

La economía en el desarrollo de la Directiva Marco del Agua

¹Frances LA ROCA y ²Graciela FERRER

¹Profesor Titular de Universidad, Economía Aplicada.

²Técnico Superior de Investigación

¹Frances.La-Roca@uv.es

²Graciela.Ferrer@uv.es

Recibido: 28 de septiembre de 2006

Aceptado: 22 de enero de 2007

RESUMEN

La política europea de desarrollo sostenible pretende un nivel elevado de protección del medio ambiente y de la salud humana, como parte integrante del bienestar social, compatible con una economía robusta. Para compatibilizar los objetivos ambientales y económicos se propone una estrategia de desacoplamiento, consistente en mantener el crecimiento económico al tiempo que se reduce la presión sobre los ecosistemas. El desacoplamiento exige una manera nueva de entender la relaciones económicas en la cual, a diferencia de la doctrina tradicional, la dimensión material de la economía es central. Como consecuencia, también se plantean nuevos instrumentos. El artículo aborda el uso del análisis y los instrumentos económicos en la implementación de la Directiva Marco del Agua europea, prestando especial atención a las incoherencias que se pueden derivar en la práctica de la debilidad conceptual de algunos enfoques.

Palabras clave:

The economy in the development of the Framework Directive in the field of water policy

ABSTRACT

The European policy for sustainable development envisages a high degree of protection of the environment and the human health, as a part of social welfare, compatible with a sound economy. The possibility of maintaining economic growth with decreasing environmental pressure, the so called decoupling, is central in the attempt of making compatible environmental and economic objectives. Decoupling claims for a new way of understanding economic relations, in which the material dimension of the economy is much more relevant than in traditional economics. As a consequence, also new policy instruments emerge. The paper discusses the use of economic analysis and instruments in the implementation of the European Water Framework Directive, focusing on the incoherencies that a weak conceptual approach can introduce in practice.

Keywords:

RÉSUMÉ

La politique européenne de développement durable vise un degré élevé de protection de l'environnement et de la santé humaine, comme un élément intégrant du bien-être social, qui soit compatible avec une économie robuste. Pour atteindre cette compatibilité des objectifs environnementaux et économiques, la possibilité de maintenir la croissance économique au même temps que on fait diminuer la pression sur l'environnement —le découplage— est capital. Cet découplage exige d'une part une nouvelle façon d'entendre les relations économiques, dans lequel la dimension matérielle de l'économie soit beaucoup plus central que dans l'économie traditionnelle; de l'autre, pousse l'apparition d'instruments nouveaux. Dans l'article on discute la utilisation de l'analyse et des instruments économiques dans le processus d'implémentation de la Directive Cadre des Eaux européenne, avec une attention spécial aux incohérences que une façon faible d'envisager la question peut introduire en la pratique.

Mots clé:

SUMARIO: 1. Introducción. 2. Un enfoque sistémico de la sostenibilidad. 3. El papel de la economía en la DMA. 4. Las dificultades de la aplicación. 5. Conclusión. 6. Bibliografía.

1. INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua (DMA) ha iniciado —ya antes de su adopción final en diciembre de 2000— un proceso de debate y renovación de la política ambiental en nuestro país que supera con creces el ámbito estricto de las cuestiones hídricas. A diferencia de otros instrumentos de la política ambiental europea, que se han transpuesto y aplicado con mayor o menor celeridad y fortuna, pero con escaso eco en los debates públicos, la directiva del agua ha venido a añadir más leña a una querrela endémica de este país por lo menos desde finales del siglo XIX. La centralidad que el agua tiene en el imaginario de los pueblos asentados en territorios áridos, en España se ha mantenido con una intensidad casi obsesiva a lo largo de todo el siglo XX, como una pieza esencial del discurso político del desarrollo. La DMA se aprueba en un momento en el que la sociedad española se halla inmersa en el debate del segundo Plan Hidrológico Nacional (PHN), y en el que tanto las consecuencias indeseadas de la política hidráulica dominante, como sus límites, se han hecho patentes para la mayor parte de los agentes sociales.

Por el hecho de coincidir en el tiempo con el momento cenital del conflicto en torno al PHN, al que acompañaba un profundo debate sobre el agotamiento del modelo de oferta del que ambas ediciones del PHN eran continuadoras, la DMA ha merecido una atención excepcional que la distingue de otros actos legislativos de la política ambiental europea. También es cierto, que el inesperado revés electoral sufrido por los defensores del segundo PHN precipitó el posicionamiento de los nuevos gobernantes, los cuales en lugar de regresar a sus posturas de principios de los 90, optaron de manera inmediata por suprimir el eje central del Plan —el transvase del Ebro— e iniciar una reformulación de la política hidrológica tomando como referente la DMA.

En el momento actual se puede situar el foco del debate en la aplicación de la directiva, que se mueve a grandes rasgos, entre dos polos. Por un lado, un extremo continuista, dispuesto a aceptar las adaptaciones inevitables que eviten la confrontación con las autoridades europeas, al tiempo que se conserva el núcleo central de los actuales planes hidrológicos de cuenca, —es decir, el catálogo de obras públicas de infraestructura— y se modernizan algunos elementos de la gestión incorporando, por ejemplo, tecnologías de la información y la comunicación. En el polo opuesto, el desarrollo de la directiva de aguas se considera una oportunidad de renovación profunda de la política hidrológica ibérica, realizando el tránsito desde el paradigma productivista, en que se fundamenta desde hace más de un siglo, hacia un modelo de sostenibilidad que adopte una perspectiva ecológica de protección del medio.

Desde este punto de vista además, y teniendo en cuenta el retraso histórico en materia de política ambiental que ha acumulado la administración española, se percibe la DMA como un potencial elemento dinamizador de una política de sostenibilidad que se juzga necesaria y urgente. Y ello, en virtud de varios factores: en primer lugar, la viveza del debate en torno al agua y su interés para amplios sectores del público en general —más allá de la manipulación demagógica y oportunista. En segundo lugar, por el enlace con otros muchos aspectos de la política ambiental, que si bien han sido objeto de regulación mediante actos legislativos por parte de las instituciones europeas, no han sido ni debatidos, ni probablemente asumidos como propios, por los agentes locales. A modo de ejemplo, servirían las referencias que la propia directiva recoge en su anexo VI referente a la lista de medidas y entre las que destacamos las relativas a la protección de hábitats naturales, la comercialización de productos fitosanitarios o la prevención y control integrados de la contaminación (IPPC). Por último, la política europea de aguas, en tanto que política ambiental, asume un conjunto de principios innovadores en la gestión como son la asunción explícita de los límites del conocimiento científico, de la incertidumbre y del riesgo asociado a la toma de decisiones en ese contexto; y, como colofón, el reconocimiento de la necesidad de incorporar los valores directamente expresados por los agentes sociales y los ciudadanos en general en los procesos de decisión. Resulta también innovadora en la tradición administrativa española, la concepción del desarrollo de la directiva como un proceso abierto —si bien restringido a una banda de libertad marcada por los límites que establece la fijación de los objetivos y los procedimientos— que se irá concretando gradualmente en una consecución de etapas prefijadas. Asimismo, es destacable la manera de abordar la complejidad del objeto de regulación, evitando un enfoque sectorial o disciplinariamente sesgado y reclamando el concurso de muy diversos saberes. Esta apertura a la complejidad exige la aplicación de nuevos planteamientos epistemológicos y nuevos procedimientos decisionales, algunos de los cuales se concibieron hace décadas, mientras que otros no están completamente desarrollados o incluso no lo están en absoluto.

