

# **Identificación y valoración de servicios ecosistémicos: entre la innovación conceptual y la renovación cosmética.**

Francesc La-Roca<sup>1</sup>

*Universitat de Valencia. Departament d'Economia Aplicada*

## ***Introducción***

A lo largo de la segunda mitad del siglo XX el deterioro ambiental causado por el sistema de producción y consumo industrial alcanza niveles sin precedentes en la historia. La denuncia de los efectos del modelo económico sobre el medio (Carson, 1962; Commoner, 1971; Meadows *et al.* 1972; Goldsmith *et al.* 1972), primero y, posteriormente, el debate acerca de la posibilidad de conciliación entre actividad económica y conservación de los ecosistemas van ocupando paulatinamente un lugar central en la agenda científica y política.

La contradicción entre el llamado *desarrollo económico* (Norgaard, 1994; Sachs, 1996) y el mantenimiento a largo plazo de la base biofísica que lo sustenta da lugar a propuestas como el *ecodesarrollo* de Ignasy Sachs (1980) o los trabajos del grupo *Eco-Eco* (Folke *et al.*, 1992), precedentes “radicales” del concepto de *desarrollo sostenible* acuñado por la Comisión Mundial para el Desarrollo y el Medio Ambiente, más conocida como comisión Brundtland (WCED, 1987). El oxímoron *desarrollo sostenible* (Redclift, 2005) suscitó un notable consenso aparente, siendo integrado en el lenguaje político mundial a partir de la Conferencia de Río de 1992. La práctica de las políticas de desarrollo sostenible ha evidenciado las contradicciones implícitas en su definición contribuyendo, con el paso del tiempo, a la erosión de la idea.

---

<sup>1</sup> Este texto se basa parcialmente en el proyecto de investigación *Assessing and predicting effects on water quantity and quality in Iberian Rivers caused by global change* - SCARCE del programa Consolider-Ingenio 2010 CSD2009-00065. Agradezco especialmente a Graciela Ferrer y Miquel Gual su contribución al contenido de este escrito.

En 1998, un estudio promovido por importantes agencias internacionales (UNEP, 1998) reclama una investigación global de determinados aspectos relacionados con el deterioro de los ecosistemas (cambio climático, deforestación, pérdida de biodiversidad, desertización, etc.), que tomará cuerpo en el proyecto denominado Evaluación del Milenio de los Ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment o MEA). Este proyecto, cuyo objetivo era el de evaluar las consecuencias del cambio de los ecosistemas sobre el bienestar humano, centró la investigación en el concepto de servicios ecosistémicos (SE) y, a partir de la publicación de sus resultados en 2005, se convierte en la nueva referencia del debate científico y político en materia de conservación ambiental (MEA, 2003; 2005). Así, el debate de la sostenibilidad se renueva y se desplaza hacia cuestiones como la provisión, el mantenimiento o la valoración de servicios ecosistémicos.

El término de servicio ecosistémico (SE) adquiere carta de naturaleza a partir de la publicación de *Nature's Services* (Daily, 1997), que a su vez recoge aportaciones anteriores entre las que destaca, por su repercusión en el debate científico, el artículo liderado por el arquitecto y ecólogo americano Robert Costanza -uno de los fundadores de la Sociedad Internacional de Economía Ecológica- (Costanza *et al.*, 1997). La aceptación y rápida difusión del término hay que atribuirlo, en parte<sup>2</sup>, a la potente metáfora empleada para aproximar el análisis de los ecosistemas al lenguaje económico: *In general, capital is considered to be a stock of materials or information that exists at a point in time. Each form of capital stock generates, [...] a flow of services that may be used to transform materials, or the spatial configuration of materials, to enhance the welfare of humans.* (Costanza *et al.*, 1997; 254)

En el presente texto se analiza la contribución potencial del concepto de SE al conocimiento y a la gestión eco-social a partir de la experiencia del proyecto SCARCE. Como resultado de los debates mantenidos entre los investigadores del proyecto,

---

<sup>2</sup> Y en parte también a las reputadas dotes para el marketing del propio Costanza (Ropke, 2004; 311): *With Costanza, ecological economics got an entrepreneur who really knew how to manage in the highly competitive academic world.*

relativos al desarrollo de una metodología supradisciplinar, se ha adoptado la siguiente secuencia operativa:

- i Definición de un concepto de servicio ecosistémico claro y sin ambigüedades
- ii Delimitación de los ecosistemas de estudio
- iii Identificación de SE relacionados con los ecosistemas delimitados previamente
- iv Selección de SE susceptibles de ser tratados por el modelo InVEST<sup>3</sup>
- v Desarrollo y aplicación de otros métodos para:
  - a. Valorar SE no compatibles con InVEST
  - b. Analizar relaciones entre SE (trade-offs)
  - c. Reconponer la complejidad ecosocial del caso de estudio e identificar lagunas y nuevas cuestiones de investigación

