

LA INCORPORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS A LA GESTIÓN DEL AGUA¹

Francesc La-Roca

Universitat de València / Fundación Nueva Cultura del Agua

By focusing on the stock-flow framework, the valuation of ecosystem services and implementation of PES and related projects will have unintended consequences that could have been better foreseen and avoided or adapted to by using additional patterns of thinking. The ecosystem service metaphor now blinds us to the complexity of natural systems, the ecological knowledge available to work with that complexity, and the amount of effort, or transactions costs, necessary to seriously and effectively engage with ecosystem management. (Norgaard, 2010; 1219/20)

1. Introducción

Con el inicio del nuevo siglo se consolida en la Unión Europea un cambio de rumbo en la política de aguas, cuya expresión de referencia es la directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas o Directiva Marco de Aguas (DMA). Su entrada en vigor inaugura un proceso de planificación para la gestión del agua, marcado por un calendario y unos procedimientos comunes para todos los estados miembro. Si bien el rasgo más sobresaliente del cambio es la reorientación de la política de aguas hacia la protección de los ecosistemas y el fomento del uso sostenible del agua, la aprobación de la directiva también aporta interesantes innovaciones de carácter instrumental. Entre ellas, la relevancia del análisis y las medidas de contenido económico, la apuesta por la democratización de la gestión mediante la participación ciudadana, la organización de la administración del agua por cuencas hidrográficas más allá de las fronteras entre regiones o estados y el diseño de un complejo procedimiento de análisis del estado de los ecosistemas acuáticos y su relación con las presiones de carácter antrópico.

Transcurrida algo más de una década desde el inicio del proceso de implementación de la DMA, la Comisión ha realizado una evaluación del mismo basada en los planes de gestión de las cuencas fluviales, que según lo previsto se han presentado –salvo casos excepcionales– en diciembre de 2009. Del análisis de los contenidos de los planes, con sus logros y sus carencias, y de las dificultades que los estados miembro han encontrado en su elaboración se han extraído un conjunto de recomendaciones para la revisión de la política de aguas. El resultado de este ejercicio de evaluación se recoge en el *Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa* o *Blueprint* (European Commission, 2012b), que se enmarca en la estrategia más

¹ Este escrito recoge en parte resultados del proyecto de investigación SCARCE - *Assessing and predicting effects on water quantity and quality in Iberian rivers caused by global change* (2009-2014), Consolider-Ingenio 2010 CSD2009-00065, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España.

amplia de la propuesta de Programa General de Medio Ambiente de la Unión hasta 2020 (European Commission, 2012c) y otros documentos estratégicos relacionados². El *Blueprint*, que se puede considerar como la hoja de ruta para la actualización y renovación de la política de aguas tras la experiencia del primer ciclo de planificación, confirma el enfoque de la DMA y propone medidas para cubrir sus carencias y superar los obstáculos detectados en la implementación de la directiva.

El concepto de servicios ecosistémicos (SE) ha sido incorporado a la corriente principal de la política ambiental de la mano del proyecto *Millennium Ecosystem Assessment* impulsado por Naciones Unidas en el marco de la Cumbre del Milenio (UN, 2000). La definición más sencilla y con mayor aceptación en la actualidad es la de que los SE son *los beneficios que obtiene la gente de los ecosistemas* (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005a; 49), o *la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar de las poblaciones humanas* (US Environmental Protection Agency Science Advisory Board [EPA-SAB], 2009). Los orígenes intelectuales de los SE se suelen situar en textos de la segunda mitad del siglo XX (Vihervaara *et al.* 2010; Odum, 1953; Ehrlich & Ehrlich, 1981) en los que aparecen como metáfora financiera del rendimiento del capital natural.

El *Plan para salvaguardar los recursos hídricos europeos (Blueprint)* abre la vía para una aproximación entre dos campos hasta ahora separados al valorar la potencial utilidad del enfoque de servicios ecosistémicos para la mejora de la gestión del agua en la línea planteada por la DMA y complementada por la directiva de evaluación y gestión de los riesgos de inundación (DRI).

En el *Blueprint* se mencionan directamente o bien de manera implícita los SE en varias ocasiones. Explícitamente, los SE aparecen en relación con la infraestructura verde y con la protección de la biodiversidad.

La infraestructura verde puede contribuir a garantizar la prestación de servicios ecosistémicos de conformidad con la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad (p. 16)

El Plan se propone obtener una mejora a gran escala de los ecosistemas acuáticos que pueda contribuir a lograr el objetivo de la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad consistente en detener la disminución de la biodiversidad y la degradación de los servicios ecosistémicos de aquí a 2020 y lograr su restauración en la medida de lo posible. (p. 19)

Los servicios ecosistémicos se plantean como un vínculo sinérgico de la política de aguas con la estrategia de protección de la biodiversidad y, por tanto, como un instrumento potencial de integración entre ambas esferas de la política ambiental. En ese sentido, se pueden interpretar como referencias implícitas a los SE las relativas al papel de las infraestructuras verdes y a los caudales ambientales que aparecen en el *Blueprint*.

La apuesta por la recuperación de espacios naturalizados con fines de protección de los propios ecosistemas o de las poblaciones humanas frente al riesgo de inundación –como alternativa a la construcción de diques y taludes – presenta la ventaja de ofrecer otros

² Entre ellos los de Biodiversidad (European Commission, 2011a) y Uso eficiente de los recursos (European Commission, 2011b).

servicios ecosistémicos asociados, como por ejemplo, la creación de hábitats o la retención de nutrientes que de otra manera acabarían en los cauces.

La presión procedente de la agricultura y de la protección contra las inundaciones puede mitigarse o evitarse. Entre los métodos posibles cabe destacar el desarrollo de franjas de protección, que proporcionan continuidad biológica entre los ríos y sus orillas, y la utilización, cuando sea posible, de infraestructuras verdes, tales como la restauración de zonas ribereñas, humedales y llanuras de inundación para retener el agua, apoyar la biodiversidad y la fertilidad del suelo y evitar inundaciones y sequías.

Los elementos inherentes a las superficies de interés ecológico previstos por la propuesta de la Comisión en relación con el fomento del aspecto ecológico del primer pilar de la PAC, tales como franjas de protección, podrían servir como medidas de retención natural de agua (tipo de infraestructura «verde»). (p. 6)

Del mismo modo cabe interpretar el establecimiento de caudales ecológicos, que, si bien se plantean como una medida de reducción de la sobre-asignación de derechos de uso contribuyen a la mejora del estado ecológico de los sistemas acuáticos y, con ello, a la provisión de servicios ecosistémicos:

Para abordar el problema de la asignación excesiva, en muchas cuencas hidrográficas de la UE la gestión cuantitativa del agua debe asentarse en fundamentos más sólidos, a saber, en particular la determinación del caudal ecológico, esto es, la cantidad de agua que necesita el ecosistema acuático para seguir proporcionando los servicios indispensables. (p. 7)

Mención aparte merece la referencia directa al pago por servicios ecosistémicos, por lo que significa de mayor concreción instrumental y por tratarse de una opción, cuanto menos, discutible. En relación con el artículo 9 de la directiva se prevé la elaboración de un documento de orientación, en el marco de la Estrategia Común de Implementación (CIS), que

... se centrará en la metodología para evaluar los costes y beneficios de las medidas en el sector del agua que persiguen la rentabilidad y una mayor aplicación del concepto de pago por los servicios ecosistémicos. (p. 12)

En resumen, el *Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa* propone la consideración de los servicios ecosistémicos en dos ámbitos concretos, relacionados ambos con el programa de medidas. Por un lado, determinadas medidas, como el empleo de infraestructuras verdes o la determinación de regímenes ecológicos de caudales además de la finalidad para las que son concebidas, presentan beneficios adicionales, que se hacen visibles cuando se adopta un enfoque basado en los SE. Por otro, se propone la utilización de esquemas de pago por servicios ecosistémicos en relación con las medidas de recuperación de costes y de incentivos al uso eficiente del agua del artículo 9. Una relación, como argumentaremos más abajo, potencialmente conflictiva.

Sin embargo, las posibilidades de la incorporación de los SE a la implementación de la DMA no se agotan con las propuestas del *Blueprint*, sino que pueden jugar un papel más amplio, contribuyendo a la consolidación del enfoque ecosistémico de la directiva y a facilitar la integración de la política de aguas con otras como la agraria, la de pesca o las estrategias marina y de biodiversidad.

