007): *Neoliberal environments: False promises and unnatural consequences*. Routledge, London.
- IDR-UCLM (INSTITUTO DE DESARROLLO RURAL, UNIVERSIDAD DE CASTILLA LA MANCHA) (2005): *Estudio de evolución del regadío en la Cuenca del Río Segura*. IDR-UCLM, Albacete.
- IZQUIERDA UNIDA (1997): *Información de la Secretaría de Medio Ambiente sobre la Ley de Agua*. Documento sin publicar. Presidencia Federal, Madrid.
- KAIKA, M. (2003): «The WFD: A new directive for a changing social, political and economic European framework»; *European Planning Studies* 11(3); pp. 299-316.
- KALLIS, G. (2008): «Droughts»; *Annual Review of Environment and Resources* 33(1); pp. 85-118.
- LOPEZ-GUNN, E. (2009): «Agua para todos: A new regionalist hydraulic paradigm in Spain»; *Water Alternatives* 2(3); pp. 370-394
- MARTÍNEZ, J. y ESTÉVEZ, M. A. (2002): *Agua, regadío y sostenibilidad en el sudeste ibérico*. Bakeaz-Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao.
- MANSFIELD, B. (2007): «Privatization: Property and the remaking of nature–society relations introduction to the special issue»; *Antipode* 39(3); pp. 393-405.
- MARCH, H. (2013): «Neoliberalismo y medio ambiente: Una aproximación desde la geografía crítica»; *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 59(1); pp. 137-153.

- MELGAREJO MORENO, J. (2000): «Balance económico del Trasvase Tajo-Segura»; *Investigaciones Geográficas* 24; pp. 69-95.
- MCT (MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA) (2007): *La gestión del servicio 2006*. Programa AGUA, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MCT (MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA) (2008): *La gestión del servicio 2007*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- MCT (MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA) (2010): *Memoria 2009*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- MMA (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE) (2008): *La gestión de la sequía en los años 2004 a 2007*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- NAREDO, J. M. (1998): «Enfoques económicos y ecológicos en la encrucijada actual de la gestión del agua en España»; en ARROJO, P. y NAREDO, J. M., eds.: *La gestión del agua en España y California*. Bakeaz-Fundación Nueva Cultura del Agua, Bilbao.
- NAREDO, J. M. (2007): «Lo público y lo privado, la planificación y el mercado, en la encrucijada actual de la gestión del agua en España. Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas»; Fundación Nueva Cultura del Agua y Universidad de Sevilla, Sevilla.
- SAURÍ, D. y DEL MORAL, L. (2001): «Recent developments in Spanish water policy. Alternatives and conflicts at the end of the hydraulic age»; *Geoforum* 32(3); pp. 351-361.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2012): *Memoria 2011*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2013): *Memoria 2012*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2014): *Memoria 2013*. SCRATS, Murcia.
- SCRATS (SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA) (2015): *Memoria 2014*. SCRATS, Murcia.
- SWYNGEDOUW, E. (1999): «Modernity and hybridity: Regeneracionismo, the production of nature and the Spanish waterscape, 1890-1930»; *Annals of the Association of American Geographers* 89(3); pp. 443-465.

- SWYNGEDOUW, E. (2007): «Dispossessing H₂O»; en HEYNEN, N.; MCCARTHY, J.; PRUDHAM, S. y ROBBINS, P., eds. *Neoliberal Environments: False promises and unnatural consequences*. Routledge, London and New York.
- SWYNGEDOUW, E. (2011): «Interrogating post-democratization: Reclaiming egalitarian political spaces»; *Political Geography* 30(7); pp. 370-380.
- SWYNGEDOUW, E. (2013): «Into the sea: Desalination as hydro-social fix in Spain»; *Annals of the Association of American Geographers* 103(2); pp. 261-270.
- WMO (WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION) (1992): «The Dublin statement and report of the conference»; *International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century*, Dublin, January 1992.
- WWF-ESPAÑA (2005): *Los mercados de agua y la conservación del medio ambiente: oportunidades y retos para su implantación en España*. WWF-España, Madrid.
- WWF-ESPAÑA (2015): *Modernización de regadíos: Un mal negocio para la naturaleza y la sociedad*. WWF-España, Madrid.

REFERENCIA CURRICULAR DE LOS AUTORES

José Albiac Murillo es PhD y MSc en Economía Agraria por la Universidad de Illinois y economista por la Universidad de Zaragoza. Trabaja como investigador en el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (Gobierno de Aragón), y está especializado en economía del medio ambiente y de los recursos naturales, políticas agraria y medioambiental, gestión de los recursos hídricos, regadío, acuíferos y protección de ecosistemas, contaminación difusa, y escasez de agua, sequías y cambio climático.