### ***¿Qué son los servicios ecosistémicos? Una definición de trabajo***

Siguiendo la idea de Costanza, los servicios ecosistémicos constituyen un flujo que generan los ecosistemas -el capital natural- y que contribuyen, directa o indirectamente, al bienestar humano. Ésta es también la definición adoptada por el estudio sobre *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010)*, investigación derivada del proyecto MEA. Es importante situar los servicios ecosistémicos en el esquema de representación del sistema ecosocial y establecer su relación con otros conceptos como estructuras -la arquitectura biofísica del ecosistema-; procesos -cualquier cambio que ocurre en el seno de un ecosistema, sea físico, químico o biológico, como producción, descomposición, circulación de materiales y energía, etc.-; y funciones ecosistémicas -el subconjunto de interacciones entre la estructura y los procesos que sustentan la capacidad de un ecosistema para la provisión de bienes y servicios, como por ejemplo, el mantenimiento del hábitat de determinadas especies o la capacidad depurativa de un río (TEEB, 2010).

---

<sup>3</sup> El modelo InVEST ha sido desarrollado por The Natural Capital Project. Más información en <http://www.naturalcapitalproject.org>.

El siguiente esquema basado en Fisher *et al.* (2009) sitúa los SE precisamente en la interfase entre los dominios biofísico y social. Esta posición implica que los SE no se pueden analizar sólo desde uno de los dos campos en que tradicionalmente se han dividido las ciencias sin banalizar el concepto. El potencial analítico y político de la idea de servicio ecosistémico radica precisamente en su dualidad ineluctable, tal la de un Jano bifronte, cuya identidad se constituye precisamente por la presencia simultánea e inseparable de sus dos rostros.

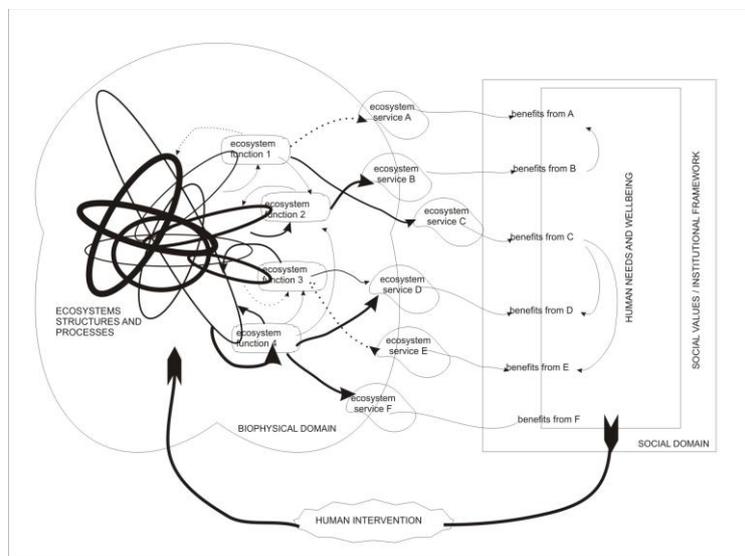


Figura 1. Representación conceptual de los servicios ecosistémicos en relación con los dominios biofísico y social. Adaptado de Fisher *et al.* (2009)

Los SE son biofísicos por su origen, porque se corresponden con funciones y procesos que se producen en el ecosistema siguiendo patrones “naturales” alterados en diferente grado por la acción humana; pero sólo existen en la medida en que contribuyen directa o indirectamente al bienestar humano. En la medida que el bienestar humano es una construcción social multidimensional y cambiante también lo son los servicios. Y de ahí la necesidad de desarrollar metodologías de investigación capaces de explicar los procesos biofísicos que mantienen y/o alteran los ecosistemas y simultáneamente capturar las características propias de la función y la valoración social de los SE.

Existe un amplio consenso científico en torno a que la complejidad y la capacidad de adaptación son dos aspectos característicos de los socio-ecosistemas –y especialmente de las interacciones entre los sociosistemas y los ecosistemas que los sustentan (Gunderson *et al.* 1995, Allen and Holling 2010, Kay *et al.* 1999, Gual and Norgaard 2010, Walker *et al.* 2004). En tanto que sistemas complejos, las propiedades de conjunto de los socioecosistemas no son deducibles a partir de las de sus partes y relaciones, pero comparten una serie de propiedades comunes, entre las que se pueden destacar las siguientes: la causalidad interna (auto-organización), la diversidad de los subsistemas, la adaptabilidad, la no-linealidad, la estructura de sistemas jerárquicos anidados y organización superpuesta, y la contextualidad.

