

La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable

DRISS EZZINE DE BLAS (*)

LUIS RICO (**)

MANUEL RUIZ PÉREZ (**)

VIRGINIE MARIS (***)

1. INTRODUCCIÓN

Los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) son [1] un contrato voluntario entre [2] un proveedor de [3] uno o varios servicios ambientales explícitamente definidos y [4] un beneficiario que retribuye por ellos [5] si y sólo si estos servicios ambientales son efectivamente provistos –principio de condicionalidad (Wunder 2005). Esta definición, una y mil veces referida, sigue de actualidad aunque se traten de publicitar variantes que aportan sofisticaciones a la descripción del pago y a las características de los compradores y vendedores de servicios ambientales (Ferraro 2009).

En todos los casos, la definición de PSA ofrece una propuesta concreta y definida, una fórmula lista para usar en la gestión de ecosistemas, con los atrayentes términos de «pagos» y «servicios ambientales» que integran en una misma expresión conceptos de economía y ecología. Su concreción en el terreno necesita además la interacción entre disciplinas como derecho –firma de contratos, convenios y partenariados–, geografía, sociología y psicología –métodos de consenso, mediación y acción colectiva, evaluación del bienestar asociado con la belleza estética, entre otros. La necesidad de esta interacción de disciplinas explica una parte del gran auge que los PSA están teniendo en el mundo académico, financiero, político y en ONGs de

(*) *Centro Internacional de Investigaciones Agronómicas para el Desarrollo (CIRAD). Montpellier, Francia.*

(**) *Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España.*

(***) *Centro Nacional de Investigaciones Científicas - Centro de Ecología Funcional y Evolutiva (CNRS-CEFE). Montpellier, Francia.*

- Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, n.º 228, 2011 (11-47).

Recibido junio 2009. Revisión final aceptada

desarrollo y conservación. Cabe destacar que los PSA han sido aplicados en programas nacionales de gestión de los ecosistemas –en Costa Rica, México y Ecuador (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Pagiola 2008; Wunder 2008) y el incipiente desarrollo de instrumentos financieros para la mercantilización de los servicios ambientales como en el caso del *Wetland Banking* (1).

Desde el punto de vista geográfico, los PSA han supuesto una innovación cualitativa en la gestión de espacios rurales en países en desarrollo –en particular en América Latina (Wunder *et al.*, 2008), mientras que en países industrializados los PSA se están imbricando en las reformas de las políticas agrícolas ya en curso– como la Política Agraria Comunitaria en Europa (Dobbs y Pretty, 2008) y los subsidios a la producción agrícola en los Estados Unidos (Baylis *et al.*, 2008). Esta innovación cualitativa de los PSA en países en desarrollo es debida a que ha sido considerada una propuesta teóricamente más eficaz que las precedentes para integrar conservación y desarrollo –al menos a corto plazo– en contextos de institucionalidad baja (2) (Engel *et al.*, 2008; Wunder, 2006). Sin embargo, antes de entrar en el análisis de esquemas PSA biodiversidad y su implementación en países en desarrollo, debemos responder a dos preguntas básicas: ¿Qué definimos como pagos por servicios ambientales? Y más aún, ¿Qué papel ocupan los pagos por biodiversidad dentro del esquema de los PSA?

Sobre el terreno se identifican dos grandes tipos de PSA: los PSA puros y los casi-PSA (Muradian *et al.*, 2010). Los PSA puros son aquellos que cumplen las 5 condiciones arriba mencionadas. Los casi-PSA son aquellos que se inspiran en los mismos principios operacionales pero no reúnen alguna de las 5 condiciones anteriores. En la práctica, los casi-PSA son aquellos en los que el servicio ambiental no está bien definido o no es una externalidad –como es el caso del programa CAMPFIRE en Zimbabwe (Frost y Bond 2008), o bien aquellos en los que la condicionalidad no está asegurada –por substituir el pago directo a los proveedores del servicio por proyectos de conservación y desarrollo o cuando el vendedor del servicio no tiene *de facto* derechos de propiedad sobre las tierras (Turpie *et al.*, 2008). También se consideran como casi-PSA aquellos que no son voluntarios o en los que no existe adicionalidad –la medida en la que los PSA han supuesto una mejora para la conservación de la biodiversidad– comparado

(1) Esta iniciativa está apoyada por el servicio de fauna silvestre y pesca de los Estados Unidos, <http://www.epa.gov/wetlands/facts/fact16.html>.

(2) Definimos como institucionalidad baja aquellas situaciones en las que las leyes y normas son insuficientes o inapropiadas, y/o la capacidad de hacerlas cumplir está limitada por razones como: conflictos bélicos, corrupción, niveles de desarrollo económico y humano bajo etc.

con el escenario alternativo de la no implementación del PSA. En la práctica la excepción es que se contemplen las 5 condiciones (Mura-dian et al. 2010; ver Lipper y Neves, en este número).

La mayor parte de los PSA implementados alrededor del mundo generalmente retribuyen por: i) la regulación climática –en proyectos en los que se paga por la captura de carbono o la deforestación evitada; ii) la regulación hídrica –tanto en cantidad como en calidad; iii) el control de la erosión; iv) y la belleza escénica o paisajística (Mayrand y Paquin 2004). El PSA trata de internalizar al mercado los costes de mantenimiento de estos servicios que tradicionalmente no han tenido valor de cambio y de este modo, al menos teóricamente, potenciar su conservación y su flujo en el tiempo. Los servicios de provisión –alimentos, fibras etc.- ya tienen un valor de mercado (o en el caso de autoconsumo puede hacerse una estimación del mismo) y, por lo tanto, ya son comúnmente contabilizados en los indicadores de riqueza económica por lo que se suelen excluir del sistema de PSA.

Pero, con respecto a los servicios ambientales, la biodiversidad presenta un problema. Aunque se la incluye de forma explícita en varios esquemas PSA específicos, no aparece descrita como un servicio ecosistémico en la revisión hecha por el Informe de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005). Ricklefs (1993) define la biodiversidad como «*una medida de la variedad de organismos dentro de un área local o regional, incluyendo variación genética, originalidad taxonómica y endemismos*» (3). La biodiversidad es la diversidad de la composición –especies– y funciones de lo viviente a todos los niveles de organización.

En el contexto de este artículo, cabe plantearse qué relación existe entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad. Mientras algunos trabajos postulan que las características funcionales de los ecosistemas –la diversidad de las funciones del ecosistema o biodiversidad funcional– influyen de modo más sustancial que el número de especies –biodiversidad específica– en la producción de servicios ecosistémicos (Leps *et al.*, 1982; Givnish 1994; MacGillivray *et al.*, 1995; Hooper and Vitousek 1997; Grime 1997; Tilman *et al.*, 1997; Wardle *et al.*, 1997), otros señalan que la diversidad de poblaciones sí guarda relación con la provisión de servicios ambientales (Naeem y Wright 2003; Luck *et al.*, 2003; Díaz *et al.*, 2005; Kremen 2005; Balvarena 2006). Otros autores ofrecen una tercera vía que resalta la

(3) Traducción propia.

importancia de las estructuras jerárquicas de relaciones de red en las interacciones entre especies para caracterizar la funcionalidad de los ecosistemas (Bascompte *et al.*, 2006; Thébault y Loreau, 2006; Thébault y Fontaine, 2010).