El presente texto recoge un conjunto de reflexiones acerca de la posibilidad de adoptar un enfoque de servicios ecosistémicos (ESE) para la gestión del agua y los beneficios potenciales de tal decisión. El objeto del mismo es acercar a los participantes en el VIII Congreso Ibérico de Aguas un debate que está en marcha, tanto en el seno de la comunidad científica como en el de las instituciones encargadas de perfilar la política del agua, y que tendrá consecuencias prácticas de relevancia política en los próximos años. Los argumentos expuestos en este texto se han ido afinando a lo largo de los últimos cuatro años en el contexto del proyecto SCARCE. Por otra parte, hemos tenido ocasión de contrastarlos y enriquecerlos participando en el taller organizado por la Comisión Europea (DG Environment) en Junio de 2013 con el título de *Support Policy Development for Integration of Ecosystem Services Approach with WFD and FD Implementation* (COWI A/S, DHI & ARUP, 2013). Obviamente las ideas expuestas en esta ponencia no pretenden agotar el tema, sino tan sólo presentar el debate, señalando las cuestiones que a nuestro juicio constituyen las claves del mismo, contribuyendo a identificar los beneficios potenciales que la adopción de un ESE puede aportar a la política del agua y las condiciones que favorecen o dificultan la obtención de dichos beneficios.

En el siguiente apartado analizamos las posibilidades de incorporación de los SE en diversos momentos de la planificación de la gestión del agua, siguiendo la DMA. A continuación exponemos un proceso gradual de incorporación de los SE a la gestión en función de los requerimientos de información y del encaje en los distintos momentos de la aplicación de la DMA, y finalmente presentamos un conjunto de reflexiones a modo de conclusión.

2. El lugar de los servicios ecosistémicos en la directiva marco del agua

A pesar de algunas lagunas importantes y de las dificultades que los estados miembro han encontrado en el proceso de implementación, la DMA ha demostrado ser un instrumento robusto para la renovación de la política europea del agua (EEA, 2012). Las conclusiones de la evaluación de la primera generación de planes de gestión de las cuencas fluviales europeas (European Commission, 2012a) así lo indican y sobre esa base se ha adoptado el *Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa* (European Commission, 2012a) que ha de orientar la acción en los próximos años.

Por otra parte, la investigación en torno a la identificación y valoración de los servicios ecosistémicos ha recibido un impulso notable en la última década. Si bien queda por delante una importante tarea de perfeccionamiento metodológico, en la actualidad existe un conocimiento suficiente para comenzar a dar los primeros pasos en la gestión.

Tras la experiencia de la *Evaluación del Milenio*, se han desarrollado iniciativas a otras escalas y sobre todo en el dominio de la protección de la biodiversidad de las que se pueden extraer enseñanzas para su aplicación a la gestión del agua. Proyectos como *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010) han profundizado en los fundamentos ecológicos y económicos de la valoración de los servicios ecosistémicos, mientras se han desarrollado estudios, tanto al nivel europeo (European Commission, 2013) como al de alguno de los estados miembro (UK nacional Ecosystem Assessment, 2011; Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2011a) para identificar, cartografiar y dar los primeros pasos en la evaluación de los SE.

Por otra parte, la incorporación de los SE a la gestión del agua ya ha sido abordada en proyectos específicos (ESAWADI, 2011, 2013) y otras actividades auspiciadas por la Comisión Europea (ONEMA, 2011).

A partir de la experiencia del seguimiento de la implementación de la DMA en el estado español en el marco del Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA) de la Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA) y del ejercicio de identificación y valoración de los servicios ecosistémicos realizado en el proyecto SCARCE, hemos seleccionado aquellos artículos de la DMA que *a priori* se pueden ver enriquecidos por las aportaciones del enfoque de los SE. En el siguiente epígrafe nos aproximaremos a los problemas que limitan o favorecen la incorporación de los SE a la gestión.

2.1. Los servicios ecosistémicos y los objetivos de la DMA.

Se puede afirmar que existe una afinidad de base entre el objeto de la DMA y el enfoque de los servicios ecosistémicos (ESE). La política de aguas persigue establecer un marco para la protección de las aguas que, entre otras cosas, prevenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres dependientes de los mismos; y que promueva un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles. Por otra parte, el ESE pone el foco precisamente sobre la relación entre los ecosistemas y la satisfacción de necesidades humanas, mediante el uso directo o indirecto de elementos de los ecosistemas. Así pues, ambos enfoques comparten el reconocimiento de la importancia de los ecosistemas por su contribución al bienestar humano. La directiva pone el énfasis en el logro del buen estado de los ecosistemas, cuya caracterización detalla en los anejos correspondientes, pero esa concreción no se hace extensiva a la definición de uso sostenible. En cualquier caso se puede interpretar que la directiva asume la existencia de una relación biunívoca entre buen estado y uso sostenible; es decir, que el buen estado de los ecosistemas acuáticos es simultáneamente condición y consecuencia del uso sostenible.

Por otra parte, una de las aportaciones más valiosas del ESE para la gestión es la de señalar el carácter limitado e interdependiente de los servicios que los ecosistemas prestan a la sociedad y, por tanto, de la necesidad tanto del mantenimiento en buen estado de los ecosistemas como de la elección entre servicios que no se pueden obtener simultáneamente en su totalidad. La cuestión de la disyuntiva o *trade-off* entre servicios refuerza la idea de uso sostenible que preconiza la DMA, puesto que solo la autolimitación en el uso –evitando el despilfarro y el deterioro de la calidad y del estado de los ecosistemas– permitirá el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos en buen estado, que a su vez es condición necesaria para el uso duradero del agua y el disfrute de los otros SE que suministran.

Si bien existe una aceptación general respecto a la relación entre el buen estado de los ecosistemas y la provisión de servicios, se conoce poco respecto a la relación concreta entre procesos, funciones y servicios ecosistémicos. Por ejemplo, uno de los campos que ha recibido escasa atención en la DMA y que reclama más investigación es el de la hidromorfología fluvial y su relación con los procesos biológicos y los servicios ecosistémicos (ONEMA, 2011; 165 ESAWADI, 2011; 45 y ss.).

2.2. Los informes de diagnóstico del artículo 5

El primer paso en la elaboración de los planes que han de guiar la gestión del agua en una cuenca es la realización de un reconocimiento de la situación de partida. El artículo 5 de la directiva exige la realización de un informe sobre las características de la demarcación hidrográfica, junto con un estudio del impacto ambiental de la actividad humana y un análisis económico del uso del agua. Este informe se complementa con un registro de las áreas protegidas (art. 6) y la identificación de las masas de agua utilizadas para la captación de agua destinada al consumo humano (art. 7).

La directiva establece en un prolijo anexo II las especificaciones técnicas para la realización de los estudios de estado, presiones e impactos en las masas de agua de la demarcación y de forma mucho más escueta, en su anexo III, las correspondientes al análisis económico de los usos del agua. La base conceptual de estos análisis es el esquema DPSIR común a otros ámbitos de la política ambiental europea. Las especificaciones del anexo II se corresponderían con la caracterización del estado (S) de los ecosistemas, las presiones (P) a las que están sometidos y los impactos (I) que estas presiones generan o pueden generar sobre el estado de las masas de agua. Por otro lado, el análisis de las fuerzas motrices (D) que crean las presiones sobre el medio acuático y algunos aspectos de la respuesta (R) política a todas estas cuestiones quedaría esbozado en el anexo III.

El ESE es perfectamente compatible con el esquema DPSIR y puede resultar útil para ampliar y consolidar el enfoque de la DMA, sin necesidad de modificarla. Los estudios acerca de los servicios generados por los ecosistemas acuáticos (MEA, 2005b; EME, 2011b), contribuyen a reforzar la opción proteccionista de la directiva. Por un lado, porque se ponen de manifiesto aportaciones de los ecosistemas al bienestar humano que antes pasaban desapercibidas o no se valoraban adecuadamente; por otro, porque se plantea claramente la disyuntiva de la conservación de los ecosistemas en buen estado frente a la posibilidad de provisión, por medios artificiales, de los servicios que éstos ofrecen. Disyuntiva que tiene una clara derivada económica en el caso de que dicha posibilidad de sustitución exista.

Sin embargo, en el estado actual, los estudios disponibles en España (EME, 2011b) o a escala Europea (European Commission, 2013) son escasamente aplicables a la gestión de las cuencas, especialmente por su alto nivel de agregación.