Como consecuencia de todo ello, la descripción (y modelización) de sistemas socio-ecológicos y, sobre todo, de su cambio en el tiempo implica diferentes grados de incertidumbre y de ignorancia (Faber *et al.* 1992, Walters, 1986), dado que la existencia de propiedades emergentes, novedad y sorpresa –así como irreversibilidad– son corolarios de las propiedades del sistema mencionadas anteriormente (Allen and Holling 2010). En este contexto, no es realista esperar reducciones importantes en la incertidumbre como resultado de investigación científica adicional (Pahl-Wostl, 2008). Y, sin embargo, las conclusiones extraídas de la investigación científica acerca del comportamiento sistémico constituyen la base para la toma de decisiones en presencia de valores e intereses dispares. La toma de decisiones en situaciones de clara insuficiencia de las explicaciones deterministas demanda nuevos enfoques epistemológicos (Funtowicz & Ravetz, 1994; Gallopín *et al.*, 2002).

Las dimensiones biofísica y humana de los socioecosistemas son inextricables, no se pueden separar. El enfoque analítico consiste sin embargo en una estrategia de profundización parcial del conocimiento, basada precisamente en el aislamiento de diversos elementos que se estudian por separado. La organización disciplinaria de la ciencia aplaza indefinidamente la recomposición de las visiones fragmentarias que aporta el análisis. Los problemas ambientales son en parte el resultado de una gestión basada en esas visiones parciales que han expulsado intencionadamente el entorno –el ambiente– de su objeto de estudio para profundizar en un subconjunto reducido de

variables y relaciones. Es precisamente con ese entorno no explorado (Naredo, 2006), pero presente en la realidad, con el que colisionan las construcciones teóricas disciplinarias -se trate de una economía sin naturaleza o de una ecología sin humanidad.

### ***Identificación y valoración de los SE***

El problema del deterioro de los ecosistemas y, con él, el de la pérdida de SE y, consecuentemente, de bienestar humano, se sigue percibiendo -al igual que hace cinco o seis décadas- como el resultado de las lógicas opuestas de la economía y del funcionamiento ecosistémico. La evolución de la sociedad industrial como *sociedad de mercado* (Polanyi, 1944), ha ido acompañada por una creciente autonomía de la esfera económica, es decir, por una desvinculación de las decisiones económicas del resto de instituciones y relaciones sociales. Paralelamente, la ideología económica neoclásica ha reducido al mercado la pluralidad institucional del mundo económico, eclipsando así otros diseños institucionales -como los que rigen la gestión de bienes comunales- que ahora se redescubren en el contexto de la gestión de los ecosistemas (Ostrom, 1990). En la configuración de esta sociedad de mercado -sin precedente en la historia- no sólo se produce el *desencantamiento* del que hablaba Weber (1919); también se produce un extrañamiento del mundo de la vida a medida que avanza la mercantilización y los valores son confundidos y sustituidos por precios.

Nos encontramos hoy ante una situación en la que, por una parte se ha ampliado, en comparación con las sociedades preindustriales, la esfera de lo económico, penetrando la economía dominios que le eran ajenos, por estar regulados por otro tipo de instituciones; y, por otra, se ha operado de la mano de la teoría económica dominante, una reducción de lo económico a una única institución: el mercado. La gestión de los ecosistemas se encomienda de manera creciente a una institución que, sin embargo, es ciega respecto a las condiciones de reproducción de los ecosistemas y de su capacidad de provisión de SE. La pérdida de SE se plantea en primer lugar como un problema de visibilidad.

## Cartografía

Si esta ceguera de las instituciones económicas hegemónicas es cierta, la primera tarea que se debe acometer es la de visibilizar o cartografiar los SE. Este es el punto de partida de los estudios de referencia como el MEA o el TEEB y es también el seguido en el proyecto SCARCE<sup>4</sup>. Los trabajos mencionados han propuesto una clasificación inicial de los servicios y diferentes listas que amplían y concretan dicha clasificación. En el proyecto SCARCE, a partir de una de esas listas, que detallan los posibles servicios de aprovisionamiento, regulación, hábitat y culturales relacionados con los ecosistemas acuáticos, se han identificado los SE presentes en una (sub)cuenca fluvial definida como caso de estudio. Para ello, se han utilizado, en primer lugar, fuentes escritas, que permitieran reconstruir la relación entre la sociedad local y los ecosistemas relacionados con el agua en la cuenca. De esta primera exploración ha emergido, entre otras cosas, la necesidad de clasificar los servicios en función de su relación con la sociedad asentada en el territorio de estudio y en otros territorios. Es decir la distinción entre servicios apropiados o disfrutados in situ y/o exportados. Otra consideración relevante es que determinadas funciones ecosistémicas pueden constituir tanto servicios como deservicios (o servicios benéficos y maléficos, respectivamente) y además, que una misma función puede generar tanto unos como otros simultáneamente, en diversos lugares o para diversos grupos poblacionales con intereses distintos.

