

Incentivos económicos para la conservación de áreas naturales: Una revisión de la literatura

Andrés Vargas y Mauro Reyes

Lecturas de Economía - No. 74. Medellín, enero-junio 2011

Lecturas de Economía, 74 (enero-junio 2011), pp. 151-170

Andrés Vargas y Mauro Reyes

Incentivos económicos para la conservación de áreas naturales: Una revisión de la literatura

Resumen: La creciente evidencia del deterioro acelerado de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad han estimulado el diseño y la aplicación de estrategias de conservación basadas en los incentivos económicos. Dos argumentos justifican esta aproximación: i) la inalienabilidad de la propiedad privada, y ii) la eficiencia económica. El objetivo de este artículo es analizar, en términos de eficiencia económica y efectividad ambiental, los diversos instrumentos económicos utilizados para la conservación de áreas naturales. A partir de una revisión extensa de la literatura, se encuentra que la dificultad más importante es la incertidumbre del efecto que tienen los incentivos económicos sobre el tamaño y configuración espacial del área a conservar, y por lo tanto del tipo y cantidad de servicios ambientales ofrecidos.

Palabras clave: Conservación, biodiversidad, servicios ambientales, incentivos económicos. Código JEL: Q15, Q56, Q57.

Economic Incentives for Habitat Conservation: A Literature Review

Abstract: Increasing evidence on the accelerated deterioration of ecosystems and biodiversity loss has spurred the design and implementation of conservation strategies based on economic incentives. Two arguments justify this approach: i) the inalienability of private property, and ii) economic efficiency. The objective of this paper is to analyze, in terms of economic efficiency and environmental effectiveness, the various types of economic instruments used for promoting habitat conservation. Through an extensive literature review, we find that the main difficulty facing economic incentives is the uncertainty surrounding the effect of instruments on the total area to be conserved and its spatial configuration, which in turn implies uncertainty over the type and quantity of environmental services supplied.

Keywords: Conservation, biodiversity, environmental services, economic incentives. JEL Codes: Q15, Q56, Q57.

Incitations économiques visant à protection des espaces naturels: une révision de la littérature

Résumé : La dégradation des écosystèmes et la perte de biodiversité ont permis la conception et l'application de stratégies de conservation de l'environnement fondées sur des incitation économiques. Deux arguments justifient cette stratégie : i) le respect de la propriété privée, et ii) efficacité économique. L'objectif de cet article est d'analyser en termes d'efficacité économique et, tout particulièrement en termes d'efficacité environnementale, les divers outils économiques utilisés dans les études concernant la protection des espaces naturels. À partir d'une révision large de la littérature, nous trouvons que la difficulté la plus importante est en rapport avec l'incertitude créée par les effets entraînés par les incitations économiques sur la taille et la configuration spatiale des espaces naturels à protéger et, par conséquent, il y a une incertitude concernant le type et la quantité de services environnementaux offerts.

Mots clé : Conservation, biodiversité, services environnementaux, incitations économiques. Classification JEL : Q15, Q56, Q57.

Incentivos económicos para la conservación de áreas naturales: Una revisión de la literatura

Andrés Vargas y Mauro Reyes*

–Introducción. –I. Regulación directa. –II. Incentivos económicos. –III. Programas integrados de desarrollo y conservación. –Conclusiones. –Bibliografía.

Primera versión recibida en noviembre de 2010; versión final aceptada en abril de 2011

Introducción

Las áreas naturales prioritarias de conservación lo son en función de su importancia en la protección de biodiversidad, la oferta de servicios ambientales, su importancia cultural, su valor paisajístico y recreativo, entre otras. Hay una relación directa entre el uso del suelo y la provisión de los bienes y servicios mencionados anteriormente. Los usos del suelo a su vez generan externalidades y por lo tanto el espacio de acción individual se amplía al colectivo. En el caso de las áreas naturales, cada vez que se hace un aprovechamiento del territorio a través de actividades productivas se pueden generar externalidades negativas, mientras que al conservar el territorio en su estado natural se proveen beneficios a otros, pero que no capitaliza completamente el tenedor de la tierra.

En los casos en los que no existen derechos de propiedad sobre la tierra sino que hay acceso común, el resultado colectivo de las decisiones individuales descentralizadas sobre el uso del suelo puede terminar en una situación de degradación ambiental (Hardin, 1968), que afecta negativamente a los usuarios

* *Andrés Mauricio Vargas*: Director Académico Fundación para el Desarrollo del Caribe, Fundesarrollo. Dirección electrónica: andresvargas@yahoo.es. Dirección postal: Vía 40 No. 36-135, local 5 y 6, Barranquilla, Colombia. *Mauro Alejandro Reyes*: Subdirección Administrativa y Financiera, Parques Nacionales Naturales de Colombia. Dirección electrónica: mauroalejandror@gmail.com. Dirección postal: Carrera 10 No.20-30, Bogotá, Colombia.

directos e indirectos de los recursos del territorio y de los servicios ambientales que éste provee.

En general, cualquier estrategia de conservación debe ser diseñada a partir de la evidencia científica y consultando la factibilidad política y económica (Parkhurst *et al.*, 2002). Las condiciones biofísicas y materiales, los atributos de la comunidad y las reglas que gobiernan las relaciones entre individuos, afectan los tipos de acciones que estos pueden llevar a cabo, así como la relación costo-beneficio de dichas acciones y sus resultados probables (Ostrom, 2005). La conservación, es pues, un problema que requiere la participación de diversas áreas del conocimiento, en particular de la interacción entre las ciencias naturales con las ciencias políticas, lo que hasta ahora ha sido un diálogo de sordos (Agrawal y Ostrom, 2006).

En términos económicos, la selección de las áreas a conservar y el instrumento utilizado debe consultar la eficiencia, esto es, proteger los hábitats que proveen el mayor beneficio ambiental al menor costo de oportunidad (Michael, 2003). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que a pesar del avance científico hay una gran incertidumbre sobre la magnitud de los servicios ambientales, en particular porque los sistemas ecológicos no son lineales y si propensos a cambios discretos que alteren de manera fundamental su funcionamiento y los servicios que éste presta (Arrow *et al.*, 2000).