2. UN ENFOQUE SISTÉMICO DE LA SOSTENIBILIDAD

La asimilación de la idea de desarrollo sostenible como elemento de lo políticamente correcto se ha realizado a costa de una suavización de sus implicaciones menos apreciadas por el poder económico. En la medida en que la conservación de las funciones ecosistémicas para la satisfacción de las necesidades de las generaciones presentes y futuras es inseparable de una redistribución real de la riqueza, una protección eficaz del medio ambiente se posterga sistemáticamente en virtud del mantenimiento del statu quo social y económico. Así, la interpretación asimilada del desarrollo sostenible postula tres pilares; la idea de sostenibilidad ambiental se complementa con una sostenibilidad económica y otra social que –en plano de igualdad– deben contener –en el sentido de limitar o de acotar– la primera. Esta versión *light* del desarrollo sostenible legitima a los actores interesados, a presentar argumentos de estabilidad económica o social – la creación de empleo, *ultima ratio* – para justificar el abuso en los aspectos ambientales y a trasladar, en definitiva, a las futuras generaciones los costes del mantenimiento de los patrones actuales de acceso y reparto de la riqueza material.

Sin embargo, la idea primigenia de ecodesarrollo¹, aquella que precedió a la formulación de la Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, después consagrada en la Conferencia de Río de 1992 como *desarrollo sostenible*, se gestó en la estela de los debates acerca de los límites al crecimiento y de la imposibilidad lógica de crecimientos ilimitados de subconjuntos contenidos en conjuntos finitos. Es importante volver al planteamiento original, porque es mucho más rico en su potencialidad transformadora y, por tanto, eventualmente superadora de la crisis ecológica que afecta al planeta.

Esta visión de la sostenibilidad parte de una visión jerárquica de las diferentes esferas consideradas. En lugar de representar las dimensiones económica, social y ecológica en el mismo plano, se representan como subsistemas jerárquicamente ordenados, o esferas encajadas una dentro de otra. El ecosistema planetario, la base física existencial de la humanidad, contiene a ésta como un subsistema, con una lógica social autónoma, pero dependiente de ciertos límites naturales, que no son franqueables, como, por ejemplo, las leyes termodinámicas de conservación y entropía. Una parte de la sociedad, es decir una parte de sus valores, sus instituciones, su cultura, regulan la esfera económica, estableciendo las reglas de la producción y el acceso a los bienes del qué, el cómo y el quién produce y consume. Pero las relaciones sociales no se agotan ahí, entre otras cosas delimitan lo que debe ser regido por principios económicos de aquello que no es objeto de mercantilización o no está sometido a esa clase de criterios, como por ejemplo la destrucción festiva o los dones rituales.

¹ Por ejemplo, véase en castellano el artículo de Y. Sachs (1981).

Esta interpretación permite abordar con mayor profundidad las relaciones entre las diversas esferas y la existencia de límites, cuya transgresión pone en peligro la coherencia del conjunto. La cuestión es que estos límites no son de carácter absoluto, y por tanto son superables, pero sólo en cierta medida y no sin costes. Por ejemplo, en relación con el agua, nada impide sustituir un principio de carácter religioso o cultural que establezca un derecho universal de acceso al agua limpia por un criterio de acceso por precio, que sitúe el agua en la esfera de lo económico (y excluya de su disfrute a aquellos cuyo poder adquisitivo sea insuficiente). Se puede efectivamente ampliar las fronteras de lo económico, pero nada garantiza que los efectos sean deseables. Del mismo modo, gracias a la tecnología las sociedades humanas han reducido históricamente su dependencia de los fenómenos naturales, incrementando la autonomía de la esfera social respecto a los condicionantes físicos. La cuestión de la sostenibilidad es precisamente hasta dónde se puede deteriorar el medio, sin que ello tenga consecuencias negativas para la humanidad presente y futura.

En relación con la hipertrofia de lo económico en detrimento de otras parcelas de lo social que apuntábamos más arriba merece una consideración especial la aplicación indebida de principios de buena economía a otros fenómenos que tienen una lógica de (buen) funcionamiento diferente. Por ejemplo, uno de los criterios primordiales de la economicidad es el de la eficiencia, que compara los diferentes resultados posibles —en términos monetarios— del empleo de una determinada cantidad monetaria. Este concepto de eficiencia económica es análogo al que utilizan los mecánicos para valorar los rendimientos de sus máquinas, la diferencia fundamental estriba en que los economistas definen su eficiencia en unidades monetarias, mientras los mecánicos lo hacen en unidades energéticas. En cualquier caso, la eficiencia se define respecto a un criterio, por lo que se obtienen resultados diferentes según el criterio escogido. La utilización de la eficiencia como criterio decisonal es una operación reductiva de la complejidad de los problemas reales, sin duda atractiva, ya que al plantear la comparación en un espacio unidimensional introduce un orden aparente que simplifica la decisión. Sin embargo, si no se complementa con otros criterios, lo que vuelve a incrementar la complejidad, conduce a decisiones sesgadas. La afición de los economistas a calificar sus propuestas de óptimas, suele enmascarar el criterio unidimensional de optimización y el alcance limitado de su contribución a la toma de decisiones. Por otra parte, hay esferas importantes de lo social que, en las sociedades «avanzadas», han sido colonizadas de manera creciente por la racionalidad económica, desplazando otras formas de relación.

En un entorno de sistemas complejos, como es el caso de la gestión de los ecosistemas acuáticos para aprovechar socio-económicamente los servicios ambientales que éstos proporcionan, el criterio de eficiencia económica de los usos es un criterio instrumental que ha de estar contextualizado atendiendo a criterios de suficiencia y también de conservación de la capacidad de adaptación de los ecosistemas. Poner el énfasis de la gestión sólo en la eficiencia generalmente conduce a un incremento de la vulnerabilidad de los ecosistemas en la medida en la cual se alte-

ran las relaciones jerárquicas de los mismos, de carácter fundamentalmente ecológico. Un ejemplo en este sentido es la sobreexplotación de acuíferos como consecuencia de un uso intensivo y eficiente del agua en agricultura de alto valor añadido.