Con el fin de entender la relación cambiante de los SE con la sociedad beneficiaria, así como su visibilidad también cambiante, se ha prestado atención a la evolución histórica de esa relación. Podríamos decir que se ha pretendido hacer algo así como una ecografía -o mejor, una *oikografía*-, es decir, una descripción de la *oikos*, en sentido amplio, del territorio acotado con la finalidad de hacer visibles los SE y de inventariar su contribución al bienestar humano en el presente y en el pasado.

---

<sup>4</sup> Theory & Practice of **Mapping** Ecosystem Services (Kareiva et al, 2011) es el subtítulo del libro que describe el planteamiento y primeros resultados del modelo InVest, que utiliza SCARCE. (Énfasis añadido).

Como ejemplo de la identificación de SE acuáticos en el marco del proyecto SCARCE reproducimos en la Figura 2 la lista correspondiente a la subcuenca de la Noguera de Tor (Ebro).

Ecosystem Services Category	Ecosystem Services Group	Presence in the study area
Provisioning	Water for food crops	Market-oriented and self-consumption Green water, small scale irrigation
	Livestock farming	Market-oriented and self-consumption Green water
	Water for energy	Market-oriented Hydropower Self-consumption in the past Mills
	Fisheries	Market-oriented Fish farm, sport fishing
	Water for transportation	Market-oriented in the past Timber transport
	Drinking and domestic uses	Detected Groundwater wells; drinking water supply network; self-consumption
	Water for wood & fuel	Market-oriented and self-consumption Green water
	Water for industrial crops	Not detected
	Water for other economic activities (Industry, Tourism, ...)	Market-oriented Tourism (Spa, Ski, Nature leisure, Sport fishing)
Regulation	Climate regulation	Detected
	Hydrological regimes	Affected Threatened by Water for energy
	Depuration	Detected Locally threatened by Water for other economic activities & Water for energy
	Soil & sediment dynamics	Local dis-service Erosion & sediment transport
	Extreme climatic events protection	Detected
Habitat	Maintenance of ecosystems integrity	Detected Species diversity/population Threatened by Water for Energy & Water for other economic activities
	Maintenance of genetic heritage	Detected Collection of medicinal plants
Cultural / Amenities	Aesthetics	Detected Landscape Historical heritage
	Recreational	Detected Nature leisure, swimming, camping, sky
	Spiritual and inspirational	Detected
	Psychological benefit	Detected
	Educational & scientific	Detected

Table 24. Noguera de Tor River Basin Ecosystem Services

Figura 2. Lista de servicios relacionados con los ecosistemas acuáticos en la (sub)cuenca de la Noguera de Tor. Fuente: Proyecto SCARCE

Este proceso de identificación no ha sido lineal, sino que se ha combinado de manera iterativa con la descripción y primera aproximación valorativa a los servicios identificados. Los instrumentos utilizados han sido el propio listado, que se ha ido adaptando, y una ficha para cada servicio identificado, que se ha empezado a completar.

Por otra parte, el inventario de servicios realizado se debe contrastar en una fase posterior del desarrollo del proyecto mediante la participación de agentes locales.

## Valoración

Una vez realizado el inventario de SE se puede plantear la cuestión de la valoración. Si el objetivo de la identificación de los servicios es el de visibilizar aquellos elementos del funcionamiento de los ecosistemas que contribuyen directa o indirectamente al bienestar humano, el de la valoración es la aproximación a la relevancia relativa de los SE. La valoración es importante por varios motivos. Por un lado, en una sociedad que tiende a confundir valor con precio, la percepción del valor de unos servicios cuya provisión es gratuita requiere el esfuerzo de hacer explícita la relación entre funcionamiento ecosistémico y bienestar humano a través de los SE. Lo que se tiene por dado –como, por ejemplo, unas condiciones climáticas estables-, lo que se toma del medio sin contraprestación –como el baño en un río-, no se suele valorar espontáneamente hasta que no se percibe el peligro de su pérdida. Por otro lado, el disfrute humano de los SE depende de la conservación de los ecosistemas en buen estado y ésta se percibe generalmente vinculada a la renuncia a los beneficios del desarrollo económico que comporta el deterioro de los ecosistemas. Además, el manejo de los ecosistemas con la finalidad de fomentar la provisión de unos servicios en detrimento de otros puede acarrear unos costes que superen los beneficios esperados de la intervención humana.