En este escrito se hace una revisión de la literatura, con el objetivo de discutir los diversos instrumentos económicos utilizados y/o planteados por la teoría para incentivar la protección de áreas naturales, a la luz del conocimiento científico sobre los ecosistemas y sus servicios, y los aportes de la economía para el manejo de recursos y diseño de incentivos.

Este artículo se divide en tres secciones: La primera sección discute la regulación directa o comando y control. La segunda trata sobre los incentivos económicos: impuestos y subsidios, permisos comercializables de desarrollo y pagos por servicios ambientales. La tercera parte aborda las estrategias integradas de conservación y desarrollo. La cuarta concluye.

I. Regulación directa

La regulación directa consiste en la declaración normativa que hacen las autoridades sobre los usos del suelo permitidos en cada zona. Desde el punto de vista de la conservación, esto es, restringir los posibles usos del suelo o imponerle al propietario los usos que la autoridad considera compatibles con el objetivo

ambiental perseguido. Una de las ventajas de esta aproximación es que bajo condiciones de información imperfecta, en particular cuando no se conoce la ubicación de la función de costos de mitigación del daño ambiental, la autoridad puede alcanzar más fácilmente el objetivo ambiental¹ (Perman *et al.*, 2003), que en este caso es la conservación de las zonas de mayor valor ecológico y del área establecida.

Por ejemplo, si se paga una suma fija por hectárea de bosque preservado, los propietarios con el mayor costo marginal de conservación conservarán una menor área forestal, mientras que los de menor costo marginal conservarán más, lo que es más barato que requerir que todos los propietarios conserven la misma área (Engel *et al.*, 2008). El punto es que si no se conoce con certeza el costo marginal agregado de conservación, entonces un impuesto o un subsidio producirán un área de conservación mayor al escenario sin el incentivo, pero no necesariamente el área que la ciencia considera apropiada para que el programa de conservación sea efectivo (Ej. Un área insuficiente que garantice el aumento de la población de una especie amenazada).

Además, para la conservación es importante tanto el área a proteger como su configuración. Si una zona contigua de gran tamaño es preferible a muchas pequeñas inconexas, entonces hay que complementar el incentivo con otros mecanismos para lograr la contigüidad de las áreas (Parkhurst *et al.*, 2002), haciendo más complejo el incentivo y favoreciendo el uso de los instrumentos de comando y control.

La regulación directa es fuertemente criticada pues se considera económicamente ineficiente, lo que en el contexto de la conservación significa que no se maximiza la diferencia entre los beneficios ambientales y el costo de oportunidad de la protección (Michael, 2003). Adicionalmente, en muchos casos la regulación no es efectiva debido al bajo cumplimiento de la norma, lo que puede obedecer a un monitoreo deficiente, facilitando el reporte de información falsa sobre las actividades de conservación cuando estas no son visibles para la autoridad ambiental. La no credibilidad en las sanciones contempladas en la ley también mina la efectividad. Hay que resaltar que estas situaciones se hacen más patentes cuando el tenedor de la tierra no está de acuerdo con lo norma y/o con los objetivos que esta persigue.

Otra de las modalidades de conservación utilizadas ampliamente es la compra de predios. Bajo este esquema la autoridad ambiental, los gobiernos nacionales o locales y/o las asociaciones de individuos adquieren la propiedad

absoluta sobre uno o más predios. Una de las ventajas que se mencionan es que se pueden adquirir los terrenos definidos por la ciencia como los necesarios para la conservación (Michael, 2003). Sin embargo, la evidencia señala que la definición de áreas protegidas no suele correlacionarse espacialmente con las necesidades de conservación identificadas (Chape *et al.*, 2005). Asimismo, se ha mostrado que la figura de área protegida no necesariamente es efectiva (Lü *et al.*, 2003) pues la institucionalidad que la enmarca no promueve la conservación (Hayes, 2006).

La conservación a través de áreas protegidas también puede ser ineficiente, pues se reduce la situación a dos opciones: *i*) mantener los usos actuales del suelo; o *ii*) no permitir ningún desarrollo de este; con lo cual, al definir un área protegida se escoge la última opción, aun cuando no todos los usos del suelo son incompatibles con el objetivo ambiental perseguido (Boyd *et al.*, 1999).

II. Incentivos económicos

Mientras la regulación directa impone obligaciones o restricciones en el comportamiento de los individuos o las firmas, los instrumentos basados en incentivos económicos están orientados a cambiar las decisiones de los agentes, como resultado de los nuevos precios o información que enfrentan. Los diferentes enfoques en este campo reconocen que la conservación impone un costo al tenedor de la tierra, en términos del ingreso dejado de percibir o el acceso a los recursos (Gjertsen y Niesten, 2010). Un aspecto importante es que estos incentivos operan en situaciones en las que la tierra está en manos de privados, y por lo tanto, no configura un escenario de recursos comunes. En este sentido los arreglos que posibilitan el funcionamiento del instrumento se realizan entre el tenedor de la tierra y otro agente, que pueden ser usuarios de algún servicio o el Estado.

A. Impuestos/subsidios

Como se mencionó en la introducción, los usos del suelo tienden a producir externalidades, bien sea porque ocasionan un daño no intencional a un tercero o porque producen un beneficio del cual no se apropia completamente el tenedor de la tierra. Bajo esta perspectiva, los impuestos y los subsidios son un instrumento que internalizan la externalidad a partir de la incorporación del costo de la externalidad negativa o del beneficio de la positiva.

Es conveniente distinguir dos escenarios. En el primero, la autoridad pretende que el propietario disminuya el nivel de actividad que ocasiona el daño ambiental o que mitigue dicho daño. En el segundo, se busca disuadir al propietario de realizar actividades que ocasionan el daño ambiental. Mientras que en el primer

escenario se busca atenuar e incluso revertir un daño ocasionado, en el segundo el objetivo es evitar que se ocasione el daño.