Correo electrónico: maella@unizar.es

Llorenç Avellà Reus (Alicante, 1953) es ingeniero agrónomo (1984) y doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Valencia. Es catedrático de la Universidad Politécnica de Valencia desde 2003 y miembro del Centro Valenciano de Estudios sobre el Riego de la UPV. Ha participado en más de 50 convenios de investigación subvencionados, dirigido 10 tesis doctorales y cuenta con más de 60 publicaciones referenciadas. Su actividad investigadora se ha centrado en el mercado de la tierra, cambios de uso de la tierra, mercado de trabajo agrario y en economía de los recursos naturales, en especial en materia de aguas.

Correo electrónico: lavella@esp.upv.es

Julio Berbel Vecino (Jerez de la Frontera, 1961) es ingeniero agrónomo, máster en Economía Agraria y doctor ingeniero agrónomo por la Universidad de Córdoba. Ha trabajado en distintas empresas agroalimentarias (QUASH SA, Almería y Beta SA, México) y Bodegas Nueva Andalucía (Montilla, Córdoba). Se incorporó a la Universidad de Córdoba donde, desde 2008, es catedrático de Economía Agraria. Destacan sus aportaciones en el campo de la teoría de la decisión multicriterio y la integración del riesgo, y la incertidumbre a los modelos de decisión así como la aplicación de estas herramientas a diversos campos de la economía agraria. Sus aportaciones en la economía ambiental han estado vinculadas a la implementación de la Directiva Marco de Aguas desarrollando los instrumentos económicos necesarios para su aplicación: caracterización de las cuencas, análisis de la recuperación de costes de los servicios del agua, estimación de los costes ambientales, análisis coste-eficacia, incorporación de la incertidumbre de las medidas, análisis coste-beneficio

y aplicación del criterio de costes desproporcionados. En la producción académica destacan más de 100 publicaciones internacionales, 50 proyectos y convenios de investigación, y 16 tesis doctorales. Además, ha tenido cargos de responsabilidad en empresas públicas del sector del medioambiente y alimentario (Sadeco, Jardín Botánico de Córdoba y Mercacórdoba), y actualmente forma parte de diversas instituciones como CETACQUA y la Fundación para la Economía Circular.

Correo electrónico: es1bevej@uco.es

Javier Calatrava Leyva (Albacete, 1972) es ingeniero agrónomo en la especialidad de Economía y Sociología Agraria por la Universidad de Córdoba (1997) y doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid (2002). Ha sido profesor asociado en la Universidad Pública de Navarra (1999-2000). En la actualidad es profesor titular de universidad (acreditado por ANECA para catedrático de universidad en 2015) del Área de Economía, Sociología y Política Agraria de la Universidad Politécnica de Cartagena, donde trabaja desde el año 2000. Su actividad investigadora se ha desarrollado en el ámbito de la Economía Agraria y de los Recursos Naturales, principalmente sobre economía y políticas de gestión de los recursos hídricos y de la conservación de suelos agrarios. Ha sido investigador principal en 3 proyectos de investigación financiados en convocatorias competitivas nacionales y participado como investigador en otros doce, tanto nacionales como europeos, y en 2 Proyectos LIFE. Ha dirigido 4 tesis doctorales y es autor de más de 45 publicaciones entre artículos en revistas científicas nacionales e internacionales y capítulos en libros. Asimismo, ha participado en 14 contratos de consultoría y asistencia técnica con varias administraciones españolas y organismos internacionales, la mitad de ellos como investigador responsable.

Correo electrónico: j.calatrava@upct.es

Manuela Castillo Quero (Córdoba, 1961) es doctora ingeniera agrónoma por la Universidad Politécnica de Madrid (1990). Ha sido profesora titular de Economía Agraria en la Escuela de Ingenieros Agrónomos de esta universidad y, desde 1997 profesora titular en el departamento de Economía Agraria de la Universidad de Córdoba donde actualmente ejerce su actividad docente e investigadora. Ha investigado y publicado

en los campos de: mercados agrarios; efectos de aplicación de políticas agrarias europeas en distintos sectores agrícolas y ganaderos; dinámica de la pluriactividad y agricultura a tiempo parcial; eficiencia productiva en sistemas cárnicos extensivos; y políticas de agua y mercados de agua en la agricultura.

Correo electrónico: eslcaqum@uco.es

Gonzalo Delacámara Andrés (Madrid, 1973) es economista por la Universidad de Leeds en el Reino Unido y doctor en Economía - MPhil. Ha sido profesor de Teoría Económica en la Universidad de Alcalá desde 1997 a 2013 y coordinador del departamento de Análisis Económico e Institucional de la Fundación IMDEA Agua. Desde 2000, consultor internacional en economía de los recursos naturales para la CEPAL, FAO, UNESCO, OMS-OPS y PNUD del sistema de Naciones Unidas, así como para el Grupo del Banco Mundial (Banco Mundial, IFC, 2030 WRG) y el Banco Interamericano de Desarrollo. En este momento, Gonzalo es igualmente *policy advisor* de la Comisión Europea (DG Medio Ambiente) en política de agua y del Parlamento Europeo en materia de cambio climático, apoyando a la CE en los grupos de trabajo de Economía y Cuentas del Agua de la estrategia común para la implementación de la Directiva Marco del Agua. *Faculty Member* de la *International Summer School in Natural Resource and Environmental Economics* (EEARE-FEEM). Además, coordina numerosos proyectos de investigación a nivel internacional, con experiencias recientes en el EU FP7 (EPI-WATER) o el actual proyecto AQUACROSS (H2020, 2015-2018). Recientemente, ha publicado en *Springer* y *Routledge* sobre mercados de agua.