Todos los autores coinciden en que los servicios ecosistémicos son bio-dependientes, la discusión está por contra articulada en torno a si es la biodiversidad funcional o la biodiversidad específica la que tiene una mayor influencia en el mantenimiento de estos servicios. Este debate no es baladí, pues la instrumentalización de sus conclusiones puede llevar a sectores no académicos a dar por sentado que una biodiversidad funcional mínima es suficiente para mantener la provisión de servicios ecosistémicos, legitimando en algún modo la extinción de la biodiversidad «teóricamente» no funcional –y por tanto parte de la biodiversidad específica, como un mal menor o un daño colateral al desarrollo económico. A su vez, al incorporar la biodiversidad dentro de un esquema de PSA surge la dificultad de monitorear la condicionalidad del pago cuando ésta no está explícitamente identificada. Y existe por supuesto el riesgo de crear –y de ejecutar– que los PSA equivalen a transmutar el valor de uso de los servicios ambientales, biodiversidad y funciones ecológicas asociadas, en simples valores de cambio que faciliten su mercantilización (Rees, 1997; McCauley, 2006; Spash, 2008; Kosoy y Corbera 2010; Gómez-Baggeth 2010).

Sin embargo, aún con estas polémicas en plena actividad, los esquemas PSA para la biodiversidad son una realidad. El objetivo de este artículo es analizar algunos casos relevantes de implementación de pagos por biodiversidad en países en desarrollo y la lógica de su funcionamiento, para ver de qué modo se han resuelto las dificultades mencionadas en esta introducción. Esto nos permite identificar las diferentes tendencias que existen dentro de la denominación genérica de PSA biodiversidad y proponer una perspectiva de análisis renovada de utilidad para futuras implementaciones de estos esquemas.

2. METODOLOGÍA Y CASOS DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se ha realizado una revisión bibliográfica de esquemas PSA enfocados en la biodiversidad en países en desarrollo de Asia, África y América Central y del Sur. Contrariamente a otros esquemas PSA como pueden ser los pagos por regulación hidrológica o climática, los PSA biodiversidad son poco frecuentes. La revisión bibliográfica nos ha permitido seleccionar un total de 11 casos que cuentan con las características apropiadas para los objetivos del pre-

sente artículo. Estas son: que el esquema de PSA lleve el suficiente tiempo de implementación –mínimo 3 años–, que sea relevante en el debate internacional, y que se pudiese acceder a datos fiables en la bibliografía para tipificar el esquema y estimar cualitativamente sus impactos en el desarrollo rural y la conservación. Todos los datos del meta-análisis que presentamos en la sección 3 provienen por tanto de esta revisión bibliográfica.

De los 11 esquemas identificados cinco están siendo implementados en América Latina (Central y del Sur), otros cinco en el continente africano, y finalmente un único esquema en el Sureste Asiático (Camboya). En el continente asiático, los esquemas PSA son una propuesta reciente (Adhikari 2009), por lo que las dos regiones más representadas son África y América Latina. En el caso africano, la elevada frecuencia de casos se debe a que los esquemas de PSA biodiversidad han tomado el relevo o complementado los esfuerzos ya existentes de protección de las poblaciones de grandes mamíferos. A continuación describimos brevemente cada uno de los casos seleccionados:

América Latina

Bolivia - Los Negros:

Se trata de un pago por servicios de regulación hidrológica a través de la protección del bosque y de pagos por biodiversidad para la conservación del hábitat de la parte alta de la cuenca del río Los Negros, que es utilizada por 11 especies de aves migratorias neotropicales que se quieren proteger. Este esquema se está implementando en el valle del río Los Negros, en el departamento de Santa Cruz. El diseño ha respetado al máximo las 5 condiciones de los PSA puros: los pagos se realizan directamente a los proveedores del servicio por los compradores situados cuenca abajo con un alto grado de vigilancia en la evolución del caudal y por tanto de la condicionalidad.

Colombia – Río La Vieja:

Este esquema financiado por el Fondo Mundial para el Medio Ambiente –Global Environment Fund- ha sido implementado por la ONG colombiana CIPAV en 104 fincas ganaderas con un total de 3536,5 ha afectadas. El objetivo ha sido desarrollar itinerarios de explotación agrosilvopastoril alternativos que incrementen la diversidad general de las fincas. Los pagos se dan en función de la puntuación obtenida por el uso de la tierra en cada hectárea, habiendo

un total de 28 usos de tierra tipificados y pagándose por el total de puntuación obtenido anualmente.

Colombia – Salvajina:

Este proyecto se ubica en el corredor del Parque Nacional Natural (PNN) de Munchique en el departamento del Cauca al suroeste del país. El objetivo de esta intervención es conectar el PNN de Munchique con las Zonas Especiales de Manejo Zona Indígena, situadas al este del parque. El área afectada corresponde a 340.000 ha. Aunque su fecha de comienzo data del 2005 no se disponen todavía de resultados sobre el esquema de pagos realizados sino únicamente de los resultados sobre los diagnósticos ambientales, socio-económicos y el fortalecimiento de las instituciones indígenas, por lo que no cumple totalmente los criterios de selección de los casos.

Costa Rica – PSA biodiversidad:

El programa de PSA biodiversidad en Costa Rica fue iniciado en 1997 por el gobierno central de este país a través de una agencia creada específicamente para ello –el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO. El PSA biodiversidad en Costa Rica se inserta dentro del programa PSA nacional en el que también se contemplan pagos por servicios de regulación hidrológica –mantenimiento de bosques en partes altas de la cuenca– y regulación climática –captación de carbono. El gobierno financia los pagos a través de un impuesto del 3,5 por ciento recaudado sobre el precio de venta de los combustibles fósiles.

Ecuador – GTZ/CI Chachis:

El acrónimo de este esquema hace referencia a la agencia de cooperación alemana –Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)– que en colaboración con la ONG norteamericana Conservacion Internacional (CI) han puesto en marcha desde 2004 un esquema de PSA biodiversidad para 300 familias de la etnia indígena de los Chachis que habitan en la región del Chocó ecuatoriano, en la frontera con Colombia. Los objetivos son la reducción de la caza y tala para proteger la biodiversidad de los bosques que estas comunidades habitan.

África

Sudáfrica – Parque Nacional de Richtersveld:

Al igual que en el caso de Campfire en Zimbabue (descrito más adelante), nos encontramos ante un esquema de PSA biodiversidad

«endémico» al continente africano, originado e implementado para dar una respuesta específica a las necesidades de conservación de la fauna y flora únicas de esta región. En el caso del Parque Nacional de Richtersveld –de 162.445 ha, y tras las negociaciones iniciadas en 1988, se produjo en 1991 la firma de los contratos de uso de las áreas incluidas en el parque entre la autoridad sudafricana de gestión de parques naturales –South African National Parks (SANP)– y la institución local en representación de los residentes de la región de Richtersveld. En el contrato se estipula un pago anual de 0,5 €/ha a la institución local que debe hacer respetar las consignas de conservación –evitar sobrepastoreo y explotación minera.