La distinción anterior es importante, pues según sea el caso cambia la naturaleza de la externalidad. Por ejemplo, en un territorio clave para la provisión de un servicio ambiental, como la oferta hídrica o la protección de biodiversidad, hay zonas en las que se llevan a cabo actividades agrícolas y otras que mantienen su estado natural. En las zonas agrícolas se ocasiona una externalidad negativa, bien sea por contaminación de los cuerpos de agua o por la fragmentación del territorio y su impacto en la biodiversidad. En las zonas naturales la externalidad es positiva, pues se producen los servicios ambientales que benefician al propietario y otros agentes, pero por los cuales el propietario no percibe una compensación equivalente.

Así, mientras en el primer caso los impuestos son una opción políticamente viable y reflejan el principio de que quien contamina paga, en el segundo no lo son. La viabilidad política depende, en este caso, de la distribución de beneficios y costos de cada instrumento. En la práctica, priman los subsidios y los beneficios tributarios por conservación y en consecuencia el costo del incentivo recae sobre el contribuyente (Boyd *et al.*, 1999). Esto tiene efectos potencialmente nocivos, pues a través de un efecto ingreso positivo se incentiva la escala de la actividad perjudicial. Wu (2000) muestra además que cuando el subsidio está orientado a retirar tierra de actividades agrícolas, se incentiva el ingreso de otras tierras que antes no estaban dedicadas a la agricultura, y por lo tanto, el área neta de conservación es inferior a la esperada.

Una de las razones esgrimidas frecuentemente a favor de los mecanismos basados en incentivos es su eficiencia. Esta preferencia se deriva de los resultados de la economía ambiental, donde se demuestra que un mismo nivel de contaminación o mitigación que se alcanza con la regulación, puede generarse a través de incentivos a un menor costo económico. No obstante, dicha afirmación no sobrevive en contextos de información asimétrica, donde las circunstancias específicas definen cual es el mecanismo más eficiente (Arriagada y Perrings, 2009). Así mismo, este resultado es siempre válido cuando el origen geográfico del daño ambiental no es importante, más no cuando la localización espacial de la fuente de daño ambiental es relevante. En este caso la autoridad debe fijar una tarifa para cada fuente de daño ambiental, y por lo tanto, se requiere el mismo nivel de información que en el diseño de un mecanismo de comando y control (Perman *et al.*, 2003). Así, la heterogeneidad en términos del valor ecológico,

que caracteriza a las áreas dentro de una zona de conservación, requiere tarifas diferenciales para que el instrumento sea eficiente².

En cuanto a la efectividad del instrumento, hay que decir que el área conservada no se conoce con certeza sino hasta después de poner en marcha el mecanismo, debido a la dificultad de predecir con precisión la respuesta agregada de los propietarios al impuesto o subsidio. Feng *et al.* (2003) muestran que en el caso del CRP, *Conservation Reserve Program*, de Estados Unidos no es evidente que el mecanismo de incentivos haya producido mejores resultados que los instrumentos de comando y control. Por su parte, Arriagada y Perrings (2009) señalan que pocos esquemas PSA, pagos por servicios ambientales, producen beneficios adicionales, es decir, no alcanzan el objetivo ambiental, y enfatizan que esto depende, al igual que con otros incentivos, del diseño y la respuesta de los agentes al incentivo.

B. Permisos comercializables de desarrollo

Los permisos comercializables de desarrollo restringen el área sobre la cual el propietario puede decidir autónomamente el uso del suelo y se aplican en particular para disminuir la presión que ejerce la urbanización sobre zonas agrícolas o de conservación (Walls y McConell, 2007; Karanja y Rama, 2011). La autoridad fija el porcentaje del área que puede ser desarrollada y reparte los correspondientes permisos. De esta forma, los propietarios que enfrentan un mayor costo marginal de conservación estarán dispuestos a pagar precios altos por los permisos y los de menor costo precios más bajos. Aquellos para quienes el precio al que pueden vender los permisos es superior al costo de oportunidad de conservación, venderán. Se preservan entonces las áreas de menor costo marginal de conservación, de tal manera que cumple la meta de protección al menor costo económico. Este esquema requiere un número amplio de vendedores y compradores, y la creación de este nuevo mercado agrega un grado de complejidad que no tienen otros instrumentos (Messer, 2007).

Bajo condiciones de información perfecta y suponiendo que cualquier configuración del territorio es adecuada para el objetivo ambiental, este instrumento es equivalente a los impuestos y los subsidios. Este mecanismo funciona, a diferencia de las aplicaciones para contaminantes, en combinación con la definición de áreas donde se puede realizar el desarrollo y las áreas a

2 Se puede alcanzar el objetivo ambiental pero a un mayor costo si se aplica una tarifa homogénea por hectárea.

conservar, lo que crea un diferencial de precios a favor de las zonas donde se permite el desarrollo. Al hacerlo así, se compensa a los propietarios de las zonas de conservación y se promueve una mayor densidad en las zonas de desarrollo, lo que a su vez produce beneficios ambientales adicionales³ (Walls y McConell, 2004).

Al igual que con otros instrumentos, el diseño se complica a medida que aumenta la heterogeneidad de las áreas en la zona de conservación. En este caso debe definirse equivalencia entre áreas de diverso valor ecológico. Chomitz *et al.* (2004) sugieren que puede haber un *trade-off* entre el grado de clasificación de los hábitats y el costo de oportunidad de la conservación. Clasificaciones gruesas de hábitats significan una mayor sustituibilidad, pero pueden resultar en menor representación de la biodiversidad. Adicionalmente, la configuración del territorio en conservación que emerja después de poner en marcha el instrumento, no se conoce con certeza *ex - ante* (Drechsler y Watzold, 2009), y por lo tanto existe el riesgo que no cumpla el perfil ecológico ideal (Fox y Nino-Murcia, 2005)

Este instrumento ha sido usado ampliamente en Estados Unidos, a pequeña escala, para la conservación de áreas agrícolas y naturales (Chomitz *et al.*, 2004), aunque con éxito limitado (Walls y McConell, 2004); mientras que para la conservación de biodiversidad su aplicación ha sido poca (Drechsler y Watzold, 2009).