Correo electrónico: gonzalo.delacamara@imdea.org

Lucía De Stefano (Pavia, Italia, 1971) es licenciada en Ciencias Geológicas por la Università degli Studi di Pavia (1995) y doctora por la Universidad Complutense de Madrid (2005). Desde 2010 es profesora titular interina de la Facultad de Ciencias Geológicas de Universidad Complutense de Madrid, y, desde 2014, también consultora internacional, habiendo trabajado para el Banco Mundial, la Universidad de Oxford, la Universidad de Oregón, WWF y la Comisión Europea. Comenzó su carrera profesional en 1996 trabajando en el sector privado en proyectos

de I+D+i sobre gestión de agua y del territorio. En 2002-2003 coordinó una evaluación de la política de aguas en 20 países europeos y 2 países del norte de África para la ONG ambiental WWF-Internacional. Posteriormente trabajó como técnica de política de aguas para WWF-España. En 2008-2009 fue investigadora posdoctoral en la Universidad Estatal de Oregon (EEUU), desarrollando estudios globales sobre conflictos por el agua y la vulnerabilidad de las cuencas transfronterizas frente al cambio climático. Durante 2009-2010 trabajó como consultora en temas de gobernanza del agua para la agencia de cooperación internacional norteamericana USAID, Transparencia Internacional España, Universidad Politécnica de Madrid, Fundación Botín y Tecnomia. Entre 2010 y 2013 fue investigadora senior del Observatorio del Agua de la Fundación Botín. Además, ha participado en numerosos proyectos de investigación tanto europeos como internacionales sobre gobernanza del agua, planificación hidrológica, análisis de políticas públicas y gestión de sequías y es autora y coeditora de múltiples artículos, informes y libros sobre estas temáticas.

Correo electrónico: luciads@geo.ucm.es

Ariel Dinar es profesor de Economía y Política del Medioambiente en la *School of Public Policy* de la Universidad de California en Riverside. Su docencia e investigación está relacionado con la economía del agua, la economía del cambio climático, la cooperación regional, y la gestión del agua a nivel internacional.

Correo electrónico: adinar@ucr.edu

Antonio Embid Irujo es doctor en Derecho por la Universidad de Zaragoza con premio extraordinario de doctorado (1977). Profesor en distintas categorías de la Universidad de Zaragoza desde 1974, ha sido también catedrático de la Universidad de Valencia (1987-1989). Becario de las Fundaciones Juan March (1980) y Alexander von Humboldt (1981-1982); amplió estudios en el *Max Planck Institut für Ausländisches, Öffentliches Recht und Völkerrecht* en Heidelberg (República Federal de Alemania). Presidente de las Cortes de Aragón entre 1983-1987. Ha sido miembro de la Comisión Jurídica Asesora del Gobierno de Aragón (1996-2010) y del Consejo Consultivo de Aragón (desde 2010 hasta la actualidad). Ha dirigido 13 tesis doctorales y ha sido investigador prin-

cial en 12 proyectos de investigación obtenidos en concurrencia competitiva. Autor de numerosos libros y artículos en revistas de referencia. Especializado en organización territorial del Estado, derecho de la enseñanza, libertades públicas, derecho de aguas, derecho ambiental y derecho público económico. Ha obtenido 3 doctorados *honoris causa* (de las universidades argentinas Nacional de Cuyo, Mendoza y Nacional de Salta en 2008, 2009 y 2012, respectivamente) y es Gran Cruz de la Orden de Alfonso X el Sabio (2007).

Correo electrónico: aembid@unizar.es

Marta García Mollá (Murcia, 1969) es ingeniera agrónoma en la especialidad de Economía Agraria (1994) por la Universidad Politécnica de Valencia y doctora ingeniera Agrónomo por la misma Universidad. Actualmente es profesora titular de universidad en la Facultad de Dirección y Administración de Empresas y miembro del Centro Valenciano de Estudios sobre el Riego de la UPV. Ha desarrollado su actividad investigadora en materia de planificación y política hidráulica, ha publicado más de 30 artículos en revistas científicas nacionales e internacionales y capítulos de libro. Asimismo, ha participado en 18 proyectos de investigación y de consultoría relacionados con la economía y la gestión del agua en la agricultura.

