



UNIVERSIDAD DE MURCIA
FACULTAD DE BIOLOGÍA

**Análisis Económico y Social para la Gestión
de Ecosistemas Hídricos en la Demarcación
Hidrográfica del Segura**

D. Ángel Perni Llorente
2013



UNIVERSIDAD DE MURCIA

Programa de Doctorado en Tecnología, Administración y Gestión del Agua

Análisis Económico y Social para la Gestión de Ecosistemas Hídricos en la Demarcación Hidrográfica del Segura

Memoria de Investigación para optar al grado
de Doctor presentada por Ángel Perni Llorente
bajo la dirección de Dr. Federico Martínez-
Carrasco y Dr. José Miguel Martínez Paz.

Fdo.: Ángel Perni Llorente

Facultad de Biología,

Murcia, 2013



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. José Miguel Martínez Paz, Profesor Titular de Universidad del
Área de Economía Aplicada y
Presidente Comisión Académica programa doctorado * Tecnología,
Administración y Gestión del Agua, INFORMA:

Que una vez evaluado, de conformidad con el procedimiento establecido en el artículo 21 del Reglamento de doctorado de la Universidad de Murcia, el expediente completo de la tesis doctoral titulada "ANÁLISIS ECONÓMICO Y SOCIAL PARA LA GESTIÓN DE ECOSISTEMAS HÍDRICOS EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA", realizada por D. Ángel Perni Llorente, bajo la inmediata dirección y supervisión de D. Federico Martínez-Carrasco Pleite y D. José Miguel Martínez Paz, esta Comisión Académica, en sesión celebrada en fecha 23 de septiembre de 2013, ha dado su autorización para su presentación ante la Comisión General de Doctorado.

Murcia, a 23 de septiembre de 2013

Doctorando: D. Ángel Perni Llorente

Mod: T-40

Código seguro de verificación:
UE9SMIRIXzEwMA==
Huella Digital:
695Cc4sqwa4m0p5DrEhbdUgaS4=



Firmante: MARTINEZ PAZ, JOSE MIGUEL -34838168C Fecha/Hora: 23/09/2013 17:11:00 Esta es una copia auténtica imprimible de un documento electrónico administrativo archivado por la Universidad de Murcia, según el artículo 30.5 de la Ley 11/2007, de 22 de Junio. Su autenticidad puede ser contrastada a través de la siguiente dirección: <http://validador.um.es/>



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

- *Informe del Departamento para alumnos del RD 778/1998.*
- *Informe de La Comisión Académica del Programa para alumnos del RD 56/2005 y RD 1393/2007.*

Mod: T-40



Código seguro de verificación:
UE9SMIRIXzEwMA==
Huella Digital:
695Cc4sqwa4m0p5DrEhbdUgaS4=





UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. Federico Martínez-Carrasco Pleite, Profesor Titular de Universidad del Área de Economía Aplicada en el Departamento de Economía Aplicada, AUTORIZA:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada "ANÁLISIS ECONÓMICO Y SOCIAL PARA LA GESTIÓN DE ECOSISTEMAS HÍDRICOS EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA", realizada por D. Ángel Perni Llorente, bajo mi inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 23 de septiembre de 2013



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

D. José Miguel Martínez Paz, Profesor Titular de Universidad del Área de Economía Aplicada en el Departamento de Economía Aplicada, y Secretario del Instituto Universitario del Agua y Medio Ambiente, AUTORIZA:

La presentación de la Tesis Doctoral titulada "ANÁLISIS ECONÓMICO Y SOCIAL PARA LA GESTIÓN DE ECOSISTEMAS HÍDRICOS EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA", realizada por D. Ángel Perni Llorente, bajo mi inmediata dirección y supervisión, y que presenta para la obtención del grado de Doctor por la Universidad de Murcia.

En Murcia, a 23 de septiembre de 2013



UNIVERSIDAD DE MURCIA
ÁREA DE GESTIÓN ACADÉMICA
SECCIÓN DE POSTGRADO

Fecha: 25-7-2013

SALIDA Nº 862

UNIVERSIDAD DE
MURCIA

Vicerrectorado de
Estudios

D. ÁNGEL PERNI LLORENTE
Juan de Dios Morenilla, 3, 4B
30400 CARAVACA DE LA CRUZ - Murcia

Vista la solicitud presentada el día 17 de julio de 2013, por D. Ángel Perni Llorente, con D.N.I. nº 77714562T, sobre autorización para presentación de tesis doctoral como compendio de publicaciones con carácter previo a la tramitación de la misma en la Universidad de Murcia, te comunico que la Comisión de General de Doctorado, vistos:

- el informe previo del Presidente de la Comisión Académica del Doctorado en "TECNOLOGÍA, ADMINISTRACIÓN Y GESTIÓN DEL AGUA", responsable de la autorización de la tesis doctoral en fase de elaboración, de esta Universidad, y
- el visto bueno de la Comisión de Ramas de Conocimiento de Ciencias,

resolvió, en su sesión de 25 de julio de 2013, **ACCEDER** a lo solicitado por el interesado pudiendo, por lo tanto, presentar su tesis doctoral en la modalidad de compendio de publicaciones.

Lo que en cumplimiento del artículo 58 de la vigente Ley 30/1992, de Régimen Jurídico de las Administraciones Públicas y del Procedimiento Administrativo Común, de 26 de noviembre, se **notifica** a D. Ángel Perni Llorente, significándole que contra este acuerdo, y conforme a lo establecido en el artículo 21.2 de los Estatutos de la Universidad de Murcia, podrá interponer recurso de alzada ante el Sr. Rector Magfco de esta Universidad, en el plazo de un mes a partir del día siguiente a la recepción de la misma.

Murcia, 25 de julio de 2013
Vicerrectora de Estudios y
Presidenta de la Comisión General de Doctorado



Concepción Palacios Bernal
Concepción Palacios Bernal

A mis abuelos Ángel, Reme, Matías y Julia

Agradecimientos

En el instante en el que redacto estas líneas, me encuentro ante uno de los momentos que he estado esperando con más ilusión en los últimos años: la redacción de los agradecimientos de mi Tesis Doctoral. Por fin todas aquellas personas que han formado parte de este proceso tendrán su propio espacio dentro de este trabajo. Todas ellas merecen estar aquí ya sea por su ayuda, por sus ideas o por su apoyo. He repasado y actualizado esta lista de nombres varias veces y en distintas ocasiones. Hoy no me olvidaré de ninguna de esas personas.

Mi primer agradecimiento es para mis directores de Tesis, José Miguel y Federico. Ellos me dieron mi primera oportunidad para involucrarme en el ámbito de la investigación y también la motivación necesaria para avanzar en este camino, a menudo arduo, pero lleno de satisfacciones. Especial agradecimiento merece José Miguel, por su perseverancia y su papel como, me atrevo a decirlo, mentor. También Federico, por estar siempre dispuesto a aportar toda su ayuda.

Este trabajo también es resultado del apoyo incondicional que he recibido durante toda mi vida de mis padres, Ángel y M^a Rosario, y mi hermana, Reme. Ellos siempre han puesto una sonrisa a los momentos difíciles y me han animado a conseguir mis objetivos. Gracias a ti, papá, por ser a menudo el último en decirme “adiós” y el primero en decirme “bienvenido” en mis idas y venidas de viajes hacia nuevos lugares y experiencias. Gracias a ti, mamá, por hacerme sentir siempre acompañado. Y gracias a ti, hermana, por enseñarme lo que es la brillantez.

Pero si en esta aventura ha habido una persona con la que he compartido todo lo que este trabajo ha implicado, es Rocío. Siempre fuerte y a mi lado, ella ha conocido en primera persona las penas y alegrías de estos años: noches sin dormir, plazos que cumplir, webcams que no funcionan, publicaciones que celebrar, lugares que compartir, y muchísimo más. Todo esto te lo agradeceré siempre.

También quiero dar las gracias a todos mis compañeros del Instituto Euromediterráneo del Agua y del Instituto Universitario del Agua y Medio Ambiente de la Universidad de Murcia, especialmente a Fran, por sus pacientes explicaciones sobre planificación de recursos hídricos, y a Mariano, Isa, Paqui y Raquel, por llenar de alegría los días de trabajo.

Todas aquellas personas que he conocido en estancias de investigación, congresos o seminarios también merecen un agradecimiento. Gracias a Rafi, Tacho y Marta, por hacer inolvidable mi estancia en Córdoba. Gracias a Mario, Elena, Roger y todos los miembros de Blue-P3, por sus aportaciones desinteresadas. Y muchas gracias también al equipo de The James Hutton Institute y a mis amigos

“escoceses”: Mar, Alejandro, Leyre, Luna, Tamara, Jorge, Julen, Itxaso, Miriam, Silvia, Christian, Sarah, Luke, y todos los demás.

Asimismo, quiero dar gracias a todos mis demás familiares, amigos y compañeros de trabajo que han mostrado su interés y me han dado su apoyo y ayuda, en particular a José, María, Salva, Pepe, Joaquín, Alberto, Carlota, Tano, Fuensanta, Noelia, Bru, Emilia y Brittany. Al resto que no nombro explícitamente, por supuesto que también.

Este trabajo tampoco hubiera sido posible sin el soporte económico que he recibido de la Fundación Séneca (Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia), en forma de beca pre-doctoral. Por otra parte, debo agradecer también el apoyo recibido del proyecto GEAMED (AGL2010-22221-C02-01), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad español.

Por último, quiero dar las gracias a mis compañeros de la Facultad de Biología y del Departamento de Economía Aplicada, así como a aquellos que han sido mis alumnos durante estos años. Ellos también han contribuido directa e indirectamente en esta experiencia que ya finaliza para dar paso a muchas otras nuevas.

Va por ustedes.

Ángel Perni Llorente

Índice

I. Introducción General: Contexto, Objetivos y Presentación de la Investigación	1
1. Contexto y justificación.....	3
1.1. El valor económico de los ecosistemas hídricos	3
1.2. El papel del Análisis Económico en la Directiva Marco del Agua	7
1.3. Principales cuestiones y retos en la aplicación de los principios económicos de la Directiva Marco del Agua	11
1.4. Justificación de la investigación.....	15
2. Objetivos de la investigación	18
3. Marco metodológico general.....	20
4. Estructura de la Tesis en la modalidad de compendio de publicaciones.....	26
5. Referencias.....	28
II. Environmental Cost of Groundwater: a Contingent Valuation Approach	33
III. Social Preferences and Economic Valuation for Water Quality and River Restoration: the Segura River, Spain.....	57
IV. Economic Valuation of Coastal Lagoon Environmental Restoration: Mar Menor (SE Spain).....	85
V. A Participatory Approach for Selecting Cost-Effective Measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain)	111
VI. Assessment of the Programme of Measures for Coastal Lagoon Environmental Restoration Using Cost-Benefit Analysis	147
VII. Síntesis de Resultados y Discusión	177
1. Recapitulación general.....	179
2. La valoración económica del agua y sus ecosistemas	181
3. La selección de medidas coste-efectivas y la evaluación de la proporcionalidad de los costes	186
4. Referencias.....	192
VIII. Limitaciones del Estudio y Propuesta de Investigaciones Futuras... ..	193
1. Limitaciones del estudio.....	195
2. Propuesta de investigaciones futuras	199
3. Referencias.....	202
IX. Conclusiones Finales	205
X. Final Conclusions	209

XI. Summary in English.....	213
1. Introduction.....	215
2. Objectives.....	217
3. Methods.....	219
4. Results and discussion.....	221
5. Conclusions	223
6. References	224

I. Introducción General: Contexto, Objetivos y Presentación de la Investigación

1. Contexto y justificación

El agua es un recurso esencial para toda forma vida, que posee un valor inmensurable. Como consecuencia de una toma de decisiones, a menudo ajena a este valor, la actividad del hombre ha deteriorado progresivamente el agua y los ecosistemas hídricos, los cuales han visto menoscabadas su estructura y su funcionalidad. La escasez creciente del recurso hace que, paradójicamente, éste sea aún más valioso. El agua es, por tanto, un recurso natural susceptible de ser analizado desde la óptica de la Economía, disciplina que se ocupa de cómo asignar recursos escasos para satisfacer necesidades humanas ilimitadas. Una correcta aplicación de los principios, instrumentos y herramientas económicas juega un papel crucial para garantizar una asignación eficiente del agua a sus distintos destinos finales, lo cual es aún más urgente en el actual escenario de cambio global que arroja serias incertidumbres sobre la disponibilidad espacio-temporal de este elemento vital. Si bien la importancia del Análisis Económico está explícitamente reflejada en la política de aguas, aún existen algunas cuestiones de carácter aplicado que necesitan de un mayor desarrollo.

En los siguientes epígrafes se presentan los fundamentos teóricos y principios institucionales que determinan el contexto y justificación de esta investigación.

1.1. El valor económico de los ecosistemas hídricos

Una definición clásica de Economía es la de “ciencia que estudia la manera en que los individuos y la sociedad desean emplear los recursos escasos que podrían tener usos alternativos, para producir bienes y distribuirlos para su consumo, presente o futuro, entre las diferentes personas y grupos de la sociedad” (Samuelson, 1993). Desde hace décadas, el paulatino deterioro del medio ambiente, y de los ecosistemas acuáticos en particular, está haciendo que los recursos hídricos sean cada vez más escasos, razón por la cual el carácter del agua como bien económico ha sido reconocido tanto desde el ámbito académico (Young, 2005; Griffin, 2006) como institucional (CE, 2000; CE, 2003; Kemper *et al.*, 2005).

La institucionalización formal del carácter económico del agua puede datarse en la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente en el año 1992. En ella se adoptó la conocida como Declaración de Dublín sobre Agua y Desarrollo Sostenible, cuyo principio n° 4 considera que el agua tiene un valor económico en sus diferentes usos en competencia y, por tanto, debe ser reconocido como un bien económico.

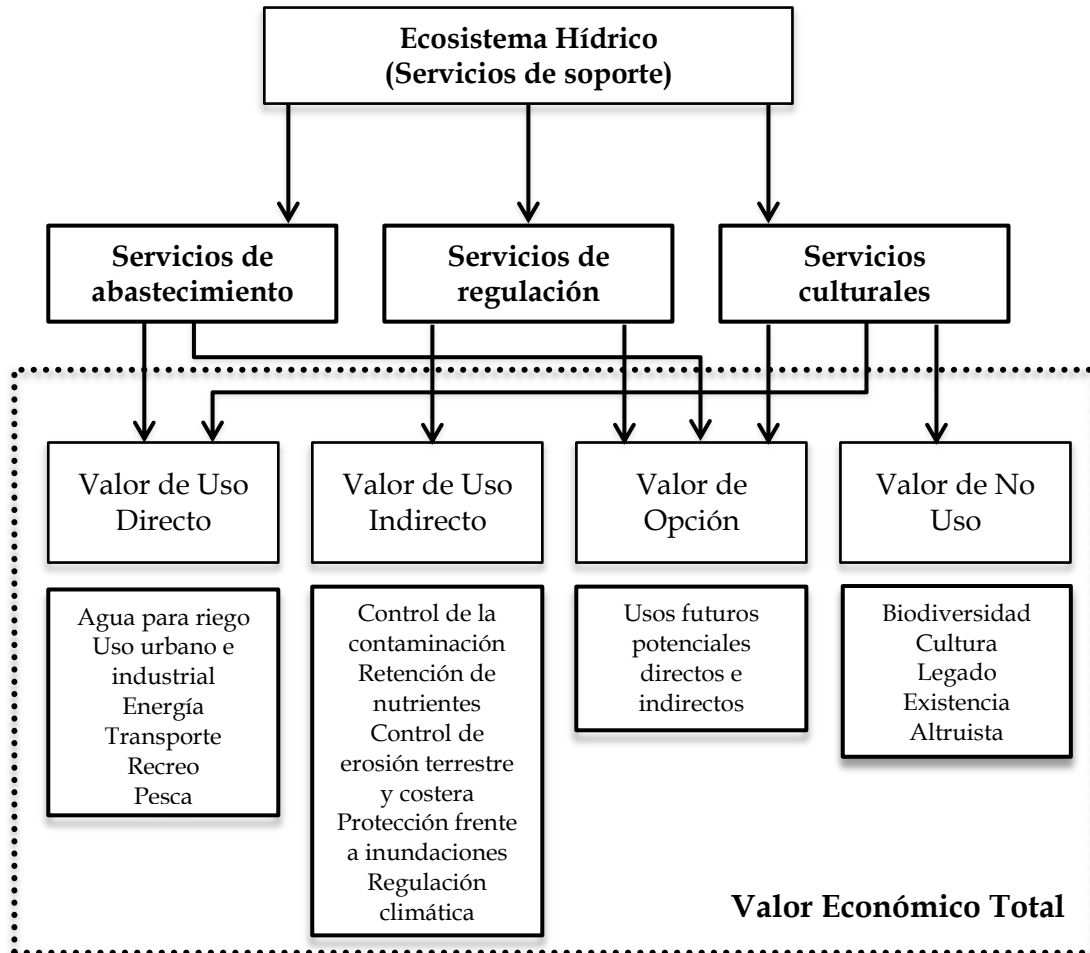
El valor económico del agua tiene su origen en los distintos servicios ambientales que proveen los ecosistemas hídricos (MA, 2005), los cuáles tienen la capacidad de producir bienestar humano de forma activa o pasiva (Fisher y Turner, 2008). Estos servicios ambientales se pueden clasificar en cuatro categorías generales (Brauman *et al.*, 2007). En primer lugar, *servicios de abastecimiento* que proporcionan alimentos, agua potable o agua para riego, entre otros. En segundo lugar, estos ecosistemas prestan *servicios de regulación*, tales como dilución y asimilación de contaminación o reducción de daños en inundaciones. En tercer lugar están los *servicios culturales*, que incluyen tanto actividades recreativas desarrolladas en el río y su entorno, como el patrimonio histórico legado durante siglos. Por último, existen los denominados como *servicios de soporte* del ecosistema que se corresponden con los procesos naturales que permiten la existencia de los tres anteriores.

Si bien esta clasificación ha sido ampliamente aceptada por expertos en el ámbito de las ciencias sociales y naturales¹, aún hoy existe un intenso debate sobre cómo se ha de definir el concepto de *servicio ambiental* para hacer operativo este nuevo paradigma sobre la relación entre los ecosistemas y la humanidad de cara a la planificación y la gestión del medio ambiente y los recursos naturales (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009; Johnston y Russel, 2011; Ojea *et al.*, 2012). Sin embargo, como refleja la Figura I.1, lo particularmente relevante para la política de aguas radica en el reconocimiento de que los servicios ambientales ligados al agua poseen valor económico, dado que forman parte de la función de producción o de utilidad de distintos agentes económicos, de modo que la suma del valor económico

¹ Esta clasificación de servicios ambientales fue propuesta en "La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio" (MA, 2005), que contó con la colaboración de más de 1.300 científicos de todo el mundo. La principal conclusión a la que llegaron fue que, si no se hace un esfuerzo para evitarlo, la degradación actual de los ecosistemas naturales tendrá un impacto negativo sobre el bienestar humano en el futuro que comprometerá la satisfacción de las necesidades de las generaciones venideras.

percibido por cada uno de estos da lugar al denominado Valor Económico Total (VET) del agua.

Figura I.1. Servicios ambientales y valor económico total de los ecosistemas hídricos. Ejemplos según tipos de valor.



Fuente: Elaboración propia a partir de Azqueta (2002), Hein *et al.* (2006), Birol *et al.* (2006) y Brauman *et al.* (2007).