C. Pago por servicios ambientales

Los pagos por servicios ambientales, PSA, son esquemas relativamente nuevos (Mayrand y Paquin, 2004)⁴, con los cuales se busca compensar a los individuos o comunidades por la provisión de servicios ambientales (Jack *et al.*, 2008). Este mecanismo parte de la relación entre los usos del suelo y su efecto sobre la oferta de los mencionados servicios ambientales.

Los servicios ambientales⁵ se entienden como los beneficios que la humanidad obtiene de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), o como las funciones de los ecosistemas que tienen valor para los humanos (Daly y Farley,

3 Por ejemplo reduciendo las distancias y tiempos de desplazamientos en automóvil y/o por una menor fragmentación del territorio

4 La formalización del esquema bajo el nombre de PSA es reciente, aunque políticas que ahora se clasificarían como PES, tienen varias décadas antes de acuñarse el término (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

5 En español se habla comúnmente de servicios ambientales, mientras que en inglés algunos autores prefieren el término ecosistemas, y otros, ambientales, de ahí que la sigla PES sea para *Payment for Environmental Services* o *Payment for Ecosystem services*.

2004). Fisher *et al.* (2009) discuten las implicaciones de las diferentes definiciones de servicios ambientales. A pesar de estas diferencias, un aspecto de crucial importancia en cualquiera de ellas es si se considera que los servicios que provee el ecosistema pueden ser separados o si se adopta una visión holística, según la cual múltiples servicios no pueden ser separados en componentes aditivos que conforman el todo, lo que en principio sería una aproximación más apropiada, dado que los ecosistemas son sistemas complejos (Fisher *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2007; Kemkes *et al.*, 2010).

Naidoo *et al.* (2008) señalan que a nivel global, sólo en unos pocos lugares, puede alcanzarse el objetivo simultáneo de conservación de la biodiversidad y almacenamiento de carbono. En la misma línea, Nelson *et al.* (2008) encuentran que para la cuenca Willamette en Oregon (Estados Unidos), las políticas de cambio en el uso del suelo orientadas a aumentar el secuestro de carbono, en la mayoría de los casos, no aumentan la conservación de especies e incluso las disminuye. Chisholm (2010) encuentra que las políticas que promueven el secuestro de carbono, para mitigar el cambio climático, pueden reducir la oferta hídrica y la biodiversidad. Estos *trade-offs* muestran que el diseño de mecanismos orientados a mejorar la oferta de un servicio ambiental, como sucede con el enfoque convencional de los PSA, tienen el riesgo de disminuir la oferta de otros servicios.

Es importante tener en cuenta que los servicios ambientales son un intangible que se derivan de un ente físico como son los ecosistemas. En este sentido, los atributos que definen estos servicios no son necesariamente los mismos que los del ecosistema que los provee. Para ejemplificar, definamos un bosque como una colección de árboles, este bosque ofrece madera útil para diversas actividades humanas y presta el servicio de secuestro de carbono. El bosque como proveedor del recurso natural madera, puede caracterizarse como un bien privado o de uso común, dependiendo de si hay o no un arreglo institucional que permita la exclusión⁶. Por el contrario, el bosque como proveedor del servicio ambiental secuestro de carbono, tiene características de bien público, pues los beneficios de cada unidad de carbono secuestrada son disfrutados conjuntamente por muchas personas que son difíciles de excluir. Así, aunque el recurso, madera y el servicio ambiental, secuestro de carbono, se derivan del mismo ecosistema, los atributos biofísicos de cada uno de ellos son diferentes, y por lo tanto, afectan los incentivos que enfrentan los individuos que interactúan en el aprovechamiento del recurso y/o el servicio (Ostrom, 2005).

6 Control del gobierno sobre el recurso, la propiedad privada o autogobierno (Ostrom, 2005).

Los atributos que comúnmente se utilizan para caracterizar los servicios ambientales son la rivalidad y la facilidad de excluir a otros del goce del servicio (ver Tabla 1). Además de estos atributos, la incidencia espacial de los servicios tiene que ver con si los beneficios son locales o globales y la dirección en que estos fluyen. Por ejemplo, el secuestro de carbono tiene características de bien público, no rival y no excluyente, es consumido por toda la población y el servicio fluye en todas las direcciones desde el punto en el que fue originado, es omni-direccional. La consecuencia inmediata de lo anterior, es que no se pueden reducir los beneficiarios a un grupo pequeño e identificable al que se le pueda cobrar por percibir dicho beneficio.

Tabla 1. *Servicios ambientales transados en esquemas de PSA*

Servicio ambiental	Dificultad de excluir beneficiarios potenciales	Rivalidad	Beneficios locales/globales	Sustituibilidad	Caracterización espacial
Secuestro de carbono	Alta	Baja	Globales	Potencialmente alta. Tecnologías CCS	Omni-direccional
Conservación de biodiversidad	Alta	Baja	Regionales/globales	No	Omni-direccional
Regulación hídrica	Baja	Baja para niveles bajos de consumo	Locales/regionales	Baja	Direccional
Calidad del agua	Baja	Baja para niveles bajos de consumo	Locales/regionales	Moderada	Direccional
Belleza escénica	Baja	Baja	Locales	Alta	Direccional
Control de la erosión	Alta	Baja	Locales/regionales	Baja	Omni-direccional/direccional

Fuente: Elaboración propia con base en Arriagada y Perrings (2009), Daly y Farley (2004), Fisher *et al.* (2009).

