

# Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural

UNAI PASCUAL (\*)

ESTEVE CORBERA (\*\*)

## 1. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal del presente monográfico es destacar los debates emergentes en el campo de la comercialización de los servicios ambientales como estrategia para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad, y el desarrollo rural. A tal fin, se incluyen artículos escritos por autores internacionalmente reconocidos en el campo de la investigación, del diseño y de la implementación de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Sus aportaciones nos ofrecen una panorámica actual de los debates teóricos, los resultados y los retos de los PSA sobre todo en el contexto de los países en desarrollo (1).

En este monográfico explicamos y contextualizamos el concepto de PSA como parte de un nuevo paradigma de conservación que responde a un reconocimiento explícito sobre la necesidad de tender puentes entre los intereses de los usuarios de servicios ambientales socialmente valiosos, tales como la regulación hídrica, la fijación de carbono o la recreación paisajística por nombrar unos pocos, y los intereses de los propietarios y/o gestores de la tierra que pueden ofrecer estos servicios ambientales. ¿Por qué existe un énfasis sobre

---

(\*) *Profesor titular: Department of Land Economy, University of Cambridge (Reino Unido) y Profesor visitante Ikerbasque, Basque Centre for Climate Change, Bilbao.*

(\*\*) *Investigador «Ramón y Cajal», Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales (ICTA), Universidad Autónoma de Barcelona. Investigador Asociado, School of International Development, University of East Anglia (Reino Unido).*

(1) *Agradecemos los comentarios y sugerencias realizadas por Adam Drucker, Peter May, Roldán Muradian, Stefano Pagliola, Leo Peskett, Ina Porras, Fabiano Toni, Luis Carlos Rodríguez, Tobias Wünscher y Christos Zografos.*

la investigación y aplicación de esquemas de PSA como nuevo paradigma para la conservación, especialmente en zonas rurales de países con fuertes déficits de desarrollo económico?

El evidente y progresivo interés creado en la última década respecto a los PSA se refleja en el creciente número de experiencias a nivel local, regional, nacional e internacional, de exposiciones en congresos científicos de economía y ecología, de grupos internacionales de trabajo, y de publicaciones científicas en varias disciplinas sobre esta temática (por ejemplo, una búsqueda a 26/01/2011 en «Google Scholar» ofrece alrededor de dos mil documentos en línea sobre PSA). Existen a su vez varios monográficos recientemente publicados en revistas científicas internacionales que profundizan sobre el papel de los PSA en la conservación de la naturaleza. Wunder *et al.* (2008) ofrecen una perspectiva neoclásica sobre el potencial de los esquemas de PSA para la conservación y hacen un recorrido por experiencias innovadoras de PSA a nivel mundial, sobre todo en países en desarrollo. Bulte *et al.* (2008) ahondan en esta línea para ofrecer una perspectiva sobre el papel que pueden jugar los PSA en la reducción de la pobreza rural mientras que Pascual *et al.* (2010) ofrecen una visión más crítica de este instrumento haciendo hincapié en retos de diseño e implementación, entre otros.

El presente monográfico contiene artículos de reconocidos expertos internacionales que han participado en los anteriormente citados estudios y ofrece al menos tres elementos innovadores y diferenciadores. En primer lugar, presenta un análisis actualizado de la teoría y práctica de los PSA respecto a su papel en la conservación y el desarrollo rural. Con este fin se ofrece una visión histórica del concepto de servicio ambiental y de PSA (Gómez-Baggethun 2011) y del potencial papel de estos últimos en el desarrollo agrícola sostenible (Lipper y Neves, 2011), la conservación de la biodiversidad (Driss *et al.*, 2011), el mantenimiento de los servicios hidrológicos (Muñoz-Piña *et al.*, 2011) y en los servicios de regulación climática por medio de la fijación de carbono en bosques (Borner *et al.*, 2011). Se ofrece una visión equilibrada sobre la validez de los esquemas PSA sin entrar en disquisiciones rígidas sobre planteamientos de total aceptación o rechazo de los PSA por lo que representan –esto es, la valoración y la comercialización de servicios de la naturaleza que antes se hallaban excluidos de un intercambio o posible mercadeo. El monográfico por tanto refleja diferentes opiniones sobre la utilidad de los PSA y será el lector quien dada la información ofrecida pueda formarse un juicio al respecto, tanto a nivel teórico como de aplicabilidad a problemas concretos.

En segundo lugar, siendo Latinoamérica pionera en la implantación de programas y proyectos de PSA y dado el rápido crecimiento experimentado en la región a lo largo de la última década, el monográfico le dedica a esta región la mayor parte de su atención. Las experiencias latinoamericanas están enriqueciendo los debates sobre el lugar que los PSA deben ocupar en la agenda de conservación ambiental tanto a nivel local y nacional como internacional. En este sentido, gobiernos y ONGs conservacionistas de todo el mundo están analizando y experimentando sobre el potencial de diferentes tipos de PSA para favorecer la conservación de la naturaleza en zonas vulnerables a la degradación ambiental y que desde un punto de vista social y económico se enfrentan al reto de la reducción de la pobreza rural.

Reconocemos, sin embargo, que los PSA no son un instrumento exclusivo de los países en desarrollo y que, con algunas variantes operacionales, han sido también aplicados en países como Estados Unidos o en países de la Unión Europea desde hace algunos años. En el Estado español, por ejemplo, durante la última década hemos asistido a la creación de un conjunto de Redes de Custodia del Territorio que a su vez articulan a un conjunto de entidades que vehiculan pagos desde empresas sociales y entidades públicas a propietarios rurales con el objetivo de que éstos garanticen la conservación y/o gestión sostenible de sus propiedades (Russi, 2010). De hecho los programas de ayudas para posibilitar la generación de una oferta de servicios agroambientales en Europa, a su vez circunscritos en el contexto del segundo pilar de la Política Agrícola Común (PAC), podrían ser entendidos como una versión de PSA.