El VET se puede descomponer en dos grandes categorías: *valor de uso* y *valor de no uso*. El valor de uso se corresponde con la medida de bienestar que le reporta a un agente la utilización de un recurso. Éste se descompone esencialmente en dos categorías: *valor de uso directo* y *valor de uso indirecto*. En el primero se refleja el beneficio que se obtiene del aprovechamiento directo del recurso, que a su vez puede ser consuntivo (abastecimiento urbano o agua para riego) o no consuntivo (uso recreativo o navegación). Por otra parte, el uso indirecto de los ecosistemas hídricos se refleja en servicios tales como el control de la contaminación, la retención de nutrientes, la protección contra avenidas e inundaciones, el control de erosión o la mitigación del cambio climático por fijación de CO₂ (Birol *et al.*, 2006). Otro valor

de uso es el conocido como *valor de opción*, que expresa el valor que los individuos dan a un bien por el hecho de poder utilizarlo en el futuro, independientemente de si en el presente se está haciendo uso del mismo o no. Este valor es considerado por algunos autores como un valor de no uso, e incluso se ha aislado en ocasiones como si se tratara de una categoría independiente. Lo cierto es que, en todo caso, se trata de un valor de uso “futuro” (Azqueta, 2002).

En cuanto al valor de no uso, éste no va ligado a la utilización, consuntiva o no, presente o futura del bien (Krutilla, 1967). La existencia de biodiversidad o el patrimonio cultural asociados a los recursos hídricos, así como los servicios de soporte del ecosistema, poseen este tipo de valor. Esta categoría se puede subdividir en tres grupos (Birol *et al.*, 2006): *valor de existencia*, *valor de legado* y *valor altruista*. El primero de ellos se refiere al valor que los individuos pueden atribuir a un bien ambiental que no va a ser usado directamente por sí mismos ni por las generaciones futuras. El valor de legado está relacionado con el valor que dan las generaciones actuales al disfrute de un bien ambiental por parte de las generaciones futuras. Finalmente, el valor altruista se deriva del valor dado por los individuos a que otros de su generación puedan utilizar un determinado bien ambiental, aunque ellos no lo hagan.

Como ya se señaló, el deterioro actual de los ecosistemas hídricos es resultado de no incorporar de manera íntegra el valor económico del agua, ya sea en términos de coste o beneficio, en los procesos de decisión para la planificación y gestión del recurso tales como la evaluación de planes, programas y proyectos (Ward, 2012) o el establecimiento de sistemas de tarificación (Rogers *et al.*, 2002). Así, para incorporar el valor económico del agua a la toma de decisiones hay que recurrir a algunos de los métodos de valoración económica ampliamente descritos en la literatura (Azqueta, 2002; Young, 2005; Griffin, 2006). Estos métodos permiten estimar el valor del agua en términos monetarios, obteniéndose así un denominador común que permite comparar de manera objetiva los costes y beneficios de asignar el agua para un determinado fin u otro.

No obstante, el debate sobre si el agua debe ser considerada como un bien económico es relativamente reciente y la monetización de su valor no está exenta de controversia. Por ejemplo, La Roca (2011) afirma que los ejercicios de asignación óptima o las reglas de decisión basadas en la comparación de dos magnitudes

monetarias tomadas como representativas de los costes y beneficios de una decisión son de escasa utilidad, o incluso contrarias a la buena gestión del patrimonio hídrico. Por esta razón, defiende que la gestión del agua debe tener como objetivo intrínseco la conservación y mejora de los ecosistemas hídricos, e incorporar de manera directa la opción de su legado a las generaciones futuras o la dimensión no tangible de parte de sus elementos.

En cualquier caso, economistas, reguladores y gestores están de acuerdo en la necesidad de complementar los instrumentos normativos con instrumentos económicos para asegurar una gestión económicamente más eficiente y sostenible del agua y sus ecosistemas. Como se explicará en el siguiente epígrafe, este hecho se ve reflejado en la Directiva Marco del Agua (CE, 2000), norma básica de la regulación de la política de aguas europea.

1.2. El papel del Análisis Económico en la Directiva Marco del Agua

La entrada en vigor de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (CE, 2000), conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), ha supuesto un profundo cambio en la planificación y gestión de los recursos hídricos en la Unión Europea. Hasta la fecha de su aprobación, los principales problemas relacionados con la gestión y conservación de los recursos hídricos habían sido regulados mediante normas específicas² (Mostert, 2003). En cambio, la DMA aboga por la gestión integrada de los recursos hídricos mediante el establecimiento de un marco de protección para las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas, con el objetivo de prevenir el deterioro adicional, y proteger y mejorar el estado de

² Algunos ejemplos de estas normas son la Directiva 91/271/CEE, que regula la depuración de aguas urbanas; la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura; la Directiva 98/83/EC que establece los estándares de calidad de agua para consumo humano; o la Directiva 2006/7/CE relativa a las aguas de baño. La conservación de los ecosistemas hídricos estaba regulada, aunque no como objeto central, en otras normativas relacionadas con la protección de la biodiversidad como la Directiva 79/409/CEE, relativa a la conservación de las aves silvestres, y la Directiva 92/43/CEE de conservación de los hábitats naturales.

los ecosistemas hídricos³; además, esta Directiva promueve el uso sostenible del agua en el largo plazo y señala la necesidad de hacer frente a los efectos de inundaciones y sequías (*Artículo 1* de la DMA).

El objetivo principal de la DMA es conseguir el buen estado ecológico de las masas de agua en las demarcaciones hidrográficas⁴ de la Unión Europea en el año 2015 (*Artículo 4*), para lo que los Estados miembros⁵ tienen encomendadas una serie de acciones sujetas a un calendario de plazos (Tabla I.1). Así, la implementación de la DMA ha requerido un importante esfuerzo por parte de los Estados miembros para la caracterización y monitoreo del estado ecológico de las masas de agua (*Artículos 5 y 8*), así como para el diseño de los programas de medidas necesarios para conseguir los objetivos medioambientales propuestos (*Artículo 11*).

Tabla I.1. Plazos para la implementación de la Directiva Marco del Agua

Plazo	Tarea
2003	Identificación de cuencas hidrográficas y asignación de las demarcaciones hidrográficas y autoridades competentes
2004	Caracterización detallada de las principales presiones e impactos y análisis económico de los usos del agua en cada una de las demarcaciones hidrográficas
2006	Sistema de control y monitorización del estado ecológico de las aguas operativo
2006	Presentación del plan de trabajo para la planificación de las demarcaciones hidrográficas y para la participación pública
2007	Propuesta de esquema de temas importantes que resuma los principales problemas de las demarcaciones hidrográficas
2008	Publicación del borrador de los planes de gestión de las demarcaciones hidrográficas para su consulta pública
2009	Publicación de los planes de gestión de las demarcaciones hidrográficas y aprobación de programas de medidas para la consecución de los objetivos medioambientales
2010	Implantación de políticas de precios que incentiven el uso sostenible de los recursos hídricos
2012	Puesta en marcha de los programas de medidas
2015	Logro de los objetivos medioambientales, salvo en casos excepcionales suficientemente justificados en los planes de gestión

Fuentes: Elaboración propia a partir de CE (2000) y Mostert (2003).

³ Inspirada en la DMA, fue aprobada la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino, con el objetivo de alcanzar un estado ecológico satisfactorio de las aguas marinas, por lo que la protección integrada de los ecosistemas acuáticos quedó completamente regulada en el ámbito de la Unión Europea.

⁴ La DMA define el término de “demarcación hidrográfica” como “la zona marina y terrestre compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas subterráneas y costeras asociadas, designada [...] como principal unidad a efectos de la gestión de las cuencas hidrográficas”.

⁵ La transposición de la DMA al ordenamiento jurídico español se realizó mediante la Ley 62/2003 de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y de orden social, que modificó el Real Decreto Legislativo 1/2001 por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas. Esta ley ha sido desarrollada posteriormente en otras normas tales como el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica y la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, que establece la instrucción de planificación hidrológica.

Uno de los aspectos más significativos y novedosos de la DMA es el importante papel que recibe el Análisis Económico en la misma, lo cual queda reflejado de forma explícita en buena parte de su contenido, como se muestra en la Tabla I.2. De manera sintetizada, los aspectos económicos de la Directiva de mayor relevancia para la gestión de los recursos hídricos son los siguientes (CE, 2003):

1. La caracterización económica de los usos del agua (*Artículo 5 y Anexo III*).
2. La recuperación de costes de los servicios del agua (*Artículo 9*).
3. El diseño de programas de medidas coste-eficaces (*Artículo 11 y Anexo III*).
4. El análisis de costes desproporcionados (*Artículo 4*).

El primer punto se corresponde con la primera fase de la implementación de la DMA, en la que se lleva a cabo un análisis completo de la situación de las demarcaciones hidrográficas. En esa primera fase, los Estados miembros deben realizar (i) un análisis de las características de la demarcación, (ii) un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas, y (iii) un análisis económico del uso del agua (*Artículo 5*). Este análisis económico debe contener información suficientemente detallada para efectuar los cálculos necesarios para la aplicación del principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, teniendo en cuenta las previsiones a largo plazo de oferta y demanda de agua (*Anexo III*). En una segunda fase de implementación, los Estados miembros deben de afrontar un complejo proceso de toma de decisiones guiado en gran parte por el Análisis Económico.

A la vista de los resultados de la caracterización de las demarcaciones hidrográficas, los Estados miembros deben garantizar la recuperación de costes de los servicios de agua siguiendo el principio de “*quien contamina paga*”, incluyendo los costes medioambientales y los relativos a los recursos (*Artículo 9*). Para ello es necesario establecer una política de precios del agua que incentive la utilización sostenible del recurso por parte de los usuarios. Así, la Directiva estableció que los nuevos sistemas de tarificación debían estar vigentes para el año 2010.

Los programas de medidas deberán establecerse también en función de los resultados de la caracterización de las demarcaciones hidrográficas (*Artículo 11*), para lo que los Estados Miembros deben estudiar cuál es la combinación de medidas más rentable a partir de los resultados de análisis coste-eficacia (*Anexo III*). Este precepto constituye el nexo principal entre los objetivos medioambientales de la

Directiva y su repercusión socioeconómica, dado que este tipo de análisis permite relacionar la eficacia esperada de las medidas, usualmente cuantificada en términos físicos (p.ej. reducción de la concentración de nitrato en una masa de agua), con el coste de su implantación (Balana *et al.*, 2011). Estos costes deben ser internalizados y recuperados mediante los sistemas de tarificación correspondientes en los términos descritos en el párrafo anterior.

Tabla I.2. Referencias al Análisis Económico en la Directiva Marco del Agua

Referencia	Aspecto regulado	Contenido
Considerandos 11, 12, 31, 38 y 43	Exposición inicial de principios, motivaciones y objetivos de la Directiva	<p>Quién contamina paga</p> <p>Justificación de rebaja de objetivos en función de criterios económicos</p> <p>Análisis económico de los usos del agua</p> <p>Uso de instrumentos económicos como parte de los programas de medidas</p> <p>Aplicación del principio de recuperación de costes de los servicios del agua</p> <p>Identificación de mejor combinación de medidas coste-eficaces</p>
Artículo 2	Definiciones de la Directiva	Definición de los servicios del agua y del uso del agua
Artículo 4	Objetivos medioambientales	<p>Requerimiento de justificación económica para la designación de masas de agua altamente modificadas</p> <p>Posible justificación de la derogación de objetivos en función de costes desproporcionados</p>
Artículo 5 y Anexo III	Caracterización económica de los usos del agua	Se deben identificar las presiones e impactos de la actividad humana y realizar un análisis económico de los usos del agua
Artículo 6 y Anexo IV	Áreas protegidas	Designación de áreas protegidas para especies acuáticas de importancia económica significativa
Artículo 9:	Recuperación de costes de los servicios del agua	<p>Recuperación de costes de los servicios del agua siguiendo el principio de quien contamina paga.</p> <p>Garantizar políticas de precios del agua que incentiven el uso eficiente de la misma</p>
Artículo 11 y Anexo III	Programa de medidas	Establecimiento de un programa de medidas en función de la caracterización del Artículo 5 y Anexo III
Artículo 13 y Anexo VII	Planes de gestión de las demarcaciones	Los planes de gestión deben contener un resumen de los usos económicos del agua del modo requerido por el Artículo 5 y el Anexo III
Artículo 16	Sustancias prioritarias	Identificación de las mejores medidas de control de procesos y productos relativos a las sustancias prioritarias a partir de criterios de coste-efectividad
Artículo 23	Sanciones del incumplimiento	Las sanciones se fijarán en base a criterios económicos, para asegurar que son efectivas, proporcionadas y disuasorias

Fuente: Martín-Ortega (2009).

Finalmente, la DMA establece que en el caso de que una masa de agua esté muy afectada por la actividad humana, de modo que pueda resultar técnicamente imposible o desproporcionadamente costoso mejorar su estado, los gestores podrán establecer objetivos medioambientales menos rigurosos, pero siempre de manera debidamente justificada (*Artículo 4*). Según prevé la Directiva, tal situación permitiría una prórroga del plazo para la consecución de los objetivos medioambientales (hasta 2021 ó 2027), en el caso de que los responsables de ejecutar las medidas no tuvieran una capacidad financiera suficiente para llevarlas a cabo en 2015. O bien, si los costes de las medidas superan los beneficios de cumplir con los objetivos medioambientales, se puede plantear una rebaja de mismos a niveles inferiores al buen estado. En cualquier caso, en ninguna de las situaciones descritas se permite un deterioro mayor de las condiciones de la masa de agua.

Aunque la participación del Análisis Económico está claramente definida y acotada en la DMA, muchos aspectos no están desarrollados de una manera suficientemente explícita y operativa para su aplicación, tal y como se expone en la siguiente sección.

1.3. Principales cuestiones y retos en la aplicación de los principios económicos de la Directiva Marco del Agua

El desafío que supuso la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua motivó la creación de grupos de trabajo formados por expertos cuya tarea fue redactar documentos guía de carácter práctico para la implementación de la Directiva. En el año 2003 fue publicada la guía WATECO (CE, 2003), redactada por el grupo de trabajo ECO2, cuya misión era tratar las cuestiones de índole económica que planteaba la DMA. Esta guía contiene una serie de recomendaciones generales cuyo objetivo es guiar la generación, sistematización y presentación de la información necesaria para llevar a cabo los análisis económicos que la DMA prescribe, principalmente para la primera fase de caracterización económica de los usos del agua en las Demarcaciones Hidrográficas y el establecimiento del nivel de recuperación de costes de los servicios del agua.

Siete años después, durante el Taller de la Estrategia Común de Implementación de la Directiva Marco del Agua “DMA y Asuntos Económicos:

Haciendo balance y mirando hacia el futuro” (*CIS-Workshop on WFD-economics: taking stock and looking ahead*), celebrado en otoño de 2010, las siguientes tareas fueron identificadas como aquellas que seguían entrañando una mayor dificultad operativa⁶.

- a. La estimación y recuperación de los costes ambientales y del recurso.
- b. El análisis coste-eficacia de los programas de medidas.
- c. El análisis de costes desproporcionados para establecer excepciones a los objetivos de la DMA.

Recientemente, Martín-Ortega (2012) también ha señalado que esos aspectos económicos de la DMA siguen suponiendo un reto para los encargados de su implementación. En relación a los costes ambientales, la dificultad de su estimación estriba en la indefinición del término en la propia DMA. Una primera aproximación de coste ambiental viene dada en la guía WATECO, que los define como los costes derivados del “daño de los usos del agua imponen sobre el medio ambiente y los ecosistemas y sus usuarios (p. ej. una reducción en la calidad ecológica de un ecosistema hídrico [...])” (CE, 2003). Así por ejemplo, en el caso del Estado español esta definición ha sido reinterpretada de modo que los costes ambientales se valoran como el coste de las medidas necesarias para alcanzar los objetivos medioambientales, ya sean adoptadas por administraciones o usuarios (MARM, 2008). No obstante, como señalan Martín-Ortega y Berbel (2008), el grupo ECO2 también definió coste ambiental como “el valor económico del daño ambiental originado por la degradación y agotamiento del recurso, como consecuencia de su uso”. Estos autores entienden que, dado que la sociedad recibe un beneficio ambiental del buen estado ecológico del agua, los costes ambientales se corresponden con el coste de oportunidad de no alcanzar dicho estado, o en otras palabras, con los beneficios perdidos. En tal caso, la definición del Estado español en cierta manera estaría infravalorando el valor total del coste ambiental dado que sólo considera costes de mercado, dejando de lado la dimensión no tangible del valor del agua. Además, si el gestor considera que unas medidas suponen un coste

⁶ La guía WATECO ya identificó cuatro puntos clave que iban a requerir de un mayor desarrollo para su aplicación en la práctica, concretamente la estimación de costes ambientales y del recurso, el tratamiento de la incertidumbre de las decisiones, la evaluación de la eficacia de las medidas para el diseño de programas y la evaluación de costes directos e indirectos de la aplicación de medidas sobre los sectores económicos de cara al análisis de costes desproporcionados.

desproporcionado y no se han de ejecutar, no existiría coste ambiental que recuperar a pesar de la degradación del medio hídrico.

De igual manera, la guía WATECO dio una primera definición de coste del recurso: “representa el coste de las oportunidades perdidas que los usuarios sufren debido al agotamiento del recurso más allá de su tasa natural de recarga o recuperación (p.ej. aquel ligado a una sobreexplotación de agua subterránea)”. Otra definición alternativa, también del panel de expertos ECO2, considera que los costes del recurso tienen lugar si existe una alternativa de uso del agua que genera mayor valor económico que el uso actual o previsto (Martín-Ortega, 2009). En tal caso se estaría produciendo una asignación ineficiente del recurso agua, de modo que el coste del recurso sería igual a la diferencia entre el valor económico de ambas alternativas. El regulador español se hace eco de esta acepción y establece que los costes del recurso se deben valorar como “el coste de escasez, entendido como el coste de las oportunidades a las que se renuncia cuando un recurso escaso se asigna a un uso en lugar de a otro u otros”; además, añade que “para analizar el coste de escasez se describirán los instrumentos de mercado y cómo estos permiten mejorar la asignación económica del recurso y los caudales ambientales” (MARM, 2008). En este último caso, los conceptos de coste del recurso y de coste-beneficio ambiental aparecen ligados, pues el mantenimiento (o no) de caudales ambientales determinará la existencia de beneficios (o costes) ambientales ligados al logro del buen estado ecológico. De hecho, algunos autores critican la distinción entre costes ambientales y del recurso, defienden que son conceptos inseparables (Ferrer y La Roca, 2006).

Por otra parte, la selección de medidas a partir del Análisis Coste-Eficacia también supone ciertas dificultades. En primer lugar, conocer la repercusión que un conjunto de medidas tiene sobre el estado ecológico de una masa de agua requiere un notable esfuerzo de recopilación y análisis de información, cuyas conclusiones estarán sujetas a incertidumbre (Cherry *et al.*, 2008). En segundo lugar, si bien las medidas suponen unos costes financieros de inversión y operación en principio de fácil estimación, su ejecución puede implicar otra serie de impactos socioeconómicos en otros ámbitos, negativos o positivos, que también deberían ser incorporados en el análisis (Stemplewski *et al.*, 2008). Por último, la naturaleza caso-específica de este tipo de análisis dificulta la extrapolación de resultados (Messner, 2006). Cabe

señalar aquí la importancia que la DMA atribuye a los procesos de participación y consulta públicas, así como involucrar de manera activa a grupos de interés o *stakeholders* (Artículo 14)⁷. Este principio de participación tiene como objetivo asegurar que las mejores medidas son identificadas y seleccionadas, a la vez que se consigue la aceptación social de las mismas (CE, 2003).

Como ya se ha comentado, el establecimiento de excepciones en el cumplimiento de los objetivos medioambientales también está supeditado a las conclusiones emanadas de sus evaluaciones económicas. Dichas evaluaciones deben determinar, por un lado, si los beneficios de la mejora o del mantenimiento del estado ecológico superan los costes de las medidas necesarias para conseguirlo (Birol *et al.*, 2010); y por otro lado, si los agentes que deben hacer frente a los costes de las medidas tienen suficiente capacidad de pago (Stemplewski *et al.*, 2008). La primera de estas cuestiones debería resolverse mediante una estimación del incremento de los valores de uso y no uso resultantes de la mejora en la calidad ambiental para su posterior comparación con los costes de las medidas (Brouwer, 2008), asunto que todavía ha sido insuficientemente abordado por los gestores desde el punto de vista de su aplicación empírica (Martín-Ortega, 2012)⁸. Para el segundo caso, el análisis de la asequibilidad de los costes para usuarios y administraciones, se disponen de algunos indicadores. Por ejemplo, tanto la Unión Europea como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) consideran que la fracción de renta destinada a costear los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua no debería superar el 2 ó 4% (Stemplewski *et al.*, 2008). En el caso español, por ejemplo, se ha establecido que se debe estudiar la repercusión de los incrementos de costes sobre la renta disponible, en el caso de hogares, o sobre los márgenes de beneficios en el caso de actividades económicas; en el caso de entes públicos, la viabilidad presupuestaria de un programa de medidas se puede expresar como el porcentaje del coste de las mismas en relación a la

⁷ La DMA también incorpora el segundo principio de la Declaración de Dublín, que establece que “el aprovechamiento y la gestión del agua debe inspirarse en un planteamiento basado en la participación de los usuarios, los planificadores y los responsables de las decisiones a todos los niveles”.