En definitiva, el objetivo de la DMA es la gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos, lo cual requiere no sólo uso eficiente del agua sino también reducción de la vulnerabilidad de dichos ecosistemas de manera que sean capaces de ofrecer estos servicios ambientales a largo plazo. En este sentido, la DMA atiende a criterios de mantenimiento de la *resiliencia ecológica* (Holling, 1996) de los ecosistemas, es decir, a asegurar la *existencia* de las diversas funciones (ecológicas, sociales y económicas) que prestan los ecosistemas acuáticos de manera simultánea, y para ello, el mantenimiento de las condiciones físicas estructurales y de las variables de control de los ecosistemas es una condición prioritaria, necesaria e insustituible. Cabe remarcar que tales condiciones estructurales y de control no son uniformes en el tiempo, no tienen por qué presentar un comportamiento lineal o gradual y varían tanto en relación con la escala temporal como con la espacial. En este contexto, la *eficiencia* entendida como la optimización de una determinada función² a lo largo del tiempo o la imposición de una determinada regla de gestión independientemente de la escala espacio-temporal³ –*resiliencia ingenieril* (Holling, 1996)– ocupa un papel subsidiario, ya que su ámbito de enfoque se limita a sólo una de las múltiples funciones del ecosistema, las cuales suelen ser recursivas e interdependientes. La optimización continuada de una función sin tener en cuenta las relaciones que se establecen entre ésta y las restantes suele conducir a la creación de perturbaciones acumulativas que se manifiestan reduciendo la capacidad del ecosistema para hacer frente a alteraciones que previamente podía absorber, incrementando su vulnerabilidad y reduciendo, en definitiva, tanto su resiliencia ecológica como su resiliencia ingenieril a largo plazo.

2.1. LA ASIMILACIÓN POR LA ORTODOXIA ECONÓMICA

La integración del desarrollo sostenible en el dominio de lo políticamente correcto ha alcanzado también a los teóricos de la economía. Este campo —el de la economía académica— está dominado por una escuela de pensamiento —la neoclásica o economía ortodoxa— que se ha mostrado especialmente beligerante con la disidencia en las últimas décadas. Esta escuela, que ha sido criticada por su incapacidad para explicar las relaciones entre economía y medio ambiente de una manera útil y convincente, ha reaccionado aplicando su instrumental analítico a los problemas ambientales, sin tomar en consideración la divergencia entre la lógica fun-

² Como por ejemplo, maximización de la cantidad de agua extraída del ecosistema para usos humanos.

³ Como por ejemplo, el establecimiento de caudales constantes invariables en el tiempo como regla para la definición de caudales ecológicos.

cional de los ecosistemas y la de la economía mercantil, objeto del análisis neoclásico. La adaptación teórica necesaria para el tratamiento de las nuevas cuestiones se ha abordado evitando cualquier revisión del núcleo duro que fundamenta la ortodoxia. En lugar de ello se ha optado por una representación del medio compatible con aquel.

En el caso de la sostenibilidad, fue necesario construir una versión *débil* del concepto, que posibilitara el encaje en los planteamientos neoclásicos. Ésta se basa en postular la sustituibilidad entre capital natural y capital manufacturado, de tal manera, que la distinción esencial entre lo que tomamos de la naturaleza gratuitamente y lo que fabricamos con el esfuerzo de nuestro trabajo desaparece, y con ello se desvanece también la contradicción de fondo de un crecimiento económico ilimitado en un mundo físico finito. A cambio, se obtiene la integración formal de estos bienes ambientales en el modelo analítico, liberados ya de su lastre físico, e intercambiables con el resto de bienes. La exigencia ética intergeneracional del criterio de sostenibilidad, en su formulación más difundida, de *no comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades*, queda a salvo según esta interpretación, siempre que se legue a las generaciones venideras un capital manufacturado equivalente a la cantidad de recursos (incluidos los servicios ambientales de depuración) agotados por la presente generación.

2.2. LOS PROBLEMAS DEL REDUCCIONISMO ECONÓMICO

Hemos aludido más arriba a la tendencia expansionista de la racionalidad económica, exponiendo cómo el criterio de maximización de la eficiencia económica es aplicado hoy en día a dominios que anteriormente se regían por otros criterios. Para que sea posible la aplicación del principio de eficiencia es necesaria previamente la realización de una operación complementaria: ésta consiste en la definición de la unidad de medida —única— en la que se expresaran todos los aspectos sometidos al análisis y sobre la que se basa la comparación. Tratándose de eficiencia económica, tal unidad de medida es la unidad monetaria. Una medida, dicho sea de paso, muy especial por cuanto no es constante, sino que esta sometida a variabilidad, lo que obliga a realizar una serie de operaciones para corregir las alteraciones, nada despreciables, que afectan al valor de la moneda.

La monetización tiene, por otra parte, implicaciones más profundas, ya que da por supuesta una conmensurabilidad universal, o cuando menos, de aquello que se somete al cálculo de eficiencia.

3. EL PAPEL DE LA ECONOMÍA EN LA DMA

Desde el preámbulo de la DMA, desde el primer considerando, la economía, en un sentido amplio, está presente en el texto de la directiva: la declaración inicial de

que *el agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal* incorpora términos —comercial, patrimonio— propios del lenguaje económico. En esta declaración se puede ver también una anticipación de la ambigüedad y la apertura a diversas interpretaciones que se mantendrán en el resto del texto. Así, habrá quién ponga el énfasis en la característica de bien comercial —con ciertas peculiaridades— del agua, frente a aquellos, que destaquen la protección y defensa de un patrimonio natural y común que, por sus propias peculiaridades, no puede ser tratado como un bien comercial más. Podemos anticipar que, por las razones que luego se verán, nuestra posición es más acorde con la segunda interpretación.

Las consideraciones económicas intervienen con papel de protagonista en tres ámbitos del desarrollo de la directiva:

- a) el análisis de los usos económicos del agua
- b) el análisis del coste de las medidas en relación con su eficacia en la consecución de los objetivos de alcance del buen estado químico y ecológico de todas las masas de agua en 2015; y,
- c) la recuperación de los costes de los servicios del agua

Por otra parte, dichas consideraciones desempeñan también un rol importante en la justificación de las excepciones al cumplimiento de los objetivos, previstas en la propia directiva.