Correo electrónico: mgarmo@esp.upv.es

Alberto Garrido Colmenero (Albacete, 1964) es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid (1995) y tiene un máster en Economía Agraria y de los Recursos Naturales por la Universidad de California, Davis (1992). Ha sido profesor asociado, titular y catedrático de Economía Agraria en la Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos de la Universidad Politécnica de Madrid (1993-presente). Fue secretario, subdirector y director del Centro de Estudios e Investigación para la Gestión de Riesgos Agrarios y Medioambientales (CEIGRAM), un centro de i+d mixto de la UPM (2007-2014). Desde 2008 es subdirector del Observatorio del Agua de la Fundación Botín y desde 2015 subdirector de Calidad y Ordenación Académica de la ETSI Agrónomos. Es miembro del Comité Asesor del *Rosenberg International Forum for Water Policy* (1996-presente). Ha dirigido 13 tesis doctorales, más de 55

proyectos de investigación, 7 de los cuales competitivos y 4 europeos. Ha sido consultor de la FAO, AECID, BID, PepsiCO, World Bank, BASF, IFAD, Gobiernos de Holanda, Ecuador, Nicaragua, Panamá, Vietnam, Surinam, Aragón, Navarra; Parlamentos español y europeo.

Correo electrónico: alberto.garrido@upm.es

Fernando E. Garrido Fernández es ingeniero agrónomo en la especialidad de Economía y Sociología Agrarias y doctor ingeniero agrónomo por la Universidad de Córdoba (1999). Entre 1992 y 1997 fue becario de investigación en la Universidad de Córdoba y del Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA-CSIC). Ha sido investigador visitante en el departamento de Sociología Rural de la Universidad Agrícola de Wageningen (Países Bajos) en 1994, en el Centro Universitario de South Jutland (Dinamarca) en 1996 y en el Instituto de Ciencias Políticas de la Academia de Ciencias Húngara en 2002. Fue coordinador de la Unidad Técnica de Estudios Aplicados del IESA-CSIC entre 2002 y 2009. En la actualidad es científico titular y vicedirector del IESA-CSIC. Su línea de investigación aborda temáticas relacionadas con el desarrollo sostenible y las políticas agroambientales en la Unión Europea, el desarrollo territorial y la evaluación de políticas públicas relacionadas con los recursos hídricos y la conservación del medio ambiente.

Correo electrónico: fgarrido@iesa.csic.es

Giacomo Giannoccaro (1979) es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad de Foggia-Italia. Actualmente es investigador contratado de la Universidad de Foggia. Desde 2008 mantiene una estrecha colaboración con el departamento de Economía, Sociología y Economía Agraria de la Universidad de Córdoba y en 2014/2015 ha sido profesor visitante. Su actividad investigadora se ha desarrollado en el ámbito de la economía agraria y de los recursos naturales, con un enfoque en el análisis del comportamiento de los agricultores frente a cambios de política agraria y de política del agua. Ha participado en diversos proyectos nacionales y europeos tanto en Italia como en España. Es autor de numerosas publicaciones en revistas de impacto internacional y colaborador en capítulos de libros colectivos en el ámbito nacional e internacional.

Correo electrónico: es2gigig@uco.es

Carlos Mario Gómez (Colombia, 1959) es doctor en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Alcalá (1988), máster en Economía Agraria y Desarrollo Económico por la Universidad de Londres y licenciado en Ciencias Políticas y Administrativas (Colombia, 1981). Es profesor titular de Fundamentos del Análisis Económico de la Universidad de Alcalá e investigador Vinculado al Instituto IMDEA Agua. Ha sido investigador asociado y profesor visitante de la Universidad de California (Berkeley 1994 y 2000) y ha ocupado el puesto de *Santander Fellow* de la Universidad de Oxford (2013 y 2014). Desde 2002 se integró como investigador y consultor de los grupos de trabajo para la aplicación conjunta de la Directiva Marco del Agua en la Unión Europea y es asesor de la Dirección General de Medio Ambiente de la UE en temas de políticas hídricas. Como consultor de ONU Agua desde 2010 ha participado en la elaboración de diferentes informes entre los que se cuentan las distintas ediciones del *World Water Development Report*. Ha sido investigador principal de una secuencia de proyectos competitivos de investigación a nivel nacional (desde 2001), así como de proyectos europeos (desde 2010) con un papel destacado en los proyectos EPI Water (2010-2013) y AQUACROSS (2015-2018) y lidera el grupo de acción SPADIS (*Smart Pricing and Drought Insurance Schemes*) en el contexto del partenariado europeo de innovación en agua (*EIP Water*). Ha dirigido 5 tesis doctorales y es autor de más de 70 publicaciones entre artículos científicos, libros y capítulos de libros de ámbito internacional.