2.3. Recuperación de costes, política de precios y servicios ecosistémicos

Uno de los pilares fundamentales de la DMA –junto con la protección de los ecosistemas y la democratización de la gestión a través de la participación ciudadana– es el de la incorporación de la dimensión económica de los usos del agua y la utilización de instrumentos de gestión de carácter económico.

El Artículo 9 establece la obligatoriedad para los estados miembro de desarrollar una política de precios con la finalidad de contribuir al logro de los objetivos ambientales mediante el fomento del uso sostenible del agua. A través de los precios del agua se pretende recuperar los costes de los servicios del agua –incluidos los ambientales– aplicando el principio de quién contamina paga, es decir de imputar a los propios usuarios los costes asociados al deterioro que el uso del agua causa a los ecosistemas. Con ello se pretende, por un lado, limitar la práctica actual de socialización de los costes y, por otro, generar un incentivo para adecuar el comportamiento de los usuarios a los objetivos de protección ambiental.

En cualquier caso, hay que señalar que como se ha puesto de manifiesto desde diversos puntos de vista (Molle & Berkoff, 2008; La-Roca, 2012) la política de precios es un instrumento limitado cuya eficacia en la protección de los ecosistemas y el fomento del uso sostenible del agua depende de la adopción simultánea de otras medidas. Así, por ejemplo, la baja elasticidad-precio de la demanda y el escaso peso de la factura del agua en la mayoría de los presupuestos de los hogares limitan la eficacia de las variaciones de precio en la reducción de los volúmenes usados. Sin embargo, las políticas de tarificación creciente por bloques junto con medidas de concienciación sí han sido eficaces en la corrección de consumos extremos y la contención de los valores medios de consumo per cápita (Fuentes, 2011).

La evaluación de los planes de gestión previstos por la directiva presentados hasta 2010 ha puesto de manifiesto el insuficiente cumplimiento del artículo 9 de la DMA. Un artículo que ya había generado resistencias durante el debate legislativo previo a su aprobación, por parte de algunos estados miembro y otros actores políticos que asumieron las reivindicaciones de las partes interesadas que veían peligrar el privilegio de usar agua en beneficio propio mientras socializan los costes asociados al uso.

Según el documento de valoración del primer ciclo de planificación ya citado (European Commission, 2012a), *[m]uy pocos Estados miembros han implementado una recuperación transparente de los costes medioambientales y de los relativos a los recursos. [...] La evaluación de los PHC pone de manifiesto la mala calidad de la evaluación de los costes y de los beneficios. Es necesaria una notable mejora en este ámbito y 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 ecosistémicos).*

Cabe pensar que, al menos en el caso del Reino de España³, a las dificultades metodológicas - realmente existentes- se ha añadido una absoluta falta de interés en avanzar en el cálculo (no digamos ya en la recuperación) de los costes hasta donde lo permitía la metodología contable comúnmente aceptada (La-Roca, 2011a).

Dejando aparte las cuestiones relativas a la insuficiente estimación de los costes llamados financieros por la DMA (Fuentes, 2011) los problemas metodológicos se han presentado en la consideración de los costes ambientales. Las trabas para la incorporación de los costes ambientales a las tarifas del agua son intrínsecos a la propia naturaleza de dichos costes, que por definición no forman parte del campo de estudio de la economía estándar, sino precisamente de su entorno, es decir de aquello que explícitamente se excluye del análisis (Naredo, 2006). El hecho de que buena parte de los ecosistemas y sus servicios no sean objeto de intercambio mercantil implica la inexistencia de referentes monetarios de su valor, condición necesaria –la monetización- para la incorporación de los costes del deterioro ambiental a las tarifas. Con todo, en determinadas circunstancias existe la posibilidad de estimar parcialmente algunos de estos costes y de expresarlos en términos monetarios. Por ejemplo, cuando se acometen obras de restauración de un ecosistema dañado o cuando se

³ Hay que recordar que los planes españoles no han sido evaluados por no haber sido presentados a tiempo. A pesar de ello, se pueden encontrar referencias al caso español en documentos complementarios de evaluación de los aspectos económicos. Para Mattheiß *et al.* (2012) el retraso de los planes españoles, alguno de los cuales no había sido presentado a la fecha del estudio no ha sido un impedimento para evaluar la parte económica: *in this review of costs and benefits of the WFD implementation focused on countries for which cost and benefit information was more readily available, namely France (FR), Belgium (BE), Spain (ES)...* (p. 6).

toman medidas preventivas para evitar el deterioro. En cualquier caso la repercusión de los costes ambientales vía tarifas será siempre parcial.

La adopción de un enfoque de servicios ecosistémicos en este contexto es necesariamente limitada por la dificultad de expresar en términos monetarios el valor de los SE. Dificultad incrementada por la limitada sustituibilidad de buena parte de los bienes ambientales, e insalvable en el caso irreversibilidad del daño.

2.4. Los SE y la participación pública

La implicación activa de los ciudadanos en la planificación de la gestión del agua es, como ya se ha dicho, uno de los pilares de la nueva política hídrica introducida por la DMA. El artículo 14 establece que *[l]os Estados miembros fomentarán la participación activa de todas las partes interesadas en la aplicación de la presente Directiva*. Sin embargo, a nuestro juicio, el alcance de la participación pública va más allá del cumplimiento formal de lo establecido en el artículo mencionado. La efectiva participación de los ciudadanos en el proceso de planificación hidrológica, además de contribuir a la democratización de la gestión, constituye un elemento crucial en la toma de las decisiones que van configurando el plan y que se adoptan en un contexto de información limitada, incertidumbre e indeterminación de los sistemas. Sólo mediante la expresión directa de los valores (e intereses) de los ciudadanos y las partes interesadas -siempre diversos y, en ocasiones, contrapuestos- se puede aproximar la toma de decisiones vitales y complejas al ideal democrático (Funtowicz & Ravetz, 1993; 1994). De la participación pública de calidad se espera por un lado una mayor legitimidad y robustez de las decisiones; y, por otro, un mayor aprovechamiento del conocimiento colectivo y un aprendizaje social (European Commission, 2003).

La incorporación de un enfoque de servicios ecosistémicos a la gestión puede contribuir a mejorar la toma de decisiones por varios motivos. En primer lugar, la identificación de servicios ecosistémicos relacionados con una masa de agua o en una cuenca obliga a plantearse la cuestión de qué es lo que aportan a la sociedad los ecosistemas en buen estado. Es decir, el ESE contribuye al aprendizaje social⁴ al desvelar la dependencia humana de los ecosistemas y permite abordar la complejidad del funcionamiento de los socio-ecosistemas evitando reduccionismos excesivos como los que exige la expresión unidimensional (p.ej. monetaria) de la multiplicidad de servicios con los que los ecosistemas contribuyen al bienestar humano. En segundo lugar, un proceso participativo de identificación y valoración de servicios ecosistémicos basado en la colaboración entre conocedores científicos y locales del medio aprovechará mejor el capital cognitivo social, favoreciendo una toma de decisiones sobre bases más sólidas. Especialmente en la fase de valoración o priorización de los servicios más relevantes en un territorio la participación del público y las partes interesadas es inexcusable. Ello es así porque en el manejo de los servicios ecosistémicos aparece rivalidad (*trade-offs*) entre servicios, por una parte, y también entre beneficiarios y perjudicados por decisiones relativas a la provisión de los servicios. Desde una perspectiva democrática sustantiva, estas decisiones no pueden ser tomadas por técnicos, porque son decisiones de carácter político, en la medida que favorecen o perjudican a determinados grupos o individuos; y no pueden ser delegadas en los representantes electos por carecer éstos de legitimidad para decidir sobre cuestiones vitales que no se recogen en los programas electorales.

⁴ Este enfoque de aprendizaje colectivo es también el privilegiado por el proyecto ESAWADI (2011; 34 y ss.).

2.5. Los programas de medidas. Análisis coste eficacia. Exenciones. Integración con otras políticas.

La DMA establece que una vez fijados los objetivos concretos para cada masa de agua (Art.4) y a la luz del diagnóstico realizado en el marco del artículo 5, los estados miembro deben elaborar un programa de medidas que permita cubrir la brecha entre el estado actual y el deseado. En el caso de que por razones técnicas no se puedan alcanzar los objetivos en el sexenio de vigencia del plan, o de que el coste de las medidas fuera desproporcionado, el propio artículo 4 regula las condiciones bajo las cuales se pueden proponer alargamientos de plazo o, en su caso, una revisión de los propios objetivos.