Kenia – Kitengela:

La zona de intervención de este proyecto se sitúa al sur del Parque Nacional de Nairobi. Debido a la densidad de población, a los períodos de sequías recurrentes y a la presencia de fauna silvestre, los conflictos por el acceso a tierras de cultivo y pastoreo estaban poniendo en peligro la estabilidad de las poblaciones, principalmente grandes mamíferos incluidos en la lista roja de especies en peligro de extinción de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). El esquema de PSA biodiversidad fue en este caso puesto en práctica por la agencia de cooperación de los Estados Unidos –USAID– a través del pago de un derecho de arrendamiento de las parcelas más conflictivas. El resultado ha sido el arrendamiento de un total de 300 ha en la periferia del PN de Nairobi. Los arrendatarios son cada uno de los propietarios de las tierras –que arriendan el tipo de uso de sus tierras– mientras que el arrendado es la USAID quién paga para que el uso de éstas sea el estipulado por ellos.

Madagascar – Proyecto Menabe:

Menabe se sitúa en la región central de la costa occidental malgache. Sus bosques son de importancia internacional para la conservación de especies endémicas amenazadas como la tortuga araña de carapacho plano (*Pyxis planicauda*) y la rata saltadora (*Hypogeomys antimena*) además de ser el hábitat de otras especies amenazadas. El promotor de los PSA biodiversidad se trata en este caso de la Fundación Durrell –Durrell Wildlife Conservation Trust– que remunera a los residentes de 10 pueblos en función de la abundancia y densidad de las especies de interés seleccionadas.

*Tanzania – Protección de nidos de tortuga marina
(Sea Turtle Nest Performance):*

Este esquema de PSA se ha aplicado en la isla de Mafia en Tanzania con el objetivo de proteger los huevos de las tortugas. La implementación de este esquema responde a los alarmantes datos de monitoreo previos a 2002 en los que se registraron tasas del 100 por cien en el robo de huevos de tortuga marina. El esquema está financiado por un comprador internacional (WWF) que aporta los fondos y ha capacitado una ONG nacional –SeaSense– que se encarga de su implementación desde el 2002 ofreciendo recompensas monetarias por la vigilancia de los nidos y primas en los casos en los que la incubación se dé con éxito.

Zimbabwe – CAMPFIRE (Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources):

Este programa presenta la particularidad de haberse iniciado en 1989, con precedencia a la explosión de proyectos «etiquetados» como PSA en América Latina. Es importante señalar que esta misma precocidad en la concepción de un sistema de gestión de la biodiversidad cercano al propuesto por los PSA se encuentra también en otro de los casos africanos presentados más arriba, el Parque Nacional de Richtersveld. CAMPFIRE es un programa nacional que retribuye a los pueblos y residentes de reservas de safaris con un porcentaje del pago que los turistas y cazadores hacen para tener acceso a ellas. A diferencia de los PSA puros, en este caso el pago no se hace directamente a los proveedores del servicio sino que las compañías tour-operadoras de safaris ejercen como intermediarios pagando una cuantía a las instituciones locales. Éstas retribuyen a su vez al resto de los residentes de las reservas de safari. Un grupo de trabajo transversal compuesto por World Wildlife Fund (WWF), residentes de las reservas y otras organizaciones de gestión financiera asisten a las instituciones locales y residentes de los pueblos que reciben el pago para gestionar los fondos, identificar las inversiones necesarias y establecer las cuotas de caza.

Asia

Camboya – PSA biodiversidad:

Los bosques de Camboya se encuentran dentro del «hotspot» indo-birmaniano, caracterizados en particular por los bosques caducos de dipterocarpas que contienen una fauna extremadamente rica con un gran número de especies en la lista roja de la UICN (WCS 2009).

Cuadro 1

CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE LOS PSA ANALIZADOS

País	Fuente	Proyecto	Objetivos del pago	Biodiversidad	Comprador	Vendedor	¿Quién inició?	Año de comienzo
Bolivia	Asquith et al. 2008	PSA Los Negros	Protección hábitat 11 especies de aves migratorias	Especies amenazadas	Municipalidad y donantes internacionales (US Fish & Wildlife Service)	Agricultores locales	ONG nacional (Fundación Natura)	2003
Colombia	Blanco et al. 2008	Río La Vieja	Protección agrobiodiversidad	General	Donante público internacional (GEF)	Agricultores locales	Gobierno regional y ONG nacional (CIPAV)	2001
Colombia	Blanco et al. 2008	Salvajina	Implementación corredor ecológico	General	Donantes internacionales públicos y privados (GEF y Ci)	Agricultores locales y grupos indígenas residentes (Chachis)	ONG nacional (CIPAV)	2005
Costa Rica	Pagiola 2008	Programa nacional de PSA	Protección áreas de biodiversidad prioritaria	General	Gobierno nacional (FONAFIFO)	Propietarios de tierras, pueblos indígenas	Gobierno nacional y org. Internacional (WCS)	1997
Ecuador	Kosmus 2007	GTZ/Ci-Chachis	Evitar la caza y la tala	General	Donantes internacionales (GTZ/Ci)	Grupos indígenas residentes (Chachis)	Organizaciones internacionales (Ci y GTZ)	2004
Sudáfrica	Ferraro 2009	Parque de Richtersveld	Protección hábitat fauna y flora silvestre	Especies amenazadas	Gobierno Nacional (SANP)	Pastores	Gobierno Nacional (SANP)	1991
Kenya	Ferraro 2009	Valle de Kitengela	Protección hábitat fauna silvestre	Especies amenazadas	Donante público internacional (USAID)	Agricultores locales, pueblos indígenas	Org. internacional (USAID) y Entidad Gestora del Parque	2002
Madagascar	Sommerville et al. 2010	Menabe	Protección esp. en extinción	Especies amenazadas	Donante internacional (Durrell)	Residentes del bosque	Organización internacional (Durrell)	2003

Cuadro 1 (Continuación)

CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE LOS PSA ANALIZADOS

País	Fuente	Proyecto	Objetivos del pago	Biodiversidad	Comprador	Vendedor	¿Quién inició?	Año de comienzo
Tanzania	Ferraro et al. 2009	Sea Turtle Nest Performance	Protección hábitat tortuga marina	Especies amenazadas	Donante privado internacional (WWF)	Residentes de comunidades litorales	ONG internacional (WWF)	2002
Zimbabue	Frost y Bond 2008	Campfire	Protección de poblaciones de grandes mamíferos (elefantes, búfalos, etc.)	Especies amenazadas	Compradores internacionales privados y Donantes públicos internacionales (USAID, NORAD, DFID)	Residentes a través de Consejos Rurales de Distrito	Gobierno Nacional y ONGs nacionales	1989
Camboya	Clements et al. 2010	PSA biodiversidad	Protección esp. en extinción	Especies amenazadas	Compradores privados y Donantes públicos internacionales	Residentes del bosque	Gobierno nacional y org. Internacional (WCS)	2007

Ante la imposibilidad del gobierno de Camboya de frenar la degradación de estos bosques a través de su sistema de áreas protegidas, el Ministerio de Medio Ambiente y el Ministerio de Agricultura, Bosques y Pesca trabajan conjuntamente con la ONG internacional *World Conservation Society* para elaborar una serie de esquemas PSA biodiversidad adaptados a los diferentes contextos y potencialidades de las regiones afectadas. Este programa piloto de PSA se inició en 2007 y ha adoptado tres estrategias diferentes: ecoturismo, producción de arroz certificada «amigable con la biodiversidad» y contratos para la protección de nidos de aves.