Correo electrónico: mario.gomez@uah.es

José A. Gómez-Limón (Córdoba, 1968) es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad de Córdoba (1996). Ha sido profesor titular y catedrático de Economía Agraria en la ETSIAA de Palencia (Universidad de Valladolid) desde 1998 hasta 2009. Ha sido igualmente investigador titular en el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera de la Junta de Andalucía (2009-2011). Actualmente es profesor titular del departamento de Economía Agraria en la Universidad de Córdoba. Hasta la fecha ha desarrollado una intensa actividad docente e investigadora en temas de Economía y Política Agraria. Esta labor que generado una gran cantidad publicaciones: 11 libros, más de un centenar de artículos en revistas internacionales y nacionales y más de 50 capítulos en diferentes libros colectivos. Además ha sido investigador principal de 17 proyectos

de investigación financiados en convocatorias competitivas. En relación a la temática de este libro cabe destacar su labor como coordinador nacional de la Red Científica de Economía del Agua de Riego (ECORIEGO, 2007-2008), y la de coordinador del proyecto «Diseño de nuevos mercados de agua para España: evaluación como medidas para la mejora de la eficiencia en su uso y la adaptación al cambio climático» (MERCAGUA, 2014-2018), ambos financiados por el Plan Nacional de Investigación y Ciencia.

Correo electrónico: jglimon@uco.es

Almudena Gómez Ramos (Madrid, 1964) es ingeniero agrónomo en la especialidad de Economía y Sociología Agraria (1990) y doctora ingeniero Agrónomo (2004), ambos por la Universidad Politécnica de Madrid. Ha trabajado en distintas consultoras de Ingeniería en el ámbito de Aragón (EPTISA, ECAS e INESA). Desde el año 2010 es profesora titular del Área de Economía, Sociología y Política Agraria de la Universidad de Valladolid donde se incorporó en 2005. Su actividad investigadora se ha desarrollado en el ámbito de la Economía Agraria y de los Recursos Naturales, principalmente sobre economía y políticas de gestión de los recursos hídricos y en el análisis de impactos de las políticas agrarias y ambientales en distintos sistemas agrarios y forestales. Ha sido investigadora principal de dos proyectos de investigación financiados en convocatorias competitivas nacionales y regionales y ha participado como investigadora en más de 10 proyectos nacionales como europeos y en un proyecto LIFE. Ha colaborado de forma activa con el Ministerio de Medio Ambiente en la implementación de los aspectos económicos de la Directiva Marco del Agua en los Planes Hidrológicos de Cuenca y en la organización de EXPOAGUA - Zaragoza 2008. Ha dirigido más de 10 tesis de máster y 2 tesis doctorales. Es autora de más de 40 publicaciones –capítulos de libros, artículos científicos de impacto internacional y nacional–. Ha realizado labores de responsable en asistencia técnica con varias administraciones nacionales y regionales.

Correo electrónico: almgomez@iaf.uva.es

Carlos Gutiérrez-Martín (Córdoba, 1977) es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad de Córdoba (2013). Formó parte del Grupo de Análisis Económico del Agua del Ministerio de Medio Ambiente durante la primera fase de implementación del análisis económico de la Directiva Marco del Agua. Actualmente es profesor ayudante doctor del departamento de Economía Agraria en la Universidad de Córdoba. Su actividad investigadora se ha desarrollado en el ámbito de la Economía Agraria y de los Recursos Naturales, y más concretamente en Economía del Agua. Ha participado de diversos proyectos nacionales y europeos así como en publicaciones, tanto artículos como capítulos en libros colectivos en el ámbito nacional e internacional.

Correo electrónico: carlos.gutierrez@uco.es

Nuria Hernández-Mora (Madrid, 1967) está especializada en el análisis de la gobernanza de los recursos hídricos y las políticas de aguas. Se licenció en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad Pontificia de Comillas (1990). Tiene un máster en Administración y Política de Recursos Naturales por la Universidad de Cornell (Ithaca, USA, 1995) y otro en Gestión de Recursos Hídricos por la Universidad de Wisconsin-Madison (USA, 2001). Ha trabajado con organizaciones no gubernamentales especializadas en planificación territorial, sostenibilidad ambiental y política y gestión de recursos hídricos en España y Estados Unidos. Ha participado en proyectos de investigación tanto europeos como españoles centrados en gobernanza del agua, participación pública, análisis de políticas públicas y gestión de riesgos hídricos. Colabora en iniciativas de seguimiento y evaluación de las políticas públicas relacionadas con la gestión del agua en España, como el Observatorio de las Políticas Públicas del Agua de la Fundación Nueva Cultura del Agua o el Índice de Transparencia en la Gestión del Agua (INTRAG) para Transparencia Internacional-España. Es autora de múltiples publicaciones en el campo de la gestión, la gobernanza y la participación pública en la gestión del agua, habiendo editado algunos libros sobre esta temática. Actualmente es investigadora contratada del departamento de Geografía de la Universidad de Sevilla. Es miembro del Junta Rectora de la Fundación Nueva Cultura del Agua de la que fue Presidenta entre 2010 y 2013.