Según la directiva, las medidas pueden ser de carácter básico o complementario. Las primeras determinan los requisitos mínimos que deben cumplirse para lograr los objetivos de la DMA e incluyen, entre otras, las medidas necesarias para dar cumplimiento a otras directivas, la recuperación de los costes de acuerdo con el principio de quien contamina paga (Art. 9), el fomento del uso eficaz y sostenible del agua para el logro de los objetivos, las medidas de control de captaciones y vertidos o las de prevención de la contaminación. Por otra parte, las medidas complementarias, de las cuales se da una lista no exhaustiva en el anexo VI.B de la directiva, son todas aquellas que se puedan tomar adicionalmente a las básicas para conseguir los fines perseguidos.

La elaboración de un programa de medidas coherente es una tarea compleja debido a la multiplicidad de objetivos, a la combinación de escalas espaciales y temporales y a las relaciones entre las propias medidas, en ocasiones sinérgicas pero también, con frecuencia, contradictorias o conflictivas. La DMA establece que la eficacia de los programas de medidas debe ser lograda al menor coste posible. En la categoría de costes se incluyen no sólo los monetarios, propios de las transacciones mercantiles asociadas a la ejecución de las medidas que en la jerga de la directiva se denominan costes financieros, sino también los costes ambientales –generalmente de difícil o imposible expresión monetaria- que comportan las medidas (o la falta o inadecuación de las mismas), que pudieran contribuir al deterioro de los ecosistemas acuáticos.

El que los costes ambientales sean difíciles de aprehender en términos monetarios no merma su relevancia, ni debería inducir –como se ha hecho en el primer ciclo de planificación de manera generalizada- a excluirlos del análisis coste-eficacia de las medidas (La-Roca, 2011a). La incorporación de los servicios ecosistémicos a un marco de decisión participativo, en el que se tome en consideración la contribución de los ecosistemas al bienestar de una comunidad y, por tanto, el coste o pérdida que el deterioro de los ecosistemas implica puede contribuir a mejorar los programas de medidas. Para ello no es necesaria –a diferencia de lo que ocurre en la recuperación de costes a través de la política de precios del artículo 9- la expresión monetaria de los costes. En función de los casos y de la información disponible se puede abordar el análisis de los *trade-off* entre servicios bien de una manera discursiva, mediante una valoración cualitativa o, tal vez, incluso estimando en términos biofísicos la relación entre el estado del ecosistema y la disponibilidad de servicios. Por ejemplo, si se pone sobre la mesa de debate el hecho de que un incremento del servicio de aprovisionamiento de productos agrarios, mediante una expansión del riego con aguas subterráneas, puede conducir a la pérdida del haz de servicios que proveen los manantiales dependientes del mismo acuífero, se puede favorecer el consenso en torno a la opción de limitar la superficie regada. El enfoque de servicios ecosistémicos contribuye a hacer más

visibles los costes de una decisión que, en términos estrictamente monetarios, no hubiera sido siquiera considerada.

En el análisis de los costes y los beneficios asociados a bienes ambientales que no son objeto de intercambio y que no son susceptibles de apropiación privada, sino que se disfrutan de manera colectiva, se corre generalmente el riesgo de infravalorar los beneficios obtenidos. Siguiendo con el ejemplo anterior, mientras que la reducción de las extracciones necesaria para la recuperación de los niveles piezométricos en el acuífero sobreexplotado por riego abusivo tendrá una inmediata expresión monetaria en términos de lucro cesante de los regantes, los beneficios asociados a la recuperación de los manantiales resultarán más difíciles de cuantificar y tenderán a permanecer invisibles, ya que la contribución de los manantiales al bienestar probablemente no será comercial, sino que será distribuida al conjunto de la población de manera colectiva, gratuita y difusa. La adopción de un ESE puede contribuir a visualizar esos beneficios difusos y no monetarios, corrigiendo así la tendencia a la infravaloración de los beneficios frente a los costes.

Desde este punto de vista, el enfoque de servicios ecosistémicos puede ser un instrumento útil en la elección del programa de medidas, a pesar de las limitaciones de conocimiento, siempre y cuando se garantice la calidad del proceso de participación en la configuración del programa. Precisamente porque contribuye a evidenciar, por un lado, la complejidad de los socioecosistemas, tanto por la parte de los procesos biofísicos como por la interacción de éstos con los fenómenos sociales; y, por otro, las limitaciones del conocimiento que condicionan –pero no evitan– la toma de decisiones.

Por otro lado, la incorporación de los SE al proceso de elaboración del plan, amplía las posibilidades de propuestas de medidas. Al poner de manifiesto la relevancia de los SE y su dependencia del buen estado de los ecosistemas, las medidas orientadas al mantenimiento de las funciones ecosistémicas cobran una mayor protagonismo en la elaboración de los programas de medidas (PoM) y refuerzan la idea de *colaboración* con los procesos ecosistémicos para la obtención de SE. Este enfoque que se traduce, por ejemplo, en medidas de recuperación de las condiciones hidromorfológicas en ríos, o en el desarrollo de ciertas infraestructuras verdes, supone un cambio de concepción radical frente al punto de vista del estructuralismo hidráulico, que persigue la obtención de determinados servicios sin tomar en cuenta la lógica de los procesos biofísicos, sacrificando así con su injerencia la provisión de otros SE.

La incorporación de los SE a la gestión abre además un amplio campo de actuación en la creación de medidas institucionales para manejar la asignación y distribución de los SE, las posibles compensaciones entre agentes en presencia de *trade-offs* y, en definitiva, las nuevas reglas del juego necesarias para la gestión sostenible de las relaciones entre la sociedad y los ecosistemas acuáticos de los que depende (Vatn, 2005; 2010).

3. La incorporación de los servicios ecosistémicos a la gestión del agua: un proceso gradual.

Según hemos expuesto más arriba, la adopción de un ESE en la gestión del agua no solo es compatible con la DMA y otros instrumentos de la actual política de aguas, sino que además puede contribuir a su mejora, al ampliar la perspectiva del análisis y hacerlo en unos términos que facilitan la comprensión de los procesos complejos que caracterizan los socio-ecosistemas y evidencian las disyuntivas que surgen en su gestión.

Ahora bien, la incorporación de los SE a la gestión debe hacer explícitas las limitaciones del conocimiento disponible con la doble finalidad de garantizar una toma de decisiones consciente y de estimular la investigación en los dominios en los que la ignorancia actual es superable (Faber *et al.* 1992). La estructura disciplinaria de la ciencia se revela como uno de los obstáculos más evidentes para la profundización del conocimiento científico, cuando el foco del análisis se dirige a la interfase biofísica/social, precisamente el lugar que ocupan los SE. Sin embargo, éste es también el espacio en que las aproximaciones transdisciplinares pueden mostrar su potencial heurístico, siempre y cuando se consigan superar las barreras que imponen lenguajes, métodos, estilos de trabajo y tradiciones corporativas propias de cada disciplina.

Desde el punto de vista de la gestión participativa, la utilidad del concepto de SE se deriva principalmente de su fuerza metafórica, que radica en buena medida en la simplicidad aparente de una idea fácilmente comprensible por cualquiera: la representación de los ecosistemas como una fuente –en buena medida gratuita- de servicios necesarios para la subsistencia y el bienestar humano. La puesta en evidencia de la dependencia humana del buen estado de los ecosistemas es una de las principales contribuciones del concepto de SE a la gestión participativa.

El nivel actual de conocimiento sistemático de los SE y la escasa experiencia de su empleo en la gestión recomiendan una aproximación gradual de aprendizaje a través de la acción (*learning by doing*). Los retos de la gobernanza ambiental han otorgado una relevancia renovada a cuestiones relativas a la naturaleza y el papel del conocimiento (incluido el científico) en la política ambiental (Ascher *et al.* 2010), al tiempo que se cuestiona la separación tradicional entre lo natural y lo social, con implicaciones importantes tanto en la construcción del conocimiento como en sus derivadas políticas (Linton, 2010; Robertson, 2004; Swyngedouw, 2011).

En el terreno de la aplicación se impone, a nuestro modo de ver, el pragmatismo necesario para abordar aspectos que son específicos de cada caso y que dependen no solo de la finalidad política, sino también de la escala temporal y espacial que encuadran el asunto a gestionar.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, parece razonable abordar la incorporación de los SE a la gestión del agua de manera gradual, siguiendo tres etapas sucesivas: (1) identificación y cartografía; (2) medición y valoración; y, (3) instrumentos de gestión. A lo largo de estas tres etapas los requerimientos de información son crecientes, por lo que su potencial de contribución a la gestión decrece en el mismo sentido.