Lo que ocurre, sin embargo, es que actualmente la PAC no está enfocada a la provisión de servicios ambientales, sino típicamente al cambio del manejo de la tierra agrícola. Este hecho implica, dada la dificultad de vincular claramente (desde un punto de vista científico) la provisión de servicios ambientales y los cambios de uso de la tierra, que la implementación de esquemas de PSA dentro de la PAC sea, lo menos, complicado. Por un lado, existen dificultades inherentes en la identificación de los servicios ambientales que podrían ser sujeto de pagos financiados por el contribuyente europeo y en fijar el precio que la sociedad debiera de pagar por éstos. Y, por otro, existen resistencias políticas a realizar pagos de forma automática a los agricultores por los servicios ambientales públicos que sus actividades favorezcan (Rollet *et al.*, 2008).

En tercer y último lugar, otro aspecto diferenciador de este monográfico es que está escrito en castellano y por lo tanto su objetivo es llegar a lectores de lengua castellana que pertenezcan a la comuni-

dad académica, la sociedad civil, y a la política, ampliando así las fronteras de los debates sobre PSA y facilitando su difusión a todos los públicos y foros castellanoparlantes. A continuación, situamos los artículos que lo conforman, ofreciendo un breve repaso conceptual a los servicios ambientales y a los principios operacionales de los PSA, que en cualquier caso se describen en más profundidad en cada una de las contribuciones al monográfico. En particular, ofrecemos una descripción de los principales supuestos que explican porqué los PSA se consideran un instrumento con potencial para promover la conservación y el desarrollo, y a la vez discutimos los retos para conseguir este doble objetivo.

## 2. LOS PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES: FUNDAMENTOS Y DEBATES

La Evaluación del Milenio publicó en 2005 la primera evaluación global sobre los efectos de las transformaciones y alteraciones de los ecosistemas sobre el bienestar humano (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). La Evaluación también alertó sobre los desafíos y los efectos negativos que comportan la actual degradación de los servicios de los ecosistemas durante la primera mitad del presente siglo, enfatizando cómo tales efectos serán un obstáculo para la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (*ibid.*).

La Evaluación del Milenio define los servicios ambientales como «los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas». A su vez, distingue cuatro grandes categorías de servicios ambientales: 1) los *servicios de aprovisionamiento* tales como los alimentos o el agua; 2) los *servicios de regulación* como el control de las inundaciones o la fijación de dióxido de carbono por parte de los organismos vegetales; 3) los *servicios culturales* como los beneficios espirituales o recreativos que ofrece la naturaleza; y 4) los *servicios de soporte o esenciales* como el ciclo de los nutrientes que garantiza las condiciones para permitir la existencia de formas de vida complejas en la Tierra (Montes y Sala, 2007). Esta concepción de los servicios ambientales se fundamenta en definiciones anteriores propuestas por Costanza *et al.* (1997) y Daily (1997) y, a pesar de sus limitaciones, ha sido ampliamente adoptada por la comunidad científica y política a nivel global.

El concepto de «servicio ambiental» no es nuevo para los economistas, que históricamente han reconocido el papel fundamental que diferentes aspectos de la naturaleza desempeñan en la economía. Sin embargo, lo que sí es relativamente nuevo es la creciente introducción de dichos servicios «en el mercado» y su vinculación a «sistemas de precios» y distintos «mecanismos financieros» (Gómez-Baggethun

*et al.*, 2010; Gómez-Baggethun, 2011). En este sentido, lo que nos interesa destacar aquí es la relación entre dicha introducción y vinculación con la historia de los programas de conservación y desarrollo, pues creemos que ambos están estrechamente relacionados.

A finales de los años 80 y principios de los 90, los llamados Proyectos o Programas Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD) y el manejo forestal sostenible se convirtieron en los instrumentos principales para tratar de conservar simultáneamente la naturaleza y mejorar los ingresos de los hogares que dependían de forma significativa del capital natural para su bienestar, sobre todo en los países entonces llamados «del Sur». Estos proyectos se vieron estratégicamente necesarios para substituir a los entonces vigentes instrumentos de conservación, primordialmente dirigidos a establecer y gestionar áreas de protección natural y que solían chocar frontalmente con los intereses y los modos de vida tradicionales locales, generando a su vez conflictos socio-ecológicos de difícil solución (Adams *et al.*, 2004). Los PICD pretendían encontrar una solución amigable al perenne conflicto entre desarrollo y conservación, que era particularmente agudo en los países en desarrollo por su situación histórica y ambiental (i.e. un elevado grado de crecimiento económico desigual y pobreza que generaban una altísima presión sobre los recursos naturales y los ecosistemas, por otro lado altamente diversos).

Tras múltiples experiencias –a principios de siglo habían más de 300 programas a nivel mundial (Hughes y Flintan, 2001)– con el apoyo de donantes internacionales como el Banco Mundial, el Fondo Global para el Medio Ambiente (GEF, por sus siglas en inglés) y multitud de ONGs, los PICD han recibido fuertes críticas debido a su relativamente baja efectividad en integrar conservación y desarrollo rural. Esto se debe a que los incentivos económicos provenientes de estos programas no han sido lo suficientemente importantes para lograr alterar el comportamiento de las comunidades rurales hacia usos más sostenible de los recursos naturales y sobre todo debido a que los programas no han sido lo suficientemente flexibles para adecuarse a la idiosincrasia cultural y económica de las comunidades en las que se han implantado (Worah, 2000).