Dada la naturaleza cualitativa de la revisión bibliográfica, nos basaremos en los datos seleccionados de los casos de estudio para conducir el análisis comparativo. El cuadro 1 presenta los descriptores básicos utilizados, así como los autores de referencia del caso de estudio. La variable «objetivo del pago» describe el objeto contractual por el que se remunera, que categorizamos en la columna siguiente como biodiversidad en su conjunto o relativa a algunas especies emblemáticas (lo que Chevassus-au-Louis, 2009, llama biodiversidad común frente biodiversidad extraordinaria) . La variable «comprador» permite identificar si se tratan de actores locales, nacionales o internacionales y de si son privados o públicos. La columna «vendedor» describe los actores locales receptores del pago y permite distinguir entre pagos destinados a un colectivo o pagos realizados a propietarios individuales. A continuación se realiza un análisis transversal de estas variables así como de la incidencia de estos proyectos en los contextos de desarrollo rural y de conservación en los que actúan.

3. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

3.1. Características y contextos de implementación

Un primer aspecto que surge del análisis es la variedad de proyectos que se circunscriben bajo el paraguas de PSA biodiversidad, desde híbridos entre esquemas PSA de regulación hidrológica y climática (como en el caso de Bolivia) a instrumentos clásicos de protección de la biodiversidad –como las áreas protegidas (caso de Sudáfrica) o los proyectos de integración de conservación y desarrollo (PICD, caso de Camboya), pasando por impuestos a la caza y al turismo (caso de Zimbabue). La dificultad de definir explícitamente la biodiversidad como un servicio hace que no sea posible realizar un esquema PSA puro para ésta. Aún así, la moda de los PSA y la cantidad creciente de recursos asociados a éstos ha conseguido atraer a

todo tipo de proyectos de conservación y desarrollo, amparándose en la protección de la biodiversidad, lo cual parece haber reforzado, al menos a corto plazo, los mismos.

Sin embargo, según se ha discutido en la introducción el vínculo entre biodiversidad y servicios ambientales, no queda del todo claro en ninguno de los proyectos. En América Latina, salvo el esquema PSA de Los Negros en Bolivia, todos los esquemas tienen como objetivo la protección de la biodiversidad en general. Los esquemas PSA biodiversidad del continente africano tienen por el contrario como objetivo la protección de especies concretas. Esta diferenciación se suma así a la discusión sobre biodiversidad *funcional* y *específica* y expresa la importancia –emocional– que tiene para la sociedad la diversidad biológica que se esté protegiendo: especies emblemáticas con frecuencia amenazadas de extinción frente a la protección general de la diversidad biológica en su conjunto. Así, mientras los términos biodiversidad específica y funcional guardan relación con el funcionamiento del ecosistema, la diferenciación entre especies emblemáticas y biodiversidad en general utilizada en los PSA biodiversidad estudiados tiene únicamente un valor social –asociado a emociones. Este hecho vincula a la biodiversidad con el servicio ambiental de belleza escénica, aunque es obvio que se comete un grave error al reducir el valor de la biodiversidad a su mero valor escénico.

Subyace aquí una primera contradicción pues ambas clasificaciones no guardan relación entre sí: una especie amenazada puede jugar un papel determinante en el ecosistema –biodiversidad funcional– o afectar únicamente al comportamiento de una población determinada. Esta diferencia conceptual entre el diseño de los PSA biodiversidad seleccionados y el contenido del debate académico muestra la existencia de una relativa lejanía y desconexión entre los actores que implementan proyectos PSA biodiversidad y los grupos científicos que investigan el vínculo entre servicios ambientales y biodiversidad. Mientras los primeros buscan cumplir con objetivos específicos y urgentes de conservación en un contexto particular, los segundos buscan establecer los nexos entre biodiversidad, funciones ecológicas y servicios ecosistémicos desde el plano teórico.

La dificultad existente en el monitoreo de la biodiversidad (y con ello de la dificultad de verificar la condicionalidad) es otra razón para elegir como objetivos del programa la protección de especies emblemáticas, pues se trata de un elemento más fácil de monitorear. En los programas cuyo objetivo es la protección de la biodiversidad en general, la provisión del servicio ambiental se asocia con cambios

en el uso del suelo, con servicios hidrológicos o de captación de carbono (más fáciles de cuantificar) o con el cumplimiento de alguna actividad propia de PICD (Zapata *et al.*, 2007).

Con respecto a las metodologías utilizadas para estipular la cuantía de los pagos, la solución más frecuente es realizar una evaluación de los costes de oportunidad para los vendedores del servicio como punto de inicio de las negociaciones. En ningún caso los pagos se corresponden con evaluaciones económicas de la biodiversidad. Los pagos responden a una compensación en la que el consenso y la negociación juegan un papel clave para determinar el valor del pago socialmente aceptable. Esta construcción de un consenso –aunque la existencia generalizada de consenso en los esquemas PSA se trate de un tema más de discusión (Perfecto *et al.*, 2005; Corbera *et al.*, 2007), junto con lo directo del pago y su condicionalidad son innovaciones eficaces y cualitativas con respecto a las herramientas clásicas de conservación de la biodiversidad pues tiene efectos como el empoderamiento de los usuarios locales de una forma eficaz (Corbera *et al.*, 2007). Los PSA biodiversidad parecen haber reforzado de manera exitosa –en el corto plazo, insistimos– los dispositivos de protección de la biodiversidad que caracterizan cada uno de los casos estudiados: en África la conservación de grandes mamíferos y flora endémica –casos de CAMPFIRE, Kitengela y Rischtersveld– y en América Latina –donde en general un mayor nivel de desarrollo y presencia del Estado permite conservar la biodiversidad– a través de la red de áreas protegidas, la agrobiodiversidad y la restauración de corredores de biodiversidad a escala regional.

Otra de las características de los esquemas estudiados es que los compradores del servicio son en su mayoría entidades internacionales, con la excepción del programa de PSA en Costa Rica y los contratos de conservación en el Parque Nacional de Richtersveld. En este contexto, la labor de las organizaciones intermediarias y catalizadoras del esquema es clave para asegurar la condicionalidad del pago y la comunicación entre *comprador y vendedor de la biodiversidad* (4) por la lejanía cultural y geográfica entre ambos.

En relación también con este binomio formado por un comprador internacional y un vendedor local, una de las características de «mutuo beneficio» –en referencia a la expresión inglesa «win-win situation»– que el diseño PSA ha aportado a la conservación de la biodiversidad es que los receptores de los pagos tradicionalmente afec-

(4) Resaltamos con cursiva esta expresión pues ella levanta el polémico debate sobre la mercantilización de la biodiversidad y de la naturaleza y sus ecosistemas en general, analizado por Erik Gómez Baggethum en este mismo monográfico.

tados por las reglamentaciones ligadas a la conservación, sienten que su función mundial como protectores de la biodiversidad ya no es una quimera o una maldición que recae sobre sus esperanzas de desarrollo: su labor es reconocida por los donantes internacionales y nacionales de forma directa y el reconocimiento y retribución por esta responsabilidad genera una mayor estima social. Heyman y Ariely (2004) postulan en este sentido que aun pagos bajos pueden provocar cambios cualitativos en el comportamiento si este pago –en especies o monetario– va asociado con una carga de estima o rol social reconocido (van Noordwijk *et al.*, 2004). De este modo, la ineficaz integración por los mercados de los valores sociales en los programas de conservación clásicos ha sido parcial e implícitamente incorporada con éxito en el diseño de los esquemas PSA biodiversidad.