⁸ Una importante excepción es el informe de las consultoras NERA & Accent (2007) para DEFRA (*Department for Environment, Food and Rural Affairs*), la agencia responsable de la política de medio ambiente, alimentación y medio rural del Reino Unido, encargada de la implementación de la DMA en Inglaterra y Gales. En este documento se estiman los beneficios de no mercado resultantes de la mejora del estado ecológico de las aguas en estas regiones, lo cual supuso el primer antecedente en la valoración económica de beneficios ambientales de la DMA llevado a cabo por encargados de la gestión del agua en la Unión Europea.

disponibilidad de presupuesto público o el Producto Interior Bruto (MARM, 2008). Aunque estos indicadores son aparentemente de fácil estimación, se debe señalar que su cálculo dependerá de la capacidad de los gestores de resolver tres problemas previos: la estimación de costes ambientales y del recurso, el diseño de programa de medidas coste-efectivos y la tarificación de los servicios del agua.

En todo caso, la decisión final sobre las medidas a adoptar y la proporcionalidad de los costes de mejorar el estado ecológico de las masas de agua recae sobre los poderes públicos, siendo el papel del Análisis Económico el de informar dicha decisión (CE, 2003).

1.4. Justificación de la investigación

En este contexto de reconocimiento del agua como bien económico y de voluntad institucional para que el Análisis Económico forme parte de los procesos de planificación y gestión de este recurso y sus ecosistemas asociados, es todavía necesario el desarrollo y refinamiento de técnicas de análisis que faciliten la toma de decisiones a los responsables de implementar la Directiva Marco del Agua. Como se ha puesto de manifiesto en las secciones anteriores, aunque los fundamentos teóricos están bien cubiertos, tanto por la normativa como por los desarrollos posteriores de los grupos de trabajo creados *ad-hoc* con este fin, su puesta en práctica y aplicación de casos apenas se viene concretando en estudios que abarcan generalmente aspectos parciales, y que principalmente se han llevado a cabo en ámbitos académicos. Así, esta investigación pretende, de un lado, ofrecer una visión de conjunto de las principales cuestiones del Análisis Económico de la DMA todavía en parte irresolutas, y de otro, aportar soluciones para su aplicación mediante la propuesta de metodologías y enfoques alternativos a los existentes en la literatura científica en la materia, junto a la validación de los mismos en los estudios de caso que incluye.

Esta investigación es especialmente oportuna a la vista de las conclusiones a las que ha llegado la propia Comisión Europea en su reciente revisión del grado de implementación de la DMA (CE, 2012a), en la que evalúa los planes de gestión de cuencas remitidos por los Estados miembros hasta el momento. Dicha evaluación

“pone de manifiesto la mala calidad de la evaluación de los costes y de los beneficios”, incluso en ocasiones ausente en algunos de los planes revisados. Por tanto, todavía “es necesaria una notable mejora [...] en la definición de una metodología compartida para el cálculo de los costes (costes medioambientales y de consumo de recursos hídricos incluidos) y de los beneficios (incluidos los servicios ambientales).” De lo contrario, “no será posible garantizar la ejecución efectiva de las políticas de tarificación ni tampoco evitar medidas inadecuadas y desproporcionadas”. Asimismo, la Comisión remarca la idea de que dar el “valor real” a los recursos nunca ha sido tan importante como en el contexto actual de crisis económica. En cuanto a la evaluación de medidas de mejora del estado ecológico, la Comisión hace hincapié en que el análisis coste-eficacia es una herramienta de apoyo a la decisión suficientemente robusta, pero que sólo ha sido presentada en un número limitado de los planes revisados. Así, recomienda que esta herramienta sea expresamente utilizada en la próxima generación de planes de cuenca de cara al nuevo horizonte de planificación. Finalmente, en cuanto a las razones de la aplicación de excepciones al cumplimiento del objetivo del “buen estado”, el informe de revisión de la DMA indica que los Estados miembros han fundamentado su decisión con mayor frecuencia en base al criterio de inviabilidad técnica, no con el criterio de coste desproporcionado. La razón radica en la ausencia de metodologías de evaluación de la “desproporcionalidad”, pero también en la falta de datos con los que justificarla.

El caso del Estado español se caracteriza por la demora en el proceso de planificación en los plazos establecidos por la DMA, especialmente en la aprobación final y adopción de los nuevos planes de cuenca (CE, 2012b). En general, dicho retraso puede venir explicado por el obstáculo adicional que supone la presencia de una fuerte competencia entre los usos del agua (agrario, urbano, industrial y ambiental), propia de aquellas regiones donde la escasez del recurso es protagonista (Iglesias, 2009; Iglesias *et al.*, 2010); conflicto que, por otra parte, en España se ve a menudo reflejado en las instituciones que han de dirimir el problema de la asignación del recurso (Sánchez-Martínez *et al.*, 2012). Asimismo, tradicionalmente los usos de agua con fines productivos han prevalecido sobre el mantenimiento de las necesidades hídricas de los ecosistemas, de modo que el paso hacia la nueva política de aguas ha supuesto un complejo y profundo proceso de cambio en el modelo de gestión imperante (Moren-Abat y Rodríguez-Roldán, 2012). En este

sentido, el regulador europeo ha sido criticado por no tener suficientemente en cuenta a la hora de proponer los objetivos de la DMA, la situación particular de los climas áridos y semiáridos de las cuencas mediterráneas, donde la calidad del agua y la satisfacción de demandas están fuertemente condicionadas por la disponibilidad del recurso (Cabezas, 2012).

Sin duda, un ejemplo paradigmático de lo anterior dentro del territorio español lo constituye la Demarcación Hidrográfica del Segura, razón por la que ha sido elegida como área de estudio en esta investigación. Esta demarcación se localiza en el sureste de España y ocupa una superficie de 18.870 km². En ella, la coexistencia de un clima benigno junto con la buena calidad del suelo y su tradición hortofrutícola, ha favorecido el desarrollo de una agricultura muy productiva que consume cerca del 80% de los recursos hídricos disponibles. Además, la demanda de agua urbana se ha incrementado en los últimos años en gran parte por el crecimiento experimentado por la población y la actividad turística (Grindlay *et al.*, 2011). Debido principalmente al peso de los sectores agrario y turístico en la economía de la cuenca, la demanda de agua total tiene un marcado carácter estacional durante la época estival. Así, la escasez de agua ha propiciado la construcción de embalses y canales para la regulación del recurso y el mantenimiento de los abastecimientos de la zona. De hecho, el Segura es el río con mayor regulación de toda España, y posiblemente del mundo (Martínez-Paz y Martínez-Carrasco, 2011). Como consecuencia de todo lo anterior, esta demarcación presenta serios problemas en relación al estado de conservación de sus ecosistemas hídricos, fundamentalmente debido a la ausencia de un régimen de caudales ecológicos adecuado, la contaminación procedente de la agricultura y aguas residuales, y la sobreexplotación de recursos subterráneos (CHS, 2013).

Bajo estas circunstancias, el Análisis Económico es aún más decisivo, pues en él se encuentran los fundamentos teóricos y metodológicos que pueden facilitar una asignación más eficiente de un recurso vital como es el agua, pero también de los recursos financieros destinados a la conservación y recuperación de los ecosistemas hídricos.

2. Objetivos de la investigación

Esta Tesis Doctoral pretende contribuir al desarrollo y perfeccionamiento de métodos de análisis económico cuya aplicación sirva de guía para la planificación y gestión sostenible del agua y de los ecosistemas hídricos. Por tanto, el objetivo general de esta investigación es proponer y testar en la práctica métodos de análisis económico claves para guiar la toma de decisiones en el ámbito de la nueva política de aguas, y facilitar, además, la incorporación de las preferencias sociales. En particular, se busca dar respuesta a las cuestiones del Análisis Económico de la Directiva Marco del Agua que aún requieren de un análisis en profundidad en aras de su mayor aplicabilidad.

Esta investigación parte de la hipótesis de que existe una demanda social de bienes y servicios ambientales que son producidos por los ecosistemas hídricos que debe ser necesariamente internalizada en la evaluación de políticas, planes, programas y proyectos de conservación y mejora del estado ecológico de las masas de agua. Así, las decisiones que se tomen a este respecto disfrutarán de una mayor aceptación cuanto más se ajusten a las preferencias de los diferentes agentes implicados, logrando así alcanzar soluciones de asignación de recursos económica y socialmente más cercanas a las óptimas.

La hipótesis subyacente a este trabajo es contrastada mediante la aplicación empírica de métodos y técnicas de análisis económico en el ámbito de la Demarcación Hidrográfica del Segura. De este modo, el objetivo general de esta investigación se articula a partir de los siguientes objetivos específicos:

1. Desarrollo de escenarios de valoración económica del agua y ecosistemas hídricos para la estimación de beneficios y costes ambientales, que son presentados mediante tres casos de estudio correspondientes a distintos tipos de masas de agua, las cuáles son especialmente relevantes en el contexto de la Demarcación Hidrográfica del Segura:
 - 1.1. Una masa de agua subterránea, el acuífero del Gavilán. El objetivo de este caso de estudio es la cuantificación de los costes ambientales y del recurso que resultarían de una sobreexplotación de una masa de agua subterránea.
 - 1.2. Una masa de agua superficial, el río Segura. El objetivo es analizar las preferencias sociales para la recuperación ambiental de esta masa de agua

superficial degradada y estimar los beneficios ambientales generados por el cambio esperado en la calidad ambiental. Asimismo, se imputa un valor económico al caudal ecológico establecido en los planes de gestión que ayudaría a justificar su mantenimiento en detrimento de otros usos.

- 1.3. Una masa de agua costera, el Mar Menor. El objetivo de este análisis es determinar los beneficios ambientales, en sus componentes de uso y no uso, resultantes del buen estado ecológico del Mar Menor.
2. Propuesta de un enfoque metodológico para la selección de medidas coste-efectivas basado en la participación activa de *stakeholders*. Este objetivo consiste en proponer una metodología que permite incorporar las preferencias de *stakeholders* en la evaluación de la eficacia e impactos de un programa de medidas, para su posterior empleo en un Análisis Coste-Eficacia. Este enfoque es aplicado en la evaluación del Programa de Medidas propuesto para el Mar Menor en el actual ciclo de planificación hidrológica.
3. Evaluación de la proporcionalidad de los costes de un Programa de Medidas mediante Análisis Coste-Beneficio. El objetivo es mostrar como la inclusión de los beneficios ambientales de la mejora del estado ecológico de una masa de agua es determinante a la hora de decidir si aplicar un programa de medidas supone un coste desproporcionado o no. Para ello se propone un marco de evaluación económica donde se comparan los costes del Programa de Medidas del Mar Menor (Objetivo 2) con los beneficios ambientales resultantes de la mejora de su estado ecológico (Objetivo 1.3).

A continuación se presenta el marco metodológico general empleado en esta investigación para alcanzar los objetivos descritos.

3. Marco metodológico general

El marco metodológico general de esta investigación se desarrolla en dos etapas sucesivas y complementarias que se corresponden con dos momentos clave de la intervención del Análisis Económico en la implementación de la Directiva Marco del Agua (Figura 2): (i) la valoración económica de las variaciones en el estado ecológico de las masas de agua como consecuencia de cambios en la cantidad y/o calidad de agua y (ii) la evaluación económica de programas de medidas. Para ello han sido seleccionadas y adaptadas las metodologías y herramientas de análisis más adecuadas para la consecución de los objetivos descritos en la sección anterior, en las que la interacción directa con la sociedad y *stakeholders* es fundamental.

La primera parte de esta investigación consiste en la formulación de escenarios de valoración económica del agua y de beneficios o costes resultantes de cambios en la calidad ambiental de un ecosistema hídrico, mediante el empleo de técnicas propias de la Economía Ambiental (Freeman, 1993; Pearce, 2006). Los métodos de valoración económica se pueden clasificar en métodos indirectos, o de preferencias reveladas, y métodos directos, o de preferencias declaradas (Young, 2005)⁹.

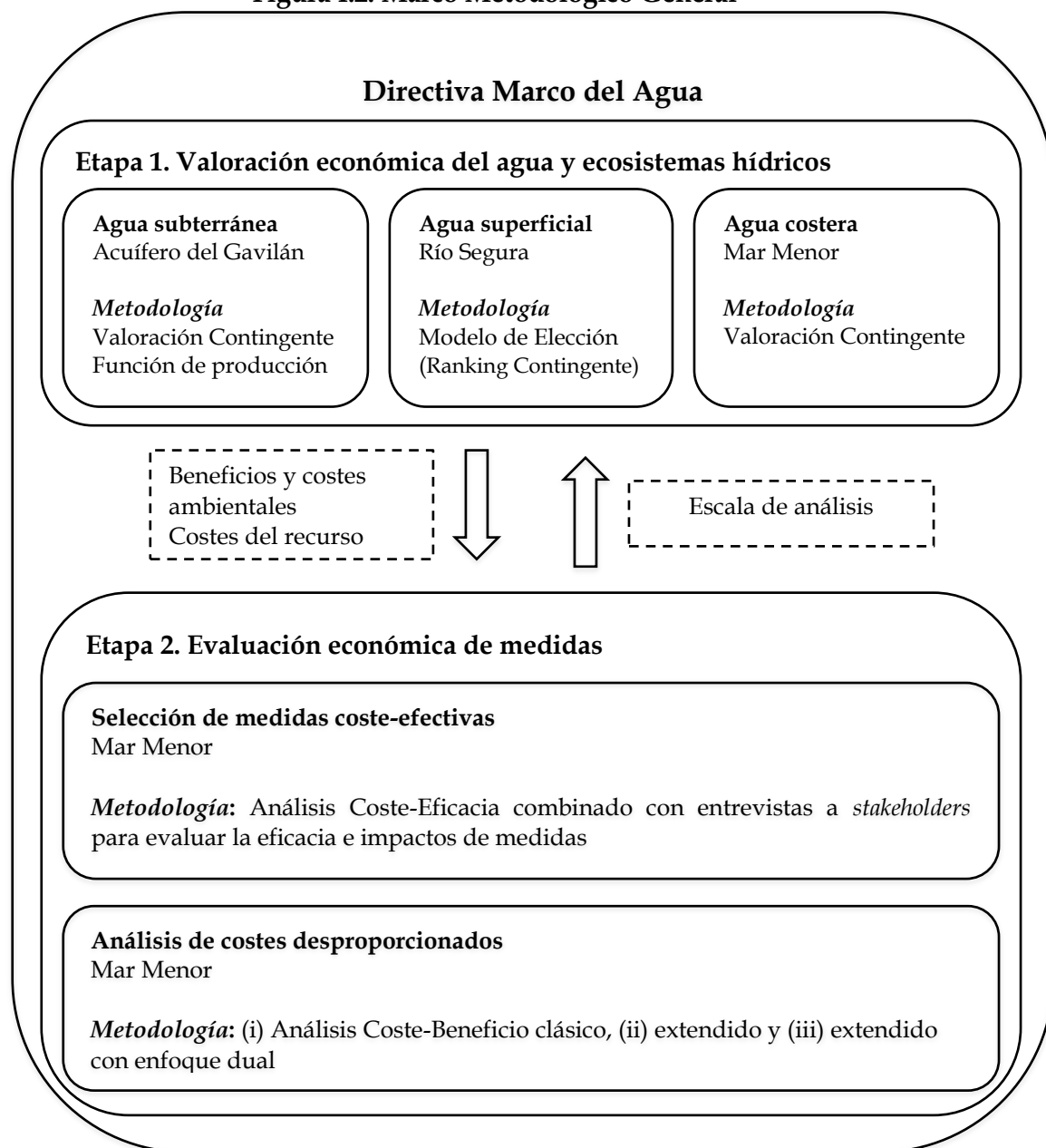
Los métodos de valoración indirecta permiten inferir el valor del agua mediante la observación de su relación con otros bienes y servicios de mercado. Estos métodos son útiles para conocer el valor de uso del agua en ámbitos como la agricultura (Mesa-Jurado *et al.*, 2010), la industria (Renzetti, 2002) o las actividades de recreo (Curtis, 2002), entre otros.

Por su parte, los métodos de valoración directa consisten en la construcción de mercados hipotéticos en los que un conjunto de encuestados deben declarar sus preferencias sobre un cambio en la provisión de calidad y/o cantidad de agua, generalmente a través de su disposición a pagar (DAP) o su compensación a percibir (Pearce y Ozdemiröglu, 2002). Así, el analista obtiene la disposición al pago media de un conjunto de individuos representativos de la población objetivo que se asume que será la afectada por dicho cambio. El método de la Valoración Contingente

⁹ Al lector interesado en conocer las diferentes metodologías que el Análisis Económico brinda para la valoración del agua en el contexto de la DMA, se recomienda la lectura de Moran y Dann (2008) y de Birol *et al.* (2006). Para una lectura más detallada y exhaustiva sobre economía aplicada a la gestión y planificación de recursos hídricos se recomiendan los libros de Young (2005) y Griffin (2006).

(Carson, 2000) y el método de los Modelos de Elección (Hanley *et al.*, 2001) cuentan con un amplio respaldo académico e institucional para la valoración de beneficios y costes ambientales, dado que son los únicos capaces de capturar tanto valores de uso como de no uso (Birol *et al.*, 2006). Cabe señalar que en el contexto de este trabajo los métodos de preferencias declaradas presentan un valor adicional, pues son considerados como una vía para apoyar la participación pública en los planes de gestión de las demarcaciones de acuerdo con el Artículo 14 de la DMA (Brouwer, 2008).

Figura I.2. Marco Metodológico General



Fuente: Elaboración propia.

La principal limitación de los métodos basados en preferencias declaradas es la posible aparición de sesgos, que pueden impedir que aflore la verdadera disposición a pagar o compensación a percibir (Azqueta, 2002). En primer lugar están los denominados como *sesgos instrumentales*: el *sesgo del punto de partida* tiene lugar cuando el encuestado declara una DAP cercana a la cantidad sugerida por el encuestador, ya sea por ahorrar tiempo en la entrevista o por parecerle “razonable”; el *sesgo del vehículo de pago* surge de la posibilidad de que las DAP estén condicionadas por la forma de pago establecida en la encuesta; el *sesgo del entrevistador* puede tener lugar en el caso de entrevistas personales debido a que el encuestado busca complacer con su respuesta al entrevistador, para mostrarse más solidario con el escenario propuesto o, simplemente, “caer bien”; por último, se puede dar el *sesgo de la información*, como consecuencia de que un encuestado declara su DAP a partir de un conocimiento incompleto de lo que está valorando, de modo que su contribución podría variar si poseyera toda aquella información relevante sobre el mercado hipotético en el que participa. Para minimizar estos sesgos es necesario un diseño minucioso del cuestionario, principalmente de la pregunta de la disposición al pago, el cuál se debe basar en los resultados de cuestionarios piloto previos; también, la provisión de información completa y precisa al encuestado es una parte esencial del proceso de valoración económica que ayuda a minimizar los sesgos. Por otra parte, existen otro tipo de sesgos inherentes al carácter hipotético de los métodos de preferencias declaradas, denominados como *sesgos no instrumentales*. El primero de ellos, el *sesgo de la hipótesis*, radica en que, dada su participación en un mercado no real, el encuestado puede carecer del incentivo suficiente para ofrecer una respuesta correcta. El segundo, el *sesgo estratégico*, tiene que ver con la intención del encuestado de manipular la decisión final con su respuesta, por lo que su DAP declarada puede diferir de su DAP real. Estos sesgos no instrumentales son los que en mayor medida fundamentan la crítica a estos métodos, a los que se les culpa de arrojar estimaciones sujetas a gran incertidumbre. Sin embargo, no se debe olvidar que lo que principalmente se pretende con este tipo de ejercicios de valoración es obtener un indicador de la calidad ambiental en términos monetarios, y no el establecimiento de un precio exacto a dicha calidad.