La valoración de los SE se puede realizar de diferentes formas, ninguna de ellas exenta de problemas y dificultades. En principio, en razón de la naturaleza de los SE, de su doble dimensión biofísica y social, su valoración se debe abordar desde ambas perspectivas.

Como se ha apuntado más arriba, los SE presentan una serie de características que deben ser tenidas en cuenta cuando este concepto se utiliza en la gestión socio-ecológica:

- Los SE son contextuales. La contribución de los ecosistemas al bienestar humano depende de las características de los ecosistemas y de la capacidad humana (tecnológica e institucional, en sentido amplio) para extraer recursos y

servicios de ellos. Por tanto, la cesta de SE considerados como socialmente relevante puede variar de un lugar a otro, así como a lo largo del tiempo.

- La producción de SE y los beneficios humanos por ellos generados son con frecuencia espacial y temporalmente asimétricos. Atendiendo al criterio espacial, Fisher *et al.* (2009) clasifica los SE en tres categorías:
  - In situ: existe coincidencia entre el lugar de provisión y realización de beneficios de los SE.
  - Omni-direccional: la provisión de los SE tiene lugar en un sitio, pero beneficia al paisaje circundante sin sesgo direccional.
  - Direccional: la provisión del servicio beneficia a un lugar específico debido a la dirección del flujo.
- Tanto la provisión de los SE como los beneficios obtenidos de ellos pueden variar siguiendo dinámicas no-lineales. Por lo tanto, es necesario identificar los umbrales de los cambios significativos y los procesos acumulativos.
- Los sistemas socio-ecológicos tienen memoria, es decir, la provisión actual de SE y su contribución al bienestar humano está limitada por la relación histórica entre la sociedad y la naturaleza.
- Los SE pueden mostrar diferentes combinaciones de rivalidad y exclusión (yendo desde bienes privados puros a bienes públicos puros) dependiendo tanto de sus propias características como de la matriz tecnológica e institucional de la sociedad que se beneficia de ellos. Su clasificación atendiendo a estos criterios puede variar de un lugar a otro, así como a lo largo del tiempo.

La valoración de los SE se puede concebir como la expresión de esas características heterogéneas en un lenguaje común, que facilite la comparación. Este ejercicio de traducción conlleva un cierto grado de reducción de la heterogeneidad. La cuestión que se plantea es la de hallar un nivel adecuado entre la comparabilidad deseada y la pérdida de información que comporta la reducción. La diversidad de los SE y la complejidad de los socioecosistemas se aviene mal, como argumentaremos a continuación para el caso monetario, con el uso de una única métrica. Con el objetivo de capturar la mayor parte posible del valor de los SE, en el proyecto SCARCE optamos

por ampliar al máximo la lista de servicios, expresar cualitativamente el valor de aquellos que no se puede cuantificar; proponer métricas e indicadores biofísicos para expresar cuantitativamente la importancia de otros; y emplear referencias monetarias para aproximar el valor de los SE vinculados al intercambio mercantil. Para evitar que esta aproximación múltiple derive en un sesgo contrario a los SE que sólo se valoran en una escala cualitativa, hay que mantener la totalidad de las valoraciones en los procesos de decisión (The National Academies, 2012; 56), más concretamente, en el análisis de trade-offs entre servicios. Este procedimiento es incompatible con la agregación de valores definidos en métricas diversas y por tanto no puede conducir a un balance al estilo del análisis coste-beneficio; por ello, los procesos decisorios deben incorporar alguna forma de deliberación que permita la expresión directa de los valores e intereses de los involucrados en la decisión.

A continuación presentamos los principales supuestos teóricos necesarios para que la valoración monetaria sea una medición del bienestar humano. Desde una perspectiva utilitarista, la valoración monetaria,

- está basada en valores de intercambio (Naredo, 1987). Una cosa puede ser valorada en términos monetarios si puede ser intercambiada entre al menos dos agentes. Por tanto, la cosa debe ser apropiable por un agente y su consumo (o uso) debe presentar cierto nivel de exclusión y rivalidad de manera que dé lugar al intercambio.
- presupone que la cosa intercambiada es sustituible (o compensable) por otra – que puede adquirirse utilizando dinero.
- aplicada a cualquier tipo de cosa, implica que se considera que éstas son perfectamente comparables y conmensurables.
- asume que todos los valores se revelan en el momento de realizar la transacción (es decir, que la información es perfecta) (Naredo 1987).
- es aditiva y su consistencia está sujeta a que la suma de la valoración de cada una de las partes coincida con la valoración del conjunto (Munda, 1996).
- asume la linealidad de los cambios en la provisión de bienes a lo largo del tiempo y del espacio así como la ahistoricidad del sistema. Estos supuestos son

los que sostienen la idoneidad de los valores de intercambio marginales como expresión del precio (Georgescu-Roegen, 1971)

- está limitada por un contexto institucional miope para apreciar otros tipos de valores, y este contexto institucional lejos de resultar “neutral” retroalimenta las variaciones en los valores de intercambio a lo largo del tiempo, pues dichas variaciones están influenciadas por las expectativas y pronósticos acerca de la evolución de los valores de intercambio. Dichas expectativas y pronósticos están lejos de constituir comportamientos acordes con la supuesta racionalidad teórica atribuida al *homo oeconomicus* (Kahneman, 2003).