3.2. Los PSA biodiversidad en la balanza entre conservación y desarrollo

Esta sección aborda el impacto que los pagos por biodiversidad seleccionados han tenido en la conservación y el desarrollo rural. Para ello analizaremos la forma en la que los pagos han influido en el desarrollo local y el grado de amenaza para la biodiversidad antes y después de la implantación del pago. Este análisis *ex post*, cuyos datos se resumen en el cuadro 2, será utilizado para estimar la adicionalidad del esquema.

En lo que respecta al desarrollo económico y rural se observa que los pagos son mayoritariamente en forma de dinero: de los 11 casos seleccionados 8 casos ejecutaron pagos monetarios, un caso mezcló pagos monetarios y en especie y tan sólo un caso pagó únicamente en especie. Para el caso de La Salvajina en Colombia no se disponen de información sobre los pagos. El pago se realiza o bien por hectárea o bien a título individual –el individuo puede representar a una familia. En la medida que lo permitían la disponibilidad de datos hemos convertido los pagos a €/familia/año, pues consideramos que es una mejor medida para comprender el alcance de los mismos en el desarrollo rural. De esta manera, el pago promedio de los casos seleccionados es de 100,3 €/fam./año –y de 15,4 €/ha/año (para el caso de Costa Rica y de Richtersveld la falta de datos ha imposibilitado esta conversión). El pago puede darse de forma directa al proveedor del servicio o a la institución local que represente al conjunto de los proveedores. En todos los casos estos pagos contribuyen al incremento de la riqueza de los proveedores del servicio: La existencia de una retribución directa entre compradores y proveedores permite que el pago impacte a corto y medio plazo de forma significativa a los proveedores.

Cuadro 2

IMPACTO DE LOS ESQUEMAS PSA BIODIVERSIDAD ESTUDIADOS EN LA CONSECUCCIÓN DE OBJETIVOS DE DESARROLLO RURAL Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Proyecto	Modo de pago	Receptor del pago	Cuántia del pago o equivalente en dinero	Monitoreo	Impacto para el desarrollo rural	Amenaza antes	Amenaza después	Adicionalidad
GTZ/CI-Chachis	Dinero	Individual	92 €/fam./año (3,8 €/ha/año)	Bajo	Tiendas, Pozos, Techos, cacao orgánico	Caza y tala - Altas	Caza - Baja; Tala - Media	● ● ○
Menabe project	Dinero y en especies	Individual	2,8 €/pers./año	Estricto	Bienes domésticos de alto valor (generador etc.)	Caza y tala - Altas	Caza - Baja; Tala - Baja	● ● ●
PSA Cambodia	Dinero	Individual	92-122 €/fam./año	Medio	Infraestructuras colectivas, incremento del ingreso familiar	Caza - Media; Deforestación - Alta	Caza - Baja; Deforestación - Baja	● ● ○
Campfire	Dinero	Colectivo	n.d.	Estricto	Escuelas, dispensarios rurales, maquinaria agrícola	Caza y hábitat fauna silvestre - Media	Baja	● ● ○
PSA Los Negros	En especies	Colectivo	103 €/fam./año	Medio	Colmenas, vallas.	Deforestación - Baja	Baja	● ○ ○
PSA Costa-Rica	Dinero	Individual	35-49 €/ha/año	Bajo	Incremento ingreso familiar	Deforestación - Media/Baja	Baja	● ○ ○
Valle de Kitiengela	Dinero	Individual	245 €/fam./año	Medio	Incremento ingreso familiar	Caza - Alta	Media	● ○ ○
Parque de Richtersveld	Dinero	Individual	0,5 €/ha/año	Bajo	Ecoturismo	Sobrepastoreo - Alta; Minería - Media	Sobrepastoreo - Media; Minería - Baja	● ● ○
Sea Turtle Nest Perf.	Dinero	Colectivo	4 €/pers./año	Estricto	Pequeños ingresos alternativos	Robo de huevos - Alta	Baja	● ● ●
Río La Vieja	Dinero	Colectivo	147 €/fam./año	Estricto	Mejora ambiental de itinerarios silvopastoriles	Agricultura intensiva - Alta	Media	● ○ ○

Sin embargo, la naturaleza de este impacto depende del receptor del mismo. Los pagos individuales suponen un ingreso alternativo al ingreso principal que permite ser invertido en bienes o prioridades individuales: compra de generadores eléctricos, cambio de itinerario agrícola, escolarización etc. El único caso de pago exclusivo en especies es en Los Negros, Bolivia, y ha permitido la inversión en sistemas productivos silvopastoriles –colmenas para la producción de miel o vallas para la protección del bosque y gestión del ganado. Cuando los pagos se realizan a las instituciones que representan a los proveedores locales, se observan mejoras en los bienes de uso colectivo: construcción de escuelas, mejora de las casas, dispensarios, maquinaria agrícola, pozos.

El cuadro incorpora una columna en cuanto a los requerimientos de monitoreo del PSA. Se ha estimado como *monitoreo estricto o alto* a aquellos esquemas en los que el monto del pago está condicionado por los resultados del monitoreo. Se ha considerado *monitoreo flexible o medio* cuando existe un monitoreo, pero el monto del pago no depende de él y *monitoreo bajo* cuando el esquema demanda escaso monitoreo.

Se observa un efecto positivo con respecto a la adicionalidad de los objetivos de conservación, en todos los casos, aunque con matices en cuanto a la persistencia de la amenaza y a su viabilidad en el medio y largo plazo. En aquellos casos en los que los efectos sobre la conservación se han valorado como bajos se debe a que la amenaza anterior ya era baja, y la implementación del PSA biodiversidad –justificado como prevención– la ha mantenido (Los Negros, Costa-Rica, Kitengela, La Vieja). En aquellos casos en los que una o varias amenazas son altas o alta y media, y el esquema PSA biodiversidad logra disminuirlas, se ha evaluado en adicionalidad media. Esta es la situación los casos más frecuente –5 casos– e indican amenazas que implican actores sociales o dinámicas de cambio de uso del suelo de mayor envergadura que la protección que puede aportar un esquema PSA. Esto indica que aunque el esquema PSA es apropiado, por sí solo no será suficiente para contener la amenaza en el largo plazo (Chachis, Cambodia, Campfire, Richtersvel). Finalmente en aquellos casos en los que la amenaza era alta y pasa a ser baja se ha valorado la adicionalidad como alta. Estos casos responden a contextos en los que los proveedores del servicio tienen un control alto sobre la amenaza ya sea porque ellos son la causa o bien porque son capaces de controlar su origen. En estos casos el esquema PSA biodiversidad parece un instrumento eficaz siempre que se pueda mantener el (Menabe, Sea Turtle Nest).