La conservación de la biodiversidad también tiene características de bien público. Por un lado, la utilidad que alguien obtiene del no uso de la biodiversidad –ejemplo: valor de existencia– es no rival y no excluyente, y estos beneficios no se restringen al sitio de conservación, sino que son globales y fluyen en cualquier dirección. Por otra parte, el aumento en la biodiversidad contribuye a

la estabilidad, resiliencia y resistencia del ecosistema que la alberga, favoreciendo sin distinción a los habitantes en el área de influencia del ecosistema.

Los servicios hídricos por su parte son bienes club, cuyos beneficios son mayormente locales y regionales, dependiendo del tamaño de la cuenca. Además, estos servicios fluyen en una dirección determinada, direccional. Por ejemplo, la conservación de bosque en la parte alta de la cuenca, provee servicios de regulación hídrica que benefician a todos los habitantes de la parte baja de la misma. Aquí, a diferencia de los casos anteriores, los beneficiarios del servicio ambiental pueden identificarse plenamente y su exclusión de los beneficios es relativamente fácil, evitando así los incentivos que dan lugar al fenómeno del polizón.

De acuerdo con lo anterior, los esquemas de Pagos por Servicios Ambientales para servicios no excluyentes, son más factibles si son financiados por el gobierno u otras instancias acordes con la escala de los beneficios. Así mismo, los Pagos por Servicios Ambientales para servicios de regulación hídrica y calidad de agua, pueden llevarse a cabo fácilmente a través de la financiación de los usuarios directos, aunque también es factible que se haga por medio de los gobiernos locales o regionales.

Si la financiación la hace el gobierno u otra entidad, en representación de los usuarios finales de los servicios, se configura una situación en la que la relación contractual se da entre el proveedor privado del servicio y el gobierno. Si se adopta la definición de Pago por Servicios Ambientales que propone Wunder (2005), según la cual hay una transacción voluntaria de un servicio ambiental bien definido entre proveedores y compradores, entonces el carácter de voluntario hace que el esquema converja a lo que se conoce como arreglos ambientales voluntarios. Segerson y Miceli (1998) sugieren que el impacto ambiental de estos arreglos puede ser positivo o negativo, en relación al nivel de calidad ambiental que se alcanza bajo esquemas mandatorios. El impacto es negativo si quien ocasiona el daño ambiental tiene un poder de negociación sustancial. Estos arreglos tienen a favor el hecho de que promueven una actitud proactiva y cooperativa de los propietarios, que de acuerdo a Muller (2003) ha sido uno de los factores decisivos en los programas de conservación austriacos.

En cuanto al instrumento, la idea fundamental es persuadir a los propietarios para que hagan un cambio en el uso del suelo, a favor de la conservación, o disuadirlos de la explotación de un área que merece ser protegida. El problema de la conservación se acota a la internalización de una externalidad positiva o negativa a través de un mecanismo de mercado. En este sentido, se da lo que Kosoy

y Corbera (2010) denominan el proceso de comodificación⁷ de las funciones de los ecosistemas, permitiendo así la definición de unos derechos de propiedad sobre los servicios intangibles de los ecosistemas, la cual es además necesaria para el intercambio de estos servicios en un mercado (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

La relación entre la propiedad de la tierra y la justificación del esquema es clave. De acuerdo a Alchian (2008), el derecho de propiedad es la autoridad exclusiva para decidir cómo es usado aquello que se posee. Este atributo está acompañado de otros dos: 1) el derecho exclusivo a los servicios que emanan del bien; y 2) el derecho de delegar, arrendar o vender una porción de los derechos. En esta línea, el propietario de la tierra tiene, por lo tanto, derecho a decidir el uso que le da al suelo y los servicios ambientales que se producirán en el interior de su propiedad y en consecuencia, de la renta que dichos servicios puedan generar.

La lógica de derechos de propiedad ha llevado a algunos a conceptualizar el instrumento Pago por Servicios Ambiental es como una puesta en práctica del teorema de Coase⁸ (Engel *et al.*, 2008; Muradian *et al.*, 2010). Sin embargo, dado nuestro escaso conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas, no es fácil establecer el vínculo entre usos alternativos del suelo y la cantidad y calidad de los servicios ambientales ofrecidos (Norgaard, 2010), de tal manera que el objeto de negociación no se conoce adecuadamente por las partes. Es por ello, que en la práctica se paga por unos usos del suelo verificables (Arriagada y Perrings, 2009)⁹.

En esta misma lógica conceptual, se afirma que el precio acordado por las partes es siempre correcto (Wunder, 2005), lo que se deriva de la eficiencia del resultado cuando se cumplen las condiciones del teorema de Coase. Sin embargo, dicho precio depende de la asignación de derechos de propiedad y no implica necesariamente el mismo nivel de conservación (Martinez-Allier y Roca, 2006). Como se mencionó en la introducción, cualquier nivel de conservación, así como

7 Es la transformación de bienes y servicios en mercancías. Es la asignación de valor económico a algo que antes no se consideraba en esos términos.

8 El teorema de Coase establece que en ausencia de costos de transacción la negociación produce un resultado eficiente siempre y cuando los derechos de propiedad están bien definidos, independientemente de cómo se distribuyan estos derechos de propiedad (Martinez Allier, Roca; 2006).

9 En rigor, como no se cumple la condición técnica de definir con precisión el servicio transado (cantidad, atributos y precio por unidad) el esquema no debería llamarse pago por servicios ambientales, sino pagos por conservación o de alguna otra forma. Como el término PSA ya está acuñado, Muradian *et al.* (2010) proponen una redefinición del término como una transferencia de recursos entre actores sociales, que pretende crear los incentivos para alinear los usos del suelo colectivos o individuales con el interés social en el manejo de los recursos naturales.

cualquier configuración espacial, no tienen los mismos efectos sobre el objetivo ambiental, y por lo tanto, aunque haya un área de conservación asociada a un precio correcto, puede suceder que la cantidad es incorrecta desde la perspectiva científica.