Correo electrónico: nhernandezmora@us.es

Mohamed Taher Kahil (Túnez, 1985) es ingeniero agrónomo por la Escuela de Ingenieros Agrónomos de Túnez (ESAM) en la especialidad de Economía Agraria (2008) y doctor en Economía por la Universidad de Zaragoza (2015). En la actualidad es investigador en el Programa de Agua del *International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA) en Austria. Su trabajo de investigación se centra en el desarrollo de modelos hidroeconómicos y el análisis de políticas de mitigación y adaptación al cambio climático.

Correo electrónico: mt.kahil@gmail.com

Adam James Loch (Brisbane, 1971) es doctor en Economía de los Recursos Naturales por la Universidad de South Australia (2012). En la actualidad es profesor contratado doctor en el *Global Food Studies* de la Universidad de Adelaide, e investigador adjunto en la Escuela de Comercio de la Universidad de Australia. Antes de redirigir su carrera hacia el mundo académico fue propietario y gestor de una explotación de regadío en Queensland durante diez años, lo que despertó su actual interés por la política del agua. Sus intereses de investigación incluyen los mercados de agua, el comportamiento de los regantes ante la toma de decisiones, la adaptación al cambio climático, la modelización y planificación de cuencas, y el estudio de los costes de transacción públicos/privados derivados del funcionamiento de los mercados de agua. En este momento participa como investigador en tres proyectos de investigación, uno de ellos financiado por la UNESCO y consistente en la investigación de las pautas de adopción de los mercados de agua en diferentes contextos, incluido el español. Como resultado de la investigación llevada a cabo desde 2010 ha publicado 13 artículos en revistas de prestigio, 8 capítulos de libro y otras más de 20 publicaciones sujetas a procesos de revisión, incluyendo trabajos de consultoría, informes técnicos y actas de congresos.

Correo electrónico: adam.loch@adelaide.edu.au

Héctor Macián Sorribes (Castellón de la Plana, 1984) es ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universitat Politècnica de València en la especialidad de Hidráulica e Hidrología (2008) y máster en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente por la Universitat Politècnica de València (2012). Ha trabajado como ingeniero para EPTISA SL en

Valencia (2008-2009) y en ejercicio libre de la profesión en Castellón de la Plana (2010-2011). En la actualidad es investigador predoctoral en el Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) de la Universitat Politècnica de València desde 2013. Su actividad investigadora se ha desarrollado principalmente en el ámbito de la Economía del Agua, fundamentalmente en el desarrollo de modelos matemáticos de optimización del uso del agua. Ha participado como investigador en dos proyectos de investigación financiados por la Unión Europea, participando actualmente en otro, y en uno financiado en una convocatoria nacional. Es autor de 15 publicaciones entre artículos en revistas científicas internacionales, comunicaciones de congresos nacionales e internacionales y capítulos en libros.

Correo electrónico: hecmasor@upv.es

David Martínez Granados (Murcia, 1979) es ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Cartagena (2006), especialista en Sistemas de Información Geográfica y Teledetección por la Universidad de Castilla La-Mancha (2008) y doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Cartagena (2015). Su actividad científica se enmarca en el ámbito de la economía agraria y de los recursos naturales, estando su principal línea de trabajo centrada en la economía del agua, y especialmente en la valoración económica del agua de riego y el uso de instrumentos económicos para la gestión de recursos hídricos. Entre 2007 y 2016 ha participado como becario e investigador contratado en varios proyectos europeos y nacionales, así como en varios contratos de consultoría y asistencia técnica para administraciones públicas y empresas, y ha trabajado en la empresa TRAGSA dando apoyo a la Confederación Hidrográfica del Segura en la adopción y actualización de los análisis económicos exigidos por la DMA durante el ciclo de planificación hidrológica. Actualmente se encuentra contratado como investigador en el proyecto del Plan Nacional de I+D+i MERCAGUA. Ha publicado 5 artículos en revistas indexadas, varios capítulos en libros y presentado diversas ponencias en congresos y seminarios.

Correo electrónico: david.martinez@upct.es

Leandro del Moral Ituarte (Ciudad Real, 1953) es licenciado en Geografía e Historia en la Universidad Complutense de Madrid en 1977. Actualmente es catedrático de Geografía Humana en la Universidad de Sevilla. Desde la presentación de su tesis doctoral en 1990, *La obra hidráulica en la cuenca baja del Guadalquivir. Gestión del agua y organización del territorio. Siglos XVIII-XX*, ha venido investigando e interviniendo en los procesos de decisión relacionados con la gestión del agua en Andalucía, España y Unión Europea. Ha dirigido el equipo español de 4 proyectos europeos de I+D: SIRCH, ADVISOR y SWAN (4.º, 5.º y 7.º Programas Marco respectivamente). Actualmente, a través de diversos proyectos de investigación trabaja en Estados Unidos (Universidad de Arizona) y Latinoamérica (WaterLat). Forma parte del Patronato de la Fundación Nueva Cultura del Agua, de la fue presidente entre 2007 y 2009. Fue miembro del Consejo de Administración de la Empresa Metropolitana de Aguas de Sevilla (EMASESA) entre 1993 y 2011. Ha participado en la organización y en la dirección científica del Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua desde su primera edición (Zaragoza 1998) hasta la octava (Valencia 2016).