3.1. Identificación y cartografía.

Un primer paso en la incorporación de los SE en el marco de una planificación participativa de la gestión del agua, en la línea de la interpretación de la DMA que venimos defendiendo (La-Roca & Ferrer, 2010; La-Roca, 2011b), es el de la identificación de los SE relacionados con el agua presentes en el territorio objetivo de la planificación, y su cartografía. Al igual que en otros aspectos de la planificación, la escala de actuación es determinante y problemática, por lo que también al tratar los SE habrá que tomar decisiones acerca del ámbito territorial –desde la cuenca hasta la masa de agua- en el que se identifican los servicios.

Antes de proceder a recorrer las etapas que proponemos, es necesario definir bien la finalidad y los objetivos del ejercicio, empezando por acotar el ámbito espacial y temporal de referencia, así como la relación con otras actividades de planificación/gestión de la cuenca.

Una vez delimitado el alcance, se puede iniciar el proceso de identificación de los SE presentes en el espacio de estudio en un momento determinado. Las listas elaboradas en anteriores estudios (MEA, 2005; TEEB, 2010) resultan un instrumento útil para abordar esta tarea. La Agencia Europea de Medio Ambiente trabaja en el desarrollo de una clasificación de servicios ecosistémicos, llamada *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), vinculada al proyecto de cuentas económico-ambientales (*System of Environmental-Economic Accounting - SEEA*) promovido por Naciones Unidas. En las versiones más recientes se distingue entre la clasificación para contabilidad y la clasificación para cartografía y evaluación.⁵

Así, en el caso del proyecto SCARCE (Ferrer *et al.*, 2012) el ESE se utilizó para analizar, a través de escenarios deliberativos, la afección del cambio climático a los SE relacionados con el agua en espacios seleccionados. Entre otros, se seleccionaron pequeñas o medianas subcuencas (a escala peninsular) para explorar las transformaciones inducidas por el cambio climático en el horizonte 2050. Para la identificación de los SE se tomó como punto de partida la lista del TEEB, adaptándola a las necesidades del estudio. En base a un trabajo de gabinete a partir de fuentes y literatura publicadas se realizó una primera aproximación, completada por un reconocimiento sobre el terreno, con la finalidad principal de contrastar parte de la información e intentar ilustrar los servicios identificados con material gráfico. Con la información recopilada se confeccionaron una fichas de caracterización (sucinta) de los SE localizados.

Aunque en este caso concreto se hizo un uso limitado de la cartografía, no cabe duda que el uso de instrumentos de gestión de información geográfica pueden contribuir de manera importante a la visualización de los SE en su dimensión espacial.

Una vez realizado el trabajo de identificación, se procedió a la validación de la información con partes interesadas previamente seleccionadas. De esta primera reunión con actores locales⁶ se obtuvieron dos importantes resultados. Por un lado, un enriquecimiento de la información obtenida de fuentes secundarias mediante la aportación del conocimiento más preciso de los agentes locales; y por otro, una mejor comprensión de los propios participantes de la contribución de los ecosistemas de su cuenca a su bienestar, así como de los riesgos de alteración del *statu quo* actual por efecto del cambio climático y de las disyuntivas que plantea dicha alteración.

Aunque el objetivo del proyecto SCARCE no es directamente la gestión, sí que persigue resultados útiles para los gestores, lo que nos permite extraer algunas reflexiones en relación con la adopción de un ESE en la política de aguas.

Los resultados obtenidos en la fase de identificación y caracterización de servicios relacionados con los ecosistemas acuáticos pueden contribuir positivamente a los informes de diagnóstico del artículo 5 de la DMA al mejorar el conocimiento acerca del funcionamiento de los ecosistemas, de la dependencia del bienestar humano de su buen estado y de la

⁵ Ver la página del proyecto: <http://cices.eu/>

⁶ Por actores locales nos referimos no solo a los residentes sino también a aquellos que mantienen o representan algún interés en el territorio.

complejidad de las relaciones socio-ecosistémicas. Esta mejora afecta tanto a los participantes locales del proceso –que tendrán una idea más clara de los problemas que plantea la gestión ecosistémica del agua- como a los responsables técnicos de la administración -que dispondrán de un diagnóstico más preciso y contrastado con los actores locales.

Este proceso de aprendizaje social (Pahl-Wostl, 2006) puede favorecer una toma de conciencia de los actores en cuanto al valor de los SE, a los aspectos distributivos en la apropiación de los mismos, a la necesidad de priorizar y discriminar entre SE en conflicto, a la interdependencia e inseparabilidad de ciertas funciones ecosistémicas y el bienestar social, así como en lo relativo a los límites del conocimiento.

3.2. Medición y valoración.

Una vez los SE han sido identificados y caracterizados, se puede abordar un refinamiento de la aproximación mediante la medida y/o valoración de los SE.

La valoración de los SE en sentido amplio, es decir, como expresión de su importancia o bondad relativa, se puede abordar, en primera instancia, de manera cualitativa dentro del proceso deliberativo que enmarca nuestro planteamiento metodológico. Los manuales de dinámica de grupo o de técnicas de participación ofrecen un amplio muestrario de posibilidades para obtener valoraciones de este tipo. La comparación se ve facilitada si se dispone de mayor información (aceptada por los diferentes actores como fiable); en este contexto, la medición de los SE cobra sentido y puede resolver algunas de las dudas que surgen al intentar establecer –por ejemplo- una ordenación jerárquica de los SE más importantes o valiosos.

Planteada así la cuestión es previsible que antes o después surjan preguntas relativas a porqué los SE son importantes y para quién son importantes. De manera análoga a la utilización de listas para la identificación de los servicios puede proponerse el empleo de matrices de necesidades/satisfactores (Max-Neef, 1994), por un lado, y de listas lo más precisas posibles de actores y los intereses que representan, por otro.

Sin embargo, para que la medición sea posible y útil hay que resolver previamente algunos aspectos. En primer lugar, hay que individualizar el servicio que se pretende medir segregándolo, al menos conceptualmente, del ecosistema que lo genera.

Los indicadores biofísicos facilitan la comparación de los SE, al menos en la dimensión que define o representa el indicador (UNEP-WCMC, 2011). Esto puede ser de gran utilidad para resolver algunas cuestiones o puede no serlo en absoluto en otros casos. Por ejemplo, en el contexto de la planificación local, el conocimiento de la productividad en kilos de dos parcelas agrícolas dedicadas a la misma producción puede orientar la decisión de cuál de ellas conservar o sacrificar si por alguna razón se ha decidido reducir la superficie dedicada a ese cultivo. Pero la misma información será insuficiente para decidir si el uso agrícola de una de esas parcelas concretamente debe ser mantenido o no frente a la posibilidad de obtener otro SE en la misma, por ejemplo, renaturalizándola para el mantenimiento de hábitat, es decir, para valorar la contribución de dicha parcela al bienestar a través de un servicio u otro. El hecho de que cada uno de los servicios involucrado en este sencillo ejemplo se mida en unidades distintas, sin relación de equivalencia unas con otras –es decir, inconmensurables-, impide basar la decisión en la información provista por los indicadores.

El *quid* de la cuestión no está tanto en la construcción de los indicadores, como en la definición de las condiciones de equivalencia. El caso extremo, es el de la valoración monetaria, que comentaremos más adelante; sin embargo, también en el contexto biofísico se postulan equivalencias muy discutibles. Éste es, por ejemplo, el caso de los bancos de humedales ensayados en los EEUU al amparo de la Ley de Aguas de 1977 (*Clean Water Act*), que permite el *desarrollo* (la desaparición) de un humedal si se crea otro *equivalente*, mediante un proceso conocido como *mitigación compensatoria* (Robertson, 2004). La definición de esta equivalencia es muy problemática, entre otras cosas, porque los servicios prestados por los humedales no son todos iguales, ni dependen sólo de la superficie; pero, sobre todo, porque son contextuales. Es decir, una parte de ellos se prestan localmente y en relación con su entorno (por ejemplo, los de laminación de avenidas y recarga de acuíferos) y éstos se perderán aunque se provea una superficie igual o equivalente en términos de captación de CO₂ o de hábitat para una determinada especie de aves acuáticas en otra ubicación.