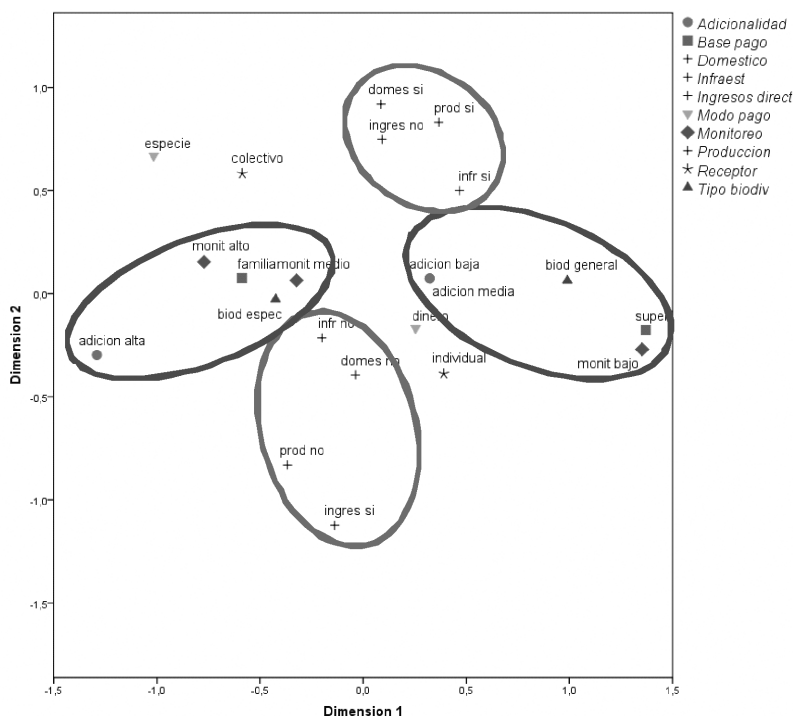
El cuadro 2 ha sido codificada añadiéndole la columna sobre tipo de biodiversidad del cuadro 1, a fin de analizar las relaciones entre las variables que conforman las modalidades de pago. La figura 1 muestra esta relación en el espacio definido por las primeras dimensiones del Análisis de Componentes Principales Categóricos.

El primer eje, que absorbe el 32 por ciento de la varianza, representa la base o motivo del pago, separando claramente los PSA destinados a conservar la biodiversidad en general, asociados a pagos por superficie, con escasa demanda de monitoreo y adicionalidad media-baja, de los PSA centrados en especies emblemáticas o amenazadas concretas, que requieren mayor monitoreo y ofrecen una adicionalidad mayor, cuyos pagos suelen estimarse en base a las familias.

El segundo eje (24 por ciento de la varianza) representa el destino del pago, separando los pagos monetarios directos del resto (mejora de infraestructuras, vivienda o base productiva), aunque los datos no permiten adentrarse en el impacto real de cada uno de los tipos en el desarrollo local. Dado que los esquemas son voluntarios parecería que se ha valorado entrar y es razonable suponer que compensa el coste de oportunidad, pero la falta de datos nos impide concretar este aspecto. En aquellas regiones en las que existe una institución local representativa y legítima, un consenso se establece entre la misma y los proveedores para decidir si se reparte el dinero por familias o se invierte el dinero de manera colectiva –es el caso de los proyectos Chachis, Campfire y Camboya. En aquellas en la que esta institución no existe y los objetivos de conservación apremian, un pago directo, individualizado y condicional puede ser efectivo si el pago se adecua al *coste de oportunidad socialmente aceptado* –que puede ser mayor o menor al coste de oportunidad definido por la teoría económica. Este coste incluye, además del coste de oportunidad, los costes de inversión y los costes de transacción necesarios para revertir el vector de degradación del servicio ambiental o de la biodiversidad (Van Hecken y Bastiaensen, 2009; Gregersen *et al.*, 2010; Karsenty *et al.*, 2010). Los costes de inversión son aquellos pagos cuyo objetivo es revertir de forma sistémica la amenaza para la biodiversidad ofreciendo una actividad económica alternativa y poniendo en marcha las condiciones necesarias para que esta actividad pueda realizarse. En el caso por ejemplo del PSA de Los Negros, esto equivaldría a no sólo ofrecer a los agricultores colmenas para producir miel sino también asegurar los compradores y demás condiciones para que la producción sea vendida.

Figura 1

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES CATEGÓRICOS DE LAS RELACIONES ENTRE LAS VARIABLES QUE CONFORMAN LAS MODALIDADES DE PAGO



Dado el nivel de detalle del presente estudio no nos es posible establecer una valoración objetiva sobre cuál de las opciones es más eficaz para promover la conservación y el desarrollo rural de las poblaciones que participan en el esquema. Parece que la adaptación al contexto local es la única directriz para escoger la forma más adecuada de efectuar los pagos y asegurar la viabilidad del esquema de pagos por biodiversidad y su eficacia.

4. CONCLUSIONES: ÉXITOS Y LIMITACIONES DE LOS PSA BIODIVERSIDAD

El presente artículo traza una visión general de las principales polémicas que giran en torno a los pagos por biodiversidad así como las características de algunos esquemas seleccionados en aplicación en países en desarrollo para discutir su eficacia para contribuir a la conservación y al desarrollo rural.

La primera característica que destaca de los PSA biodiversidad es la dificultad de establecer esquemas puros de PSA, pues no existe un servicio delimitado como tal y el monitoreo o la valoración económica de los servicios prestados por ésta no se presenta como una tarea fácil. Ante esta dificultad, fundamentalmente desde diferentes entidades dedicadas a la gestión de proyectos de conservación se ha optado por establecer programas ligados a especies emblemáticas o a usos del suelo concretos, a fin de canalizar fondos de donantes internacionales aprovechando la popularidad de los PSA.

Los PSA cuyo objetivo es mantener especies concretas, muestran por lo general más posibilidades de asemejarse a un esquema PSA puro. Sin embargo, esta solución puede resultar problemática en diferentes casos, como el hecho de que no existan especies emblemáticas concretas en peligro de extinción o en el caso de que programas enfocados a la protección de una sola especie descuiden otros aspectos del funcionamiento del ecosistema. Una primera reflexión que surge de aquí es la necesidad de ir más allá del debate PSA-puros o casi PSA, pues se muestra poco útil en el terreno, lo que implica redefinir los esquemas de PSA para que se ajusten mejor a las necesidades locales de cada región (Muradian *et al.*, 2010).

Los resultados de nuestro meta-análisis muestran cómo desde la gestión se ha obviado en gran medida el debate académico acerca de la evaluación de la biodiversidad y muestra que dentro del espectro que va de la investigación a la implementación, la diferencia de discurso varía notablemente. También pone de manifiesto que por más que el avance del conocimiento científico trate de agregar valor económico a la biodiversidad por la suma de servicios ambientales en los cuales demostramos que participa, existe una intangibilidad inherente al papel que la biodiversidad juega en el equilibrio ecológico que mantiene –todavía– en vida a la especie humana. Por este motivo, justificar que el valor de la biodiversidad sea el de los servicios que mantienen nos conducirá a una estrategia de gestión del medio ambiente demasiado reduccionista.

Los casos analizados en este estudio muestran que los pagos por biodiversidad han tomado prestado del diseño de los PSA la condicionabilidad y la remuneración directa entre compradores y proveedores. De este modo se ha logrado revertir o disminuir eficazmente –y a corto plazo– amenazas sobre la biodiversidad a la vez que parece haber desencadenado ciertas mejoras locales en el nivel de desarrollo. En todos los casos los pagos se establecen como resultado de una negociación que fija un umbral mínimo de aceptación social. Sin embargo se desconocen los costes de oportunidad de haber implementado los

programas, por lo que, desde un punto de vista clásico en el esquema PSA, no se puede evaluar de forma completa si éstos han sido eficientes o no (Wunder, 2005), aunque, como hemos señalado con anterioridad, la evaluación económica del pago que se basa en la evaluación del coste de oportunidad es una aproximación limitada.