Podríamos decir, por lo tanto, que muchos PICD están evolucionado hacia esquemas de PSA como instrumentos más directos y costo-efectivos (Ferraro y Kiss, 2002; Ferraro y Simpson, 2002). Esencialmente, los PSA tienen como objeto «comerciar» con servicios ambientales en el sentido más amplio del término. Dado que los hábitats naturales, la biodiversidad y los servicios ambientales son cada vez más escasos desde un prisma económico, éstos se vuelven sujetos potenciales

de comercialización. Es decir, tal percepción de escasez genera una oportunidad para tender puentes entre aquellos actores que demandan servicios ambientales derivados del capital natural y aquellos propietarios de la tierra que por su modo de vida generen riesgos importantes de degradación de tales servicios ambientales socialmente valiosos. La naturaleza de esta forma pasa a tener un valor de cambio convirtiéndose en mercancía y vinculando directamente mediante el mercado a los proveedores y usuarios del servicio ambiental, frecuentemente mediante agentes intermediarios, tales como agencias gubernamentales u ONGs (Muradian *et al.*, 2010).

La oferta y demanda de servicios ambientales se pueden articular a diferentes escalas. Por ejemplo, a escala local y regional se puede dar la situación bajo la cual los beneficiarios del flujo de agua en la parte baja de las cuencas estén dispuestos a compensar a aquellos propietarios de bosques «agua arriba» para que éstos garanticen la no tala de los bosques en aras a conservar la regulación hidrológica de la cuenca y de esta manera sigan beneficiándose de los flujos de agua y así mantener su bienestar. En caso que los propietarios de bosques «aguas arriba» estén dispuestos a ser compensados económicamente por un cambio de uso de la tierra asociado a la conservación de tales servicios hidrológicos, podrían articular una oferta de servicios ambientales. Los esquemas de PSA hidrológicos están recibiendo una gran atención a nivel nacional como es el caso de los programas nacionales de México, Costa Rica y Ecuador, analizados en uno de los artículos de este monográfico (Muñoz-Piña *et al.*, 2011).

El mercado de carbono ofrece un ejemplo nítido de la idea básica de los esquemas de PSA a nivel internacional. Recientemente, durante la Conferencia de las Partes (COP 13) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), llevada a cabo en Bali en el año 2007, se contempló incluir la conservación de bosques como parte de los esfuerzos de mitigación del cambio climático. Esta decisión fue aplaudida recientemente en la última cumbre de la CMNUCC (COP 16) celebrada en Cancún en 2010, y se está trabajando para establecer oficialmente y de forma paulatina un mecanismo de pago por reducciones de emisiones derivadas de la deforestación, la degradación forestal y el incremento de los reservorios de carbono mediante la conservación y el manejo sustentable de los bosques (mecanismo conocido como REDD+ por sus siglas en inglés). Este mecanismo pretende conectar la demanda internacional de servicios de regulación del clima mediante la fijación de carbono de los bosques y la oferta de conservación de sumideros de car-

bono como los bosques por parte de los países en desarrollo y los propietarios de la tierra, normalmente representados a nivel gubernamental (Borner *et al.*, 2011).

Finalmente, existen ejemplos de PSA para la protección de la biodiversidad a cualquier escala (local, nacional e internacional), enfocados generalmente a proteger especies carismáticas en riesgo de extinción o hábitats ecológicamente valiosos. En estos casos, normalmente se trata de grandes ONGs conservacionistas (o sus contrapartes locales) que ofrecen compensaciones a aquellos actores que o bien puedan ser causantes de impactos negativos (por lo tanto pagándoles por dejar de generar dichos impactos) o bien a aquéllos que puedan reforzar acciones o esquemas de conservación que ya estén llevando a cabo (Ezzine de Blas *et al.*, 2011). Es importante resaltar en el caso de la biodiversidad que, como tal, ésta no se considera un servicio ambiental en el marco conceptual de la Evaluación del Milenio. Sin embargo, como sí se considera el soporte fundamental de cualquiera de las cuatro categorías de servicios ambientales, los proyectos que vinculan unos pagos directos al mantenimiento de la diversidad biológica en cualquiera de sus formas (a nivel de especie o de ecosistema) se les considera genéricamente un PSA.

El concepto de PSA evoca el teorema de Coase (1960) quien planteó que en situaciones de bajos costos de transacción y una asignación clara de derechos de propiedad, la negociación entre potenciales compradores y vendedores de un bien o servicio genera soluciones económicamente eficientes. La definición más extendida de un sistema de PSA observa cinco condiciones necesarias: «PSA es (1) una transacción voluntaria, donde (2) un servicio ambiental bien definido (o un uso de la tierra que asegure dicho servicio) es (3) «comprado» por al menos un comprador a (4) por lo menos un proveedor, y (5) solo si el proveedor asegura la provisión del servicio ambiental transado. Esta definición se recoge en el monográfico sobre PSA de la revista *Ecological Economics* en 2008 (Engel *et al.*, 2008) de la que se hacen eco la mayoría de trabajos teóricos sobre PSA, especialmente respecto a la condición de adicionalidad (1) y condicionalidad (5). Pero a la hora de implementar esquemas de PSA, es notorio observar que solo en una minoría de casos se cumplen los cinco criterios (Sommerville *et al.*, 2009). Esto ha generado posiciones críticas respecto a esta definición normativa. Por ejemplo Swallow *et al.* (2007) señalan que aún siendo conceptualmente válida, esta definición no permite describir y analizar adecuadamente la gran variedad de mecanismos de negociación a la hora de gestionar la interacción entre actores con diversos intereses en el manejo de

los servicios ambientales. Por este motivo, Muradian *et al.* (2010) han propuesto una concepción más amplia de los PSA al definirlos como «una transferencia de recursos entre actores sociales con el objetivo de crear incentivos para la alineación entre las decisiones individuales o colectivas sobre el uso de la tierra con los intereses sociales sobre el manejo de recursos naturales» (*ibid.*: 1205).