La valoración monetaria de los SE –aunque inevitablemente parcial- puede significar un avance en la aplicación del artículo 9 de la DMA en cuanto a la recuperación de los costes ambientales. En la medida en que un determinado uso implique el sacrificio (o la minoración) de un SE cuyo valor pueda ser estimado, al menos parcialmente, en términos monetarios, se podrá repercutir esa parte del coste del servicio al usuario a través del precio del agua.

3.3. Instrumentos de gestión

La adopción de un ESE, según hemos argumentado más arriba, puede contribuir a la mejora de la gestión del agua bajo determinadas condiciones y con limitaciones. Si bien valoramos de manera positiva el potencial exploratorio y heurístico del enfoque, también hemos expuesto los problemas asociados a la medición y valoración de los SE.

La hipótesis subyacente a nuestro análisis es que la incorporación del ESE a procesos de participación deliberativos puede –si se hace bien- conducir a decisiones más justas, más robustas y con una mayor legitimidad que las obtenidas mediante procedimientos tecnocráticos o plutocráticos. Para que esto sea realmente así, además de superar las limitaciones conceptuales y procesales que hemos venido comentando, hay que crear el marco institucional que permita ejecutar las decisiones de manera eficaz y con costes de transacción asumibles.

Desde un punto de vista pragmático existe un amplio espacio para el intercambio mercantil de algunos servicios: todos aquellos que –de una u otra forma- están presentes en el mercado. Éste es el caso de la mayor parte de los SE de aprovisionamiento como, por ejemplo, la producción de alimentos o la generación de energía hidroeléctrica. Ocasionalmente, los SE no se intercambian directamente en el mercado, pero existe un referente suficientemente próximo, que permite –siquiera de manera aproximada- obtener una estimación monetaria de su valor, por ejemplo, a través del coste de provisión de un sustituto artificial del servicio. La dificultad principal con la que tropiezan estas estimaciones es la de establecer una equivalencia lo más completa posible entre el SE y su sustituto artificial, sobre todo porque generalmente la alternativa artificial sólo cubre uno de los múltiples servicios que ofrece el ecosistema. Por ejemplo, se podría valorar el servicio de “agua de baño” de una playa fluvial por el coste de la alternativa de dotar una piscina pública que sustituyera dicho servicio, pero evidentemente se trata de una aproximación muy burda.

El problema fundamental del intercambio mercantil en relación con los SE es precisamente que la mayor parte de éstos ni pasan por el mercado ni son percibidos por éste pero, sin embargo, en muchas ocasiones, van unidos a bienes que sí son objeto de intercambio mercantil. No solo es que no existe un mercado de servicios de mantenimiento de hábitat, es que además el mercado de productos agrarios no discrimina entre aquellos que se obtienen conservando un hábitat de los que lo destruyen. Es más, probablemente el mercado premiará al agricultor que ha destruido hábitat por haber sido más *eficiente*, ya que para él la pérdida de hábitat no es un coste que figure en sus cuentas. Así, la relación entre producción y pérdida de hábitat no es visible en el mercado.

Si se pretende mantener el flujo de servicios que contribuyen al bienestar humano, además de identificar y valorar los SE, hay que crear las instituciones específicas que regulen el manejo social de los SE, garantizando un acceso equitativo y evitando su deterioro. Por ejemplo, la Ley de Aguas española consagra el derecho universal al disfrute de usos comunes, como bañarse, beber o abreviar ganado, pero las normas de gestión del agua no han impedido la erosión de ese derecho al permitir el deterioro de los ecosistemas fluviales hasta la desaparición (en muchos tramos) de esos servicios.

Para corregir esa situación -y otras análogas en las que se produce una merma de SE y/o un reparto desigual de sus beneficios- es necesario arbitrar nuevas normas que regulen el uso y gestión de los ecosistemas que los preserven del deterioro y promuevan un acceso equitativo a los servicios.

Generalmente, los SE para el mercado compiten con la provisión de otros SE valiosos que no entran en el sistema de circulación económica, en detrimento de los segundos, cuyo valor no es registrado en el contexto de las decisiones económicas. El mantenimiento de la disponibilidad de SE no mercantiles exige contrarrestar el sesgo favorable a los SE mercantiles mediante medidas que reconozcan su valor y garanticen la conservación del estado de los ecosistemas que los proveen; lo que, con frecuencia, pasa por modificar o establecer restricciones a los usos del suelo y al acceso a determinados bienes ambientales como el agua. Las instituciones que actualmente regulan los usos del suelo y el acceso al agua –tales como los derechos de propiedad de la tierra o las concesiones de uso del agua- resultan inadecuadas para ordenar las actividades cuando se incorpora la dimensión ecológica.

La incorporación de los SE a la gestión abre un amplio debate acerca del cambio institucional necesario para llevarla a cabo de manera eficaz y equitativa, que afecta a cuestiones tan importantes como el alcance de los derechos de propiedad –muy especialmente de la propiedad de la tierra-, la posibilidad de otorgar derechos de propiedad sobre la vida o la asunción de responsabilidades frente al deterioro ambiental.

En relación con las instituciones que pueden contribuir al mantenimiento de la oferta de SE (mediante la protección de los ecosistemas) y a la regulación de su distribución organismos internacionales como el Banco Mundial (Pagiola *et al.* 2004) o la IUCN (Smith *et al.*, 2006; Greiber (ed.), 2009) han privilegiado los instrumentos de mercado, destacando entre ellos los mecanismos de pago por servicio (PES).⁷ Bajo esta etiqueta se amparan distintas fórmulas, todas ellas con el común denominador de proponer pagos monetarios por la oferta de SE. Smith *et al.* (2006; 42 y ss.) distinguen cuatro tipos de pagos por servicios (de cuencas

⁷ PES es indistintamente el acrónimo inglés de Payment(s) for Environmental Service(s) o Payment(s) for Ecosystem Services, siendo ésta segunda fórmula la que parece imponerse en la literatura en los últimos años.

hidrográficas): a) acuerdos de pago privados, b) restricción e intercambio (*cap and trade*), c) certificación de bienes ambientales y d) acuerdos de pago públicos.

La experiencia basada en un número creciente de experiencias internacionales ha puesto de manifiesto la complejidad del diseño de este tipo de instrumentos, como se recoge en trabajos como el de la IUCN editado por Greiber (2009), y la dificultad de trasladar los modelos de PES de un contexto a otro. Así se reconoce explícitamente que el diseño de un acuerdo de pago por servicio relacionado con el agua deberá considerar la escala geográfica, las partes interesada involucradas, cómo se miden los beneficios, las fuerzas motrices (de demanda, de oferta u orientado a una solución) y los tipos de pago.

Sin embargo, también se han publicado análisis críticos que cuestionan, al menos, la validez general de estos acuerdos y alertan de riesgos inherentes a su aplicación indiscriminada por parte de los que consideran los PES como la última panacea (Muradian *et al.*, 2013) para resolver los problemas de conservación de ecosistemas valiosos. Entre los argumentos críticos presentados acerca de los PES podemos destacar los siguientes:

- a) *Mercantilización de los ecosistemas.*- El concepto de mercantilización hace referencia a la expansión del intercambio mercantil a áreas anteriormente ajenas al mercado (Gómez-Baggethun & Ruiz-Perez, 2011). Para convertir SE u otros elementos de la naturaleza en mercancías es necesario ejecutar una serie de operaciones como el aislamiento (del resto del ecosistema) del servicio o bien, la atribución de derechos de propiedad y el establecimiento de mecanismos de fijación de precios, que se compadecen mal con las características propias de los SE como la complejidad, la dependencia del contexto y de las escalas espacial y temporal con que se aborden o la ausencia de rivalidad en el uso y dificultad de exclusión propia de los bienes públicos. La atribución de propiedades de mercancía a bienes ambientales puede tener consecuencias no deseadas en términos de exclusión de determinados grupos al acceso a dichos bienes, pero también en relación con otros elementos del ecosistema, funcionalmente ligados a la parte mercantilizada pero no contemplados en el intercambio o en la valoración. Los mecanismos de pago diseñados sin tener en cuenta las propiedades de los servicios que cubren pueden ser dañinos para el medio ambiente. (Kinzig *et al.* 2011; 6)
- b) *La perversión del principio del contaminador pagador.*- El principio de quién contamina paga es uno de los criterios fundamentales de la política ambiental desde su origen en los años '70. La idea de que el medio ambiente es un patrimonio común que debe protegerse, y de que los costes de la prevención o reparación del deterioro causado por acciones humanas deben ser asumidos por los causantes forma parte del acervo político no solo de la UE sino de todas las agencias internacionales. Los PES, al vincular la obligación de salvaguardar el patrimonio ambiental con una remuneración, socavan el principio general de quién contamina paga, sustituyendo la penalización por la transgresión de un precepto por un premio por el cese de la infracción. Así, en lugar de demandar una compensación a quien está deteriorando el medio se le remunera si se aviene a hacerlo en un grado menor. Esta inversión de la asignación de responsabilidad por el daño ambiental puede contaminar la actitud de otros agentes, incitándoles a exigir un pago por el cumplimiento de su obligación de protección (Fisher, 2012).
- c) *La exclusión de actitudes cívicas.*- La reducción del valor de los SE exclusivamente a una cantidad de dinero puede resultar contraproducente al erosionar actitudes de protección de los ecosistemas sustentadas en motivaciones cívicas (Kosoy & Corbera, 2010). Por otra