Los Pagos por Servicios Ambientales también se racionalizan bajo la lógica de subsidios (Engel *et al.*, 2008), si se entienden como un pago para inducir un aumento en las actividades ambientalmente benéficas. Debe recordarse que con los subsidios, a diferencia de los impuestos, se corre el riesgo de permitir un daño ambiental adicional. Alix-García *et al.* (2010), al evaluar la efectividad del programa mexicano de Pagos por Servicios Ambientales Hidrológicos, PSAH, encuentran que el esquema promueve la deforestación de bosques antes conservados.

A nivel global, tal vez el esquema de Pago por Servicios Ambientales más ambicioso es la iniciativa REDD¹⁰, en la cual los países en vías de desarrollo que conservan sus bosques, son compensados por los países desarrollados, gracias a los servicios de secuestro de carbono que proveen a la comunidad global (Pagiola y Zhang, 2010). Este mecanismo, dada su escala, implica una estructura organizacional y técnica que significa altos costos de transacción, y por lo tanto, no es necesariamente la alternativa más costo-efectiva para reducir las emisiones de gases efecto invernadero en el corto plazo (Corbera *et al.*, 2010).

III. Programas integrados de desarrollo y conservación

Los programas integrados de desarrollo y conservación, ICDP por sus siglas en inglés, se entienden como las estrategias para el manejo y conservación de recursos naturales que pretenden reconciliarla con los intereses socio-económicos de las comunidades locales, así como los de otros agentes a nivel regional e internacional (Garnett *et al.*, 2007). Este tipo de esquemas es coherente con las nociones de desarrollo sostenible defendidas por Naciones Unidas, donde la conservación y el desarrollo no son objetivos antagónicos, sino complementarios e indivisibles.

La atracción de este tipo de aproximaciones, radica en la posibilidad de atacar simultáneamente la conservación y la reducción de la pobreza. Lo que además es un discurso apropiado para avanzar en las agendas políticas, aún cuando en la mayoría de los proyectos de este tipo, no hay una relación causal clara entre los dos objetivos, y las métricas de evaluación de progreso son escasas (Tallis *et al.*,

10 *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation.*

2008). En general, las intervenciones se conciben como la reconversión de las actividades económicas dañinas hacia otras que se consideran apropiadas y que proveen los servicios ambientales como un producto asociado, tal es el caso del ecoturismo (Ferraro, 2001).

Recientemente, Tallis *et al.* (2008) al examinar el desempeño de los proyectos del Banco Mundial, que persiguen simultáneamente los objetivos ambientales y de reducción de la pobreza, encontraron que tan sólo el 16% de estos logran su cometido, mientras que cerca del 55% alcanza uno de los dos objetivos, y alrededor del 30% ninguno. En este mismo sentido se pronuncian Garnett *et al.* (2007), quienes además agregan que en los casos de éxito, este tiende a ser frágil y de poca duración.

Pese a lo anterior, no existen acuerdos sobre las condiciones que mejoran el desempeño de estos programas. Y según afirman Agrawal y Redford (2006), los estudios empíricos sobre el tema aportan poco para el diseño de políticas o la reflexión teórica sobre los factores que hacen de la conservación y el combate de la pobreza metas compatibles. Estos autores sugieren que la falla de dichos estudios radica en una interpretación simplista de la pobreza y la biodiversidad, así como de una limitada atención al contexto.

De acuerdo con Ferraro y Simpson (2002), la baja tasa de éxito se explica porque los incentivos a la conservación son indirectos e incluso ambiguos, la implementación es compleja y no hay concordancia entre las actividades promovidas y los requerimientos científicos para que se alcance el objetivo ambiental. A lo anterior se suman las situaciones externas al diseño del programa, tales como brotes de violencia, corrupción, baja gobernabilidad, entre otros que también inciden negativamente en el desempeño (Tallis *et al.*, 2008). Por su parte, Lele *et al.* (2010) señalan que cuando la comunidad hace parte del programa, como receptores de concesiones y asistencia, estas tienden a estar excluidas del proceso de conservación y los efectos sociales no son favorables. En esta misma línea, Corbera *et al.* (2007) argumentan que la inclusión de la comunidad en el proceso tiende a generar resultados más equitativos.

Conclusión

El rápido deterioro ambiental, requiere la comprensión de los instrumentos económicos disponibles para ser implementados en la conservación de áreas naturales y en el mejoramiento de la provisión de servicios ambientales y de biodiversidad. Los alcances y limitaciones de cada instrumento deben ser tenidos

en cuenta, no solamente para el diseño de estrategias efectivas de conservación, sino también para la creación de nuevos instrumentos o la combinación de varios existentes, para que enfrenten los desafíos de cada caso particular.

Los instrumentos aquí revisados, son relevantes en aquellos escenarios caracterizados por la tenencia privada de la tierra. En este sentido, hay una relación estrecha entre el uso de la tierra y su efecto ambiental. Los incentivos económicos buscan alinear los usos del suelo que el propietario puede decidir autónomamente con los efectos ambientales perseguidos. Sin embargo, este último aspecto constituye uno de los retos más importantes, debido a la dificultad de establecer unos efectos claros, así como una causalidad definida entre los usos alternativos del suelo y el objetivo ambiental perseguido.

Lo anterior se debe a los vacíos del conocimiento científico, así como a la incertidumbre que rodea el resultado posterior al incentivo, en términos del área conservada y de su configuración espacial. Se puede afirmar, en consecuencia, que no existe una regla que defina la superioridad de un esquema sobre otro, sino que es contexto-específico, sobre todo cuando se tiene en cuenta la interacción del ecosistema con los sistemas humanos.