Si comparamos las características de los SE con los supuestos necesarios para garantizar la consistencia teórica de la valoración monetaria como medida de bienestar e indicador de gestión socio-ecológica encontramos que dichos supuestos raramente pueden aplicarse a los SE. De ello se deduce que la reducción de los SE a valores monetarios no es una manera adecuada de informar la toma de decisiones.

Sin embargo, ello no significa que la valoración monetaria no tenga ningún papel en la gestión socio-ecológica, sino que dicho papel es instrumental; es decir, se circunscribe a herramientas de gestión una vez se ha identificado o establecido cuál es el nivel deseable de intervención humana en el funcionamiento de los ecosistemas. Desde este punto de vista, la valoración monetaria puede jugar un papel importante en los análisis coste-efectividad así como en el diseño de incentivos económicos para la sustentabilidad.

En todo caso, no debe perderse de vista el marco institucional (configuración de los derechos de propiedad, costumbres y normas de gestión del patrimonio natural) y el contexto socio-ecológico en cada caso, de cara a evaluar la idoneidad del enfoque de los SE y el uso de instrumentos económicos (monetarios) para su gestión. Se trata en definitiva de evitar el peligro señalado por Norgaard (2010; 1219-1220): *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.*

En los últimos años ha sido creciente la atención prestada en la literatura especializada (Fisher 2009; Johnston and Russell 2011) a la manera de definir los SE para hacerlos susceptibles de valoración monetaria –si se trata de servicios finales, de provisión directa a un beneficiario; o bien indirectos, es decir a través de su contribución a la provisión de otros servicios finales-. Los prerequisites para que la valoración monetaria y la aplicación de mecanismos de gestión basados en ella resulte, según sus defensores, “eficiente” son: (1) una adecuada definición de los derechos de propiedad o de uso sobre los ecosistemas o bien sobre los servicios, (2) la consideración de los SE finales exclusivamente -ya que de otra manera, se incurriría en doble contabilidad de la contribución de la naturaleza al bienestar social- y, (3) el diseño de una amplia diversidad de proxies monetarios más o menos imaginativos o ficticios para asignar un precio de transacción a los SE.<sup>5</sup>

Desde nuestro punto de vista, hay tres aspectos que resultan de especial interés en el concepto de servicio ecosistémico como instrumento de gestión eco-social:

- pone el énfasis en la dependencia humana del buen funcionamiento de los ecosistemas;
- hace emerger valores “invisibles” por su gratuidad y/o apropiación humana al margen de las instituciones de intercambio; y,
- mejora la comprensión de la interdependencia entre elementos del ecosistema no directamente apropiables y otros que aportan directamente servicios a la sociedad.

Sin embargo, evitar la ceguera reduccionista exige:

- i aplicar un enfoque transdisciplinar, situado en la interfase sociedad-ecosistema, al análisis de los SE.

---

<sup>5</sup> Ver por ejemplo la cuantificación en términos monetarios de los servicios ecosistémicos identificados en el Reino Unido en Bateman *et al.* (2011).

- ii realizar una aproximación holística para considerar todos los SE que contribuyen al bienestar humano, lo que implica, la necesidad de conjugar diversas métricas para hacer frente a la inconmensurabilidad de los distintos SE.
- iii mantener una perspectiva de estudio multiescalar, en línea con el carácter anidado de los diversos subsistemas.
- iv contar con la participación directa de los ciudadanos en la valoración de los SE (y en las decisiones acerca de su gestión), dada la diversidad de intereses y valores sociales y su carácter cambiante temporal y geográficamente.

En este sentido, la reducción monetaria liquida las ventajas del enfoque de SE, mientras abre la vía a su mercantilización y la privatización de los ecosistemas que los generan (Kosoy y Corbera, 2010). Como reconocen Smith *et al.* (2006) en un informe publicado por IUCN para promover los mecanismos de pago por servicios de los ecosistemas de las cuencas fluviales, el precio de intercambio de los SE poco tiene que ver con su importancia ecológica y es el resultado de la capacidad de negociación de las partes implicadas (ofertante(s) y demandante(s) de dichos servicios), de su poder y de su capacidad de pago. En palabras de estos autores “las percepciones sociales, las perspectivas políticas y el poder de negociación determinan los precios finales de los servicios”. Por tanto, las cuestiones asociadas a estos mecanismos van mucho más allá de su pretendida eficiencia económica y se sitúan en el ámbito de la justicia distributiva y la ética.