3.1. EL ANÁLISIS DE LOS USOS ECONÓMICOS DEL AGUA

La importancia del agua en todos los procesos productivos y en el consumo humano, obliga a prestar una atención especial a los usos del agua desde el punto de vista económico. El enfoque productivista considera estos usos prioritarios y por ello, el objetivo de la política hidráulica tradicional es precisamente el poner a disposición de los agentes económicos el agua que reclamen. Esta política de oferta se traduce en la construcción de grandes obras hidráulicas de almacenamiento y transporte, con escasa consideración a otras funciones —no mercantiles— del agua. El agotamiento de este modelo es especialmente evidente en la península ibérica, dónde se ha aplicado de manera intensa durante más de medio siglo. La construcción de infraestructuras se ha convertido en un fin en sí mismo, sin consideración de los costes económicos —que se socializan, en la medida en que se financian con cargo a los presupuestos generales—, de los costes sociales —por cuanto estos son asumidos en exclusiva por poblaciones locales con escaso poder político—, ni de los costes ecológicos —que sencillamente no han merecido la atención de los decisores.

Por otra parte, por lo que se refiere a los aspectos meramente económicos, ésta política no ha sido sometida a un análisis de rentabilidad, es decir ni tan siquiera se han confrontado los costes de la inversión (pública) con los posibles beneficios monetarios (privados) de la utilización del agua.

En un territorio de clima semiárido, como es buena parte de la península ibérica, la respuesta habitual a la limitación del recurso disponible ha sido la traída de aguas. Solución ésta de tradición multisecular, que ha ido aumentando de escala hasta alcanzar el paroxismo con el Plan Hidrológico Nacional de Borrell (1993), el cual preveía la construcción de una red de infraestructuras con la finalidad de conectar entre sí todas las cuencas ibéricas. Las tendencias más innovadoras en las políticas de oferta abogan por la desalación, que se presenta como recurso inagotable, sin más restricción que la energética, la cual, según sus defensores, se resolverá mediante el recurso a fuentes renovables.

El cambio de paradigma que propugna la DMA, al priorizar el mantenimiento de las capacidades de los ecosistemas para depurar y renovar el ciclo hidrológico como el mejor camino para disponer de manera duradera del agua necesaria para las actividades humanas, obliga a un replanteamiento de las políticas de oferta y a una profunda revisión de los planteamientos tradicionales.

No hay aquí lugar para una exposición detallada del debate conceptual en marcha, pero sí podemos remitir al lector interesado a los autores que —como Aguilera, Estevan o Naredo— han intentado desbrozar la confusión existente⁴. Estos autores critican el uso de conceptos tradicionales de la economía, tales como producción o demanda, que no son apropiados para abordar las relaciones de carácter económico que se establecen con elementos que, como el agua, tienen una determinación natural y una dimensión social fundamental que desborda lo mercantil.

Lo que establece la DMA y de manera provisional ya han abordado los estados miembros, es el análisis a grandes rasgos de los usos humanos del agua en la actualidad y con (al menos) una previsión para 2015. Se trata de saber y anticipar cuánta agua se detrae de los ecosistemas hídricos para ser usada en la agricultura, la industria y los abastecimientos urbanos y cuánta y en qué condiciones regresa al medio natural. En este contexto y profundizando algo más en el análisis, también es interesante conocer cuál es el producto, en términos monetarios, que se obtiene del empleo del agua en los sectores productivos, cuánto se paga por su uso, incluyendo la contribución por el deterioro de la calidad del agua.

3.2. EL COSTE DE LAS MEDIDAS

El objetivo de la política de aguas consiste en el mantenimiento del ciclo hidrológico en condiciones tales, que se pueda utilizar el agua en las actividades humanas sin alterar en lo fundamental su funcionamiento natural, ya que éste asegura una renovación permanente y por lo tanto una garantía de disponibilidad para el futuro. Como cualquier acción humana implica una alteración del ciclo, es necesario tomar medidas de restauración y conservación, lo cual significa ineludiblemente incurrir

⁴ Ver por ejemplo, Estevan, A. y J.M. Naredo (2004) o Aguilera (1998).

en costes. Una de las aportaciones más destacables del nuevo enfoque es la consideración de que la conservación del medio es la forma más eficiente, y a largo plazo la más económica, de obtener servicios útiles del agua. Los planes de cuenca fluvial previstos en la DMA deben establecer el conjunto de medidas más eficaz para conseguir el mantenimiento del medio en *buenas* condiciones, al menor coste posible.

El papel de la economía en esta fase de desarrollo de la DMA se concreta en el cálculo de los costes que generan las diferentes medidas, con el fin de seleccionar las de máxima eficacia y menor coste.

3.3. LA RECUPERACIÓN DE LOS COSTES

El carácter de activo eco-social del agua requiere la intervención —en mayor o menor grado— de la mano pública en su gestión. Por otra parte, en aplicación del principio de quien contamina paga, los costes generados por las medidas de protección y recuperación del medio deben ser asumidos por los causantes del deterioro, por lo que el Estado deberá repercutirlos sobre estos agentes.

La *recuperación íntegra de los costes* de los servicios del agua es simplemente la expresión operativa de los criterios básicos de gestión de un bien comunal: quién hace un uso privativo del bien debe compensar a su legítimo propietario —la comunidad; por otra parte, se debe cuidar y conservar el patrimonio común y si se produjera un daño inevitable, corresponde al causante del daño el repararlo o, en su caso, ofrecer una compensación equivalente. Salvo excepciones de oportunidad social, los gastos necesarios para acceder al uso del recurso han de ser asumidos por los beneficiarios del servicio.

Pese a la coherencia de los principios antes mencionados, en los que unánimemente se reconocen los fundamentos de la política ambiental, la práctica, firmemente arraigada en nuestra sociedad y consagrada por la ley liberal de 1879, ha marcado unos hábitos muy alejados del modelo de gestión esbozado, de tal forma que la exigencia actual de recuperación de costes genera una notable preocupación entre aquellos agentes sociales que han estado por más de un siglo haciendo un uso privativo de un bien común sin contraprestación alguna.

Por un lado, y a pesar de las modificaciones introducidas en la Ley de 1985, las aguas subterráneas siguen siendo *de facto* privadas. Por otro, el proyecto regeneracionista de una política de desarrollo social basada en la promoción del regadío financiado por el Estado, ha mantenido dicha financiación durante muchas décadas después de haber perdido, por la propia evolución de la economía, el carácter de política social que justificaba la intervención pública. Por último, la preocupación por el medio ambiente —más allá del agotamiento o salinización de los acuíferos— es una preocupación reciente, escasamente incorporada en la gestión.