Por otra parte, a la hora de estimar beneficios y costes ambientales es importante tener en cuenta que la demanda de agua para ciertos fines es *no rival*:

que un individuo disfrute de los beneficios del buen estado ecológico de una masa de agua no impide que otro también lo haga. Tal es el caso, por ejemplo, del mantenimiento de la calidad ambiental o de la existencia de una biodiversidad bien conservada; al igual ocurre con algunos usos recreativos, siempre y cuando no haya una congestión tal que impida el acceso del usuario. En ambos casos, conocida las demandas individuales del bien o servicio ambiental no rival, la demanda total vendría dada por la agregación vertical de dichas demandas individuales (Griffin, 2006). En la práctica esto quiere decir que la disposición al pago media, o la compensación a recibir media, obtenida a partir de un método de valoración directa puede ser extrapolada al conjunto total de individuos que demanden ese tipo de servicios ambientales, obteniéndose así el valor total de la renta o el daño ambiental.

Dada la relevancia de la estimación de beneficios y costes para el análisis de costes desproporcionados de programas de medidas, los ejercicios de valoración económica deberían adecuarse a la escala espacial de la derogación de objetivos de la DMA, dado que ésta determinará la población a la que se extrapolarán las disposiciones al pago medias. Sin embargo, la DMA no es prescriptiva respecto a la escala que ha de realizarse el análisis de costes desproporcionados (Martín-Ortega, 2012). La guía WATECO considera que la derogación de objetivos puede ser realizada a nivel de masa de agua (CE, 2003). Otros autores opinan que se debe emplear una escala no superior al nivel de sub-cuenca, dado que una escala mayor acarrea un menor conocimiento de las circunstancias locales (Stemplewski *et al.*, 2008). Por otra parte, las decisiones que se toman para implementar la DMA tendrán diferente trascendencia, desde un punto de vista social, en función de la masa de agua que se vea afectada. Por ejemplo, una masa de agua de la que depende un espacio natural protegido tendrá un mayor valor debido a que, a priori, su conservación será demandada por un mayor número de individuos. Aunque en el contexto del análisis de costes desproporcionados existen ejemplos en los que los beneficios ambientales han sido agregados a escala de sub-cuenca (Hanley y Black, 2006), cuenca (Martín-Ortega, 2009) y nacional (Andrews *et al.*, 2002; Brouwer, 2008; Glenk *et al.*, 2011), en esta investigación se ha optado por seleccionar la escala de agregación en función de la relevancia del ecosistema hídrico dentro del contexto de la Demarcación Hidrográfica del Segura.

En cuanto a las características particulares de los casos de estudio analizados, esta investigación refleja el carácter integrador de la DMA, dado que en ella se

aborda la valoración económica de aguas subterráneas, superficiales y costeras. Así, el primer caso de estudio ha sido llevado a cabo en el acuífero del Gavilán. Este acuífero sustenta un ecosistema en su superficie y provee de una serie de servicios ambientales de relevancia para la población local del territorio donde se ubica, en particular servicios de recreo y abastecimiento de regadío tradicional. Con el fin de obtener el valor económico total de las aguas del acuífero se han combinado dos metodologías. Por un lado, el método de la Valoración Contingente ha sido utilizado para cuantificar el valor de sus servicios de recreo (valor de uso no consuntivo) y de sustento del ecosistema (valor de no uso). Por otro lado, el método de la función de producción, en su versión más sencilla, para estimar el valor de sus aguas en su uso para riego (valor de uso consuntivo). Así, la sobreexplotación de este acuífero implicaría un coste ambiental por la pérdida del ecosistema y del valor de uso recreativo, y un coste del recurso, en tanto que supondría un coste de oportunidad para los regantes de la zona.

El segundo caso aborda el análisis de la degradación ambiental del Río Segura. Éste se caracteriza por una mala calidad de sus aguas y una alteración de sus riberas, principalmente en sus tramos medio y bajo. En este caso se ha empleado el método de los Modelos de Elección en su variante de Ranking Contingente (Hanley *et al.*, 2001), que va a permitir conocer qué tipo de actuaciones de recuperación ambiental, concretamente en su tramo Ojós-Contraparada, son prioritarias desde el punto de vista de los ciudadanos de las comarcas ribereñas. Asimismo, este método permite obtener, por un lado, el valor económico del caudal ecológico propuesto para ese tramo, y de otro lado, la renta ambiental que se generaría si la calidad y cantidad de sus aguas fueran tal que posibilitaran tanto un uso recreativo superior al actual, como el mantenimiento pleno de la estructura y funcionamiento del ecosistema fluvial.

El tercer y último escenario de valoración económica está dedicado al caso de la laguna costera del Mar Menor, la cual presenta problemas de eutrofización que ponen en peligro su valor ambiental y socioeconómico. En este caso se plantea un ejercicio de Valoración Contingente en el que se analiza si los ciudadanos de la Demarcación Hidrográfica del Segura están dispuestos a pagar más cuanto más medidas se apliquen para asegurar una mayor provisión de calidad ambiental. Así, las disposiciones al pago obtenidas son posteriormente utilizadas para estimar los beneficios de la mejora ambiental, en sus componentes de uso y no uso, y

determinar si el programa de medidas propuesto para el Mar Menor supone o no un coste desproporcionado.

La segunda parte de esta investigación tiene como objeto la evaluación económica de programas de medidas, que consiste, por un lado, en la selección de medidas coste-efectivas y, por otro lado, en el análisis de costes desproporcionados.

Continuando con el análisis del caso de estudio del programa de medidas del Mar Menor, en esta investigación se ha adoptado un enfoque alternativo y novedoso para la selección de medidas que trata de solventar algunas de las dificultades que el Análisis Coste-Eficacia supone en la práctica. El enfoque empleado se basa en la interacción directa con *stakeholders* en un proceso de entrevistas personales. En dicho proceso, la eficacia y el impacto relativo de cada una de las medidas son evaluadas mediante la técnica de análisis preferencias denominada Comparación por Parejas (*Pairwise Comparison*). Cabe destacar que esta técnica de elicitación permite identificar respuestas inconsistentes que son eliminadas del análisis para incrementar la robustez y fiabilidad a los resultados obtenidos (Whitmarsh y Palmieri, 2009). En una segunda fase, la eficacia relativa de las medidas se utiliza para calcular el ratio coste-eficacia de cada una y establecer el orden de prioridad de su ejecución. Además, las opiniones y percepciones de los entrevistados ayudan a la interpretación de resultados y a una evaluación final más completa del programa de medidas.

Finalmente, esta investigación aborda el problema del análisis de costes desproporcionados utilizando también para ello el caso del Mar Menor. Este análisis intenta determinar si los beneficios de lograr el buen estado ecológico del Mar Menor superan los costes de las medidas propuestas con tal fin. Para ello se aplican diferentes enfoques de Análisis Coste-Beneficio (ACB) que se diferencian en el tratamiento que hacen de las cuestiones de índole ambiental, en particular (i) si los beneficios ambientales son incluidos o no en la evaluación y, en tal caso, (ii) si la tasa de descuento aplicada para actualizar los beneficios ambientales es menor a la utilizada para actualizar los flujos de mercado. En función de los criterios elegidos, los métodos empleados reciben el nombre de Análisis Coste-Beneficio Clásico, Análisis Coste-Beneficio Extendido o Análisis Coste-Beneficio Extendido Dual, respectivamente (Almansa y Martínez-Paz, 2011). La mayor novedad metodológica para el análisis de costes desproporcionados proviene del último de estos enfoques: utilizar una menor tasa de descuento para los flujos ambientales es una forma de

incluir en el análisis el principio de sostenibilidad intergeneracional, al hacer que los flujos ambientales futuros pierdan menos valor actual en términos netos que los flujos de mercado futuros (Almansa y Martínez-Paz, 2011).

Como herramienta propia de la Economía Pública, el ACB realizado permite, además de informar sobre la adecuación de los costes, evaluar *per se* la rentabilidad socioeconómica de los recursos destinados a dicho programa y, por tanto, justificar dicha inversión y/o compararla con otras inversiones alternativas, cuestión especialmente importante en un contexto de severas restricciones presupuestarias como el actual.

Si bien en esta sección se han expuesto los principales enfoques metodológicos adoptados, los detalles de sus fundamentos teóricos y de su aplicación se expondrán en los siguientes capítulos de esta Tesis Doctoral a medida que se van presentando los casos de estudio aquí mencionados.

4. Estructura de la Tesis en la modalidad de compendio de publicaciones

A este capítulo de introducción y justificación de la investigación le suceden los cinco artículos que configuran esta Tesis Doctoral presentada en la modalidad de compendio de publicaciones. Todos ellos han sido ya publicados en revistas de impacto internacional indizadas en la base de datos ISI (*Institute for Scientific Information*) e incluidas en el *Journal Citation Report* (JCR) de Thomson Reuters. Los únicos coautores de los trabajos son los propios directores de esta Tesis Doctoral, ambos de la Universidad de Murcia.

El orden seguido para la presentación de los distintos artículos coincide con la propuesta de objetivos y la exposición del marco metodológico general, incluyéndose cada uno de ellos en los Capítulos del II al VI de este trabajo. A continuación se presentan las referencias completas a los artículos y el índice de impacto JCR del año 2012 de las revistas en las que han sido publicados.

Artículo 1

Martínez-Paz, J.M. y **Perni, A.** (2011). Environmental Cost of Groundwater: a Contingent Valuation Approach. *International Journal of Environmental Research*, 5(3): 603-612. (JCR Science Edition 2012 = 1.818)

Artículo 2

Perni, A., Martínez-Paz, J.M. y Martínez-Carrasco, F. (2012). Social Preferences and Economic Valuation for Water Quality and River Restoration: the Segura River, Spain. *Water and Environment Journal*, 26(2): 274-284. (JCR Science Edition 2012 = 0.969)

Artículo 3

Perni, A., Martínez-Carrasco, F. y Martínez-Paz, J.M. (2011). Economic Valuation of Coastal Lagoon Environmental Restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Marinas*, 37(2): 175-190. (JCR Science Edition 2012 = 0.609)

Artículo 4

Perni, A. y Martínez-Paz, J.M. (2013). A Participatory Approach for selecting Cost-Effective Measures in the WFD Context: the Mar Menor (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 458-460, 303-311. (JCR Science Edition 2012 = 3.258)

Artículo 5

Martínez-Paz, J.M., **Perni, A.** y Martínez-Carrasco, F. (2013). Assessment of the Programme of Measures for Coastal Lagoon Environmental Restoration using Cost-Benefit Analysis. *European Planning Studies*, 21(2): 131-148. (JCR Social Sciences Edition 2012 = 0.562)

Una vez presentados cada uno de los trabajos, esta Tesis Doctoral termina con una discusión general de los resultados de esta investigación, las limitaciones de los métodos empleados y una propuesta de futuras líneas de investigación derivadas de las aquí presentadas. Por último, se exponen las conclusiones finales de esta investigación a modo de síntesis.

5. Referencias

- Almansa, C. y Martínez-Paz, J. M. (2011). Intergenerational equity and dual discounting. *Environment and Development Economics*, 16: 685-707.
- Andrews, K., Montgomerie, R., Hanley, N.D. y Black, A.R. (2002). Costs and benefits of the Water Framework Directive in Scotland. Final Report to the Scottish Executive.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*. Madrid: McGraw-Hill.
- Balana, B., Vinten, A. y Slee, B. (2011). A review on cost-effectiveness analysis of agri-environmental measures related to the EU WFD: Key issues, methods, and applications. *Ecological Economics*, 70: 1021-1031.
- Birol, E., Karousakis, K. y Koundouri, P. (2006): Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, 365: 105-122.
- Birol, E., Koundouri, P. y Kountouris, Y. (2010). Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: Combining economic valuation, cost-benefit analysis and discounting. *Ecological Economics*, 69: 839-847.
- Boyd, J. y Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63: 616-626.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K. y Mooney, H. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98.
- Brouwer, R. (2008). The potential role of stated preference methods in the Water Framework Directive to assess disproportionate costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(5): 597-614.
- Cabezas, F. (2012). The European Water Framework Directive: A Framework? *Water Resources Development*, 28(1): 19-26.
- Carson, R.T. (2000). Contingent valuation: A user's guide. *Environmental Science & Technology*, 34: 1413-1418.
- CE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea nº L 327: 1-73, de 22 de diciembre de 2000. Bruselas.
- CE (2003). Economics and the Environment: The implementation Challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document. WATECO.
- CE (2012a). Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans.
- CE (2012b). Commission staff working document. Member State: Spain. Accompanying the document - Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans.
- Cherry, K.A., Shepherd, M., Withers, P.J.A. y Mooney, S.J. (2008). Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: a review of methods. *Science of the Total Environment*, 406: 1-23.
- CHS (2013). *Esquema Provisional de Temas Importantes*. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

- Curtis, J.A. (2002). Estimating the demand for Salmon Angling in Ireland. *The Economic and Social Review*, 33(3): 319–332.
- Ferrer, G. y La Roca, F. (2006). El papel de la economía en el desarrollo e implementación de la Directiva Marco del Agua. Ambigüedad conceptual y problemas prácticos. Mimeo, Universidad de Valencia.
- Fisher, B. y Turner, R.K. (2008). Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141: 1167-1169.
- Fihser, B. Turner, R.K., y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68: 643-653.
- Freeman, A.M. (1993). *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington DC: Resources for the future.
- Glenk, K., Lago, M. y Moran, D. (2011). Public preferences for water quality improvements: implications for the implementation of the EC Water Framework Directive in Scotland. *Water Policy*, 13: 645–662.
- Griffin, R.C. (2006). *Water resource economics: the analysis of scarcity, policies and projects*. Massachusetts Institute of Technology: Cambridge.
- Grindlay, A.L., Zamorano, M., Rodriguez, M.I., Molero, E. y Urrea, M.A. (2011). Implementation of the European Water Framework Directive: integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain. *Land Use Policy*, 28: 242–256.
- Hanley, N. and Black, A.R. (2006). Cost-benefit analysis and the Water Framework Directive in Scotland. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2(2): 156-165.
- Hanley, N., Mourato, S. y Wright, R.E. (2001). Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Surveys*, 15(3): 435-462.
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R.S. y Van Ierland, E.C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57: 209-228.
- Iglesias, A. (2009). Policy issues related to climate change in Spain. En: A. Dinar and J. Albiac (Eds): *Policy and Strategic Behaviour in Water Resource Management*, London: Earthscan, pp. 145–173.
- Iglesias, A., Moneo, M., Garrote, L. y Flores, F. (2010). Drought and water scarcity: current and future vulnerability and risk. En Garrido, A. y Llamas, M.R. (Eds): *Water Policy in Spain*, Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 63–76.
- Johnston, R.J. y Russell, M. (2011). An operational structure for clarity in ecosystem services values. *Ecological Economics*, 70: 2243-2249.
- Kemper, K.; Foster, S.; Garduño, H.; Nanni, M. y Tuinhof, A. (2005). Instrumentos Económicos para la Gestión del Agua Subterránea. Usar incentivos para mejorar la sostenibilidad. En Banco Mundial (2005): *Serie de Notas Informativas*. Programa asociado de la GWP.
- Krutilla, J.V. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review*. 57(3):777-786.
- La Roca, F. (2011). Del productivismo a la recuperación de los ecosistemas. La difícil transición de la política del agua en España. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 16-17: 99-112.
- MA, Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island Press, Washington, DC.

- MARM (2008). Instrucción de planificación hidrológica. Orden MARM/2656/2008 de 10 septiembre por la que se aprueba la instrucción de la planificación hidrológica. BOE núm. 229, de 22 de septiembre de 2008.
- Martín-Ortega, J. y Berbel, J. (2008). Beneficios y costes ambientales en la Directiva Marco del Agua: conceptos y estimación. *Estudios Geográficos*, 265: 609-635.
- Martín-Ortega, J. (2009). Los beneficios ambientales de las aguas del Guadalquivir: un análisis económico. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba.
- Martin-Ortega, J. (2012). Economic prescriptions and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 24: 83-91.
- Martínez-Paz, J.M. y Martínez-Carrasco, F. (2011). Medio ambiente y sostenibilidad. En: Buendía, J.D. y Colino, J. *La economía de la Región de Murcia. Presente y futuro*. Series Temáticas. Fundación Cajamar, pp. 111-148.
- Mesa-Jurado, M.A., Berbel, J. y Orgaz, F. (2010). Estimating marginal value of water for irrigated olive grove with the production function method. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(52): 197-206.
- Messner, F. (2006). Applying participatory multicriteria methods to river basin management: improving the implementation of the Water Framework Directive. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 24: 159-167.
- Moran, D. y Dann, S. (2008). The economic value of water use: Implications for implementing the Water Framework Directive in Scotland. *Journal of Environmental Management*, 87: 484-496
- Moren-Abat, M. y Rodríguez-Roldán, A. (2012). The Challenges of Implementing the Water Framework Directive in Spain. *Water Resources Development*, 28(1): 13-18.
- Mostert, E. (2003). The European Water Framework Directive and water management research. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28: 523-527.
- NERA & Accent (2007). Report on The Benefits of Water Framework Directive Programmes of Measures in England and Wales. A Final Report to DEFRA re CRP Project 4b/c Collaborative Research Programme On River Basin Management Planning Economics.
- Ojea, E., Martín-Ortega, J. y Chiabai, A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science & Policy*, 19-20: 1-15.
- Pearce, D. (ed.). (2006). *Valuing the Environment in Developed Countries*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 480 pp.
- Pearce, D. y Ozdemiröglu, E. (2002). Economic valuation and stated preference techniques. Local Transport Department. London.
- Renzetti, S. (2002). *The Economics of Industrial Water Use*. Northampton, MA: Edward Elgar Publishing, Inc.
- Rogers, P., de Silva, R. y Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4, 1-17.
- Samuelson, J. (1993). *Economy*. McGraw-Hill, New York.
- Sánchez-Martínez, M.T., Salas-Velasco, M. Y Rodríguez-Ferrero, N. (2012). Who Manages Spain's Water Resources? The Political and Administrative Division of Water Management. *Water Resource Development*, 28(1): 27-42.

- Stemplewski, J. Krull, D., Wermter, P., Nafo, I.I., Palm, N. y Lange, C. (2008). Integrative socio-economic planning of measures in the context of the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, 22: 250-257.
- Ward, F.A. (2012). Cost-benefit and water resources policy: a survey. *Water Policy*, 14: 250-280.
- Whitmarsh, D. y Palmieri, M.G. (2009). Social acceptability of marine aquaculture: the use of survey-based methods for eliciting public and stakeholder preferences. *Marine Policy*, 33: 452-457.
- Young, R.A. (2005). *Determining the economic value of water: Concepts and Methods*. RFF Press: Washington.

II. Environmental Cost of Groundwater: a Contingent Valuation Approach

Martínez-Paz, J.M. & Perni, A.

International Journal of Environmental Research (2011), 5(3): 603-612

Abstract

The Water Framework Directive of the European Union has become a milestone in the water policy for this area. This Directive aims to achieve a “good ecological status” of bodies of water in the Member States of the European Union by 2015. The Water Framework Directive calls for the application of economic principles, economic approaches, tools and instruments. The functions of this economic analysis include identifying methods to estimate resource and environmental costs. The purpose of this paper is to define the applications of Environmental Economics techniques in a groundwater valuation, taking the Gavilán Aquifer, located in the southeast of Spain, as a case study. This aquifer discharges support a very important wetland, with high biological, recreational and landscaping values. As this groundwater is also used for agricultural purposes, it is an ideal case to test a methodology aimed at measuring both environmental and resource costs. Two valuation techniques, Contingent Valuation Method and Production Function Approach, were applied so as to achieve this goal. The total economic value estimated for this groundwater is 0.454 €/m³, out of which 16.1% is related to environmental and recreational aspects.