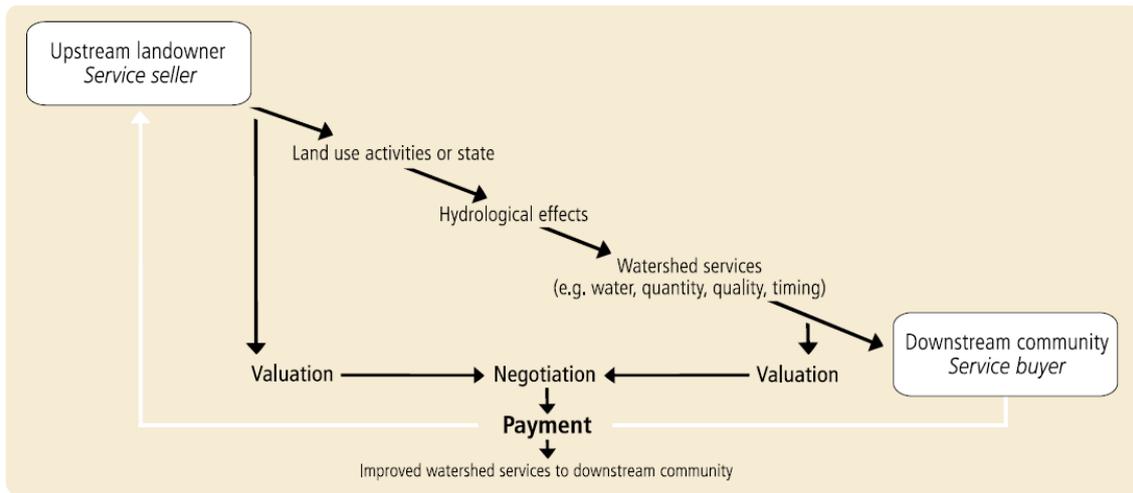


Figura 3. Esquema de Pago por Servicios Ecosistémicos según Smith *et al.* (2006)

Resulta significativo que en el esquema teórico de los mecanismos de pago por servicios ecosistémicos (PES) presentados en la citada publicación el ofertante del servicio se identifique claramente como “propietario” mientras que el demandante se define de manera mucho menos precisa como “comunidad”.

#### Análisis de trade-offs

La última fase del proceso, todavía por desarrollar en el proyecto SCARCE, consiste en el análisis de las relaciones entre SE y en las disyuntivas que se plantean cuando se persigue mantener su contribución al bienestar humano. La cartografía y valoración de los SE deben servir, por un lado, para evidenciar los límites de los ecosistemas para satisfacer todos los deseos humanos y, por otro, para evaluar la contribución relativa de los ecosistemas al bienestar humano.

#### ***Reflexiones finales***

La reformulación de la cuestión de la sostenibilidad en términos de servicios ecosistémicos significa un avance respecto a planteamientos anteriores al identificar, como causa principal de la contradicción entre economía y ecología, la invisibilidad social de la contribución de los ecosistemas al bienestar humano.

El foco sobre los servicios ecosistémicos ha puesto de manifiesto las lagunas de conocimiento acerca del funcionamiento de los ecosistemas y de su relación con los sistemas sociales a los que sustentan y que los transforman. Pero además ha evidenciado los límites de una gestión tecnocrática cuya legitimación se basa en un conocimiento del que realmente no se dispone. La incertidumbre que acompaña a los procesos socioecosistémicos reclama un enfoque epistemológico distinto, en el que la comunidad de validación del conocimiento que fundamenta la toma de decisiones se amplíe a los afectados por éstas.

El estudio y la valoración de los servicios ecosistémicos pueden mejorar el conocimiento de los sistemas ecosociales y fundamentar su gestión en una base más sólida que la actual. Esta posibilidad está condicionada a la comprensión de la complejidad intrínseca del objeto de estudio, mediante estrategias de investigación supradisciplinarias. Una representación adecuada de la complejidad requiere el estudio a diferentes escalas y el empleo de diversas métricas.

Las alternativas reduccionistas, y especialmente la monetización, conllevan la pérdida de la riqueza heurística y epistemológica del enfoque de los SE. La expresión monetaria de los valores de aquellos SE que no son susceptibles de intercambio mercantil ofrece una visión parcial del valor de los servicios, mientras da una falsa apariencia de sustituibilidad entre ellos. Esta representación deficiente del valor de los SE facilita la mercantilización de los servicios, pero no resuelve el problema central de mantenimiento de la contribución de los ecosistemas al bienestar humano.