Hay además un elemento más profundo, tímidamente señalado en el preámbulo de la Ley de 1985 y con mayor claridad en la DMA, que sin embargo no está suficientemente asimilado por buena parte de la sociedad. Nos referimos a la concepción unitaria del ciclo hidrológico y a la visión consolidada de la ciencia actual, que

considera el agua como un elemento integrante (y conceptualmente inseparable) de los ecosistemas acuáticos. Esta representación sistémica de la naturaleza es un argumento poderoso frente a la separación de la parte *útil* del ecosistema y su apropiación privada obviando la lógica de la reproducción de esa misma fracción útil y el mantenimiento del sistema que la posibilita.

La recuperación de costes constituye, pues, un problema con varias facetas. Por una parte, la modificación de un *statu quo* secular que ha permitido a ciertos agentes beneficiarse a coste cero de un recurso común, para repercutirle la parte que les corresponda asumir, representa un desafío político importante. Por otra, aunque no del todo separable de la anterior, puesto que es también una expresión más del debate político, está la discusión de carácter más técnica acerca de las partidas que definen dichos costes, la determinación de su cuantía y la imputación a los distintos agentes.

La directiva establece (Art. 9) que [*l*]os Estados miembros tendrán en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos entendiendo por servicios relacionados con el agua todos los servicios en beneficio de los hogares, las instituciones públicas o cualquier actividad económica, consistentes en: a) la extracción, el embalse, el depósito, el tratamiento y la distribución de aguas superficiales o subterráneas; b) la recogida y depuración de aguas residuales, que vierten posteriormente en las aguas superficiales (Art. 2).

El debate se centra en la definición de los conceptos de costes medioambientales y de los recursos, que deben ser recuperados junto con *el resto*.

4. LAS DIFICULTADES DE LA APLICACIÓN

Como se ha mencionado más arriba, la DMA establece las líneas maestras de un proceso, dilatado en el tiempo, de desarrollo de la política de aguas. El paso del texto aprobado por las instituciones europeas a su aplicación práctica en todos los territorios de la Unión es complejo, y en gran medida abierto.

4.1. EL ANÁLISIS DE LOS USOS ECONÓMICOS DEL AGUA

El calendario de desarrollo de la directiva, establecía en diciembre de 2004 el final del plazo para que los distintos estados miembro hubieran realizado una serie de tareas, entre otras, el estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las masas de agua y un análisis económico del uso del agua (Art. 5).

Los principales obstáculos con los que se encontraron los encargados de realizar los análisis económicos se relacionan con la disponibilidad y la calidad de una información que ha sido recogida y estructurada con finalidades muy distintas a las de la DMA. Por un lado, el agua ha recibido una atención tardía y marginal en las

cuentas macroeconómicas, por lo que el análisis económico agregado de sus usos y la elaboración de los escenarios para 2015, tropieza con notables impedimentos. Por otro lado, la información existente ha sido generada por una multiplicidad de agentes que operan en ámbitos y a escalas muy diferentes. De esta manera, se superponen Confederaciones Hidrográficas a Comunidades Autónomas, que a su vez engloban municipios y mancomunidades, que elaboran estadísticas con criterios y definiciones divergentes. A ello hay que sumar la dejación —no siempre inocente— por parte de los encargados de la gestión, del registro y el control de los usos y servicios del agua, llegando a generar en algunos casos una maraña impenetrable de datos contradictorios y confusos.

Con todo, el enfoque requerido para la realización del diagnóstico y las proyecciones de los usos económicos es estándar y no necesita de mayor elaboración conceptual. Otra cosa es que las opciones que se han seguido en la elaboración de los informes del Artículo 5, para intentar paliar las limitaciones de disponibilidad y calidad de la información, hayan sido las adecuadas.

4.2. EL ANÁLISIS COSTE-EFICACIA

Las deficiencias de información mencionadas en el epígrafe anterior tienen también su correlato a la hora de calcular costes de las medidas. Aunque en este contexto cobran mayor importancia otros aspectos de carácter más metodológico. Respecto a los datos, es relevante señalar que, dependiendo de la escala a la que se pretenda realizar el análisis, las exigencias de precisión en la información pueden ser muy elevadas, y de acuerdo con lo indicado anteriormente, las carencias muy importantes. El abordaje del análisis coste eficacia a una escala grande permite obtener una imagen de conjunto suficiente aunque de menor precisión. Hay que recordar que en este análisis de las medidas una parte fundamental proviene del lado no económico: la estimación de la eficacia de las mismas en la consecución de objetivos mensurables prefijados; por lo que es imprescindible conjugar ambos aspectos a la hora de decidir la escala de la exploración.

Si nos circunscribimos al ámbito de lo meramente económico, más allá de los aspectos de calidad de los datos, aparecen algunos temas que pueden ser polémicos en su concreción y que podemos englobar de manera genérica en las dificultades de la valoración del capital.

Algunas de las disputas en torno a esta cuestión tienen ya cierta tradición entre los economistas, como la manera de valorar activos funcionales pero cuya inversión inicial es suficientemente lejana en el tiempo como para considerarla amortizada; o la aplicación de tasas de descuento, especialmente en inversiones de dilatados periodos de retorno.

En la medida en que el origen de la divergencia está íntimamente ligado a los intereses representados o defendidos, es posible alcanzar un acuerdo mediante un proceso de negociación. Lo importante es que todos los intereses estén igualmente presentes, cosa hasta la fecha excepcional, especialmente, aunque no de manera

exclusiva, por lo que se refiere a los bienes ambientales. La defensa de la conservación de los ecosistemas ha corrido —mal que bien— a cargo de las organizaciones ecologistas o plataformas ciudadanas, que evidentemente no han podido, de momento, limitar la acción de otros agentes. Parece lógico pensar que la representación del bien común, en este caso ejemplificada en la buena gestión ambiental— debería residir de manera natural en el Estado y que debería ser ejercida por el departamento de medio ambiente de la administración correspondiente. Sin embargo, en la medida en que estos departamentos, hoy por hoy, siguen más inclinados a defender las posiciones de los departamentos de fomento de los que proceden, se puede afirmar de manera general la debilidad negociadora de los intereses de conservación del patrimonio (común) ambiental.

Hay otras cuestiones que han emergido precisamente en el contexto del debate sobre la aplicación del análisis coste-eficacia a las políticas ambientales. En el caso de la DMA se ha señalado la necesidad de incorporar, en el cómputo de costes, los costes ambientales en los ecosistemas no acuáticos. Esta idea, sobre la que trataremos de manera más general en el epígrafe siguiente, viene a complicar el análisis coste-eficacia, al combinar en el lado de los costes elementos monetarios y físicos, que es justo lo que pretende evitar el método. La esencia del análisis coste eficacia es precisamente la separación de los aspectos económicos —coste monetario de las medidas— de la eficacia física de las mismas en la consecución de un objetivo prefijado, y por lo tanto externo al análisis. Hay que reconocer, sin embargo, las limitaciones de este enfoque cuando se trata de medidas multiobjetivo, en las cuales la expresión cuantificada de la eficacia se complica.