Con todo, no queda muy clara la idoneidad de los PSA como herramienta de lucha contra la pérdida de biodiversidad en zonas empobrecidas. Pese a las ventajas en términos de adicionalidad para ciertos parámetros ligados a la conservación cabe enumerar un número importante de desventajas que, analizadas en su conjunto, y unidas a las dificultades enunciadas anteriormente, podrían indicar una nueva generación de estrategias de gestión del medio ambiente. En primer lugar, desde el punto de vista temporal, se precisa asegurar un flujo financiero en el tiempo para que los pagos sean efectivos en el largo plazo, algo que no parece asegurado en los casos estudiados donde mayoritariamente se trata de una donación internacional puntual. No se debe olvidar que los PSA pueden generar conflictos sobre la tenencia de la tierra que desplace a las poblaciones más empobrecidas (Landell-Mill & Porras, 2002), especialmente en lugares en donde muchas poblaciones no disponen de derechos sobre sus tierras. Por último cabe señalar que los esquemas PSA pueden servir como vector para la mercantilización de la naturaleza en detrimento de su valor intrínseco de uso, provocando la pérdida de una base cultural para su conservación (Martin *et al.*, 2008).

Estas limitaciones en la implementación de los PSA biodiversidad pueden tener sin embargo un efecto dinamizador al hacernos confrontar las necesidades de la gestión de los servicios ecosistémicos y de las externalidades ecológicas del modelo económico actual. Puede llevarnos a diseñar e implementar nuevos esquemas de cambios dominó de regulaciones que alíen prosperidad sin crecimiento, a través de una economía y ecología aliadas de forma sistémica desde la raíz del modelo de sociedad (Jackson, 2009; Pauli, 2009; Weber, 2009).

BIBLIOGRAFÍA

- ADHIKARI, B. (2009): «Market-Based Approaches to Environmental Management: A Review of Lessons from Payment for Environmental Services in Asia». *ADBI Working Paper*, 134. Tokyo: Asian Development Bank Institute. <http://www.adbi.org/workingpaper/72009/03/26/2906.market.based.approaches.environmental.mngt/>.
- ASQUITH, N. M.; VARGASA, M. T. y WUNDER, S. (2008): «Selling two environmental services: In-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia». *Ecological Economics*, 65: 675-684.

- BALVANERA, P.; PFISTERER, A. B.; BUCHMANN, N.; HE, J. S.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D. y SCHMID, B. (2006): «Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services». *Ecology Letters*, 9: 1146-1156.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. y OLESEN, J. M. (2006): «Asymmetric Coevolutionary Networks Facilitate Biodiversity Maintenance». *Science*, 312: 431-433.
- BAYLIS, K.; PELOW, S.; RAUSSER, G. y SIMON, L. (2008): «Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison». *Ecological Economics*, 65: 753-764.
- BERTKE, E. y MARGGRAF, R. (2005): «An Incentive Based Tool for Ecologically and Economically Efficient Provision of Agrobiodiversity». Bogor, CIFOR.
- BLANCO, J.; WUNDER, S. y NAVARRETE, F. (2008): «La Experiencia Colombiana en Esquemas de Pagos por Servicios Ambientales. Ecoversa, Bogotá, Colombia».
http://www.cifor.cgiar.org/pes/publications/pdf_files/colombia_experience.pdf
- BOYD, J. y BANZHAF, S. (2007): «What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units». *Ecological Economics*, 63: 616-626.
- CLEMENTS, T.; JOHN, A.; NIELSEN, K.; AN, D.; TAN, S. y MILNER-GULLAND, E. J. (2010): «Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia». *Ecological Economics*, 69: 1283-1291.
- CORBERA, E.; KOSOY, N. y MARTÍNEZ TUNA, M. (2011): «Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America». *Global Environmental Change*, 17: 365-380.
- DÍAZ, S.; TILMAN, D.; FARGIONE, J.; CHAPIN, F. I. y DIRZO, R. (2005): «Biodiversity regulation of ecosystem services». En: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Washington (D. C.): Island Press. pp. 297-329.
- DOBBS, T. L. y PRETTY, J. (2008): «Case study of agri-environmental payments: The United Kingdom». *Ecological Economics*, 65: 765-775.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S. y WUNDER, S. (2008): «Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues». *Ecological Economics*, 65: 663-674.
- FERRARO, P. J. (2009): «Regional Review of Payments for Watershed Services: Sub-Saharan Africa». *Journal of Sustainable Forestry*, 28: 525-550.
- FERRARO, P. J. y GJERTSEN, H. (2009): «A Global Review of Incentive Payments for Sea Turtle Conservation». *Conservation and Biology*, 8(1): 48-56.
- FROST, P. G. H. y BOND, I. (2008): «The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services». *Ecological Economics*, 65: 776-787.
- GIVNISH, T. J. (1994): «Does diversity beget stability?». *Nature*, 371: 113-114.

- GÓMEZ-BAGGETHUM, E. (2010): «To ecologise economics or to economise ecology. Theoretical controversies and operational challenges in ecosystem services valuation». Tesis doctoral. Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- GRIME, J. P. (1997): «Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens». *Science*, 277: 1260-1261.
- GREGERSEN, H.; LAKANY, H. E. y WHITE, A. (2010): «Does the Opportunity Cost Approach Indicate the Real Cost of REDD+? Rights and Realities of Paying for REDD+». Rights and Resources Initiative, Washington DC.
- HEYMAN, J. y ARIELY, D. (2004): «Effort for payment. A tale of two markets». *Psychological Science*, 15 (11): 787-793.
- HOOPER, D. U. y VITOUSEK, P. M. (1997): «The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes». *Science*, 277: 1302-1305.
- JACKSON, T. (2009): «Prosperity without Growth». Sustainable Development Commission. Londres. http://www.sd-commission.org.uk/file_download.php?target=/publications/downloads/prosperity_without_growth_report.pdf
- KARSENTY, A.; SEMBRES, T. y RADRIANARISON, M. (2010): «Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud». *Revue Tiers Monde*, 202: 57-74.
- KOSMUS, M. (2007): «Acuerdos de Incentivos para la Conservación Proyecto Gran Reserva Chachi Ecuador». Taller Diseño de PSAs 15 Enero 2007 Papallacta, Ecuador. <http://www.redrisas.org/casos/chachis.pdf>.
- KOSOY, N. y CORBERA, E. (2010): «Payments for ecosystem services as commodity fetishism». *Ecological Economics*, 69: 1228-1236.
- KREMEN, C. (2005): «Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?». *Ecology Letters*, 8: 468-79.
- LANDELL-MILLS, N. y PORRAS, I. T. (2002): «Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. Instruments for sustainable private sector forestry series». International Institute for Environment and Development, London.
- LEP?, J.; OSBORNOVÁ-KOSINOVÁ, J. y REJMÁNEK, M. (1982): «Community stability, complexity and species life history strategies». *Vegetation*, 50: 53-63.
- LUCK, G. W.; DAILY, G. C. y EHRLICH, P. R. (2003): «Population diversity and ecosystem services». *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 331-336.
- MCCAULEY, D. J. (2006): «Selling out on nature». *Nature*, 443: 27-28.
- MACGILLIVRAY, C. W., GRIME, J. P. y BAND, S. R. (1995): «Testing predictions of the resistance and resilience of vegetation subjected to extreme events». *Functional Ecology*, 9: 640-649.
- MARTIN, A.; BLOWERS, A. y BOERSEMA, J. (2008): «Paying for environmental services: can we afford to lose a cultural basis for conservation?». *Environmental Sciences*, 5: 1-5.
- MAYRAND, K. y PAQUIN, M. (2004): «Payments for Environmental Services: A Survey and Assessment of Current Schemes». Unisféra, Montreal.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA) (2005): «Ecosystems and human well-being. Biodiversity synthesis».