URL: http://www.ijer.ir/?_action=articleInfo&article=367

III. Social Preferences and Economic Valuation for Water Quality and River Restoration: the Segura River, Spain

Perni, A., Martínez-Paz, J.M. & Martínez-Carrasco, F.

Water and Environment Journal (2012), 26: 274-284

Abstract

The Water Framework Directive (WFD) aims at improving the ecological status of the water bodies in Europe. In this context, some rivers are currently being restored and, in accordance with this Directive, the restoration actions have to be evaluated from a socio-economic approach. This work applies the Choice Modelling method to the WFD provisions for river restoration. This method proves to be useful for the economic valuation of the restoration measures, as well as a very important tool for people's public participation. In this sense, the water quality improvement has been defined as a priority action from a social point of view. Moreover, the method used has provided answers to both basic questions included in the WFD: the calculation of the economic value of the Segura River's ecological flow, the decrease of which would pose an environmental cost, and the estimation of the environmental income generated by this river.

URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1747-6593.2011.00286.x/abstract>

IV. Economic Valuation of Coastal Lagoon Environmental Restoration: Mar Menor (SE Spain)

Perni, A., Martínez-Carrasco, F. & Martínez-Paz, J.M.

Ciencias Marinas (2011), 37(2): 175–190

Abstract

Coastal lagoons are a special type of boundary ecosystem between marine and terrestrial environments, which in many cases are threatened by human activities developed in the periphery. One of the most important anthropogenic impacts sustained by coastal lagoons is eutrophication, as a result of nutrient enrichment of the water from agriculture and deficient treatment systems. In the European Union, laws such as the Water Framework Directive and Marine Strategy Framework Directive aim to achieve a good ecological status for these ecosystems through a program of measures, which must take into account the benefits generated by them. In this study we have applied the contingent valuation method to estimate the benefits generated by the measures to improve the ecological status of the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain), one of the most important of the Mediterranean Sea. The results show that there is a willingness to pay for the implementation of additional measures apart from urban wastewater treatment and other obligatory measures. From the willingness to pay values obtained, the environmental benefits generated by the correction of the impacts at Mar Menor were estimated. These benefits add up to 17.4 million euros per year, of which 7.7 and 9.7 are related to the increase in the use and non-use values, respectively. On the other hand, the estimation of the derived demand function has shown that variables such as the connection to Mar Menor and the level of environmental awareness have a positive influence on the willingness to pay.

URL: <http://www.cienciasmarinas.com.mx/index.php/cmarinas/article/view/1889>

V. A Participatory Approach for Selecting Cost-Effective Measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain)

Perni, A. & Martínez-Paz, J.M.

Science of the Total Environment (2013), 458-460: 303-311

Abstract

Achieving a good ecological status in water bodies by 2015 is one of the objectives established in the European Water Framework Directive. Cost-Effective Analysis (CEA) has been applied for selecting measures to achieve this goal, but this appraisal technique requires technical and economic information that is not always available. In addition, often there are local insights that can only be identified by engaging multiple stakeholders in a participatory process. This paper proposes to combine CEA with the active involvement of stakeholders for selecting cost-effective measures. This approach has been applied to the case study of one of the main coastal lagoons in the European Mediterranean Sea, the Mar Menor, which presents eutrophication problems. Firstly, face-to-face interviews were conducted to estimate relative effectiveness and relative impacts of a set of measures by means of the pairwise comparison technique. Secondly, relative effectiveness was used to estimate cost-effectiveness ratios. The most cost-effective measures were the restoration of watercourses that drain into the lagoon and the treatment of polluted groundwater. Although in general the stakeholders approved the former, most of them stated that the latter involved some uncertainties, which must be addressed before implementing it. Stakeholders pointed out that the PoM would have a positive impact not only on water quality, but also on fishing, agriculture and tourism in the area. This approach can be useful to evaluate other programmes, plans or projects related to other European environmental strategies.

URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713004518>

VI. Assessment of the Programme of Measures for Coastal Lagoon Environmental Restoration Using Cost-Benefit Analysis

Martínez-Paz, J.M., Perni, A. & Martínez-Carrasco, F.

European Planning Studies (2013), 21(2): 131-148

Abstract

The degradation of marine and coastal ecosystems has given rise to the creation of specific protection rules. The Marine Strategy Framework Directive and the Water Framework Directive are the standards agreed in the European Union with the aim of obtaining a good ecological status in marine and coastal waters by applying a programme of measures, if necessary. These measures must be technical, social and economically feasible, in such a way that costs do not exceed benefits. This work expounds the implementation of two economic tools to assess the programme of measures intended for the environmental restoration of one of the most important coastal ecosystems in Europe, the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). Thus, the cost-benefit analysis (CBA) (and its extensions) and the contingent valuation method are used to assess the aforementioned programme in terms of economic and environmental profitability. Results prove the socioeconomic and environmental profitability of the actions due to be undertaken, with rates of return of around 10%. From a methodological point of view, there is a clear need to widen the classic CBA scheme by using the extended CBA and the dual CBA to gauge this type of environmental restoration actions.

URL: <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09654313.2012.722923#.UjWQbxzvPw>

VII. Síntesis de Resultados y Discusión

1. Recapitulación general

Como se ha puesto de manifiesto a lo largo de esta investigación, el agua y los ecosistemas asociados a este recurso tienen valor económico puesto que son capaces de proveer a la sociedad de una amplia variedad de bienes y servicios. No obstante, las presiones e impactos de la actividad humana sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas hídricos están menoscabando su capacidad de generar bienestar. Por esta razón, es indispensable una planificación de carácter integrador de los cada vez más escasos (en cantidad y calidad), recursos hídricos, que atienda a las distintas y a menudo complejas cuestiones económicas, sociales y ambientales que su planificación y gestión plantea. En este sentido, el reconocimiento institucional del agua como bien económico desde foros internacionales ha conducido a que reguladores y gestores aboguen por la participación de la Economía en la planificación y gestión del agua que, junto con el resto de las disciplinas procedentes de las ciencias naturales y sociales, puede contribuir a una asignación más eficiente y sostenible de este recurso. Asimismo, dada la estrecha relación entre agua y bienestar social, también ha sido señalada la necesidad de la participación activa de la sociedad en la toma de decisiones como otro de los pilares sobre el que debe descansar una política de aguas comprometida con la conservación del medio.

En este contexto, nace la Directiva Marco del Agua (DMA) en el año 2000, cuyo objetivo es mejorar el estado ecológico de las aguas de la Unión Europea para el año 2015. La DMA otorga un importante papel al Análisis Económico para, de un lado, guiar la toma de decisiones sobre cómo y cuándo mejorar el estado ecológico de las masas de agua en las Demarcaciones Hidrográficas y, de otro lado, para el establecimiento de un sistema de precios que incentive la utilización responsable y eficiente del recurso. Esta investigación se ha centrado en el primero de estos dos aspectos, con el objetivo general de proponer y perfeccionar métodos de análisis económico que ayuden a la toma de decisiones para la implementación de la DMA en aquellas cuestiones que aún encierran ciertas dificultades a la hora de su aplicación en la práctica; cuestiones que, además, no han sido suficientemente abordadas en el actual proceso de planificación hidrológica.

En particular, este trabajo ha tenido como objetivo central estudiar tres elementos fundamentales de la DMA, como son (i) la estimación de beneficios y costes ambientales, y costes del recurso, (ii) la selección de medidas coste-efectivas de mejora del estado ecológico y (iii) la evaluación de la proporcionalidad de los costes de los programas de medidas. Para ello, esta investigación ha partido de la hipótesis de que alcanzar soluciones de asignación de recursos económica y socialmente cercanas a las óptimas requiere reconocer e internalizar las preferencias de la sociedad en la toma de decisiones, lo que redundaría, a su vez, en una mayor aceptación de las decisiones adoptadas para planificar y gestionar el agua y sus ecosistemas. Bajo esta visión, han sido aplicadas metodologías propias de la Economía Ambiental y la Economía Pública, introduciendo a la vez enfoques alternativos a los tradicionalmente empleados. De esta manera, entendemos que este trabajo puede contribuir al desarrollo y perfeccionamiento de herramientas de análisis económico de relevancia para la política de aguas.

Cabe señalar que los casos de estudio presentados constituyen también una importante contribución a la mejora de la política de aguas del Estado español, dado que han sido desarrollados en el contexto de la Demarcación Hidrográfica del Segura, donde la escasez del recurso provoca una intensa competencia entre usos que complica aún más el problema de la asignación entre los mismos. Hasta el momento, este conflicto ha estado protagonizado por una preponderancia de los beneficios privados de los usos del agua y por una gestión ajena a los beneficios (costes) sociales de su conservación (degradación), es decir, ha dado lugar a una asignación eminentemente privada y socioeconómicamente ineficiente del agua. Esto ha conducido a un profundo deterioro de buena parte de las masas de agua de la demarcación.

Esta investigación presenta, además, el valor añadido de haber probado la existencia de una significativa demanda social por la mejora de la calidad ambiental de las masas de agua de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Dicha demanda debería ser diligentemente atendida por todas aquellas instituciones con responsabilidades dentro del ámbito de la política de aguas, más aún en los casos de estudio seleccionados, dado que por las razones ya esgrimidas a lo largo de este trabajo, se pueden considerar como ejemplos emblemáticos en el contexto de la demarcación.

A continuación se exponen y discuten los principales resultados de este trabajo. Para ello se van a seguir las dos etapas complementarias y sucesivas que fueron propuestas en el marco metodológico general de la investigación. En primer lugar, se presentarán las principales conclusiones obtenidas del desarrollo de escenarios de valoración económica y, en segundo lugar, aquellas relativas a la evaluación de programas de medidas.

2. La valoración económica del agua y sus ecosistemas

Esta investigación ha presentado tres escenarios de valoración económica del agua y sus ecosistemas en el ámbito de la Demarcación Hidrográfica del Segura con el objetivo de estimar los beneficios y costes ambientales y los costes del recurso en los términos definidos en la DMA. Las masas de agua estudiadas han sido el acuífero del Gavilán, el río Segura en uno de sus tramos y la laguna costera del Mar Menor.

En primer lugar, se debe señalar que los resultados obtenidos son estadísticamente significativos dado que todos los escenarios de valoración económica se han implementado a cabo principalmente mediante métodos de preferencias declaradas basados en encuestas directas a una muestra representativa de la población. Además, los resultados obtenidos son consistentes con la teoría económica tal y como ha sido probado a lo largo de la investigación. En los escenarios de valoración basados en el método de la Valoración Contingente, la modelización econométrica de la disposición al pago (DAP) ha permitido contrastar que variables como nivel de renta, empleo, nivel de estudios, ser usuario o tener vínculo con el ecosistema y nivel de compromiso ecológico, son significativas y tienen el signo esperado. En el caso del modelo de elección, el análisis de dominancia de alternativas y la eliminación de la muestra de las respuestas inconsistentes permiten afirmar también que las elecciones de los individuos empleadas en la estimación de la función de utilidad y el cálculo de Precios Implícitos (PI) eran acordes con la teoría económica, dado que dichos individuos expresaron sus preferencias de forma racional a partir de la maximización de su utilidad.

Los principales resultados obtenidos de cada uno de los tres escenarios de valoración económica han sido los siguientes:

1. El análisis económico mediante el método de la Valoración Contingente de las aguas del acuífero del Gavilán, las cuáles brotan principalmente en los manantiales situados en el paraje natural de las Fuentes del Marqués, ha puesto de manifiesto que existe una demanda social por conservar los servicios de recreo (valor de uso) y soporte (valor de no uso) que este agua subterránea sustenta. Los servicios de recreo han sido valorados en 7,18 €/año/persona, que en términos de renta equivale a 119.640 €/año. Los servicios de soporte alcanzan un valor de 17,48 €/año/persona, que arroja una renta ambiental de 797.000 €/año. Dividiendo estos valores por el caudal anual descargado por el acuífero, se ha obtenido un valor de 0,01 €/m³ en concepto de valor de uso recreativo y de 0,06 €/m³ en valor de sustento del ecosistema. Una vez cumplidas sus funciones de soporte y recreo, ambos de carácter no consuntivo, las aguas del acuífero son empleadas para riego, donde el agua alcanza un valor aproximado de 0,38 €/m³ en términos de margen bruto. Asumiendo que los valores por unidad de volumen obtenidos son aditivos, el valor económico total de las aguas del acuífero del Gavilán se ha estimado en 0,45 €/m³. Así, una sobreexplotación del acuífero que menoscabara el estado de sus aguas en superficie, e impidiera la provisión de los servicios actuales, tendría, por un lado, un coste ambiental igual al valor de sus servicios de recreo y de sustento del ecosistema y, por otro lado, un coste del recurso igual al valor del agua en regadío, pues supondría un coste de oportunidad para los regantes de la zona.
2. El escenario de valoración diseñado para el caso del Río Segura en su tramo Ojós-Contraparada, basado en un Modelo de Elección, ha permitido estimar una función de utilidad que describe las variaciones de bienestar debidas a la ejecución de actuaciones de restauración del entorno del río y a cambios en la calidad del agua, para la cual fueron establecidos dos niveles de mejora. Dicha función permite estimar la importancia relativa de ambos atributos en sus diferentes niveles en términos porcentuales. De este modo, se ha obtenido que la población ribereña prefiere, con una importancia del 44,79%, el mantenimiento de una calidad del agua que permitiera el

desarrollo de actividades recreativas tales como el baño, la pesca, el piragüismo y el incremento de la biodiversidad autóctona. Para que esto fuera posible, sería necesario asegurar un caudal en la zona superior al requerimiento mínimo establecido en la normativa. A este respecto, la calidad obtenida del mantenimiento de los requerimientos ambientales recibe una importancia del 34,65%. Las actuaciones de restauración del entorno quedan relegadas al último lugar con una importancia del 20,56%. Este orden de importancia se refleja en el PI (término análogo al de DAP) de cada uno de los atributos y niveles descritos. El menor PI es el obtenido por las medidas de restauración del entorno, con 27,06 €/año/persona. Frente a esto, los encuestados estarían dispuestos a pagar 57,37 €/año/persona por el nivel máximo de calidad, o bien 46,99 €/año/persona por el nivel de calidad garantizado por el caudal ecológico. Por último, se ha estimado que el caudal ecológico tendría un valor de 0,45 €/m³, por lo que el incumplimiento en el mantenimiento de este caudal mínimo acarrearía un coste ambiental de tal magnitud.

3. En el último ejercicio de valoración económica han sido estimados los beneficios ambientales derivados de la mejora del estado ecológico del Mar Menor mediante el método de la Valoración Contingente. En este caso fueron planteados dos escenarios distintos durante el proceso de encuesta. En el primero se ha obtenido que los encuestados tienen una DAP de 20,11 €/año/persona por lograr, en el largo plazo, un estado ecológico moderado en la laguna costera mediante la aplicación de medidas básicas. En el segundo, la DAP por medidas básicas y adicionales que permitan alcanzar el buen estado ha sido de 35,34 €/año/persona. Cabe recordar que las medidas básicas son aquellas que se han de llevar a cabo obligatoriamente en cumplimiento de otras normativas (p. ej. depuración de aguas), de modo que sus efectos se producirán independientemente de la implementación de la DMA. En cambio, las medidas adicionales son aquellas necesarias para conseguir los objetivos de la DMA, en el caso de que las básicas no fueran suficientes para alcanzar el buen estado ecológico de una masa de agua (p. ej. desalobración de retornos de riego). Por esta razón, el valor económico esperado del cambio en la calidad ambiental atribuible a la DMA se debe estimar por diferencia de las DAP de cada uno de los escenarios, lo que

determina una cifra de 15,23 €/año/persona. De esta manera, extrapolando la DAP media al conjunto de la población objetivo, los beneficios ambientales obtenidos de la aplicación de medidas adicionales es de aproximadamente 17,4 millones de €/año. De esta cifra global, 7,7 millones de €/año corresponden a valores de uso, relacionados principalmente con servicios de recreo, y 9,7 millones de €/año a valores de no uso, que englobarían aspectos tales como la mejora de la biodiversidad y el paisaje, así como valores de opción, legado, altruistas y de existencia. En este caso, el coste ambiental de la degradación del Mar Menor equivale al coste de oportunidad de no alcanzar los beneficios del buen estado.

De los resultados de esta primera etapa se pueden extraer importantes conclusiones. En primer lugar, trabajos previos a esta investigación ya pusieron de manifiesto que existe una sensibilidad del individuo al alcance de la mejora ambiental, es decir, los niveles de bienestar experimentados por los individuos van asociados a distintos niveles de calidad de las aguas (Martín-Ortega, 2009). Los resultados obtenidos en esta investigación ratifican esta hipótesis, dado que los indicadores económicos estimados (utilidades parciales, DAP y PI) son mayores cuanto mayor es la provisión de calidad ambiental propuesta.

También resulta relevante el hecho de que los escenarios desarrollados han sido capaces de probar la existencia de los valores de uso y no uso con éxito, dado que la DAP de usuarios y no usuarios han resultado significativamente diferentes. Esto conduce principalmente a dos conclusiones. La primera es que los beneficios de la DMA no dependen exclusivamente de la relación directa del individuo con las masas de agua, sino que existen otros beneficios relacionados con los valores de no uso y de opción, inherentes a los servicios ambientales, que impactan positivamente sobre el bienestar social. La segunda conclusión es que la mayor implicación de los usuarios con el bien ambiental valorado hace más probable que estén dispuestos a contribuir al mantenimiento del estado del recurso y con una mayor cantidad de dinero que el resto de individuos.

Por otra parte, los métodos empleados y las estimaciones aquí presentadas guardan una especial utilidad en la evaluación de programas de medidas, como se verá en el siguiente epígrafe, pero también tienen otras implicaciones para la política de aguas, concretamente en el cumplimiento del *Artículo 9* de la DMA sobre

la recuperación de costes de los servicios del agua. En el caso español, la aproximación establecida para el concepto de coste ambiental es la de equipararlo a los costes de las medidas establecidas para la consecución de los objetivos ambientales (MARM, 2008). La desventaja de este enfoque reduccionista es que, en la práctica, ésta definición implica que si no hay actuación no hay coste ambiental, aunque sí pueda haber daño ambiental (La Roca, 2011). De este modo, se estaría incumpliendo el principio de recuperación de costes y excluyendo los valores no tangibles del agua. Por tanto, la definición de coste ambiental como coste de oportunidad del beneficio perdido (CE, 2003), sin excluir el criterio ya establecido en la normativa, también debería ser adoptada por reguladores y gestores. Así, estimaciones como las aquí presentadas deberían ser incorporadas dentro de los sistemas de tarificación en aquellas situaciones en las que no se logre el buen estado ecológico de las masas de agua (Rogers *et al.*, 2002). Siguiendo el principio de *quien contamina paga*, este coste ambiental debería ser repercutido a los distintos causantes del daño de manera proporcional a su contribución a la degradación del medio. De manera similar habría que introducir el coste del recurso, si bien serían necesarios análisis a escala de cuenca para determinar la eficiencia económica del uso actual del recurso agua y, así, plantear nuevas tarifas que incentiven el uso eficiente del mismo vía precios. En ambos casos, el incremento de tarifas puede conllevar un rechazo por parte de los agentes económicos afectados. Por esta razón, dicho incremento debería ir acompañado de campañas de información dirigidas a todos los estratos de la población pues, como ha puesto de manifiesto este trabajo, una mayor sensibilización ambiental lleva asociada una mayor disposición a pagar¹⁰.

Llegado este punto, cabe señalar que la “Propuesta del Proyecto del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura” (CHS, 2013a), recientemente publicado, cifra los costes de las medidas de mejora del medio ambiente acuático en 248 mill. €/año.