La propuesta de considerar costes ambientales en otro medio cuando se está analizando la relación entre coste y eficacia de una medida de política hidrológica puede abordarse, en principio, de diferentes maneras. La solución más trivial es la de regresar a los esquemas tradicionales de monetización, con las inconsistencias que les son propias, pero no es necesariamente la única. Alternativamente, se puede extender el procedimiento de coste-eficacia al otro medio afectado, e imputar a la política de aguas los costes de las medidas necesarias para corregir el impacto generado por ésta en el otro medio. Por ejemplo, el impacto que el consumo energético de una desaladora tiene sobre el objetivo de reducción de emisiones de CO₂ implica un coste en el marco de la política de clima, calculable, e imputable al coste de la desalación.

4.3. LA RECUPERACIÓN DE LOS COSTES

Como ya se ha dicho, el centro del debate sobre los costes se sitúa en el marco de la recuperación, porque la directiva los menciona con detalle en ese contexto, pero lógicamente, la definición y el cómputo de los costes son previos a su recuperación. El problema fundamental radica en establecer una definición operativa de los costes ambientales y del recurso satisfactoria.

La mención en el texto legal de los costes ambientales y del recurso, y su interpretación posterior como dos categorías presuntamente separables, está en el origen de la confusión. Confusión que se mantiene en la guía de Wateco y roza el absurdo con el documento con el que el grupo ECO2 pretendía precisamente aclarar el concepto.

En nuestra opinión, y más allá de algunas incoherencias como las señaladas, fruto probablemente de compromisos alcanzados en el proceso de negociación, la directiva marco mantiene una lógica sólida como instrumento de política ambiental que intenta hacer operativos principios asentados en el marco de los debates científicos de las últimas décadas. En su planteamiento subyace el reconocimiento a la inconmesurabilidad de los ecosistemas con los artefactos (si se prefiere de los bienes ambientales con el resto de los bienes de factura humana); la asunción del conocimiento limitado e incierto (sin perjuicio de fundamentar la política en *los datos científicos y técnicos disponibles*, como establece el tratado en su título XIX Art.174.3); la relevancia de los valores sociales en el contexto de procesos decisivos complejos (no reductibles) y bajo incertidumbre, etc.

En función de este planteamiento subyacente, la directiva evita la reducción de los valores ambientales a valores monetarios, así como, por otra parte, establece un desarrollo procesual y participativo. Por ello, la concreción de los objetivos se refiere al estado del medio; el papel de la economía es subsidiario y centrado en los costes de alcanzar el buen estado ecológico y la participación del público es fundamental en la toma **informada** de decisiones. El papel de los economistas consiste, por tanto, en alimentar el proceso de decisión con información de calidad, comprensible, transparente e insesgada, acerca de los costes que la sociedad deberá asumir y de cómo se pueden repartir en función de la combinación de medidas. Como advierte la guía Wateco *the economic analysis does not take the decision! [...] Economics is only there to inform decision makers*⁵.

Muy diferente es la interpretación de la directiva realizada por el grupo ECO2, que en un ejercicio de malabarismo escolástico, pretende legitimarse recurriendo a una presunta validación de sus argumentos por la teoría neoclásica. El texto legal no especifica qué debe entenderse por coste ambiental y del recurso, tan solo establece la obligatoriedad de recuperarlos junto con los costes *financieros* de los servicios del agua. La guía Wateco interpreta costes como daños: *Environmental costs represent the costs of damage that water uses impose on the environment and ecosystems and those who use the environment (e.g. a reduction in the ecological quality of aquatic ecosystems or the salinisation and degradation of productive soils)*. Con ello se desplaza el análisis de los costes (de evitación, mitigación o restauración) a una categoría etérea como es el valor económico de los daños ambientales. El trabajo del grupo ECO2 profundiza en la misma línea al mantener esa consideración del daño en la descripción del proceso lógico de desarrollo de la directiva, identificando daño con la definición de la brecha (*gap*) que separa la situación pre-

⁵ CIS (2003) p. 23 (Énfasis original).

sente de la establecida para cada masa de agua como objetivo de buen estado ecológico. *A third step is to identify and, if possible, quantify the nature and extent of the damage involved, both on the water environment and other water users. Damage is defined here as the difference between some reference and target situation.*

Con este paso se substituye la idea de brecha —como distancia a cubrir entre la situación presente y la deseada, cuyo recorrido generará costes— por el concepto de daño al medio ambiente y a otros usos/usuarios. Según los autores, *[t]he assessment of the extent to which some (predefined) target situation (e.g. environmental objective or standard) is met (and hence the environmental damage involved) shows strong resemblance with the risk or gap analysis carried out by the WFD working groups Impress*⁶. Se asemeja, pero evidentemente no es lo mismo. Sin embargo, es un paso necesario para modificar el papel asignado por la directiva al análisis económico en esta fase. Se substituye un instrumento de valoración de los costes asociados a las medidas para alcanzar los objetivos, por un ejercicio de valoración monetaria del daño ambiental; lo cual, —como se afirma en el texto en otro momento— *allows one to bring the analysis back in the realm of neo-classic economic welfare theory.* (CIS 2004; p. 22)

Este segundo aspecto constituye en realidad el objeto último de la propuesta: reconducir el planteamiento de la directiva a la ortodoxia neoclásica⁷. Respaldados por la legitimidad que, al parecer, emana de esta teoría los autores ahorman el marco lógico de la directiva al dogma neoclásico. Como resultado de la operación el coste del recurso ya no se limita a situaciones de deterioro o merma del recurso, sino que se extiende a todo tiempo y lugar: *Resource costs are defined in this information sheet as the opportunity costs of using water as a scarce resource in a particular way (e.g. through abstraction or wastewater discharge) in time and space. [...] They equal the difference between the economic value in terms of net benefits of present or future water use (e.g. allocation of emission or water abstraction permits) and the economic value in terms of net benefits of the best alternative water use (now or in the future).* (CIS 2004; p. 2)

Resulta interesante analizar cuáles son las implicaciones prácticas de este planteamiento, ya que en definitiva de lo que se trata aquí no es de realizar un ejercicio teórico, sino de crear instrumentos operativos para una buena gestión ambiental. Los redactores del documento que comentamos reconocen sin ambages que su propuesta no es aplicable, sin más, a situaciones prácticas⁸, pero entienden que, bajo ciertas circunstancias, se pueden realizar simplificaciones que permitirían su empleo en tales situaciones. De lo que no parecen percatarse es de que estas sim-

⁶ CIS (2004) p. 12 (Énfasis añadido).