- <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>
MUÑOZ-PIÑA, C.; GUEVARA, A.; TORRESC, J. M. y BRAÑA, J. (2008): «Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results». *Ecological Economics*, 65: 725-736.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N. y MAY, P. H. (2010): «Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services». *Ecological Economics*, 69: 1202-1208.
- NAEEM, S. y WRIGHT, J. P. (2003): «Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem». *Ecology Letters*, 6(6): 567-579.
- NOORDWIJK, M. VAN, CHANDLER, F. y TOMICH, T. (2004): «An introduction to the conceptual basis of RUPES: rewarding upland poor for the environmental services they provide». ICRAF-Southeast Asia, Bogor.
- PAGIOLA, S. (2008): «Payments for environmental services in Costa Rica». *Ecological Economics*, 65: 712-724.
- PAULI, G. (2009): «The Blue Economy Cultivating a New Business Model for a Time of Crisis». Paradigm Publications, New Mexico.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; MAS, A. y SOTO PINTO, L. (2005): «Biodiversity, yield, and shade coffee certification». *Ecological Economics*, 54: 435-446.
- RICKLEFS, R. (1993): «The Economy of Nature». W. H. Freeman, New York.
- REES, W. E. (1997): «How should a parasite value its host?». *Ecological Economics*, 25: 49-52.
- SOMMERVILLE, M.; JONES, J. P.; RAHAJAHARISON, M. y MILNER-GULLAND, E. J. (2010): «The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar». *Ecological Economics*, 69: 1262-1271.
- SPASH, C. (2008): «How much is that ecosystem in the window? The one with the Bio-diverse Trail». *Environmental Values*, 17: 259-284.
- THÉBAULT, E. y FONTAINE, C. (2010): «Stability of Ecological Communities and the Architecture of Mutualistic and Trophic Networks». *Science*, 329: 853-856.
- THÉBAULT, E. y LOREAU, M. (2006): «The relationship between biodiversity and ecosystem functioning in food webs». *Ecological Research*, 21: 17-25.
- TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M. y SIEMANN, E. (1997): «The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes». *Science*, 277: 1300-1302.
- TURPIE, J. K., MARAIS, C. y BLIGNAUT J. C. (2008): «The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa». *Ecological Economics*, 65: 788-798.
- VAN HECKEN, G. y BASTIAENSEN, J. (2009): «The Potential and Limitations of Markets and Payments for Ecosystem Services in Agricultural Landscape Restoration». Critical Reflections Inspired by an Assessment of the RISEMP Program in Matiguás - Río Blanco, Nicaragua. Discussion paper 2009/2. Institute of Development, Policy and Management, Antwerp.

- WARDLE, D. A.; ZACKRISSON, O.; HORNBERG, G. y GALLET, C. (1997): «The influence of island area on ecosystem properties». *Science*, 277: 1296-1299.
- WEBER, J. (2009): «Un monde plus responsable. Green Economy et nouvelles regulations, resorts d'une nouvelle croissance?». *Prospective Stratégique*, 35: 42-29.
- WORLD CONSERVATION SOCIETY (2009): «List of Animals on the IUCN Red List Found in Cambodia». Wildlife Conservation Society, Cambodia Program, Phnom Penh.
- WUNDER, S. (2005): «Payments for Environmental Services: some nuts and bolts». *CIFOR artículo de trabajo*, N° 42.
http://www.cifor.cgiar.org/pes/publications/pdf_files/OP-42.pdf
- (2006): «The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation». *Conservation Biology*, 21: 48-58.
- WUNDER, S.; ENGEL, S. y PAGIOLA, S. (2008): «Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries». *Ecological Economics*, 65: 834-852.
- ZAPATA, A.; MURGUEITIO, E.; MEJÍA, C.; ZULUAGA, A. F. e IBRAHIM, M. (2007): «Efecto del pago por servicios ambientales en la adopción de sistemas silvopastoriles en paisajes ganaderos de la cuenca media del río La Vieja, Colombia». *Agroforesteria en las Américas*, N° 45.

RESUMEN

La biodiversidad en el universo de los pagos por servicios ambientales: desentrañando lo inextricable

En el presente artículo exploramos el papel de los PSA en la protección de la biodiversidad en países en desarrollo. Para ello analizamos el vínculo entre biodiversidad y servicios ambientales. Exploramos qué complejidades inherentes a su naturaleza ecológica emergen a la hora de su cuantificación, monitoreo y evaluación económica. A continuación interpretamos este marco teórico a través de 11 proyectos de PSA biodiversidad en países en desarrollo donde analizamos su impacto para la conservación y el desarrollo rural. El meta-análisis muestra que los pagos genéricos por biodiversidad suelen requerir menos monitoreo y están asociados a pagos por superficie, mientras que los pagos para conservar especies emblemáticas suelen realizarse por hogar y están sujetos a un mayor seguimiento y control. Estos proyectos han obviado debates académicos sobre la funcionalidad y el monitoreo de la biodiversidad, optando por soluciones pragmáticas como el hecho de ligar la biodiversidad a especies emblemáticas o al uso de la tierra. Por ello discutimos e identificamos algunos elementos para avanzar hacia nuevas conceptualizaciones de PSA que se ajusten más a las necesidades locales de cada región.

PALABRAS CLAVE: Pagos por Servicios Ambientales, biodiversidad, desarrollo rural, conservación, adicionalidad, condicionalidad.

SUMMARY

The role of Biodiversity in Payments for Environmental Services: Disentangling the inextricable

The present paper analyses the links between Payments for Environmental Services (PES) and biodiversity conservation in developing countries. We first discuss some of the inherent complexities and uncertainties when linking biodiversity to ecosystem services and the related inconsistencies to deal with ecosystem services monitoring, quantification and biodiversity economic valuation. We then apply such theoretical framework in 11 biodiversity PES field projects to evaluate the impacts on biodiversity conservation and rural development. We find that PES designed for conserving ecosystem biodiversity with no concrete species targeting, require less monitoring and payments are done on a per surface basis. Biodiversity PES projects targeting concrete species require more monitoring and control, and payments are done on a per family basis. These projects have not addressed the polemic of the lack of consistent links between ecosystem functions and biodiversity, and have adopted a practical approach where biodiversity depends on land uses or targets specific species threaten by extinction. We finally suggest some design features to better adjust PES to local needs while coping with forthcoming socio-economic challenges.

KEYWORDS: Payments for Environmental Services, biodiversity, rural development, conservation, additionality, conditionality.