## ***Referencias***

Allen, C. R. & Holling, C. (2010) Novelty, adaptive capacity, and resilience, *Ecology and Society*, 15(3): 24.

Bateman, I.J. *et al.* (2011) Economic values from ecosystems In: *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*, Chap. 22, UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge.

Carson, R. (1962) *Silent Spring*, Fawcett Publications, Greenwich.

Commoner B. (1971) *The closing circle. Nature, man and technology*, Alfred Knopf, New York.

Costanza, R. *et al.* (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630); 253–260.

Daily, G.C. (1997) *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington D.C.

Faber, M., Mannstetten, R. & Proops, J.L.R. (1992) Humankind and the Environment: An Anatomy of Surprise and Ignorance. *Environmental Values* 1, 217-241.

Fisher, B., Turner, R.K. and Morling, P. (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics* 68; 643–653.

Folke, C. *et al.* (eds.) (1992) *Linking the Natural Environment and the Economy. Essays from the Eco-Eco Group*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

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

Gallopín, G. *et al.* (2002) Science for the twenty-first century: from social contract to the scientific core, *International Social Science Journal*, 168; 219-229.

Georgescu-Roegen, N. (1971) *The entropy law and the economic process*, Harvard University Press. Cambridge (MA).

Goldsmith *et al.* (1972) *A Blueprint for Survival*, Penguin, London.

Gual, M.A. & Norgaard, R.B. (2010) Bridging ecological and social systems coevolution: A review and proposal. *Ecological Economics* 69(4); 707-717.

Gunderson, L.H., Holling, C.S. & Light, S. (1995) *Barriers and bridges to renewal of ecosystems and institutions*, Columbia University Press. New York.

Johnston, R.J. & Russell, M. (2011) An operational structure for clarity in ecosystem service values, *Ecological Economics*, 70; 2243–2249.

Kahneman, D. (2003) A Psychological Perspective on Economics, *The American Economic Review* 93(2); 162-168.

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

Kay, J. J *et al.* (1999) An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity, *Futures* 31; 721–742.

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

MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2003) *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*, Island Press, Washington, DC.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being. Synthesis*, Island Press, Washington, DC.

Meadows *et al.* (1972) *The limits to growth. A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*, Potomac Associates, New York.

Munda, G. (1996) Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: some methodological issues, *Ecological Economics* 19; 157-168.

Naredo, J.M. (1987) *La economía en evolución: historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*, Siglo XXI, Madrid.

Naredo, J.M. (2006) *Raíces económicas del deterioro ecológico y social. Más allá de los dogmas*, Siglo XXI, Madrid.

Norgaard, R.B. (1994) *Development betrayed. The end of progress and a coevolutionary revisioning of the future*, Routledge London.

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

Ostrom, E. (1990) *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*, Cambridge University Press, Cambridge (New York).

Pahl-Wostl, C. (2008) Participation in Building Environmental Scenarios, in Alcamo, J. (ed). 2008: *Environmental Futures: the practices of environmental scenario analysis*. Elsevier; 105-122.

Polanyi, K. (1944) *The Great Transformation*, Rinehart, New York.

Redclift, M. (2005) Sustainable Development (1987-2005): An Oxymoron Comes of Age, *Sustainable Development*, 13; 212-227.

Ropke, I. (2004) The early history of modern ecological economics, *Ecological Economics*, 50; 293–314.

Sachs, I. (1980) *Stratégies de l'ecodéveloppement*, Economie et Humanisme, Paris.

Sachs, W. (1996) *The development dictionary. A guide to knowledge as power*, Zed Books, London.

Smith, M. *et al.* (2006) *Pay – Establishing payments for watershed services*, IUCN, Gland, Switzerland.

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010) *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*.

[http://www.teebweb.org/Portals/25/Documents/DO\\_Chapter1\\_Integrating\\_the\\_ecological\\_and\\_economic\\_dimensions.pdf](http://www.teebweb.org/Portals/25/Documents/DO_Chapter1_Integrating_the_ecological_and_economic_dimensions.pdf)

The National Academies (2012) *Ecosystem Services: Charting a Path to Sustainability Interdisciplinary Research Team Summaries*; Conference, Arnold and Mabel Beckman Center, Irvine, California, November 10-11, 2011; The National Academies Keck Futures Initiative.

Walker, B. *et al.* (2004) Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems, *Ecology and Society* 9(2): 9.

Walters, C.J. (1986) *Adaptive management of renewable resources*. McGraw Hill. New York.

WCED - World Commission on Environment and Development (1987) *Our Common Future*, UN Documents.

Weber, M. (1919) *Wissenschaft als Beruf*, Duncker & Humblot, München.