¹⁰ Estas campañas deberían de informar sobre los efectos positivos esperados del incremento en la tarifa y, también, mostrar los avances reales alcanzados transcurrido un periodo de tiempo desde su establecimiento. En este sentido, según Rogers *et al.* (2002) un incremento de precios se traduce en: (i) una reducción de demanda de agua, que hace asequible la conservación del medio y cambia las preferencias hacia opciones de consumo menos agresivas; (ii) un incremento de la oferta, pues provee de incentivos para reducir las pérdidas y hace asequibles nuevos proyectos de suministro; (iii) una reasignación entre usos; (iv) un incremento de ingresos que mejora la gestión del recurso pues permite el mantenimiento de infraestructuras, la cualificación de personal mediante cursos, y la inversión en nuevos sistemas de control y manejo; y finalmente, (v) una mayor sostenibilidad, al reducir la demanda de agua desde fuentes naturales e incentivar la reutilización en usos industriales, disminuyendo también la carga contaminante vertida.

Esta cifra únicamente incorpora los costes de las medidas a ejecutar valoradas a precios de mercado, por lo que, por las razones ya expuestas, los costes ambientales que los usos del agua imponen sobre los ecosistemas están notablemente infravalorados. En cuanto a los costes del recurso, este borrador del plan de cuenca únicamente incluye como tal el coste unitario del agua resultante de los contratos de cesión de derechos del agua suscritos por usuarios de la cuenca del Segura, excluyendo del análisis aquellos costes derivados de situaciones de sobreexplotación o de una asignación ineficiente del recurso.

A la vista de lo anterior, entendemos que es todavía necesario un análisis en profundidad del valor del agua en la cuenca del Segura en sus diferentes destinos finales. En esta línea, creemos que los resultados de los escenarios de valoración económica desarrollados en esta investigación constituyen un paso para mejorar la eficiencia económica de la asignación de recursos en la Demarcación Hidrográfica del Segura.

3. La selección de medidas coste-efectivas y la evaluación de la proporcionalidad de los costes

La segunda etapa de esta investigación se ha centrado en señalar y resolver las dificultades de la evaluación de programas de medidas, concretamente de la selección de medidas coste-efectivas y el análisis de la proporcionalidad de sus costes. Para ello se ha analizado el caso de la laguna costera del Mar Menor, una de las lagunas costeras más importantes del mediterráneo europeo, para el que han sido propuestas una serie de medidas que, a partir de la reducción de las entradas de nutrientes, pretenden mejorar la calidad de sus aguas.

Como ya se ha señalado, la DMA y los documentos guía de su implementación prescriben el Análisis Coste-Eficacia (ACE) como herramienta para la selección de medidas. Sin embargo, esta técnica presenta una serie de dificultades que pueden obstaculizar y ralentizar el proceso de toma de decisiones, y también limitaciones que pueden conducir a una evaluación incompleta de las medidas. Así, el enfoque aquí adoptado ha permitido solventar parte de estos problemas, lo cual constituye una de las contribuciones más significativas de este trabajo. En primer

lugar, la evaluación de estas medidas se ha llevado a cabo mediante una visión más pragmática del ACE, basada en la participación directa de *stakeholders* mediante entrevistas personales. De este modo, los recursos técnicos y económicos aquí empleados para estimar la eficacia de dichas medidas han sido sustancialmente menores que aquellos necesarios en análisis basados en el estudio de variables y procesos biofísicos, a menudo complejos y costosos. En segundo lugar, al contrario que el ACE convencional, el enfoque propuesto ha tenido en cuenta que la aplicación de medidas puede acarrear múltiples efectos que trascienden el marco de la política de aguas. Por esta razón, además de la eficacia, también han sido evaluados los impactos esperados de las medidas en actividades socioeconómicas tales como la agricultura, la pesca y el turismo.

Por otra parte, cabe recordar que durante las entrevistas los participantes debían emplear la técnica de elicitación de preferencias de la Comparación por Parejas (*Pairwise Comparison*), cuya principal ventaja es que permite detectar respuestas inconsistentes, que son eliminadas del análisis, lo que aporta una mayor robustez y fiabilidad a los resultados alcanzados. De esta manera se han obtenido, de un lado, un conjunto de indicadores de eficacia e impacto de las medidas en términos relativos y, de otro lado, la importancia relativa que, según los entrevistados, debía tener en la toma de decisiones cada uno de los cuatro grupos en los que fueron clasificados los participantes (Administraciones Públicas, sector agrario, actividades económicas del entorno del Mar Menor, y científicos o técnicos). Además, la inclusión no sólo de expertos, sino también de gestores y agentes económicos afectados por las medidas, ha hecho de esta evaluación un proceso transparente y abierto a diferentes criterios y sensibilidades, de acuerdo con el principio de participación activa promulgado en la DMA. Por último, la interacción directa con más de 100 *stakeholders* ha permitido recopilar sus opiniones y percepciones, lo que ha enriquecido la información obtenida de las entrevistas y facilitado la interpretación de los resultados.

En relación al caso del Mar Menor, los principales resultados obtenidos de las entrevistas se resumen en los siguientes puntos:

1. Los entrevistados, aunque respaldan que se lleven a cabo procesos participativos que involucren a todos los grupos de interés, opinan que el

- criterio de científicos y técnicos independientes ha de prevalecer en la toma de decisiones.
2. Las medidas más eficaces para reducir la entrada de nutrientes a la laguna son la depuración total de aguas residuales urbanas y la restauración de la rambla del Albuñón para hacer frente a la contaminación difusa procedente de la agricultura del Campo de Cartagena. Sin embargo, la eficacia de esta última medida pudo haber sido sobrevalorada por los entrevistados, tal y como se describe en el punto 4.
 3. Relacionando la eficacia relativa de cada medida con los costes de su ejecución, la medida más coste-efectiva ha resultado ser la restauración de la rambla del Albuñón, seguida de la construcción de una batería de pozos perimetrales para la extracción y posterior tratamiento de aguas subterráneas contaminadas; después, el tratamiento de aguas residuales urbanas, la ampliación de la desalobradora del Mojón para el tratamiento de retornos de riego; y por último, la construcción de tanques de tormenta.
 4. Algunos entrevistados cuestionaron la construcción de una batería de pozos perimetrales, y manifestaron que se debía llevar a cabo un análisis en profundidad para despejar las incertidumbres acerca de su eficacia real. Otros señalaron que la restauración de la rambla del Albuñón propuesta, aun siendo prioritaria, no era suficiente para disminuir significativamente la contaminación difusa procedente del Campo de Cartagena, por lo que debería ser rediseñada con el fin de convertirla en un filtro verde¹¹.
 5. Los participantes en las entrevistas señalaron que la aplicación del programa de medidas beneficia al conjunto de actividades económicas desarrolladas en la zona. De hecho, la importancia relativa obtenida de los impactos del programa de medidas es mayor para el total de las actividades económicas (58%) que para la calidad del agua (42%). Entre los impactos positivos destacan la mejora en la imagen turística de la zona; el incremento en la

¹¹ Martínez-Paz *et al.* (2007) ya propusieron la construcción de un filtro verde para la retención de los nutrientes de origen agrario transportados por la rambla del Albuñón hasta el Mar Menor. La rambla del Albuñón desemboca en el Mar Menor en el extremo norte de la Marina de El Carmolí, un espacio abierto adyacente a la desembocadura de la rambla. Entre el cauce de dicha Rambla y la Marina de El Carmolí se ubican varias fincas con una superficie total de 35 ha, que son susceptibles de ser convertidas en humedal con la siembra de carrizo común. Una vez alcanzada la madurez del carrizal, este sistema permitiría el tratamiento de 27 Hm³ de drenajes agrícolas a un coste menor que alternativas de tipo tecnológico, como por ejemplo la desalobración de retornos de riego.

garantía de suministro de agua para riego propiciado por la desalobración de retornos de riego y aguas subterráneas; y la mejora, al menos cualitativa, del *stock* pesquero.

A la vista de estos resultados, se puede afirmar que, a priori, los beneficios esperados de la aplicación de medidas justificarían la implantación de todas ellas, pues cada una contribuye a hacer frente a una fuente de contaminación diferente y, por tanto, no son estrictamente excluyentes para la consecución del buen estado ecológico del Mar Menor. No obstante, la viabilidad de la aplicación de todas las medidas dependerá de la proporcionalidad de sus costes.

Como se comentó en el capítulo introductorio, el análisis de costes desproporcionados debe atender principalmente a dos cuestiones. En primer lugar, se debe analizar la capacidad financiera de usuarios e instituciones públicas para sufragar los costes de las medidas. Para el caso del Mar Menor, la Confederación Hidrográfica del Segura considera la “[...] aplicación de las medidas básicas y complementarias puede permitir alcanzar los OMA [*objetivos medioambientales*] en 2027, con un mayor margen de confianza que en 2015. Además, la prórroga de los plazos para alcanzar los OMA permite la programación diferida de las inversiones de las distintas Administraciones Públicas, de forma que no se vea superada la capacidad financiera de las mismas” (CHS, 2013b). Por tanto, en este escenario de restricciones del presupuesto público, el ranking de medidas propuesto anteriormente debe ser interpretado como el orden de prioridad en el que han de ser ejecutadas, sin olvidar que la depuración de aguas es una medida básica que necesariamente se debe llevar a cabo en cumplimiento de la Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de las aguas residuales.

En segundo lugar, cabe apuntar que la Comisión Europea ha puesto de manifiesto que la decisión de derogar los objetivos de la DMA apenas ha ido acompañada de análisis rigurosos donde se sopesen costes y beneficios (CE, 2012). En el caso de la Demarcación Hidrográfica del Segura, los documentos que configuran el nuevo Plan de Cuenca no contienen referencia alguna a este tipo de evaluaciones, a pesar de que las mismas deben ser también utilizadas para fundamentar las excepciones al cumplimiento de los objetivos medioambientales. La causa de esto puede estar en la falta de experiencia de los gestores para estimar de manera cuantitativa los beneficios de mejorar la calidad del agua, en particular

aquellos que poseen un valor de no mercado, aspecto que ha sido atendido en este trabajo. A este hecho se le añade el todavía reciente debate sobre cómo se deben introducir las cuestiones ambientales en los esquemas clásicos de evaluación pública de inversiones, es decir, como se han de comparar en el tiempo beneficios y costes de distinta naturaleza y que repercuten sobre las generaciones presentes y futuras (Almansa y Martínez Paz, 2011a).

Esta segunda cuestión, la de cómo comparar costes y beneficios, también ha sido abordada en detalle en la presente investigación. La guía WATECO recomienda que la evaluación de costes y beneficios de los programas de medidas se inicie, al menos, con una descripción cualitativa en detalle de los mismos y, a medida que se vaya disponiendo de información suficiente, se deben incluir en la evaluación estimaciones cuantitativas, ya sean monetarias o biofísicas (CE, 2003). Llegado ese punto, consideramos que el análisis de costes desproporcionados debe incorporar los nuevos avances metodológicos del Análisis Coste-Beneficio (ACB) que emergen de la literatura, concretamente los denominados ACB Extendido (ACBE) y ACB Extendido Dual (ACBD) (Almansa y Martínez Paz, 2011b). Cabe recordar que mientras en el ACBE todos los flujos de caja son actualizados con una misma tasa de descuento, en el ACBD la tasa aplicada a los flujos ambientales es menor.

Para justificar esta posición, sirva nuevamente el caso del Mar Menor. Los resultados obtenidos en esta investigación muestran que si los beneficios ambientales de la mejora no son tenidos en cuenta en la evaluación de las medidas, el programa resulta desproporcionadamente costoso, lo que conllevaría a una rebaja del objetivo medioambiental, es decir, se permitiría que el Mar Menor no alcanzara el buen estado; esto no implicaría que no se debieran tomar aquellas medidas necesarias para impedir un deterioro aún mayor. En cambio, la evaluación basada en ACBE y ACBD ha arrojado unas rentabilidades absolutas de 275 mill. de € y 363 mill. de €, respectivamente, para un horizonte conservador de 50 años. En términos relativos, la tasa interna de rendimiento del programa de medidas se sitúa cerca del 10%, y la tasa ambiental crítica en torno al 15%, ambas rentabilidades muy superiores, por ejemplo, al coste de oportunidad del capital en los mercados de deuda pública. Por tanto, la viabilidad social y económica de las medidas queda

demostrada y se recomienda llevar a cabo el programa de manera íntegra con el objetivo de alcanzar el buen estado ecológico del Mar Menor.

Por último, es importante tener en cuenta que esta investigación se ha centrado principalmente en la cuantificación de aquellos beneficios que no tienen un reflejo directo en el mercado¹² (con excepción de la venta de agua desalada). Por tanto, los indicadores aquí presentados deben ser interpretados como el límite inferior de la rentabilidad que, en términos socioeconómicos, reportará la mejora del estado del Mar Menor. Si se introdujeran los beneficios privados que, según los *stakeholders* entrevistados, resultarían del impacto positivo de las medidas sobre sectores como el turismo o la pesca, los indicadores de rentabilidad se verían sustancialmente incrementados.

¹² La implementación de la DMA también puede beneficiar a sectores como el turístico o el pesquero (Entec, 2008). Además, puede conllevar otra serie de beneficios indirectos que pueden resultar bien del buen estado de las masas de agua, o bien de la aplicación de las propias medidas (Skuras *et al.*, 2010). Por ejemplo, recuperar los niveles piezométricos de un acuífero supone un ahorro de costes en el bombeo de agua subterránea; mejorar la calidad del agua disminuye los costes de tratamiento de aguas antes de su utilización para consumo humano o riego; construir humedales para la retención de nutrientes también aporta los beneficios derivados de la captura de CO₂; etc. Asimismo, existen otros costes que quedan fuera de la política de aguas en sentido estricto, pero que también deberían ser internalizados, como por ejemplo los relativos a la emisión de gases de efecto invernadero que conlleva la aplicación de ciertas medidas como, por ejemplo, la desalación de aguas (Lapuente, 2012).

4. Referencias

- Almansa, C. y Martínez-Paz J.M. (2011a). What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of the Total Environment*, 409: 1305-1314.
- Almansa, C. y Martínez-Paz, J. M. (2011b). Intergenerational equity and dual discounting. *Environment and Development Economics*, 16: 685-707.
- Azqueta, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*. McGraw-Hill. Madrid.
- CE (2003). *Economics and the Environment: The implementation Challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document*. WATECO.
- CE (2012). *Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin management plans*.
- CHS (2013a). *Propuesta del proyecto del Plan Hidrológico de la cuenca del Segura. Memoria*. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. p 431.
- CHS (2013b). *Propuesta del proyecto del Plan Hidrológico de la cuenca del Segura. Anexo II.e. del Anejo 8 - Fichas resumen de derogaciones a 2027 en masas de agua superficiales*. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. p 12.
- Entec (2008). *Report of the study findings – Potential market benefits of the Water Framework Directive*. Collaborative Research Programme on River Basin Management Planning Economics.
- Lapuenta, E. (2012). Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination*, 300: 40-45.
- La Roca (2011). *Balance de la política de recuperación de los costes de los servicios del agua en el Estado español, 2000-2010*. VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua "Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA". 16-19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina (Toledo, España).
- MARM (2008). *Instrucción de planificación hidrológica*. Orden MARM/2656/2008 de 10 septiembre por la que se aprueba la instrucción de la planificación hidrológica. BOE núm. 229, de 22 de septiembre de 2008.
- Martín-Ortega, J. (2009). *Los beneficios ambientales de las aguas del Guadalquivir: un análisis económico*. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba.
- Martínez-Paz, J.M., Martínez-Fernández, J. y Esteve, M.A. (2007). Evaluación económica del tratamiento de drenajes agrícolas en el Mar Menor (SE España). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 215-217: 211-232.
- Rogers, P., de Silva, R. y Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4: 1-17.
- Skuras, D., Kosola, M.L., y Kontolaimou, A. (2010). *Assessing proportionality/disproportionality of complicity costs: conceptual issues, methods, applications*. REFRESH WP6 Working Paper n.2.

VIII. Limitaciones del Estudio y Propuesta de Investigaciones Futuras

1. Limitaciones del estudio

Aunque los objetivos propuestos en esta Tesis Doctoral han sido cumplidos satisfactoriamente, esta investigación presenta algunas limitaciones que son discutidas a continuación para, de esta manera, mejorar la interpretación de los resultados y conclusiones, y facilitar su aplicación en la política de aguas.

Las limitaciones de esta investigación se pueden dividir en dos categorías. Por un lado, aquellas que son inherentes a los métodos de análisis económico empleados y, por otro lado, las relativas al propio desarrollo de los casos de estudio. A continuación se comentan y se discuten ambos aspectos.

Esta investigación se ha fundamentado en los axiomas y principios de la Economía Ambiental, una de las ramas de la Economía Neoclásica, que ha recibido críticas por parte de otras escuelas de pensamiento económico, principalmente desde la Economía Ecológica. En particular, los métodos de valoración económica de la calidad ambiental, cuyos resultados son posteriormente empleados en Análisis Coste-Beneficio, han sido cuestionados con el argumento de que “estimaciones monetarias subjetivas” no son suficientes para valorar los recursos naturales y, así, ayudar a la toma de decisiones o contabilizar bienes ambientales como parte de la riqueza de un Estado, sino que se han de realizar a partir adecuadas representaciones contables de los recursos en términos físicos (Aguilera-Klink y Alcántara, 2011). No obstante, pensamos que estas estimaciones monetarias ayudan a informar y concienciar sobre la magnitud y el problema de la degradación del medio ambiente. Además, este tipo de técnicas están recibiendo cada vez un mayor apoyo institucional como herramientas de ayuda a la toma de decisiones; por tanto, creemos que su puesta en práctica, aunque también su refinamiento, son indispensables.

Como ya se ha señalado en este trabajo, una de las desventajas de los métodos de valoración económica basados en preferencias declaradas reside en la obtención de estimaciones sesgadas de la DAP. Sin embargo, la minuciosa elaboración de los cuestionarios, basados en pruebas piloto previas, y del propio proceso de encuesta, nos permite afirmar que los resultados no están sesgados por

la elección del vehículo de pago¹³ o por falta de información durante el proceso de encuesta. Por otra parte, a partir de pruebas de análisis de la varianza, se ha comprobado que en esta investigación no se ha manifestado el sesgo del punto de partida ni en el sesgo del entrevistador. En cuanto al sesgo de la hipótesis, aunque no depende tanto del diseño del ejercicio de valoración como del uso de un mercado simulado, pensamos que su influencia en este trabajo es baja: los problemas relacionados con el agua en el contexto de la Demarcación Hidrográfica del Segura tienen un probado interés social (Martínez-Paz y Martínez-Carrasco, 2011), lo cual permite pensar que los encuestados tuvieron incentivos suficientes para manifestar su DAP real. En cuanto al sesgo estratégico, varios autores ya han manifestado que tal comportamiento tiende a ser mínimo en la práctica (Böhm, 1972; Riera, 2001).

En relación a la aplicación del método de la función de producción presentada en el segundo capítulo de este trabajo, si bien se ha obtenido un valor medio del agua en su uso en regadío representativo para la zona, la aplicación de este método en su versión más compleja hubiera permitido estimar el valor marginal del agua para diferentes dotaciones del recurso, lo cual posibilitaría un análisis más detallado del valor de uso del recurso. Para ello, hubiera sido necesaria la estimación y aplicación de funciones agronómicas con las que determinar la productividad marginal del agua para ese cultivo (Griffin, 2006). No obstante, aproximaciones al valor medio han sido empleadas con el objetivo de informar al gestor sobre el valor del agua de cara a la implementación de la DMA (Moran y Dann, 2008; Berbel *et al.*, 2011).