Bibliografía

- AGRAWAL, Arun and OSTROM, Elinor (2006). "Political Science and Conservation Biology: a Dialog of the Deaf", *Conservation Biology*, Vol. 20, No. 3, junio 2006, pp. 681-682.
- AGRAWAL, Arun and REDFORD, Kent (2006). "Poverty, Development and Biodiversity: Shooting in the Dark?", *Wildlife Conservation Society Working Paper*, No. 26.
- ALCHIAN, Armen (2008). "Property Rights", *Library of Economics and Liberty*, disponible en: <<http://www.econlib.org/library/Enc/PropertyRights.html>> (julio 29 de 2010).
- ALIX-GARCIA, Jeniffer; SHAPIRO, Elizabeth and SIMS, Katharine (2010). "Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program", *University of Madison Department of Agricultural and Applied Economics Staff Papers*, No. 548.
- ARRIAGADA, Rodrigo and PERRINGS, Charles (2009). "Making Payments for Ecosystem Services Work", *UNEP Ecosystem Services Economics Working Papers*.
- ARROW, Kenneth; DAILY, Gretchen; DASGUPTA, Partha; LEVIN, Simon; MALER, Karl-Goran; MASKIN, Erik; STARRET, David; STERNER, Thomas and TIETENBERG,

- Thomas (2000). "Managing Ecosystem Resources", *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, No. 8, pp. 1401-1406.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and Human Well Being: Synthesis*, Washington DC., World Resources Institute.
- BOYD, James; CABALLERO, Kathryn and SIMPSON, David (2000). "The Law and Economics of Habitat Conservation: Lessons from Analysis of Easements Acquisitions", *Stanford Environmental Law Journal*, Vol. 19, No. 1, pp. 209-234.
- CHAPE, Stuart; HARRISON, Jeremy; SPALDING, Mark and LYSENKO, Igor (2005). "Measuring the Extent and Effectiveness of Protected Areas as an Indicator for Meeting Global Biodiversity Targets", *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, Vol. 360, No. 1454, pp. 443-455.
- CHISHOLM, Ryan (2010). "Trade-Offs Between Ecosystem Services: Water and Carbon in a Biodiversity Hotspot", *Ecological Economics*, Vol. 69, No. 10, pp. 1973-1987.
- CHOMITZ, Kenneth; THOMAS, Timothy and BRANDAO, Antonio (2004). "Creating Markets for Habitat Conservation when Habitats are Heterogeneous", *World Bank Policy Research Working Paper*, No. 3429.
- CORBERA, Esteve; KOSOY, Nicolas and TUNA, Miguel (2007). "Equity Implications of Marketing Ecosystem Services in Protected Areas and Rural Communities: Case Studies from Meso-America", *Global Environmental Change*, Vol. 17, No. 3-4, pp. 365-380.
- CORBERA, Esteve; ESTRADA, Manuel and BROWN, Katrina (2010). "Reducing Greenhouse Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries: Revisiting the Assumptions", *Climate Change*, Vol. 100, No. 3-4, pp. 355-388.
- DALY, Herman and FARLEY, Joshua (2004). *Ecological Economics Principles and Applications*, Washington, Island Press.
- DRECHSLER, Martin and WATZOLD, Frank (2009). "Applying Tradable Permits to Biodiversity Conservation: Effects of Space Dependent Conservation Benefits and Cost Heterogeneity on Habitat Allocation", *Ecological Economics*, Vol. 68, No. 4, pp. 1083-1092.
- ENGEL, Stefanie; PAGIOLA, Stefano and WUNDER, Sven (2008). "Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice: An Overview of the Issues", *Ecological Economics*, Vol. 65, No. 4, pp. 663-674.
- FENG, Hongli; KLING, Catherine; KURKALOVA, Lyubov and SECCHI, Silvia (2003). "Subsidies! The Other Incentive-Based Instrument: The Case of the Conservation Reserve Program", *Center for Agricultural and Rural Development Iowa State University Working Paper*, No. 345.

- FERRARO, Paul and SIMPSON, David (2002). "The Cost-Effectiveness of Conservation Payments", *Land Economics*, Vol. 78, No. 3, pp. 339-353.
- FERRARO, Paul (2001). "Global Habitat Protection: Limitations of Development Interventions and a Role for Conservation Payments", *Conservation Biology*, Vol. 15, No. 4, pp. 990-1000.
- FISHER, Brendan; TURNER, Kerry and MORLING, Paul (2009). "Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making", *Ecological Economics*, Vol. 68, No. 4, pp. 643-653.
- FOX, Jessica and NINO-MURCIA, Ana María (2005). "Status of Species Conservation Banking in the United States", *Conservation Biology*, Vol. 19, No. 4, pp. 996-1007.
- GARNETT, Stephen; SAYER, Jeffrey and DU TOIT, Johan (2007). "Improving the Effectiveness of Interventions to Balance Conservation and Development: A Conceptual Framework", *Ecology and Society*, Vol. 12, No. 1, [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art2/>.
- GJERTSEN, Heidi and NIESTEN, Eduard (2010). "Incentive-based Approaches in Marine Conservation: Application for Sea Turtles", *Conservation and Society*, Vol. 8, No. 1, pp. 5-14.
- GÓMEZ-BAGGETHUM, Erik; DE GROOT, Rudolf; LOMAS, Pedro and MONTES, CARLOS (2010). "The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes", *Ecological Economics*, Vol. 69, No. 6, pp. 1209-1218.
- HARDIN, Garrett (1968). "The Tragedy of the Commons", *Science*, Vol. 162, No. 3859, pp. 1243-1248.
- HAYES, Tanya (2006). "Parks, People and Forest Protection: An Institutional Assessment of the Effectiveness of Protected Areas", *World Development*, Vol. 34, No. 12, pp. 2064-2075.
- JACK, Kelsey; KOUSKY, Carolyn and SIMS, Katharine (2008). "Designing Payments for Ecosystem Services: Lessons from Previous Experience with Incentive-Based Mechanism", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 105, No. 28, pp. 9465-9470
- KARANJA, Francias and RAMA, Ismo (2011). "Land Use Planning Challenges and Tools-Tradable Development Rights: Design Considerations", *Conference paper presented at the Australian Agricultural and Resource Economics (AARES) 2011 conference*, 8-11 February 2011, Melbourne, Australia. [online] URL: <http://new.dpi.vic.gov.au/about-us/publications/economics-and-policy-research/2011-publications/land-use-planning-challenges-and-tools>.