Sin embargo, cualquiera que sea la perspectiva adoptada, la idea de comerciar con servicios ambientales ha generado controversia sobre su idoneidad para promover de modo efectivo y socialmente justo la conservación y el desarrollo. En un extremo del debate están los que defienden los PSA desde un prisma de maximización de la eficiencia económica (dando así valor de cambio a la naturaleza) y de pragmatismo político, dada la urgente necesidad de proteger la naturaleza (Engel *et al.*, 2008). Otros critican el prisma economicista de los PSA tanto desde un punto de vista ético (por ejemplo organizaciones indígenas en Latinoamérica opositoras a mercantilizar su capital natural), como desde un punto de vista de eficacia a largo plazo bajo el argumento que los PSA pueden truncar motivaciones ulteriores no economicistas de conservación, derivadas de normas sociales que a su vez se basan en procesos culturales complejos sobre la inter-relación entre sociedad y naturaleza (Kosoy y Corbera, 2010; Vatn, 2010). Además existe un amplio debate sobre las condiciones necesarias para lograr conservar el capital natural de un modo eficiente y equitativo bajo esquemas de PSA (Pascual *et al.*, 2010). Esto nos lleva a tratar a continuación y de forma breve la relación entre conservación y desarrollo en el marco de los PSA.

### 3. CONSERVACIÓN Y EFECTOS SOBRE LA POBREZA RURAL

Normalmente la literatura sobre PSA ha diferenciado consideraciones de eficiencia y equidad económica, explícitamente sugiriendo que los esquemas PSA deben ser considerados instrumentos para aumentar la eficiencia en el manejo de los recursos naturales y no para paliar la pobreza (Pagiola *et al.*, 2005). Esta perspectiva supone que los efectos positivos de los PSA sobre la pobreza son efectos colaterales. En este sentido, el papel de los PSA para combatir la pobreza se acepta si éste no conlleva una pérdida de la eficiencia económica (es decir se paga por cada unidad de servicio ambiental el costo de proveer el mismo, normalmente vinculado al costo de oportunidad), y si se dan al menos tres condiciones: 1) que los más pobres sean elegibles porque habitan en las áreas seleccionadas por el PSA; 2) que quieran participar voluntariamente porque los pagos potenciales exceden sus costos de oportunidad y transacción y 3)

que dispongan de derechos de tenencia de la tierra (Pagiola *et al.*, 2005).

Por lo que concierne al monto del pago, los PSA financiados por parte de la administración pública suelen estar asociados con pagos más altos cuando se comparan con pagos ofrecidos por actores privados, y suelen tener poco en cuenta los costos de oportunidad reales (Muñoz *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011). A su vez, cuando el pago está asociado a varios servicios de forma conjunta (el proceso conocido como «bundling», en inglés), que por ejemplo incluye pagos por la fijación de carbono y la protección de la biodiversidad, éstos suelen también ser mayores sin esto mermar el cálculo de costo-efectividad por parte de los donantes de los pagos. Se debe tener en cuenta también la correlación existente entre niveles de pobreza y potencial de provisión de servicios ambientales, debido a que un bajo nivel de correlación haría que el esquema de PSA fuera ineficiente e ineficaz para reducir la pobreza rural.

Que los beneficios sean menores o mayores para los participantes y en especial para los más pobres, dependerá también de otros factores de índole diversa, tales como la disponibilidad de tierra, su capacidad de influir en el diseño y el desarrollo del esquema PSA y de los cambios que puedan ocurrir en los mercados vinculados a la tierra –por ejemplo en los mercados de la tierra o los cultivos, que alterarían las ganancias potenciales y/o los costos relativos de haber destinado cierta cantidad de tierra al esquema PSA (Corbera *et al.*, 2007; Zilberman *et al.*, 2008; Van Hecken y Bastiansen, 2010). Por ejemplo, en un estudio de caso en México, Corbera *et al.* (2007) señalan la importancia de conocer en detalle la organización de los sistemas de tenencia y los patrones de gestión de la tierra, pues éstos determinan en gran medida la participación de los «sin-tierra» o de aquéllos hogares con pocas hectáreas disponibles y con solo una mujer al frente o poca capacidad de acceder a familiares o personas que puedan trabajar la tierra. Desde otra perspectiva, van Hecken y Bastiansen (2010) demuestran que un esquema de PSA en Nicaragua resulta satisfactorio en lo referente a la inclusión de campesinos pobres porque los incentivos por los servicios ambientales actúan sinérgicamente con un proceso institucional y de mercado más amplio que ocurre en la región y que está vinculado a la adopción e intensificación de prácticas silvo-pastoriles (véase también Pagiola, 2008).