⁷ Explícitamente se remite a ésta en la primera nota al pie: *The definition and measurement of environmental and resource costs is based on neo-classical economic welfare theory.* (p. 2n)

⁸ *In practice, putting the marginal cost curves for pollution control and damage costs together in one and the same diagram, after they have been made comparable and commensurate in one and the same quadrant in terms of time and space, is very difficult and more often than not impossible.* (CIS 2004; Anexo 1)

plificaciones dejan los instrumentos propuestos sin soporte teórico, porque con la relajación de los supuestos se pierde la coherencia teórica, y lo que ofrecen como elemento de intervención práctica resulta banal.

Pero lamentablemente no todo el mundo parece consciente de la esterilidad de esta aproximación al desarrollo de la directiva. Contamos con un ejemplo de adaptación con fines prácticos realizado en el marco de la redacción del informe del artículo 5 en el territorio de la Confederación Hidrográfica del Júcar. El artífice de la propuesta de aplicación describe así uno de sus elementos fundamentales: *The objective function to be minimized represents the total cost for the optimization period, including economic issues derived from water shortage in the supply to the consumptive demands, adding pumping and other variable operating costs. [...] Deliveries less than the maximum demanded by other users produce economic losses equivalent to the economic value of the water forgone. Economic loss functions for agricultural and urban use are derived from monthly economic demand functions that express the relation between the quantity of water delivered and its marginal value, ceteris paribus. The area under the demand curve indicates users' willingness to pay for water delivered. Economic losses are found integrating the demand curves from the maximum demand leftward to the delivery.* (Pulido et al. 2006). Hay que tener presente que el autor no pretende realizar un ejercicio teórico sino que su propuesta tiene vocación de aplicabilidad práctica, concretamente su utilización como instrumento (racional) de asignación eficiente del agua entre usos alternativos, mediante la comparación de los costes de oportunidad marginales del recursos para los distintos usos. Sin embargo, a pesar del lenguaje utilizado, un mínimo análisis desvanece la pretendida objetividad y rigurosidad de una propuesta que ignora características intrínsecas de ese bien, el agua, que *no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal*, como reza el primer considerando de la DMA.

De hecho, implícitamente se supone divisibilidad y movilidad perfectas del recurso, inexistencia de usos prioritarios (ausencia del marco institucional) al tiempo que se olvida el carácter multifuncional del agua. Por otra parte, el modelo asume que todos los usos alternativos del agua son económicos (lo cual no es cierto) y que se tiene un conocimiento perfecto (en el tiempo y en el espacio) de dichos usos alternativos y de sus funciones de producción económica con respecto al agua. Pero además, no se especifica el criterio de asignación del supuesto valor marginal del agua cuando concurre más de un uso alternativo, lo cual especialmente en el caso de usos no productivos —por ejemplo, los abastecimientos domésticos— hace más evidentes las inconsistencias.

4.3.1. Costes ambientales

La definición de los costes ambientales en el trabajo del grupo ECO2 es más próxima a la de la directiva, si bien para su adecuación a la teoría neoclásica es nece-

sario el paso arriba mencionado de identificar costes con valor económico del daño. Ya no se trata de evaluar los costes de las medidas encaminadas a superar el gap sino de valorar el **daño** ambiental. Esta inversión en el enfoque conduce a la consideración de tres categorías de costes: costes externos protección ambiental, costes internos de protección ambiental y costes externos ambientales.

Las consecuencias principales de esta metamorfosis conceptual son dos. En primer lugar, se ha trasladado el objeto del análisis de la evaluación del coste de las medidas a la cuantificación monetaria del daño ambiental, y en segundo lugar, al promover la valoración monetaria del medio frente al cálculo de los costes de evitación, mitigación o remediación, se abre el camino a la aplicación de las técnicas desarrolladas en el contexto de la economía ambiental. Estas técnicas generan tanto rechazo entre los defensores del medio ambiente como entusiasmo entre sus promotores y practicantes, probablemente por la misma razón: su extraordinaria versatilidad. La cual, obviamente, suele ser gestionada a favor de los promotores de los informes, que hasta la fecha han coincidido casi exclusivamente (de forma directa o a través de la administración pública) con los responsables del daño.

4.3.2. Una interpretación alternativa

Una interpretación acorde con los principios de la política medioambiental consagrados en los tratados y coherente con el resto de la directiva, que no contradiga el texto, se puede formular como sigue.

En primer lugar, el «recurso» forma parte del ecosistema⁹ y por tanto, al menos en situaciones de normal funcionamiento de una gestión del agua, cuyo objetivo es la consecución del buen estado ecológico, carece de sentido el intentar establecer dos categorías separadas de coste. La dificultad de la separación de ambas categorías es reconocida también por los autores del grupo ECO2 *Special attention will be paid to the distinction between environmental and resource cost. [...] they are closely related and can therefore not simply be added.* No son aditivos, porque no son separables. Recuérdese que se trata de definir y calcular costes con la finalidad de recuperarlos.

Para el caso de situaciones alejadas del normal funcionamiento encontramos la interpretación propugnada por la guía Wateco para la consideración de un coste del recurso concebido como coste de oportunidad para otros usos cuando se producen este tipo de situaciones *anormales* (por contrarias a los objetivos de la DMA) de agotamiento del recurso. El coste del recurso según el glosario incorporado a la guía (Annex B2) *represents the costs of foregone opportunities which other uses suffer*

⁹ Es más, desde una perspectiva más amplia, el recurso es el ecosistema, del cual, en buen estado de conservación, se pueden derivar cantidades variables de agua para satisfacer necesidades humanas sin alterar básicamente su funcionamiento, especialmente su capacidad reproductiva.

due to the depletion of the resource beyond its natural rate of recharge or recovery (e.g. linked to the over-abstraction of groundwater).

Es decir, sólo en el caso de una situación de stress, en la que —excepcional y transitoriamente— se asume un deterioro del medio ambiente cabe la segregación de un coste del recurso en el sentido que se da en la guía del grupo Wateco.

Por ejemplo, en un clima árido o semiárido, en el cual, como es sabido, las sequías forman parte de ciclos naturales de periodicidad supraanual, sería coherente con la directiva, según esta interpretación, una gestión de tales episodios, en la cual, los perjuicios derivados de la escasez física fueran compartidos por usos y ecosistema. Por una parte, se relajaría el principio de no deterioro, extrayendo, por ejemplo, agua de un acuífero por encima de la recarga, pero en una cantidad sensiblemente inferior a la correspondiente a una situación de precipitación (y recarga) normal. El reparto de ese volumen restringido de agua entre los diferentes usos tendría en cuenta el coste de oportunidad, es decir el *coste del recurso* según la interpretación de Wateco, que sería repercutido a los usuarios. Fuera de estos episodios normales en su recurrencia, pero excepcionales en su frecuencia, los costes del recurso están incorporados en los medioambientales.