- KEMKES, Kemkes; FARLEY, Joshua and KOLIBA, Christopher (2010). "Determining when Payments are an Effective Policy Approach to Ecosystem Service Provision", *Ecological Economics*, Vol. 69, No. 11, pp. 2069-2074.
- KOSOY, Nicolas and CORBERA, Esteve (2010). "Payment for Ecosystem Services as Commodity Fetishism", *Ecological Economics*, Vol. 69, No. 6, pp. 1228-1236.
- LELE, Sharachandra; WILSHUSEN, Peter; BROCKINGTON, Dan; SEIDLER, Reinmar and BAWA, Kamaljit (2010). "Beyond Exclusion: Alternative Approaches to Biodiversity Conservation in the Developing Tropics", *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Vol. 2, No. 1-2, pp. 94-100.
- LIU, Jianguo; DIETZ, Thomas; CARPENTER, Stephen; ALBERTI, Marina; FOLKE, Carl; MORAN, Emilio; PELL, Alice; DEADMAN, Peter; KRATZ, Timothy; LUBCHENCO, Jane; OSTROM, Elinor; OUYAN, Zhiyun; PROVENCHER, William; REDMAN, Charles; SCHNEIDER, Stephen and TAYOR, William (2007). "Complexity of coupled human and natural systems", *Science*, Vol. 317, No. 5844, pp. 1513-1516.
- LÜ, Yihe; CHEN, Liding; FU, Bojie and LIU, Shiliang (2003). "A Framework for Evaluating the Effectiveness of Protected Areas: the Case of Wolong Biosphere Reserve", *Landscape and Urban Planning*, Vol. 63, No. 4, pp. 213-223.
- MARTINEZ-ALLIER, Joan y ROCA, Jordi (2006). *Economía Ecológica y Política Ambiental*, México D.F., Fondo de Cultura Económica.
- MAYRAND, Karel and PAQUIN, Marc (2004). "Payments for Environmental Services: A Survey and Assessment of Current Schemes", *Unisféra International Centre*, disponible en: http://www.cec.org/Storage/56/4894_PES-Unisfera_en.pdf (julio 15 de 2011).
- MESSER, Kent (2007). "Transferable Development Rights: An Economic Framework for Success", *Journal of Conservation Planning*, Vol. 3, pp. 47-56.
- MICHAEL, Jeffrey (2003). "Efficient Habitat Protection with Diverse Landowners and Fragmented Landscapes", *Environmental Science and Policy*, Vol. 6, No. 3, pp. 243-251.
- MULLER, Ferdinand (2003). "Voluntary Approaches in Protection in Forests in Austria", *Environmental Science and Policy*, Vol. 6, No. 3, pp. 261-269.
- MURADIAN, Roldan; CORBERA, Esteve; PASCUAL, Unai; KOSOY, Nicolas and MAY, Peter (2010). "Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services", *Ecological Economic*, Vol. 69, No. 6, pp. 1202-1208.
- NAIDOO, Robin; BALMFORD, Andrew; COSTANZA, Robert; FISHER, Brendan, GREEN, Rhys; MALCOLM, T. R. and RICKETTS, Taylor (2008). "Global Mapping of Ecosystem Services and Conservation Priorities", *Proceedings of*

- the National Academy of Science of the United States of North America*, Vol. 105, No. 28, pp. 9495-9500
- NELSON, Erik; POLASKY, Stephen; LEWIS, David; PLANTINGA, Andrew; LONSDORF, Eric; WHITE, Denis; BAEL, David and LAWLER, Joshua (2008). "Efficiency of Incentives to Jointly Increase Carbon Sequestration and Species Conservation on a Landscape", *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of North America*, Vol. 105, No. 28, pp. 9471-9476.
- NORGAARD, Richard (2010). "Ecosystem Services: From Eye-Opening Metaphor to Complexity Blinder", *Ecological Economics*, Vol. 69, pp. 1219-1227.
- OSTROM, Elinor (2005). *Understanding Institutional Diversity*, Princeton, Princeton University Press.
- PAGIOLA, Stephano and ZHANG, Wei (2010). *Using PES to Implement REDD*, Montreal, 4th World Congress of Environmental Economists.
- PARKHURST, Gregory; SHOGREN, Jason; BASTIAN, Chris; KIVI, Paul; DONNER, Jennifer and SMITH, Rodney (2002). "Agglomeration Bonus: and Incentive Mechanism to Reunite Fragmented Habitat for Biodiversity Conservation", *Ecological Economics*, Vol. 41, pp. 305-328.
- PERMAN, Roger; MCGILVRAY, James; COMMON, Michael; MADDISON, David and MA, Yue (2003). *Natural Resource and Environmental Economics (3 ed.)*. Pearson.
- SEGERSON, Kathleen and MICELI, Thomas (1998). "Voluntary Environmental Agreements: Good or Bad News for Environment Protection?", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 36, No. 2, pp. 109-130.
- TALLIS, Heather; KAREIVA, Peter; MARVIER, Michelle and CHANG, Amy (2008). "An Ecosystem Services Framework to Support Both Practical Conservation and Economics Development", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of North America*, Vol. 105, No. 28, pp. 9457-9464.
- WALLS, Margaret and MCCONELL, Virginia (2007). *Transfer of Development Rights in US Communities: Evaluating Program Design, Implementation and Outcomes*, Washington, Resources for the Future.
- WALLS, Margaret and MCCONNELL, Virginia (2004). "Incentive-Based Land Use Policies and Water Quality in the Chesapeake Bay", *Resources for the Future Discussion Paper*, No. 04-20.
- WU, Junjie (2000). "Slippage Effects of the Conservation Reserve Program", *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 82, No. 4, pp. 979-992.
- WUNDER, Sven (2005). "Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts", *CIFOR Occasional paper*, No. 42.