Si bien se puede afirmar entonces que existen algunos casos documentados dónde los PSA, directa o indirectamente, parecen contribuir a reducir la pobreza, la evidencia sobre tal impacto positivo no es concluyente (Pattanayak *et al.*, 2010). En el esquema de PSA para

la conservación del bosque en Costa Rica, posiblemente el caso más conocido a nivel internacional, la mayoría de los proveedores de servicios ambientales no son pobres desde un punto relativo a la realidad socio-económica del país (Kosoy *et al.*, 2007). En una revisión de otros ocho esquemas de PSA en Latinoamérica, Grieg-Gran *et al.* (2005) sugieren que algunos de estos esquemas han perjudicado a productores más pobres debido a la inexistencia de derechos sobre la tierra (Wunder, 2006). Todo parece indicar pues que las complejidades vinculadas al diseño y la implementación de PSA no son distintas a las existentes en otras iniciativas de conservación o desarrollo y que, por lo tanto, los PSA no deberían considerarse una panacea sino más bien una opción adicional y potencialmente complementaria a los programas de desarrollo rural y otros instrumentos normativos para la protección de la naturaleza ya existentes (Murdian *et al.*, 2010).

#### 4. APORTACIONES DEL MONOGRÁFICO

Los artículos de este monográfico profundizan en cada una de las cuestiones descritas hasta ahora, con enfoques distintos y primordialmente sustentados en revisiones bibliográficas. En el primer artículo, Erik Gómez-Baggethun (2011) ofrece una perspectiva histórica de la conceptualización de los servicios ambientales (o ecosistémicos) por parte de la ciencia económica, desde la economía clásica que los consideraba claves en la formulación del valor de uso de la tierra, a la economía neoclásica y la sub-disciplina de la economía ambiental, que los han transformado en procesos «susceptibles de ser comprados y vendidos en el mercado». Esta mirada hacia el pasado nos permite entender que los debates sobre el papel de los servicios de los ecosistemas en la formulación de los valores de uso o de cambio no son, en absoluto, nada nuevo. Lo que sí es novedoso, sin embargo, es la creación de mercados o sistemas de pagos para los servicios ecosistémicos de regulación y de soporte, con el fin de complementar el principio de «quien contamina paga» con el de «quien conserva cobra», ejemplificados a su vez por los emergentes mercados de derechos por contaminar y las tasas de carácter ambiental, y los PSA dirigidos a promover la conservación o la gestión de determinadas prácticas forestales y/o agrícolas. Erik Gómez-Baggethun reflexiona acerca de la contribución de los PSA a la progresiva mercantilización de la naturaleza y a su potencial para contribuir a promover la justicia ambiental, en consonancia con otros autores (Martínez Alier 2005; Kosoy y Corbera, 2010).

El artículo de Leslie Lipper y Bernadete Neves (2011), investigadores de la FAO, analiza el potencial de los PSA en la promoción de prácticas ecológicas y sostenibles en la agricultura y la actividad pecuaria. Inicialmente, hacen hincapié en el papel de la agricultura en el desarrollo, pero también en sus impactos sobre el medio ambiente y enumeran las posibles prácticas agro-ecológicas y de manejo sustentable susceptibles de ser adoptadas por los productores mediante PSA, tales como el manejo integrado de plagas o la reducción en el uso de fertilizantes inorgánicos. En este sentido, se argumenta que los PSA podrían ser un instrumento eficaz para solventar barreras financieras en la adopción de dichas prácticas, así como para facilitar el acceso a servicios de extensión técnica o seguros agrícolas. Sin embargo, también reconocen la existencia de un conjunto de retos tales como: asegurar la provisión de los servicios ambientales al tiempo que se respeta la flexibilidad de los productores en las opciones de gestión; garantizar prácticas sustentables verdaderamente adicionales, al tiempo que se involucra a productores socialmente marginados –cuyas prácticas pueden ser en algunos casos ya sostenibles–; identificar fuentes de financiación privadas y sostenibles; y desarrollar sistemas fiscales específicos que aseguran la continuidad en el tiempo de estos instrumentos.

Los pagos por la provisión de servicios de regulación hídrica a escala de cuenca hidrográfica, por ejemplo mediante el desarrollo de actividades agropecuarias que favorezcan la conservación de la cobertura forestal y/o la reducción de cargas de sedimentos y trazas de agroquímicos en los cursos de agua subterránea y superficial, son esquemas de PSA con gran potencial para vincular a los usuarios del agua y a los proveedores potenciales de los servicios de regulación hídricos (Pagiola *et al.*, 2007). El caso más conocido en Europa en este sentido es el de la empresa embotelladora de agua *Vittel* que, a finales de los años 90, decidió incentivar económicamente a los propietarios de parcelas agrícolas situadas en las cuencas donde la empresa extrae el agua a cambio de que dichos propietarios adoptaran prácticas agro-ecológicas (Perrot-Maitre, 2006). Experiencias pioneras a escala nacional o local en América Latina y Asia ofrecen resultados mixtos desde el punto de vista de la eficiencia, su efectividad en la provisión de los servicios esperados y desde el punto de vista social –esto es, el grado de conflicto o cooperación entre proveedores, intermediarios y usuarios, así como su impacto en la reducción de la pobreza (Huang *et al.*, 2009; Southgate y Wunder, 2009). Todo indica pues, que los PSA hídricos, pueden llegar a ser tan complejos en cuanto a diseño e implementación como cualquier otro

PSA. El caso de Vittel, por ejemplo, tardó más de diez años en ponerse en marcha y algunos esquemas han resultado inviables por la imposibilidad de establecer un marco de confianza entre los proveedores y los usuarios del servicio y de estos últimos con el agente intermediario (Van Hecken *et al.*, 2010).