Por otra parte, una etapa esencial de la valoración económica es la selección de la escala de análisis, dado que determina el monto total de los beneficios a ser comparado con los costes de los programas de medidas. En esta investigación se han utilizado diferentes escalas, elegidas en función de la relevancia del ecosistema hídrico dentro del contexto de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Este criterio ha permitido obtener cifras de beneficios representativas de los casos de estudio analizados que únicamente pueden ser utilizadas en la gestión de las masas de agua estudiadas, ya sea para analizar la proporcionalidad de los costes de medidas, o bien para obtener una primera aproximación del nivel de costes externos a

¹³ De hecho, en los ejercicios de Valoración Contingente se han empleado dos vehículos de pago diferentes: una donación a una fundación de conservación de la naturaleza (en el caso del acuífero del Gavilán) y un incremento en la tarifa del agua (en el caso del Mar Menor). En ambos casos la tasa de respuestas protesta al vehículo de pago se situó por debajo del 10% del total de la muestra.

internalizar en los sistemas de tarifas. Una alternativa interesante a este planteamiento hubiera sido llevar a cabo un análisis a nivel de cuenca o nacional, como ya han sido planteados por otros autores (Brouwer, 2008; Martín-Ortega, 2009; Glenk *et al.*, 2011), con el fin de obtener, para distintos escenarios de mejora, el nivel de beneficios ambientales. Sin embargo, se debe recordar que otro de los objetivos de esta investigación era abordar el análisis de costes desproporcionados por lo que, dado que las exenciones del cumplimiento de los objetivos de la DMA se debe realizar a nivel de masa de agua, la escala elegida es la que mejor se ajustaba a ese propósito para obtener información específica sobre cada uno de los casos de estudio.

En relación con el análisis de costes desproporcionados, también se debe apuntar que una de las críticas que recibe el Análisis Coste-Beneficio (ACB) es que a la hora de calcular los indicadores a partir de los cuáles se determina la viabilidad de una determinada actuación, no se tienen en cuenta los efectos distributivos de la misma sobre los afectados; es decir, el ACB no atiende a cómo tiene lugar el reparto de beneficios y costes entre los distintos actores sociales, ni tampoco si esos beneficios y costes han de recibir una ponderación mayor o menor en la evaluación en función del actor afectado. Un enfoque alternativo es el Análisis Coste-Beneficio distributivo, en el que la importancia de cada actor social es ponderada a partir del nivel de renta de los afectados (Pearce *et al.*, 2006), aunque su aplicación empírica hasta ahora ha sido relativamente escasa dada la dificultad añadida que supone el establecimiento de dichas ponderaciones (Atkinson y Mourato, 2008). Otra forma de estudiar la distribución de beneficios y costes es mediante la interacción directa con los responsables y afectados de la decisión (Martín-Ortega y Skuras, 2012). Este ha sido el enfoque adoptado en este trabajo, en el que dicha interacción se ha llevado a cabo mediante entrevistas directas, lo que ha permitido evaluar la importancia relativa de los impactos esperados en diferentes sectores de la aplicación de medidas de mejora del estado ecológico del Mar Menor.

Para finalizar, también cabe realizar algunos comentarios respecto a la información utilizada para el planteamiento de los diferentes casos de estudio. Como ya se ha apuntado anteriormente, la Confederación Hidrográfica del Segura no ha sido suficientemente clara sobre si el conjunto de medidas propuestas llevará

al Mar Menor hasta el buen estado ecológico en los plazos previstos, pues esta se limita a afirmar que los objetivos medioambientales podrán ser alcanzados con un mayor margen de confianza en 2027 (CHS, 2013a). En el caso del río Segura, los caudales ecológicos todavía no han sido establecidos definitivamente, si bien la propuesta del nuevo Plan Hidrológico de Cuenca reduce el caudal asignado, en el tramo estudiado en el Capítulo III, de este trabajo desde los 3 hasta los 2,2 m³/s (CHS, 2013b). Asimismo, en el caso de la unidad hidrogeológica de Caravaca a la que pertenece el acuífero del Gavilán, el borrador de Plan Hidrológico de Cuenca confirma la presencia de impactos significativos en la masa de agua debido al descenso de volúmenes drenados por manantiales (CHS, 2013c), cuando en documentos anteriores en los que se basó esta investigación en su planteamiento inicial, manifestaba que dichos impactos eran “probables”. A priori, estas imprecisiones y variaciones podrían afectar tanto a la valoración económica de los beneficios de la mejora del estado ecológico como a la evaluación de los programas de medidas.

A pesar de lo anterior, los resultados de los escenarios de valoración económica siguen siendo consistentes gracias a los enfoques adoptados en su diseño. Algunas aclaraciones al respecto:

- En el caso del Mar Menor, los encuestados declararon su DAP por cambios en el estado ecológico de la laguna, descrito cualitativamente, a partir de una serie de medidas. La pregunta no persiguió obtener su disposición a pagar por las medidas en sí. Por tanto, los beneficios estimados son válidos para establecer recomendaciones sobre la viabilidad de cualquier alternativa de medidas que permitiera alcanzar el objetivo del buen estado.
- En el caso del río Segura, los niveles de calidad también fueron descritos de una manera cualitativa, por lo que los indicadores económicos obtenidos siguen describiendo la misma realidad independientemente de la dimensión cuantitativa asociada a dicha calidad. Únicamente el valor medio del caudal ecológico variaría si éste fuera establecido finalmente con una cifra diferente.
- Por último, en el caso del acuífero del Gavilán, los encuestados expresaron su DAP por la conservación del manantial de las Fuentes del Marqués. Si en la actualidad hubieran indicios de sobreexplotación en dicho acuífero, esto

implicaría que ya está teniendo lugar un daño cuyo coste económico total es el calculado en esta investigación.

En cuanto a la evaluación de programas de medidas, creemos que el enfoque utilizado para la determinación de la coste-efectividad de medidas de mejora de la calidad del agua del Mar Menor se ha mostrado suficientemente consistente, pues los resultados obtenidos se asemejan a los de otros estudios que ya se han llevado a cabo en la zona (Martínez-Paz *et al.*, 2007). No obstante, queda todavía por despejar la duda sobre cuáles son exactamente las medidas que permitirían que el Mar Menor alcanzara el buen estado ecológico con una mayor certidumbre. En este sentido, la selección de un nuevo conjunto de medidas para el Mar Menor obligaría a repetir el análisis de costes desproporcionados. En cualquier caso, creemos que los múltiples beneficios de la mejora, tanto de mercado como de no mercado, compensarían los costes de las medidas, más aun teniendo en cuenta el horizonte 2027 propuesto por la Confederación Hidrográfica del Segura.

Estas últimas consideraciones nos conducen nuevamente a la reflexión de que la planificación hidrológica debe ser interdisciplinar, permeable a las reflexiones de expertos independientes y, también, a las percepciones y necesidades de los *stakeholders* involucrados. No nos cabe duda de que, desde la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua, se ha realizado un importante esfuerzo en este sentido.

2. Propuesta de investigaciones futuras

Aunque en la sección anterior ya han sido propuestas alternativas con las que solventar las limitaciones de este trabajo, a continuación se plantean otras líneas de investigación relacionadas con la aplicación del análisis económico en la nueva política de aguas.

Actualmente existe un debate abierto sobre la necesidad de adaptar los métodos de valoración económica a la cuantificación de los beneficios que la sociedad recibe de los servicios de los ecosistemas, y sobre la oportunidad que este enfoque brinda a una mejor implementación de la Directiva Marco del Agua (Martin-Ortega, 2012). El principal reto metodológico de este enfoque reside en cómo diferenciar y calcular el valor de beneficios ambientales finales e intermedios.

Los primeros son aquellos capaces de contribuir directamente al bienestar humano, mientras que los segundos están relacionados con aquellas condiciones o procesos que sólo contribuyen al bienestar a través de su efecto sobre otros servicios finales. Aunque esta clasificación es aparentemente sencilla, una correcta identificación de los bienes y servicios ambientales es crucial para evitar su doble contabilidad en la estimación del valor económico total y para hacer operativo dicho valor para la toma de decisiones (p. ej. en el Análisis Coste-Beneficio) (Fisher *et al.*, 2009). En el campo de la gestión de los ecosistemas hídricos, Johnston *et al.* (2011) proponen un enfoque basado en un experimento de elección cuyos atributos son indicadores ecológicos que representan servicios finales. Además, para describir el nivel de conservación del ecosistema, introducen un atributo basado en un Índice de Integridad Biótica (*Index of Biotic Integrity*) cuyos componentes se corresponden con diferentes servicios intermedios. Posteriormente, estos autores descomponen el valor económico de este atributo en función de la contribución de cada componente al Índice de Integridad Biótica, obteniendo así el valor económico de los servicios intermedios. Este enfoque puede tener especial relevancia en el contexto de la DMA, dado que el estado ecológico de las masas de agua se define a partir de indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos, por lo que constituye una línea de investigación a explorar.

Por otra parte, se ha establecido que un servicio ambiental, para ser considerado como tal, debe ser producido por un ecosistema previamente a cualquier combinación con trabajo, capital o tecnología humanas (Brown *et al.*, 2007; Johnston y Russell, 2011). No obstante, esta condición puede ser demasiado restrictiva teniendo en cuenta que algunos ecosistemas que hoy en día conocemos son resultado de la intervención del hombre, sin la cual, además, podrían dejar de existir. Tal es el caso de los agroecosistemas del área mediterránea, en los que el manejo de suelo y agua pueden determinar la provisión de determinados servicios ambientales. Otro ejemplo lo constituyen los usos salineros tradicionales de aguas costeras. Por tanto, es necesaria todavía una mayor discusión del concepto de servicio ambiental en la zona que tenga en cuenta las particularidades de ecosistemas antropizados tan característicos de climas mediterráneos.

Un ejemplo paradigmático de lo anterior dentro de la Demarcación Hidrográfica del Segura lo constituye el humedal de El Hondo. Este humedal

Ramsar tiene un origen artificial, pues se trata de un embalse de regulación de riego. Sin embargo, hoy en día sustenta un importante ecosistema rico en avifauna (incluso en él nidifican especies en peligro de extinción como la malvasía cabeciblanca), cuenta con la presencia del fartet (pez endémico del sureste español), y también da soporte a otros servicios como pesca, caza y ecoturismo. El mantenimiento de este ecosistema depende de los aportes procedentes del río Segura y de los azarbes de los regadíos de la zona que se toman mediante elevaciones artificiales (Viñals *et al.*, 2001). Sin esta intervención humana, los servicios ambientales de El Hondo no existirían. Pero, paradójicamente, la deficiente calidad de las aguas que recibe el humedal también afecta a su estado ecológico (CHS, 2013d). Pensamos, pues, que éste es un caso de estudio idóneo con el que abordar las dos líneas de investigación propuestas anteriormente.

Otra posible línea de investigación guarda relación con la aplicación del Análisis Coste-Beneficio en la evaluación de la proporcionalidad de los costes de los programas de medidas. Una cuestión que se plantea en este tipo de análisis es hasta qué punto los valores estadísticos centrales de disposición al pago de una muestra, utilizados para estimar beneficios ambientales, es representativa de la población. Esta aproximación, a su vez, da lugar a unos indicadores de rentabilidad de carácter determinístico que no informan sobre la incertidumbre asociada a la variable disposición al pago. Una alternativa es el Análisis Coste-Beneficio probabilístico, en el que los indicadores de rentabilidad son estimados a partir de un proceso de simulación Monte Carlo que incorpora las variables de análisis en términos de probabilidad. De esta manera, el gestor dispone de un análisis de sensibilidad de los indicadores al valor del beneficio ambiental, que le permite conocer el riesgo de que un programa de medidas sea viable o no (Martínez-Paz *et al.*, 2013).

Finalmente, se debe avanzar en el diseño y aplicación de métodos deliberativos basados en la interacción con *stakeholders*, los cuales pueden ayudar de una manera muy significativa a la planificación y la gestión del recurso agua, más aún en regiones donde la escasez del recurso es un problema clave. Estos métodos son susceptibles de ser aplicados a distintas casuísticas (Antunes *et al.*, 2009), especialmente relevantes en el ámbito de la Demarcación Hidrográfica del Segura: (i) educar a los participantes en un determinado problema (p. ej. las consecuencias de la aplicación excesiva de agroquímicos); (ii) alcanzar consenso sobre aspectos que

generan controversia (p. ej. el reparto de recursos hídricos); (iii) generar ideas innovadoras (p. ej. identificar medidas de mejora de la calidad del agua con sinergias con otras políticas); (iv) proponer y planificar acciones (p. ej. diseñar programas de medidas para dar cumplimiento a los objetivos de la DMA); o simplemente (v) dar espacio a la expresión de un conflicto (p. ej. disputas entre comunidades de regantes). Asimismo, estos métodos ayudan a complementar los análisis económicos como los propuestos en esta investigación. Por un lado, se pueden aplicar para mejorar el diseño de escenarios de valoración económica, por ejemplo, en la identificación de los principales servicios ambientales de un determinado ecosistema y en el conocimiento de las relaciones biofísicas que subyacen a su provisión. Por otro lado, como ya se ha comentado en este trabajo, pueden servir para identificar a los beneficiarios y a los perjudicados por un determinado programa de medidas y, de esta manera, analizar cómo se distribuyen los efectos de distintas alternativas de gestión del agua.

3. Referencias

- Aguilera-Klink, F. y Alcántara, V. (Comp.) (2011). *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica*. Edición electrónica revisada. Barcelona: ICARIA: FUHEM. 408pp.
- Antunes, P., Kallis, G., Videira, N. y Santos, R. (2009). Participation and evaluation for sustainable river basin governance. *Ecological Economics*, 68: 931-939.
- Atkinson, G. y Mourato, S. (2008). Environmental Cost-Benefit Analysis. *Annual Review of Environmental Resources*, 33: 317-344.
- Berbel, J., Mesa-Jurado, M.A. y Máximo, J. (2011). Value of Irrigation Water in Guadalquivir Basin (Spain) by Residual Value Method. *Water Resources Management*, 25: 1565-1579.
- Böhm, P. (1972). Estimating demand for public goods: an experiment. *European Economic Review*, 3: 111-130.
- Brouwer, R. (2008). The potential role of stated preference methods in the Water Framework Directive to assess disproportionate costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(5): 597-614.
- Brown, T.C., Bergstrom, J.C., Loomis, J.B. (2007). Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal*, 47 (2): 329-376.
- CHS (2013a). Propuesta del proyecto del Plan Hidrológico de la cuenca del Segura. Anexo II.e. del Anejo 8 - Fichas resumen de derogaciones a 2027 en masas de agua superficiales. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. p 12.
- CHS (2013b). Propuesta del proyecto del Plan Hidrológico de la cuenca del Segura. Anejo 5 - Implantación del régimen de caudales ambientales. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

- CHS (2013c). Propuesta del proyecto del plan hidrológico de la cuenca del Segura. Anejo 7 - Inventario de presiones. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- CHS (2013d). Esquema Provisional de Temas Importantes. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Fihser, B., Turner, R.K. y Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68: 643-653.
- Glenk, K., Lago, M. y Moran, D. (2011). Public preferences for water quality improvements: implications for the implementation of the EC Water Framework Directive in Scotland. *Water Policy*, 13: 645-662.
- Griffin, R.C. (2006). *Water resource economics: the analysis of scarcity, policies and projects*. Massachusetts Institute of Technology: Cambridge.
- Johnston, R.J. y Russell, M. (2011). An operational structure for clarity in ecosystem services values. *Ecological Economics*, 70: 2243-2249.
- Johnston, R.J., Segerson, D., Schultz, E.T., Besedin, E.Y. y Ramachandran, M. (2011). Indices of biotic integrity in stated preference valuation of aquatic ecosystem services. *Ecological Economics*, 70: 1946-1956.
- Martín-Ortega, J. (2009). Los beneficios ambientales de las aguas del Guadalquivir: un análisis económico. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba.
- Martin-Ortega, J. (2012). Economic prescriptions and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 24: 83-91.
- Martin-Ortega, J. y Skuras, D., (2012). *Methodological approach to disproportionality*. REFRESH WP6 Methodological Guidelines.
- Martínez-Paz, J.M. y Martínez-Carrasco, F. (2011). Medio ambiente y sostenibilidad. En: Buendía, J.D. y Colino, J. *La economía de la Región de Murcia. Presente y futuro*. Series Temáticas. Fundación Cajamar. pp. 111-148.
- Martínez-Paz, J.M., Pellicer-Martinez, F. y Perni, A. (2013). Evaluación socioeconómica de la recuperación ambiental del río Segura en la ciudad de Murcia mediante Análisis Coste Beneficio probabilístico. Comunicación al XVI Encuentro de Economía Aplicada (Granada, España).
- Moran, D. y Dann, S. (2008). The economic value of water use: Implications for implementing the Water Framework Directive in Scotland. *Journal of Environmental Management*, 87: 484-496.
- Pearce, D., Atkinson, G. y Mourato, S. (2006). *Cost-benefit analysis and environment: recent developments*. Paris: OECD.
- Riera (2001). Strategy-proofness in environmental valuation: some positive results. Document de Treball 01.06. Departament d'Economia Aplicada, Universitat Autònoma de Barcelona.
- Viñals, M.J., Colom, W., Rodrigo, T., Dasi, M.J., Armengol, J., Oltra, R. y Miracle, R. (2001). Rasgos característicos de un humedal mediterráneo artificializado y su problemática ambiental: El Hondo de Elche (Alicante, España). *Humedales Mediterráneos*, 1: 147-154.

IX. Conclusiones Finales

A la vista de las experiencias realizadas para la consecución de los objetivos propuestos y a partir de las evidencias extraídas de los resultados y conclusiones de los análisis que configuran la presente investigación, concluimos que:

1. La producción conjunta de bienes y servicios ambientales por parte de los ecosistemas hídricos tiene un impacto directo sobre el bienestar social, por lo que la preservación de los mismos debe ser prioritaria en la política de aguas.
2. La Directiva Marco del Agua ha supuesto una revolución en la manera de entender la política de aguas en la Unión Europea, en tanto que los usos del agua deben ser compatibilizados con la conservación de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas hídricos. Este nuevo paradigma necesita de una toma de decisiones apoyada en un análisis interdisciplinar que sea capaz de identificar y resolver los principales retos de la gestión de este recurso vital.
3. Como la propia Directiva Marco del Agua contempla, la concepción del agua como bien económico, en un sentido amplio, debe formar parte de los procesos de toma de decisiones. Existen metodologías de análisis económico suficientemente contrastadas en la práctica que pueden ayudar a una mejor planificación del recurso. De lo contrario, no se logrará una asignación eficiente entre usos ni tampoco de los recursos económicos aplicados para la gestión del recurso.
4. Este tipo de análisis es aún más urgente en las cuencas mediterráneas de clima árido y semiárido, como la Demarcación del Hidrográfica del Segura, donde la escasez del recurso impone complejas restricciones a la toma de decisiones y genera intensos conflictos entre usuarios. Los efectos futuros del cambio climático en este tipo de territorios hace más apremiante una planificación rigurosa y exhaustiva a largo plazo del agua y sus ecosistemas.
5. La planificación en política de aguas es, en realidad, una gestión del conflicto entre *stakeholders*, y entre éstos y la administración, por lo que la participación y comunicación entre las partes es indispensable para afrontar la gestión de un bien público como es el agua. De esta participación deben de emanar los objetivos de la política de aguas, pero también la elección de

- los medios necesarios para su consecución. En este sentido, el Análisis Económico se constituye como una herramienta útil, no sólo de apoyo a la decisión, sino también para el intercambio de información entre los gestores y la sociedad.
6. Una política de aguas que busque la eficiencia económica también debe prestar atención a aspectos *intangibles*. Por un lado, no debe ignorar la existencia de valores de uso indirecto, no uso o de opción, pues también contribuyen de manera significativa al bienestar social. De otro lado, el compromiso con las generaciones futuras debe estar reflejado en los procesos de toma de decisión.
 7. En relación con todo lo anterior, creemos que los fundamentos teóricos y los métodos de análisis empleados en esta investigación son susceptibles de aplicación como apoyo a la implementación de otras políticas ambientales en el ámbito de la Unión Europea, como la Directiva Hábitats o la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina.
 8. En el caso de la Demarcación Hidrográfica del Segura, las actuaciones encaminadas a mejorar la calidad del agua reciben una mayor valoración social según el análisis de las preferencias realizado en este trabajo, mayor que la ejecución de actuaciones de recuperación del entorno. De este modo, una gestión acorde con las preferencias sociales debe estar basada en la resolución de los problemas de calidad ambiental en su origen.
 9. Los gestores deben ser conscientes de los múltiples beneficios que el buen estado de los ecosistemas hídricos genera, que van más allá del simple uso consuntivo del recurso. Los casos de estudio aquí presentados (acuífero del Gavilán, Río Segura y laguna del Mar Menor) constituyen un buen ejemplo de las potencialidades positivas de la apuesta por una política de conservación de los ecosistemas hídricos de la Demarcación Hidrográfica del Segura.
 10. En definitiva, creemos que el actual marco institucional y territorial de la Demarcación Hidrográfica del Segura favorece un cambio definitivo en la política de aguas, tradicionalmente basada en un modelo de oferta de recursos, hacia un paradigma basado en la concepción del agua como un *activo ecosocial*.