parte, hay que llamar la atención sobre el hecho de que la introducción de acuerdos de PES y la creación de las instituciones asociadas (p.ej. mercados) no opera en el vacío, sino que se inserta en estructuras sociales preexistentes y puede colisionar con otras instituciones basadas en criterios ajenos a la lógica mercantil. Los PES se deben analizar también en relación con su legitimidad en esos contextos y tomando en consideración las consecuencias sobre la distribución y la equidad social (Corbera *et al.*, 2007). En la práctica, cuando se diseña un acuerdo específico de pagos por servicio, estas cuestiones deberían ser analizadas cuidadosamente, ya que de su comprensión depende no solo la eficacia del instrumento en el mantenimiento o el incremento de la oferta del servicio en cuestión sino también su contribución al reparto equitativo de cargas y beneficios.

Por otra parte, la orientación predeterminada de un enfoque hacia el establecimiento de acuerdos de pago por servicio, como se ha planteado en la primera versión del estudio encargado por la Comisión Europea para apoyar la incorporación de los SE a la gestión del agua (COWI A/S, DHI & ARUP, 2013), condiciona la concepción y el desarrollo de las fases de identificación, cartografía, medición y valoración de los SE. Si la finalidad del ESE es exclusivamente la implantación de PES, la valoración debe hacerse en términos monetarios con los problemas que hemos señalado más arriba. Pero además, para evitar la doble contabilización de servicios entrelazados hay que realizar una clasificación de los mismos en sentido estricto, es decir, en clases disjuntas (sin solapamientos), y ello a su vez exige forzar la separación de SE que son provistos por un mismo proceso ecosistémico y, por tanto, indisociables.

La rigidez impuesta al proceso escalonado de incorporación de los SE a la política del agua como consecuencia de la elección predeterminada del instrumento de gestión restringe el carácter heurístico y deliberativo del ESE, que hemos apuntado como su principal contribución. Con el fin de completar el proceso gradual de incorporación de los ESE a la gestión del agua identificando primero, midiendo y valorando, después, queda el reto de diseñar instituciones alternativas a los PES que refuercen el vínculo entre la provisión de servicios valiosos y la conservación de los ecosistemas que los sustentan, y garanticen una contribución equitativa (y duradera) al bienestar humano.

4. Conclusiones

- El enfoque de servicios ecosistémicos (ESE), al poner el foco en la interfase biofísica/social, aporta una ampliación del campo de visión que puede resultar útil tanto para desarrollar una política ecológica del agua, como para impulsar una agenda de investigación en torno a las relaciones entre procesos y funciones de los ecosistemas acuáticos y bienestar humano.
- Para que el ESE rinda los frutos mencionados en el apartado anterior se deben satisfacer, al menos, dos importantes requisitos:
 - a. En relación con el logro de los objetivos de buen estado de los ecosistemas acuáticos y uso sostenible del agua que guían la política del agua a partir de la aprobación de la DMA, la participación de los ciudadanos es determinante.
 - b. Para abordar de manera eficaz las nuevas preguntas de investigación que emergen al incorporar los SE a la gestión del agua es imprescindible reforzar los métodos y la dimensión institucional de la investigación transdisciplinar.

- La eficacia del ESE en la política de aguas se puede ver comprometida, en relación con los requisitos anteriormente mencionados, por:
 - a. La captura tecnocrática (o plutocrática) del proceso decisorio, que sustituya la participación ciudadana por decisiones restringidas al cuerpo técnico de las administraciones y/o a ciertos grupos de presión privilegiados, o bien que no atienda a los criterios de calidad exigibles a un proceso de participación democrática, convirtiendo éste en un simulacro formal vacío de contenido y eficacia.
 - b. La regresión disciplinaria en el desarrollo de la nueva agenda de investigación, es decir, el bloqueo del diálogo transdisciplinar que demanda el ESE, ante el desafío al núcleo duro de los programas de investigación disciplinaria consolidados, que comportan las nuevas preguntas.
- El ESE puede contribuir al logro de los objetivos de la DMA y la directiva de riesgos de inundación (DRI) a través de:
 - a. El aumento de la comprensión de las partes interesadas y del público en general de la complejidad de las relaciones eco-sociales y de las limitaciones del conocimiento inherentes a la toma de decisiones; es decir, de las condiciones de ignorancia e incertidumbre, en las que se debe decidir.
 - b. El incremento de la concienciación de los agentes participantes en cuanto al valor de la conservación en buen estado de los ecosistemas de cuyo funcionamiento depende la provisión de SE.
 - c. La visualización del reparto de cargas y beneficios derivados de los SE entre diferentes actores y grupos, entre territorios y entre generaciones presentes y futuras.
 - d. La ampliación del catálogo de medidas, favoreciendo el desarrollo y la aplicación de instrumentos que aprovechen y potencien las relaciones sinérgicas entre distintos SE.
- En el marco de la actual política de aguas, el enfoque ESE puede rendir sus frutos principalmente en la fase de diagnóstico y en la propuesta y análisis de medidas y, en menor grado, en la justificación de excepciones por costes desproporcionados del artículo 4 de la DMA. La identificación y cartografía de SE, su valoración cualitativa y la identificación de *trade-offs* no sólo contribuirá a una mejor comprensión de la relación estado/presión/fuerzas motrices sino que es de esperar que esta mejora del diagnóstico contribuya también a la innovación en la propuesta y aplicación de medidas, en el sentido de lo mencionado en el apartado anterior, favoreciendo las sinergias con otras políticas de promoción del bienestar humano a través de la protección de los ecosistemas. La percepción de la relevancia de los servicios que se derivarían del buen estado de una masa de agua determinada debe pesar en el balance del análisis de costes desproporcionados que justificarían una excepción al logro de los objetivos de la DMA.
- Excepcionalmente, y solo en el caso de que exista la información y el marco institucional necesarios, se puede aprovechar el ESE en el contexto de la política de precios del artículo 9 de la DMA. La recuperación de los costes ambientales relacionados con los servicios del agua (en el sentido del artículo 2 de la DMA) en aplicación del principio de quién contamina (deteriora) paga puede hacerse

parcialmente efectiva mediante la valoración monetaria de los SE sacrificados por el uso.

- Existe un riesgo cierto de que el ESE allane el camino a la privatización y mercantilización de los SE. Es más, éste es el objetivo explícito de algunas propuestas promovidas por *think tanks* y grupos de investigación como *The Natural Capital Project* (Kareiva *et al.* 2011) o, incluso, por agencias internacionales como la IUCN (Smith *et al.*, 2006). Sin embargo, la estrategia de mercantilización erosiona las ventajas potenciales del enfoque de ESE al exigir para su realización práctica el reduccionismo de la complejidad ecosocial. El establecimiento de derechos de propiedad sobre SE y la fijación de un precio para los mismos exige necesariamente, por un lado, aislar de su contexto los diversos elementos ecosistémicos y, por otro, reducir a una única métrica –la monetaria– la multidimensionalidad propia de los socioecosistemas. En definitiva, la renuncia a captar la complejidad y la diversidad cualitativa de los socioecosistemas para hacer pasar los SE por el aro del mercado, a beneficio de los nuevos amos de la naturaleza –los propietarios del capital natural–, anularía las ventajas potenciales que hemos ido atribuyendo al ESE a lo largo de este texto.