En este marco, Carlos Muñoz y sus colaboradores del Instituto Nacional de Ecología (INE) de México analizan el programa mexicano nacional de Pago por Servicios Hidrológicos, comparándolo con los programas diseñados por Costa Rica y Ecuador. De modo innovador, analizan los programas desde el punto de vista de la focalización y la costo-efectividad, es decir, «cómo seleccionar los participantes y cuánto pagar para ser lo más eficientes posibles en la provisión de los servicios». Su trabajo ofrece datos muy relevantes sobre cómo estos tres programas, y en particular el mexicano, han ido cambiando los criterios de selección y pago a medida que pasaban los años y no siempre con el fin de asegurar mejores resultados desde un punto de vista ambiental. En algunos años, los criterios de selección de predios han cambiado para satisfacer intereses de actores particulares y fortalecer ciertas redes de clientelismo político (ver también la aproximación histórica al programa que han desarrollado McKafee y Shapiro, 2010). La evaluación de Muñoz *et al.* (2011) demuestra, en cualquier caso, progresos evidentes en el uso de PSA a nivel nacional para frenar la deforestación, si bien el impacto hubiera sido aún mayor si se hubieran tenido en cuenta de modo más efectivo el riesgo de deforestación y los costos de oportunidad, lo que a su vez se hubiera traducido en una mayor participación de predios con mayor riesgo de cambio de uso del suelo y con alto valor ambiental.

El siguiente artículo de Jan Börner, Sven Wunder y Ángel Armas, evalúa las oportunidades y los retos de programas y proyectos que fomentan la conservación y el incremento de los reservorios forestales de carbono en América Latina, y contribuye a los debates emergentes sobre la comercialización de la fijación de carbono mediante mecanismos de mercado en el contexto del Protocolo de Kyoto y de la CMNUCC, entre otros (Brown y Corbera, 2003; Angelsen, 2009). Su análisis es particularmente pertinente al tiempo que, como se ha comentado anteriormente, la CMNUCC ha reconocido la importancia de desarrollar políticas, programas y actividades, a escala nacional o sub-nacional, que reduzcan la deforestación e incrementen la biomasa, con el objetivo de recibir a futuro incentivos económicos por los logros conseguidos, debidamente cuantificados y verificados (Corbera *et al.*, 2011). Los autores evalúan, en primer término, el

impacto de los proyectos sobre la provisión del servicio de conservación o fijación de carbono, es decir su coste-efectividad, y tienen en cuenta el monto de los pagos, los costes de transacción, así como la adicionalidad de las actividades respecto a una línea base de emisiones o de recuperación «normal» de la biomasa. Los autores demuestran que los objetivos e impactos relacionados con la efectividad y los sesgos en el establecimiento de líneas base difieren sustancialmente entre los casos analizados, lo que a su vez implica que el nivel de coste-efectividad y adicionalidad deban ser interpretados con precaución. En Costa Rica, por ejemplo, el incremento de masa forestal no está ligado exclusivamente al programa nacional de PSA, sino que se explica también por otras iniciativas legislativas y de abandono de la actividad forestal tal y como también sugieren Pagiola (2008) y Corbera *et al.* (2010). En los proyectos a escala local, la adicionalidad resulta más evidente en todos los casos analizados pero también son superiores sus costes de transacción debido a su mayor inversión en monitoreo, actividades de fortalecimiento institucional local y un número superior de proveedores, que incluyen comunidades y productores rurales. En lo que concierne a los efectos de los PSA en los modos de vida, los autores distinguen entre: a) impactos positivos sobre los participantes tales como la provisión de empleo y el fortalecimiento institucional, e impactos negativos, que son generalmente nulos o solo derivados de la distribución desigual de los incentivos, y 2) impactos sobre los no-participantes, que pueden ser también positivos o negativos según cada caso; en este sentido, todos los casos analizados suponen impactos mayoritariamente positivos.

Finalmente, Driss Ezzine de Blas y sus colaboradores presentan un meta-análisis de once proyectos de PSA que promueven la conservación de la biodiversidad mediante pagos genéricos por el mantenimiento de un paisaje o bien mediante pagos para conservar la población de especies endémicas. Los autores discuten, en primer lugar, las implicaciones teóricas y prácticas de desarrollar proyectos que se concentran en biodiversidad funcional o específica. Por ejemplo, los primeros acostumbra a tener sistemas de monitoreo más flexibles, basados en el análisis de la cobertura forestal y el cambio de uso del suelo, mientras que los segundos se concentran en indicadores de presencia o frecuencia de las especies monitoreadas y, por lo tanto, los pagos suelen presentar un mayor grado de condicionalidad. En segundo lugar, los autores remarcan que ninguno de los proyectos fundamenta los pagos en un análisis del costo de oportunidad por conservar, sino en una negociación entre actores; los pagos son, por lo tanto, un reflejo de una compensación «social-

mente aceptable». En todos los casos parece que los pagos han contribuido a reforzar los mecanismos locales de gestión de los ecosistemas y protección de las especies, si bien la adicionalidad es en algunos casos discutible. Del mismo modo, todos los casos contribuyen a mejorar el nivel de ingresos de las familias y de las comunidades, que en algunos casos se ven acompañados por mejoras en el acceso a bienes colectivos, tales como la construcción de una escuela o ayudas para mejorar el estado de las viviendas. Según los autores por tanto, los PSA de biodiversidad han resultado un instrumento efectivo, al menos a corto plazo, para reforzar y/o promover la conservación de la biodiversidad a la vez que se fortalece y diversifica la economía local.