X. Final Conclusions

From the experience undertaken for achieving the objectives and also the evidences derived from the results of the analyses that compose this research, we conclude that:

1. The provision of environmental goods and services by aquatic ecosystems has a direct impact on social welfare, so that the preservation of such ecosystems must be a priority for water policy.
2. The Water Framework Directive has become a milestone in the way that water policy is understood in the European Union because it establishes that water uses have to be compatible with the conservation of the structure and functions of aquatic ecosystems. This new paradigm requires a decision-making supported by interdisciplinary analysis that is able to identify and sort out the main management challenges of this vital resource.
3. As the Water Framework Directive establishes, the conception of water as economic good, in a wide sense, must take part in the decision-making processes. There are economic analysis methodologies checked in practice enough that can help to improve water planning. Otherwise, neither efficient allocation of water resources cannot be achieved, nor of economic resources invest for manage the resource.
4. Such economic analyses are even more urgent in Mediterranean basins with arid and semiarid climates, as the Segura River Basin District, where the water scarcity entails complex constraints to decision-making and generates conflicts amongst users. The effects of climate change in the future in these territories make more urgent a rigorous and deep water planning and its ecosystems in the long term.
5. Planning for water policy is, in fact, managing conflicts among stakeholders, and among them and the administration. For that reason, participation and communication among the different parts is crucial to face the management of a public good such as water. The objectives of water policy must proceed from this participation, but also the means for achieving them. In this line, Economic Analysis constitutes a tool useful not only for support decision-making, but also for exchanging information between practitioners and society.
6. An economically efficient water policy must also pay attention to intangible aspects. On the one hand, it must not ignore the existence of indirect, non-

use or option values, because they also contribute meaningfully to social welfare. On the other hand, the commitment with the future generations must be reflected in the decision-making processes.

7. We believe that the theory and the methods applied in the present research are also applicable to support the implementation of other environmental policies in the European Union context, such as the Habitats Directive or the Marine Strategy Framework Directive.
8. In the case of the Segura River Basin District, the actions for improving water quality are more important for the society than recovery actions of water ecosystem surroundings, according to the social preferences analysis undertaken in this work. For this reason, a water management in keeping with social preferences must be based on sorting out the environmental quality problems from the origin.
9. Practitioners must be aware of the multiple benefits that the good ecological status of water ecosystems generates, which go beyond consumptive uses. The study cases here presented (the Gavilán aquifer, the Segura River and the Mar Menor coastal lagoon) are good examples of the positive potentialities of preserving water ecosystems in the Segura River Basin District.
10. Finally, we believe that the current institutional and territorial framework facilitates an outright shift in water policy, traditionally based on a resource supply approach, towards a paradigm based on the conception of water as an *eco-social asset*.

XI. Summary in English

1. Introduction

Water is an essential resource for all life forms and has economic value (Young, 2005; Griffin, 2006). This value is the result of the ecosystem services that aquatic ecosystem are able to provide to the society. These services can be divided into four large categories (Brauman *et al.*, 2007): *provisioning services*, which provide goods such as food, freshwater and irrigation water; *regulating services* like water purification or reduction of flood damage; *cultural services*, including both recreational activities taking place in the river and its surroundings, and the river's heritage; and *supporting services* of the ecosystem, that is, the processes that produce the above-mentioned services. Knowing the value of these services is essential to reach an efficient water resource allocation among uses. The need for this overall figure, termed the Total Economic Value (TEV), is based on the argument that environmental goods and services generate not only use values such as direct, indirect and option use values, but also non-use values, such as existence, bequest and altruistic values (Birol *et al.*, 2006).

Despite the social interest in preserving and protecting aquatic ecosystems services, the pressures and impacts of human activities have damaged them, which have decreased the quantity and quality of the water available. Being aware of this, the European Union has created many laws to protect and preserve aquatic ecosystems. The most ambitious measure for the protection of the aquatic environment is the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/CE). The objective of the WFD is to achieve good ecological status of European waters by 2015. Some important innovations in relation to the management of water resources have been introduced by the WFD, as taking a river basin approach and considering public participation in water planning. Furthermore, one of the most important contents of the WFD is the crucial role given to Economics. The most relevant economic prescriptions of this Directive are (CE, 2000):

1. Undertaking the economic analyses of water uses in river basins (Article 5 and Annex III).
2. Assessing current levels of cost-recovery of water services and fixing water prices in order to recover the costs associated to water services (Article 9).

3. Identifying cost-effective Programmes of Measures for achieving the WFD targets (Article 11 and Annex III).
4. Assessing the proportionality of the costs of the measures (Article 4).

The first point corresponds to the first stage of the Water Framework Directive implementation. Each Member State shall ensure that for each river basin district (i) an analysis of its characteristics, (ii) a review of the impact of human activity on the status of surface waters and on groundwater, and (iii) an economic analysis of water use. This economic analysis must contain enough detailed information to ensure the implementation of the cost-recovery principle (Annex III). In the second stage, Member States have to address a complex decision-making process guided by Economic Analysis. From the analysis of the basin characteristics, they have to reach the recovery of the costs of water services, including environmental and resource costs, according to the polluter pays principle (Article 9). For that reason, it is necessary to establish water-pricing policies that provide adequate incentives for users to use water by 2010. Finally, the WFD establishes possible economic justifications for derogations of the environmental targets. Whether the financial capacity or availability to pay for those agents who bear the costs is not enough, the deadline for meeting the target can be postponed (by 2021 or 2027). It is also possible to set a lower target of water improvement in the case that costs of the measures are higher than the benefits expected. In any case, further deterioration in water bodies is not allowed.

Although the role of Economics in the WFD is established clearly, many aspects are not developed in an explicit and operational manner. For this reason, the WATECO guidance document was elaborated in order to clarify concepts and to propose general guidelines for decision-makers (CE, 2003). However, there are three main questions that still need to be operationalized (Martín-Ortega, 2012): (i) the estimation of environmental and resource costs and also environmental benefits resulting from the good ecological status, (ii) the selection of cost-effective measures for achieving the targets, and (iii) the assessment of the proportionality of Programmes of Measures.

Due to the difficulties of implementing the WFD completely, many Member States are delayed in the final approval of the River Basin Management Plans (RBMPs). In the last report about the implementation of the WFD, the European

Commission states (CE, 2012a): “the assessment of the RBMPs shows the poor quality of the assessment of costs and benefits. A strong improvement in this area and the definition of a shared methodology for the calculation of costs (including environmental and resource costs) and benefits (including ecosystem services) is necessary. Otherwise, it will be possible neither to ensure the implementation of effective pricing policies nor to avoid disproportionate and inadequate measures”.

This situation is specially critic for some river basin districts in Spain (CE, 2012b). The delay in approving RBMPs can be explained by the fact that the water is, in general, scarce in this country, especially in the southeast. This scarcity implies an addition hurdle to water planning and management due to conflicts among users and administrations (Iglesias, 2009). The Segura River Basin District constitutes a paradigmatic example of such situation, reason why it has been selected as study area for this research. This basin district is located in SE Spain and has a surface of 18,870 Km². Water uses, mainly agriculture and tourism, pressure aquatic ecosystems in this basin. The main issues related to the conservation of water bodies are the lack of environmental flows in some rivers, the pollution from agriculture and wastewaters, and the over-exploitation of groundwater (CHS, 2013).

Under this context, Economic Analysis is even more decisive because it provides theoretical fundamentals and methods that can facilitate a more efficient allocation of water resources, but also guiding the decision-making about what financial resources must be applied for conserving and restoring aquatic ecosystems.

2. Objectives

This PhD dissertation aimed at contributing to the development and improvement of economic analysis methods for guiding water planning and management. Particularly, we seek to answer the main questions related to the role of the Economics in the Water Framework Directive.

The hypothesis underlying this work is that there is a social demand of environmental goods and services provided by aquatic ecosystems that must be internalized in the decision-making processes necessarily to evaluate policies, plans,

programmes and projects related to the improvement and management of aquatic ecosystems. Thus, final decisions will have high acceptance if they are adopted taken into account social preferences of the different societal actors.

This hypothesis is contrasted by the application of economic methods and techniques for the case of the Segura River Basin District. The overall objective is achieving through the following specific objectives:

1. Development of economic valuation scenarios for estimating environmental benefits and costs. These scenarios are presented by three different case studies, which are especially relevant in the context of the Segura River Basin District:
 - 1.1. A groundwater body, the Gavilán aquifer (**Paper 1**). The objective of this case study is to quantify the environmental and resource costs of over-exploiting a groundwater body.
 - 1.2. A surface water body, the Segura River (**Paper 2**). The objective is to analyse the social preferences of the environmental recovering of one stretch of the Segura River and also to estimate the environmental benefits of this action. Moreover, the economic value of the environmental water flow is estimated.
 - 1.3. A coastal water body, the Mar Menor (**Paper 3**). The objective is to estimate the environmental benefits (in terms of use and non-use values) resulting from the good ecological status of the Mar Menor.
2. Proposal of a methodological approach for selecting cost-effective measures based on the active participation of stakeholders (**Paper 4**). This objective consists in proposing a methodology that allows us to incorporate social preferences of stakeholders in the assessment of effectiveness and impacts of a Programme of Measures. These preferences are subsequently employed in a Cost-Effective Analysis. This approach is applied for evaluating the Programme of Measures that has been proposed for the Mar Menor.
3. Assessment of the proportionality of costs of a Programme of Measures using Cost-Benefit Analysis (**Paper 5**). The objective is to show that the incorporation of environmental benefits due to ecological status improvement is crucial to decide whether a Programme of Measures is

proportionate or not. For achieving this objective, the study case of the Mar Menor is also analysed.

Each objective corresponds to one of the papers that configure this PhD Dissertation. In the following sections, the main aspects related to methods and results of each one are described. Thereafter, this summary finishes with an exposition of the main conclusions obtained from this work.

3. Methods

This research is developed through two successive and complementary stages that correspond to two key moments of the WFD: (i) the economic valuation of changes in the ecological status of water bodies due to changes in water availability and/or quality, and (ii) the economic evaluation of Programmes of Measures. For this purpose, it has been selected economic methods and tools appropriate for reaching the above-mentioned objectives, in which the interaction with public and stakeholders is crucial.

The first stage consists in valuing changes in the ecological status of water bodies in order to estimate environmental benefits or cost as well as resource costs. For this purpose, indirect and direct economic valuation methods have been applied (Young, 2005).

In the first case study, the total economic value of the groundwater of the Gavilán aquifer is estimated (**Paper 1**). The discharges of this aquifer support the “Fuentes del Marqués” wetland and are also applied for irrigation. The Production Function Approach is used to calculate the implicit value of irrigation water by calculating the contribution of water to the profit of a crop. The Contingent Valuation Method is applied to estimate the value of recreation in the “Fuentes del Marqués” wetland and the value of the supporting services of the groundwater.

Regarding the Segura River case study (**Paper 2**), a hypothetical market is simulated through the Choice Modelling Method (via Contingent Ranking). This method is used for the economic valuation of environmental benefits for the improvement on water quality in the river and for knowing the social preferences about projects related to the recovering of one stretch of the river.

The last economic valuation scenario is related to the improvement of the water quality in the Mar Menor, one of the most important coastal lagoons located in the Mediterranean area (**Paper 3**). The environmental benefits derived from the lagoon restoration project are evaluated by applying the Contingent Valuation Method. This exercise contains two different levels of improvement. The first consists of the application of basic measures to mitigate the lagoon's tendency to deteriorate and achieve, in the long term, at least moderate ecological status ("moderate" scenario). The second includes the combined application of the basic and additional measures established by the water authority. In this case, Mar Menor would achieve, also in the long term, good ecological status ("good" scenario).

As above-mentioned, the second methodological stage of this PhD dissertation deals with the evaluation of Programmes of Measures. This evaluation consists in selecting cost-effective measures and, then, determining whether the costs of the measures are proportionately costly or not. This stage is illustrated by means of the case study of the Mar Menor.

Regarding the selection of cost-effective measures (**Paper 4**), during the WFD implementation process, some authors have recognized that participatory approaches serve to complement or substitute Cost-Effectiveness Analysis (CEA). The purpose of these approaches is to involve all stakeholders with a view that ensures that the most cost-effective measures are selected. This work proposes a novel approach to select cost-effective measures by combining CEA and stakeholder participation in a two-stage procedure. Firstly, face-to-face interviews are conducted to actively involve stakeholders. In this stage, relative effectiveness and relative impacts of a set of measures are estimated by means of the pairwise comparison technique. Secondly, relative effectiveness is compared with costs to obtain cost-effectiveness ratios and to rank the measures. Moreover, stakeholders' opinions and perceptions are considered when interpreting the findings.

Finally, the Programme of Measures proposed for the Mar Menor is evaluated using Cost-Benefit Analysis (CBA) in order to determine whether its implementation is economic and/or socially feasible (**Paper 5**). In this case, the benefits of improving the Mar Menor are compared with the costs of the measures by using different approaches of CBA: (i) Classical CBA, that only considers the benefits and costs of the market or those treated as such; (ii) Extended CBA, that

considers both the costs and benefits of the market and non-market ones; and (iii) Dual CBA, that is an extension of ECBA that applies different discount rates depending on the nature of the costs and/or benefits for introducing intergenerational equity criteria in the valuation process.

4. Results and discussion

The main findings obtained in each one of the papers are summarised below.

The TEV of groundwater resources of the Gavilán Aquifer has been estimated in 0.454 €/m³. This value would include the price of the services provided by the groundwater of the aquifer in question, including the maintenance of agriculture, recreational activities around the wetland, and the sustenance of the associated ecosystem. For each of these activities, the following economic values were calculated: 0.381 €/m³ for the maintenance of traditional crops; 0.010 €/m³ for recreation and 0.063 €/m³ for environmental functions. It is immediate to move from these unit values to costs. If the resource was modified or even eliminated, and, therefore, their functions were not fulfilled, these values would act as costs for the activity responsible for this change of the original status (e.g., overexploitation of the aquifer). The resource cost would include irrigation use value, whereas both the environmental value and recreational use value would have to be included in the environmental cost category. In fact, the new Segura River Basin Management Plan indicates that such impacts can be occurring nowadays (CHS, 2013).

Regarding the Segura River case study, the management priority is to ensure the river water quality, followed by the development of the restoration measures. The Implicit Price (IP), or willingness to pay, for safeguarding the quality related to the minimal ecological flow is 47 €/year/person. Nonetheless, to improve the water quality in this stretch and to attain the optimum conditions that allow the development of more recreational activities (e.g. fishing, swimming or canoeing) than the current ones involve an IP of 57 €/year/person. On the other hand, the restoration measures are estimated in 27 €/year/person. The economic value of the ecological flow value has been calculated by operating with these IPs. It reaches 0.45 €/m³ and its lost would lead to the environmental costs.

In the economic valuation scenarios of the Mar Menor, the average willingness to pay for the “good” and “moderate” scenarios has been estimated in 35 and 20 euros per year, respectively. Based on the unit values derived from the willingness to pay, we have estimate the increase in the total economic value of Mar Menor. This increase, considered to be the environmental benefits generated by the improvement, has been estimated at 17.4 million euros, of which 7.7 and 9.7 are related to the increase in the use and non-use values, respectively.

In order to comply with the cost-recovery principle of the WFD, the economic values obtained from studies like the three presented here should be included in water rates as costs when the good ecological status is not fulfilled. (Rogers *et al.*, 2002). In this sense, the analysis of the socioeconomic characteristics of individuals that have participated in the hypothetical markets simulated by the Contingent Valuation Method has shown that the willingness to pay is related to educational level, level of income, employment situation, link to the area, use of the area and environmental awareness. For this reason, governments should promote environmental awareness campaigns and the dissemination of the natural values of aquatic ecosystems. These actions would increase the social acceptance of higher water prices.

The second stage of this research focuses on the evaluation of Programmes of Measures. The approach proposed for selecting cost-effective measures has been proved as being feasible for designing Programmes of Measures on a stakeholder active participation basis. Regarding the findings obtained for the Mar Menor, this and other works has shown that the most cost-effective measure is to construct wetlands as buffer zones or “green filters”. The stakeholders agreed on the positive impacts of all the measures evaluated on the status of the Mar Menor and the economic activities in the area. They argued that market and non-market benefits generated by the improvement of this lagoon would justify even the extension of the Programme of Measures.

Once the cost-effective measures have been selected, the last step is to ascertain whether the benefits of improving ecological status in a water body outweigh the costs of measures. In the case of the Mar Menor, the evaluation findings show the economic unprofitability of this type of actions if analysed with the classic CBA i.e. only including market flows into the evaluation. Nevertheless, if

environmental benefits are included, the investment is fully justified. This is possible by using either an Extended CBA or a Dual approach that reduces the discount rate for environmental benefits. These approaches lead to a net present value of the actions about 275 and 363 million of euros, respectively. These results also confirm the feasibility of extending the set of measures for improving the Mar Menor.

5. Conclusions

The provision of environmental goods and services by aquatic ecosystems has a direct impact on social welfare, so that the preservation of such ecosystems must be a priority for water policy, as the Water Framework Directive (WFD) establishes. The economic prescriptions of the WFD play a crucial role for decision-making in water policy in order to ensure an efficient allocation of water resources as well as the economic resources invested in water management. Such economic analyses are even more urgent in Mediterranean basins, as the Segura River Basin District, where the water scarcity entails complex constraints to decision-making and generates conflicts amongst users. For this reason, participation and communication among the different parts is crucial to face the management of a public good as water. The economic methods applied in this PhD dissertation are also useful tools for including this participation principle in water policy.

In addition, an economically efficient water policy must pay attention to intangible aspects. On one hand, it must not ignore the existence of indirect, non-use or option values, because they also contribute meaningfully to social welfare. On the other hand, the commitment with the future generations must be reflected in the decision-making processes.

In the case of the Segura River Basin District, this work has demonstrated that there is a social demand for improving and preserving aquatic ecosystems. For that reason, practitioners must be aware of the multiple benefits that the good ecological status of water ecosystems generates, which go beyond consumptive uses. The case studies here presented (the Gavilán aquifer, the Segura River and the Mar Menor coastal lagoon) are good examples of the positive potentialities of preserving water ecosystems in the Segura River Basin District.

Finally, we believe that the current institutional and territorial framework facilitates an outright shift in water policy, traditionally based on a resource supply approach, towards a paradigm based on the conception of water as an *eco-social asset*.

6. References

- Birol, E., Karousakis, K. y Koundouri, P. (2006): Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, 365: 105–122.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K. y Mooney, H. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67–98.
- CE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea nº L 327: 1-73, de 22 de diciembre de 2000. Bruselas.
- CE (2003). Economics and the Environment: The implementation Challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document. WATECO.
- CE (2012a). Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans.
- CE (2012b). Commission staff working document. Member State: Spain. Accompanying the document - Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans.
- CHS (2013). *Esquema Provisional de Temas Importantes*. Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Griffin, R.C. (2006). *Water resource economics: the analysis of scarcity, policies and projects*. Massachusetts Institute of Technology: Cambridge.
- Iglesias, A. (2009). Policy issues related to climate change in Spain. En: A. Dinar and J. Albiac (Eds): *Policy and Strategic Behaviour in Water Resource Management*, London: Earthscan, pp. 145–173.
- Martin-Ortega, J. (2012). Economic prescriptions and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 24: 83–91.
- Rogers, P., de Silva, R. y Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4, 1-17.
- Young, R.A. (2005). *Determining the economic value of water: Concepts and Methods*. RFF Press: Washington.