Referencias bibliográficas

Ascher, W. *et al.* (2010) *Knowledge and Environmental Policy. Re-imagining the Boundaries of Science and Politics*, The MIT Press, Cambridge, Mass.

Corbera, E., Brown, K. & Adger, W.N. (2007) The equity and legitimacy of markets for ecosystem services, *Development and Change*, 38, 587–613

COWI A/S, DHI & ARUP (2013) *Support Policy Development for Integration of Ecosystem Services Approach with WFD and FD Implementation. Towards practical guidelines to support RB Managers Background document for expert workshop on 3-4 June 2013*, Brussels

Ehrlich, P.R. & Ehrlich, A.H. (1981) *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*, Random House, New York.

Environmental Protection Agency Science Advisory Board [EPA-SAB], (2009). *Valuing the Protection of Ecological Systems and Services. A report of the science advisory board*. EPA-SAB-09-012/ May 2009/ www.epa.gov/sab

ESAWADI (2011) *Utilizing the Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive Implementation Framework of Analysis Work Package 1: Inception and work on Common understanding and methodology*, ESAWADI Project
<http://www.esawadi.eu/documents/?lang=en>

ESAWADI (2013) *Utilizing the Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive Implementation Synthesis Report Work Package 5: Synthesis and policy recommendations*, ESAWADI Project
<http://www.esawadi.eu/documents/?lang=en>

European Commission [COM] (2003) *Public Participation in relation to the Water Framework Directive* (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive

[2000/60/EC] Guidance Document No 8), Publications Office of the European Union, Luxembourg

European Commission [COM] (2011a) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*. COM(2011) 244 final, 3.5.2011

European Commission [COM] (2011b) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Roadmap to a Resource Efficient Europe*, COM(2011) 571 final, Brussels, 20.9.2011

European Commission [COM], (2012a) *Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo sobre la aplicación de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Planes hidrológicos de cuenca*, COM(2012) 670 final, Bruselas, 14.11.2012

European Commission [COM], (2012b) *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones «Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa»*, COM(2012) 673 final, Bruselas, 14.11.2012

European Commission [COM], (2012c) *Proposal for a Decision of the European Parliament and of the Council on a General Union Environment Action Programme to 2020 "Living well, within the limits of our planet"* COM(2012) 710 final, Brussels, 29.11.2012

European Commission (2013) *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Discussion paper – Final, April 2013, Technical Report - 2013 – 067, Publications Office of the European Union, Luxembourg

European Environmental Agency [EEA] (2012) *European waters: current status and future challenges*, Synthesis EEA Report No 9/2012

European Parliament & European Council (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 las Comunidades Europeas* L 327/1 ES 22.12.2000

European Parliament & European Council (2007) Directiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2007, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, *Diario Oficial de la Unión Europea* L 288/27 ES 6.11.2007

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (2011a). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (2011b). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Conservación de los servicios de los ecosistemas y la*

biodiversidad para el bienestar humano. Informe final. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid

Faber, M. *et al.* (1992) Humankind and the Environment: An Anatomy of Surprise and Ignorance *Environmental Values* 1; 217-42

Ferrer, G, La-Roca, F. & Díez, J. (2012) Involving stakeholders in the identification of ecosystem services in a context of global change, in *Bridging toxicants, stressors and risk-based management under water scarcity*. 3rd SCARCE International Conference, Editorial Asociación Ibérica de Limnología; 114-117

Fisher, J. (2012) No pay, no care? A case study exploring motivations for participation in payments for ecosystem services in Uganda, *Fauna & Flora International, Oryx*, 46(1), 45–54

Fuentes, A. (2011) *Policies Towards a Sustainable Use of Water in Spain*, OECD Economics Department Working Papers, No. 840, OECD Publishing

Funtowicz S.O. and Ravetz, J. (1993) Science for a post-normal age, *Futures* (25); 735–755

Funtowicz S.O. and Ravetz, J. (1994) The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science, *Ecological Economics* 10; 197-207

Gómez-Baggethun, E. & Ruiz-Pérez, M. (2011) Economic valuation and the commodification of ecosystem services, *Progress in Physical Geography*, 35(5); 613-628

Greiber, T. (Ed.) (2009) *Payments for Ecosystem Services. Legal and Institutional Frameworks*, IUCN, Gland, Switzerland

Kareiva, P. *et al.* (2011) *Natural Capital. Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford University Press, Oxford

Kinzig, A.P. *et al.* (2011) Paying for Ecosystem Services – Promise and Peril, *Science* Vol. 334; 603-604

Kosoy, N., Corbera, E. (2010) Payments for ecosystem services as commodity fetishism, *Ecological Economics* 69: 1228–1236

La-Roca, F. (2011a) *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
<http://www.fnca.eu/vii-congreso>

La-Roca, F. (2011b) Del productivismo a la recuperación de los ecosistemas. La difícil transición de la política del agua en España, *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, Vol. 16/17: 99-112
<http://www.raco.cat/index.php/Revibec/article/view/247438/331323>

La-Roca, F. (2012) La gestión del agua en el estado español: debilidades y fortalezas, en Neira, X. (ed.) *Agroecología y gobernanza del agua*, Lugo

La-Roca, F. & Ferrer, G. (2010) The Water Framework Directive Observatory: An assessment of the WFD implementation process in Spain, *Ambientalia, Special Issue on the Water Framework Directive*, SPI 8; 1-26
<http://digibug.ugr.es/handle/10481/21686>

Linton, J. (2010) *What is Water? The History of a Modern Abstraction*, UBC Press, Vancouver-Toronto

Matthei, V., De Paoli, G. & Strosser, P. (ACTeon) (2012) *Comparative study of pressures and measures in the major river basin management plans in the EU*. Task 4b - Costs & Benefits of WFD implementation: Final report September 2012
<http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/implrep2007/background.htm>

Max-Neef, M. (1994) *Desarrollo a escala humana: conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones*, Icaria, Barcelona

Millennium Ecosystem Assessment [MEA] (2005a) *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. FC1-8. Island Press. Washington DC.

Millennium Ecosystem Assessment [MEA] (2005b) *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water. Synthesis*, World Resources Institute, Washington, DC.

Molle, F. & Berkoff, J. (2008) Water Pricing in Irrigation: Mapping the Debate in the Light of Experience, in Molle, F. & Berkoff, J. *Irrigation Water Pricing. The Gap Between Theory and Practice*, CAB International, Oxford, 2008; 21-93

Muradian, R. *et al.* (2013) Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions, *Conservation Letters* 00 1-6

Naredo, J. M. (2006) *Las races econmicas del deterioro ecológico y social. Ms all de los dogmas*, Siglo XXI de España, Madrid

Norgaard (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder, *Ecological Economics* 69: 1219–1227.

Odum, E.P. (1953) *Fundamentals of ecology*, WB Saunders. Co, Philadelphia

ONEMA (2011) *Implementation of the Water Framework Directive. When ecosystem services come into play*, 2nd “Water Science meets Policy” event Brussels, 29-30 September 2011

Pagiola, S., von Ritter, K. & Bishop, J. (2004) *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*, Environment Department Paper, No. 101, The World Bank Environment Department, Washington, DC

Pahl-Wostl, C. 2006. The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains. *Ecology and Society* 11(1): 10. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art10/>

Robertson, M.M. (2004) The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance, *Geoforum*, 35; 361-373

Smith, M., de Groot, D., Perrot-Maître, D. and Bergkamp, G. (2006) *Pay – Establishing payments for watershed services*. Gland, Switzerland: IUCN. Reprint, Gland, Switzerland: IUCN.

Swyngedouw, E. (2011) ¡La naturaleza no existe! La sostenibilidad como síntoma de una planificación despolitizada, *Urban*, NS01; 41-66

The Economics of Ecosystems and Biodiversity [TEEB] (2010). *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*, TEEB Project [online]
<http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/>

UK National Ecosystem Assessment (2011) *The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings*. UNEP-WCMC, Cambridge

UN (2000) *We the Peoples. The Role of the United Nations in the 21st Century*, United Nations Department of Public Information, New York

UNEP-WCMC (2011) *Developing ecosystem service indicators: Experiences and lessons learned from sub-global assessments and other initiatives*, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada. Technical Series No. 58

Vatn, A. (2005) *Institutions and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham

Vatn, A. (2010) An institutional analysis of payments for environmental services, *Ecological Economics*, 69; 1246-1252

Vihervaara, P. *et al.* (2010) Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers, *Ambio*, 39; 314-324