## 5. CONCLUSIONES

Durante la última década, los PSA se han ido consolidando como un instrumento con potencial para fomentar la conservación y el desarrollo, amparado en la «internalización de las externalidades negativas o positivas». La pregunta que subyace a este artículo introductorio y a los artículos que se han descrito brevemente y que se presentan a continuación es si en los próximos años los PSA se van a consolidar, de un modo parecido al que se han consolidado otros instrumentos de gestión ambiental eminentemente públicos, tales como la política de gestión de áreas protegidas o la promoción de planes de manejo forestal sustentable, o bien van a perecer por falta de financiamiento e interés de las propias organizaciones y gobiernos que hoy en día los están promoviendo. En este sentido, las contribuciones a este monográfico sobre PSA ponen de relieve un conjunto de lecciones compartidas, en particular la de garantizar la adicionalidad de los pagos para maximizar la eficiencia (sobre todo si los recursos son en parte públicos), minimizar los impactos negativos sobre actores sociales vulnerables y asegurar fuentes de financiación sustentables a medio plazo, con una participación directa de los usuarios de los servicios y del sector privado.

La agenda de investigación en el campo de los PSA sigue ampliándose y debe cubrir desde las iniciativas más locales, para entender qué factores contextuales y específicos de diseño han permitido su desarrollo, hasta las iniciativas más globales como los pagos por captura de carbono forestal y deforestación evitada, tanto en el marco de proyectos concretos como de programas y estrategias nacionales o sub-nacionales. En este sentido, Corbera y Schroeder (2011) han nombrado algunos aspectos que deberían ser investigados y analiza-

dos durante los próximos años, con el fin de asegurar que la gobernanza de REDD+ y sus resultados más inmediatos no perjudiquen a los habitantes rurales más pobres, que ya de por sí sufren condiciones de vida difíciles y complejas. Entre ellos, por ejemplo, los autores destacan la necesidad de entender cómo los esquemas PSA y los pagos en particular interactúan con otros programas de desarrollo que promueven otras concepciones y usos de la naturaleza. También en el contexto de los pagos por carbono, aún si bien extrapolable a otras tipologías de PSA, Caplow *et al.* (2011) han enfatizado la necesidad de que próximas investigaciones utilicen grupos control, con el fin de dilucidar el papel exacto que los incentivos económicos juegan en la transformación de los usos del suelo y la adopción de prácticas más sostenibles. Se ha señalado también la necesidad de analizar las experiencias existentes en el campo de los esquemas de transferencia de efectivo condicionada, normalmente vinculados a programas de desarrollo rural y reducción de la pobreza, con el fin de entender los retos a los que se enfrentan los gestores de PSA cuando se vinculan incentivos monetarios a resultados concretos en contextos de extrema pobreza (Rodríguez *et al.*, 2011). Nos queda pues un largo camino para recorrer en la implementación y el análisis de los PSA, y esperamos que este monográfico se convierta en un paso más para profundizar y extender el diálogo entre tomadores de decisiones a nivel gubernamental, técnicos, ONGs, científicos y la sociedad civil en general.

## BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, W. M.; AVELING, R. y BROCKINGTON, D. *et al.* (2004): «Biodiversity conservation and the eradication of poverty». *Science*, 306: 1146-1149.
- ANGELSEN, A. (2009): *Realising REDD+: National strategy and policy options*. Center for International Forestry Research: Bogor, Indonesia, 2009.
- BÖRNER, J.; WUNDER, S. y ARMAS, A. (2011): «Pagos por carbono en América Latina: de la experiencia de proyectos piloto a la implementación a gran escala». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 115-137.
- BROWN, K. y CORBERA, E. (2003): «Exploring equity and sustainable development in the new carbon economy». *Climate Policy*, 3 (S1): S41-S56.
- BULTE, E. H.; LIPPER, L.; STRINGER, R. y ZILBERMAN, D. (2008): «Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives». *Environment and Development Economics*, 13 (3): 245-254.
- CAPLOW, D.; JAGGER, P.; LAWLOR, K. y SILLS, E. (2011): «Evaluating land use and livelihood impacts of early forest carbon projects: Lessons for learning about REDD+». *Environmental Science and Policy* (en prensa).
- COASE, R. H. (1960): «The Problem of Social Cost». *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.

- CORBERA, E.; BROWN, K. y ADGER, W. N. (2007): «The equity and legitimacy of markets for ecosystem services». *Development and Change*, 38 (4): 587-613.
- CORBERA, E. y SCHROEDER, H. (2011): «Governing and implementing REDD+». *Environmental Science and Policy* (en prensa).
- CORBERA, E.; ESTRADA, M.; MAY, P.; NAVARRO, G. y PACHECO, P. (2011): «Rights to forests and carbon: Insights from Mexico, Brazil and Costa Rica». *Forests* (en prensa).
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P. y VAN DEN BELT, M. (1997): «The value of the world's ecosystem services and natural capital». *Nature*, 387: 253-261.
- DAILY, G. C. (1997): «Introduction: What are Ecosystem Services». *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S. y WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues». *Ecological Economics*, 62: 663-674.
- EZZINE DE BLAS, D.; RICO, L.; RUIZ PÉREZ, M. y MARIS, V. (2011): «La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 139-163.
- FERRARO, P. y KISS, A. (2002): «Direct payments to conserve biodiversity». *Science*, 29 (November): 1718-1719.
- FERRARO, P. y SIMPSON, R. (2002): «The cost-effectiveness of conservation payments». *Land Economics*, 78 (3): 339-353.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. y MONTES, C. (2010): «The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes». *Ecological Economics*, 69: 1209-1218.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2011): «Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación en la teoría económica a la implementación en política ambiental». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 33-54.
- GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I. y MORENO, M. L. (2003): *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. A Quantitative Field Survey and Analysis of the Virilla Watershed*. International Institute for Environment and Development (IIED), Londres.
- HUANG, M.; UPADHYAYA, S. K.; JINDAL, R. y KERR, J. (2009): «Payments for watershed services in Asia: A review of current initiatives». *Journal of Sustainable Forestry*, 28 (3): 551-575.
- HUGGES, R. y FLINTAN, F. (2001): «Integrating Conservation and Development Experience: A Review and Bibliography of the ICDP Literature». London: International Institute for Environment and Development. *Biodiversity and Livelihoods Issues*, 3: 24 pp. International Institute for Environment and Development, IIED. Londres, Reino Unido.
- KOSOY, N. y CORBERA, E. (2010): «Payments for Ecosystem Services as Commodity Fetishism». *Ecological Economics*, 69: 1228-1236.