Correo electrónico: lmoral@us.es

Juan José Oñate Rubalcaba es doctor en Biología (1993) y profesor titular del departamento de Ecología de la UAM. Encuadra su tarea en las del Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de Ecosistemas Terrestres (TEG) del departamento de Ecología de la UAM. Tras realizar la tesis doctoral sobre cambio climático en la península Ibérica, se centró en aspectos aplicados ligados a la evaluación ambiental y la restauración. Con posterioridad amplió su interés investigador hacia los temas de ecología agraria, particularmente las interacciones entre agricultura y biodiversidad, tanto desde una vertiente estrictamente científica, como técnico-aplicada. Sus estudios sobre biodiversidad en ambientes agrarios se han focalizado sobre todo en la respuesta de las comunidades de aves, insectos y plantas arvenses a factores de intensificación o abandono de la agricultura a nivel de parcela y paisaje. Sus trabajos técnico-aplicados abarcan desde la evaluación de la efectividad de las medidas agroambientales y la condicionalidad, hasta la identificación y evaluación de sistemas agrarios de alto valor natural. En esta línea de ecología agraria, ha dirigido y/o participado en proyectos de investigación europeos (FAIR, EESD,

EEA, JRC, EuroDiversity) y nacionales (CICYT y DGICYT), así como en contratos con la Administración española (fundamentalmente el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). Como resultado de todo ello han visto la luz numerosas publicaciones, que incluyen 4 libros en editoriales nacionales, 12 capítulos de libro internacionales y 18 nacionales, 24 artículos en revistas científicas Thomson ISI, 8 en revistas nacionales y 8 artículos de divulgación. Ha dirigido hasta el momento una tesis doctoral.

Correo electrónico: juan.onate@uam.es

Sara Palomo-Hierro (Málaga, 1986) es licenciada en Economía (2008) y Administración y Dirección de Empresas (2011) por la Universidad de Málaga, y posee un máster en Análisis Económico por la Universidad del País Vasco (2010). Actualmente es estudiante de doctorado y personal investigador en el departamento de Economía, Sociología y Política Agrarias de la Universidad de Córdoba, donde también ha desarrollado tareas docentes en el área de Economía Financiera. Sus intereses de investigación están relacionados con la economía agraria, y más concretamente con los mercados de agua y la gobernanza del recurso en España y en Australia. En relación con este trabajo ha realizado dos estancias de investigación en la Universidad de Australia del Sur y en el *Global Food Studies* de la Universidad de Adelaide. Además, como resultado de estas estancias ha recibido una beca *Endeavour Research Award* del Gobierno Australiano para continuar con su investigación sobre el funcionamiento de los mercados de agua australianos en la Universidad de Adelaide. Hasta la fecha ha participado en tres proyectos de investigación y es autora de varios artículos y capítulos de libro nacionales e internacionales.

Correo electrónico: sara.palomo@uco.es

Manuel Pulido-Velázquez (Granada, 1972) es ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad de Granada (1997), MSc en *Civil and Environmental Engineering* por la Universidad de California, Davis (2003) y doctor ingeniero de Caminos, C. y P. por la Universidad Politécnica de Valencia, UPV (2004). En la actualidad es profesor titular de universidad (con acreditación a cátedra por ANECA, 2015) en el Área de Ingeniería Hidráulica de la UPV, donde ha desempeñado diversos

puestos docentes desde el año 2000. Además es subdirector del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) de la UPV, donde trabaja desde su fundación en 1999. Su actividad investigadora se desarrolla en el ámbito de la gestión de recursos hídricos, integrando Hidrología e Ingeniería con Economía y técnicas de análisis de sistemas para el desarrollo de modelos de apoyo a la toma de decisiones y la resolución de conflictos. Ha publicado extensamente sobre modelos hidroeconómicos en revistas internacionales de impacto (ej., premio *Best Policy-Oriented Paper Award*, EWRI-ASCE, 2014) con aplicaciones al estudio del nexo agua-energía-usos del suelo-clima, gestión de cuencas, aguas subterráneas y uso conjunto, impactos del cambio climático y adaptación, y medidas de ahorro de agua en usos urbanos y agrícolas, participando en el desarrollo de modelos hidroeconómicos para diferentes casos de estudio en Europa, América (California, Rio Grande) y Asia (Tigris-Éufrates). Es editor asociado de *Water Resources Research* (AGU).