Ahora bien, en un período de sequía, cuando la limitación del recurso es evidente y la asignación de caudales a los distintos usos cobra una dimensión social que no puede ser reducida a criterios de eficiencia productiva ¿tiene sentido imputar un coste adicional a aquellos usos que presentan una productividad menor? ¿Se puede cargar, por ejemplo, sobre los abastecimientos urbanos el coste de oportunidad de la producción perdida en aquellos sectores que hubieran hecho un uso más eficiente? Por cierto, ¿son comparables la eficiencia en los sectores productivos y la de los abastecimientos? Pero aún limitándonos al sector agrícola, ¿es realista pensar que se pueda exigir un pago adicional a unos agentes económicos en el momento en que afrontan pérdidas no imputables a la mala gestión? Sin duda, cabe argumentar que la recuperación del coste se puede diferir y repercutir éste, convenientemente anualizado, en períodos de bonanza.

Si una de las funciones de la recuperación de los costes es la de transmitir, a través de los precios, una señal de la escasez del recurso, parece que en tiempos de sequía —cuando la escasez es bien visible— tal señal es redundante. Por otra parte, la alternativa de recuperación anualizada que comentábamos en el párrafo anterior, al incorporarse al precio normal dejaría de tener esa capacidad de señalar la escasez (temporal) y priorizar los usos más eficientes.

Desde una perspectiva de recuperación de costes ambientales (incluido el recurso) sí tiene sentido una gestión plurianual y preventiva de las sequías, que limite el daño al ecosistema por ejemplo, manteniendo una reserva por encima de la capacidad anual de recarga de un acuífero. En una estrategia de este tipo el coste ambiental asociado a la sequía no se monetiza, se compensa interanualmente al medio en su propia moneda: el agua.

Por su parte, una aproximación práctica y coherente con el enfoque de la DMA a los costes ambientales a recuperar, se puede articular a partir del análisis coste-eficacia del programa de medidas. Desde este punto de vista los costes ambientales se

definen como los costes de las medidas necesarias para conseguir los objetivos de la directiva.

5. CONCLUSIÓN

Desde nuestro punto de vista, la economía tiene un papel importante en el desarrollo e implementación de la DMA, sin embargo, dicho papel es necesariamente subsidiario a los objetivos ambientales establecidos por esta norma.

Se trata de contextualizar el análisis económico en el marco institucional, social y ecológico en el que se inserta el sistema económico (en este caso en relación con los usos del agua). La economía puede y debe utilizarse para obtener información relevante y transparente respecto a la productividad económica generada por los distintos usos económicos del agua así como respecto a las fuerzas motrices que determinan tales usos y a las presiones e impactos (físicos) generados por ellos. En este sentido, es fundamental tanto la definición de la escala espacial y temporal a la que se refiere la información económica como que se asegure la coherencia de dicha escala con aquella de referencia de la información «física» (en relación con presiones, impactos y estados). De otra manera, no es posible la integración de las múltiples facetas relevantes (económicas, sociales, ecológicas) a la escala adecuada y consistente con las dimensiones del ecosistema acuático que se pretende gestionar (utilizar y conservar). Los intentos de reducir la lógica del funcionamiento de los ecosistemas y de la funcionalidad social de los mismos a la lógica mecanicista de la economía convencional, mediante el abuso de la formalización matemática pero con escaso sustento conceptual, dan lugar a decisiones que incrementan la vulnerabilidad de los ecosistemas pretenden proteger, conservar y utilizar racionalmente. No se trata de determinar mediante modelos económicos o econométricos cuál es el nivel «óptimo» de contaminación o de extracción aceptable por la sociedad, sino de analizar cuáles son las razones económicas que justifican determinados usos del agua y cuál es la combinación de medidas que permitirá alcanzar al menor coste para la sociedad los objetivos prefijados (desde fuera de la economía) de calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos.

Es imprescindible desarrollar nuevos instrumentos conceptuales y refinar los existentes de manera que resulten útiles para gestionar la complejidad y multidisciplinariedad características de las cuestiones ambientales y así permitan adecuar la práctica de la economía a las exigencias impuestas por el nuevo marco de referencia de la gestión hídrica.

BIBLIOGRAFÍA

AGUILERA, F. (1998): Hacia nueva economía del agua: cuestiones fundamentales, en: Boletín Ciudades para un futuro más sostenible, nº 8. Disponible en Internet: <http://habitat.aq.upm.es/boletin/n8/afagu1.html>

- AGUILERA, F. (2000): Valor uso y precio del agua. La protección de los recursos hídricos y el papel del análisis económico en la Directiva 2000, en: II Congreso Ibérico sobre Gestão e Planificação da Água, Oporto, Noviembre 2000. Disponible en Internet: http://www.us.es/ciberico/archivos_html/pagiprincipalcatala.htm
- ANDREU, J. y otros (2006): Decision support systems for integrated water resources planning and management, en: Actas de las Jornadas Internacionales sobre Modelos HidroEconómicos y Herramientas para la Implementación de la Directiva Marco europea del Agua, UPV – MMA, Valencia, 30-31 Enero, 2006.
- CIS (COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE) (2003): Guidance Document No 1 Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2003. Disponible en Internet: http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents&vm=detailed&sb=Title
- CIS (COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE), WORKING GROUP 2B (2004): Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive, Information sheet prepared by Drafting Group ECO2, June 2004.
- ESTEVAN, A. y NAREDO, J. M. (2004): Ideas y propuestas para una nueva política del agua en España, Bakeaz, Bilbao, 2004.
- HOLLING, C. S. (1996): Engineering Resilience versus Ecological Resilience, en: Engineering Within Ecological Constrains, National Academy of Sciences. Disponible en Internet: <http://www.nap.edu/openbook/0309051983/html/31.html>
- PULIDO, M. et al. (2006): Methodology and tools for integrated assessment of resource and environmental requirements costs. Application to the Jucar river basin, en: Actas de las Jornadas Internacionales sobre Modelos HidroEconómicos y Herramientas para la Implementación de la Directiva Marco Europea del Agua, UPV – MMA, Valencia, 30 - 31 Enero, 2006.
- SACHS, Y. (1981): Ecodesarrollo: concepto, aplicación, beneficios y riesgos, en: Agricultura y Sociedad, nº 18, enero-marzo, 1981.
- VARELA, C. (2006): Integración de políticas agrícolas y del agua bajo incertidumbre de suministro climático, Presentación (Powerpoint) en: Jornadas Internacionales sobre Modelos HidroEconómicos y Herramientas para la Implementación de la Directiva Marco europea del Agua, UPV – MMA, Valencia, 30 - 31 Enero, 2006.