- KOSOY, N.; MARTÍNEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R. y MARTÍNEZ-ALIER, J. (2007): «Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America». *Ecological Economics*, 61: 446-455.
- LIPPER, L. y NEVES, B. (2011): «Pagos por servicios ambientales: ¿Qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 55-86.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (2005): *El ecologismo de los pobres*. Editorial Icaria, Barcelona.
- McKAFEE, K. y SHAPIRO, E. (2010): «Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State». *Annals of the Association of American Geographers*, 100 (3): 579-599.
- MILLENNIUM ASSESSMENT (2005): *Ecosystems and Human Well-being. Synthesis*. Island Press. Washington.
- MONTES, C. y SALA, O. (2007): «La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano». *Ecosistemas*, 16 (3): 137-147.
- MUÑOZ-PIÑA, C.; RIVERA, M.; CISNEROS, A. y GARCÍA, H. (2011): «Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228 (1): 87-113.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y MAY, P. (2010): «Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services». *Ecological Economics*, 69: 1202-1208.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payments for environmental services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65(4): 712-724.
- PAGIOLA, S.; ARCENAS, A. y PLATAIS, G. (2005): «Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date». *World Development*, 33: 237-253.
- PAGIOLA, S.; RAMÍREZ, E.; GOBBI, J.; DE HAAN, C.; IBRAHIM, M.; MURGUELTIO, E. y RUÍZ, J. (2007): «Paying for the environmental services of silvo-pastoral practices in Nicaragua». *Ecological Economics*, 64(2): 374-385.
- PASCUAL, U.; CORBERA, E.; MURADIAN, R. y KOSOY, N. (2010): «Payments for Environmental Services: Reconciling Theory and Practice». *Ecological Economics*, 69(6): 1202-1302.
- PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L. C. y DURAIAPPAH, A. (2010): «Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach». *Ecological Economics*, 69 (6): 1237-1244.
- PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S. y FERRARO, P. J. (2010): «Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries?». *Review of Environmental Economics and Policy*, 4 (2): 254-274.
- PERROT-MAÎTRE, D. (2006): *The Vittel payments for ecosystem services: a 'perfect' PES case?* International Institute for Environment and Development (IIED) and Department for International Development (DfID).
- RODRÍGUEZ, L. C.; PASCUAL, U. y MURADIAN, R. (2011): «Are the amounts of Payments for Environmental Services enough to contribute to poverty

- alleviation efforts in developing countries?». Forthcoming. Ecosystem Services Economics (ESE) *Working Paper Series*. UNEP-PNUMA. Nairobi. Kenia.
- ROLLETT, A.; HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. y KUMAR, P. (2008): *Delivering environmental services through agri-environment programmes: a scoping study*. The Land Use Policy Group. University of Nottingham, Nottingham. Reino Unido.
- RUSSI, D. (2010): *El Pagament per serveis ambientals: una eina per a la conservació dels recursos naturals a Catalunya*. Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible, Generalitat de Catalunya.
- SOMMERVILLE, M. M.; JONES, J. P. G. y MILNER-GULLAND, E. J. (2009): «A revised conceptual framework for payments for environmental services». *Ecology and Society*, 14 (2): 34.
- SOUTHGATE, D. y WUNDER, S. (2009): «Paying for watershed services in Latin America: A review of current initiatives». *Journal of Sustainable Forestry*, 28 (3): 497-524.
- SWALLOW, B.; KALLESOE, M.; IFTHIKHAR, U.; VAN NOORDWIJK, M.; BRACER, C.; SCHERR, S.; RAJU, K. V.; POATS, S.; DURAIAPPAH, A.; OCHIENG, B.; MALLE, H. y RUMLEY, R. (2007): «Compensation and rewards for environmental services in the developing world: framing pan-tropical analysis and comparison». International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF) *Working paper*, 32. World Agroforestry Center, Nairobi, Kenia.
- VAN HECKEN, G. y BASTIANSSEN, J. (2010): «Payments for Ecosystem Services in Nicaragua: Do Market-based Approaches Work?». *Development and Change*, 41(3): 421-444.
- VAN HECKEN, G.; BASTIANSSEN, J. y VÁSQUEZ, W. F. (2010): *Institutional embeddedness of local willingness to pay for environmental services: Evidence from Matiguás, Nicaragua*. IDPM-UA Discussion Paper 2010-04, Institute of Development Policy and Management, University of Antwerp.
- VATN, A. (2010): «An Institutional Analysis of Payments for Environmental Services». *Ecological Economics*, 69: 1245-1252.
- WORAH, S. (2000): *International History of ICDPs*. En: UNDP (2000) Proceedings of Integrated Conservation and Development Projects Lessons Learned Workshop, June 12-13, 2000. Hanoi: UNDP/World Bank/WWF.
- WUNDER, S. (2006): «Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales». *CIFOR Occasional Paper*, 42(s). Centro Internacional de Investigación Forestal. Jakarta. Indonesia.
- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Payments for Environmental Services in Developing and Developed Countries». *Ecological Economics*, 65(4): 663-852.