Correo electrónico: mapuve@hma.upv.es

Dolores Rey Vicario (Málaga, 1986) es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid (2014) y tiene un máster en Economía Agraria y de los Recursos Naturales en esa misma Universidad (2012). Es investigadora posdoctoral en el *Cranfield Water Science Institute* (Universidad de Cranfield, UK) desde Septiembre de 2014. Actualmente trabaja en dos proyectos financiados por NERC (*Natural Environment Research Council*) relacionados con sequías y escasez de agua en Reino Unido (“Historic Droughts” y «MaRIUS»). Específicamente, su trabajo se centra en analizar cómo las sequías afectan a la agricultura de este país y cómo los agricultores se enfrentan y adaptan a este riesgo. Antes de esto, estuvo vinculada al CEIGRAM (Centro de Estudios e Investigación para la Gestión de Riesgos Agrarios y Medioambientales, UPM) como estudiante de Master y posteriormente de Doctorado. Su tesis doctoral se titula *Water option contracts for reducing water supply risks: an application to the Tagus-Segura Transfer*, codirigida por Alberto Garrido (UPM) y Javier Calatrava (UPCT) y enmarcada en el proyecto europeo Water Cap & Trade. De su trabajo se derivan 6 artículos en revistas científicas, varios capítulos en libros y ponencias en conferencias y seminarios.

Correo electrónico: d.reyvicario@cranfield.ac.uk

Carles Sanchis Ibor (Valencia, 1970) es licenciado en Geografía e Historia por la Universidad de Valencia (1993), doctor en Geografía por la Universidad de Valencia (1998) y máster en SIG por la Universitat de Girona (2001). En la actualidad es investigador del Centro Valenciano de Estudios del Riego de la Universidad Politécnica de Valencia, donde trabaja desde el año 2000. Desde 2001 es también profesor asociado del departamento de Geografía de la Universitat de Valencia. Su actividad investigadora se ha desarrollado en dos ámbitos: por un lado, en torno al estudio de los espacios regados, desde perspectivas históricas y de políticas de gestión, y por otro, sobre la geomorfología fluvial. Ha participado como investigador en proyectos de investigación financiados en 4 convocatorias competitivas nacionales y en 3 europeas. Ha codirigido dos tesis doctorales y es autor de más de 64 publicaciones entre artículos en revistas científicas nacionales e internacionales y capítulos en libros. También es autor de 4 libros y editor de otros 2. Asimismo, ha participado en 14 contratos de consultoría y asistencia técnica con varias administraciones españolas. Es además vocal del patronato de la Fundación Assut para la protección y defensa de los regadíos tradicionales y humedales del Mediterráneo.

Correo electrónico: csanchis@hma.upv.es

Claire Settre (Adelaide, 1991) es estudiante de doctorado en el *Global Food Studies* en la Universidad de Adelaide. Es becaria Endeavour del Gobierno Australiano y su investigación se centra en estudiar cómo los mercados de agua podrían ser usados y adaptados para proveer de agua al medio ambiente de manera que se incrementen los beneficios ecológicos y se reduzcan los costes para las comunidades agrarias. Claire es ingeniera civil y medioambiental y graduada en Política Internacional por la Universidad de Adelaide.

Correo electrónico: claire.settre@adelaide.edu.au

Javier Tapia Barcones (España, 1975) es diplomado en Estadística (1997), licenciado en Economía (2003) y doctor en Economía (2015) por la Universidad de Zaragoza. En la actualidad ejerce su actividad docente como profesor del departamento de Investigación de Mercados en la *Business and Marketing School ESIC* y como profesor asociado del de-

partamento de Análisis Económico en la Facultad de Economía y Empresa de la Universidad de Zaragoza. Sus trabajos de investigación se enmarcan dentro de la economía de los recursos naturales, uso eficiente y sostenible del agua, desarrollo de modelos bioeconómicos para el análisis de políticas medioambientales, y cambio climático.

Correo electrónico: jtapia@unizar.es

Sarah Ann Wheeler (Wauchope, 1974) es doctora en Economía de los Recursos Naturales por la Universidad de South Australia (2007). Actualmente es profesora titular y directora de investigación en el *Global Food Studies* de la Universidad de Adelaide, y profesora titular adjunta en la Escuela de Comercio de la Universidad de Australia del Sur. En las dos últimas décadas ha desarrollado una amplia experiencia investigadora y de participación en proyectos como economista a nivel mundial (p. ej. Naciones Unidas, *Environment Agency* del Reino Unido, *Primary Industries SA*, *SA Centre for Economics Studies*). Desde el año 2007 su investigación se ha centrado principalmente en el estudio del comportamiento de los agricultores frente a la escasez de recursos hídricos, los mercados y usos del agua, y en la necesidad de adaptación en la cuenca del Murray-Darling. Como resultado de esta labor investigadora ha publicado 2 libros, 40 artículos científicos en revistas de prestigio, 26 capítulos de libro y otras 25 publicaciones sujetas a procesos de revisión. Es editora asociada de las revistas *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* y *Water Resources and Economics*, y miembro de otros 4 consejos editoriales.

Correo electrónico: sarah.wheeler@adelaide.edu.au