

ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN SOCIALMENTE EFICIENTES: EL PAPEL DE LA VALORACIÓN ECONÓMICA EN EL ESQUEMA DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

Dra Verónica FARRERAS

Profesora Titular de Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente
Facultad de Ciencias Económicas – UNCUYO

1. INTRODUCCIÓN

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) define en términos generales a los servicios ambientales como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas¹. Durante los últimos 50 años, los seres humanos han generado importantes cambios en la dinámica de los ecosistemas para satisfacer principalmente las demandas, en rápido aumento, de alimentos, agua dulce, madera, fibra y combustibles. En este sentido, la EM dio a conocer que aproximadamente dos terceras partes de los servicios ambientales estaban siendo degradados o usados de manera insostenible, haciendo patente la necesidad de ampliar los criterios de conservación de manera que no se limitasen, simplemente, a medidas de comando y control². Parece existir en el pensamiento contemporáneo un consenso general por el que las únicas iniciativas de conservación capaces de mitigar la severidad de las presiones del crecimiento sobre los ecosistemas, son aquellas que procuran alcanzar sus objetivos mejorando el bienestar social. A fin de promover criterios enmarcados en esta nueva concepción, los especialistas en conservación han dirigido sus esfuerzos hacia el desarrollo de iniciativas basadas en incentivos económicos en las cuales los usuarios de las tierras reciben compensaciones por proteger los ecosistemas, compatibilizando sus beneficios con los de la sociedad en su conjunto. Estos incentivos pueden hallarse en un espectro que va de un extremo más indirecto a uno más directo en base a su grado de vinculación con los objetivos de conservación (Figura 1).

En los países en vía de desarrollo, por ejemplo, las iniciativas de conservación han hecho hincapié en el extremo más indirecto del espectro (Ferraro y Kiss, 2002) como, por ejemplo, el manejo de recursos naturales basado en la comunidad, los Proyectos Integrados de Conservación y Desarrollo (PICD) o el manejo forestal sostenible. Estas iniciativas alientan a las comunidades rurales a procurar la conservación de los ecosistemas mediante el manejo sustentable de los mismos, asumiendo que los beneficios económicos que se

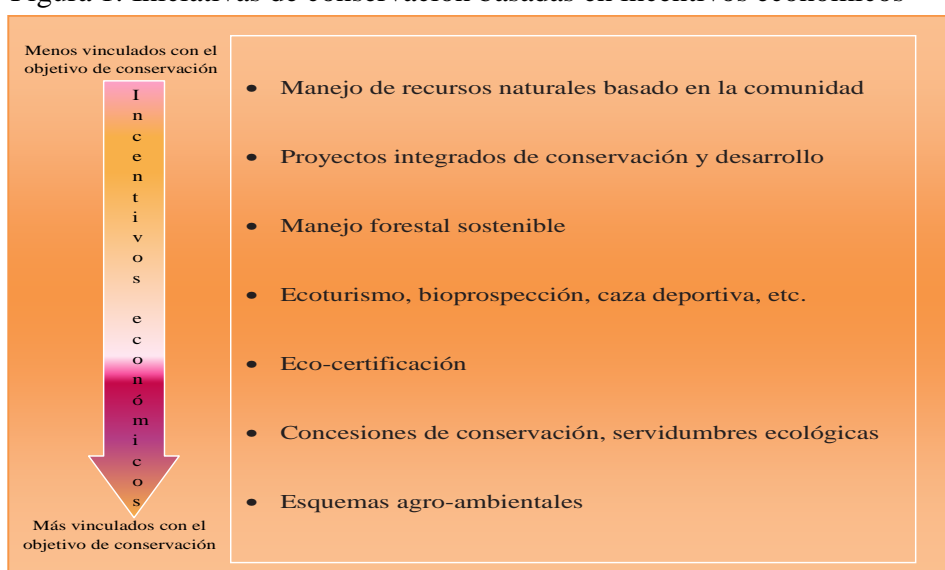
¹ Estos incluyen servicios de aprovisionamiento tales como alimentos, agua, madera y fibra; servicios de regulación como la regulación del clima, del agua y de los riesgos naturales; servicios culturales que proporcionan beneficios recreativos, estéticos y espirituales; y servicios de apoyo, necesarios para la producción de todos los demás servicios de los ecosistemas tales como la producción de biomasa, la formación y retención del suelo, el ciclo de los nutrientes, el ciclo del agua y la provisión de hábitat (EM, 2005).

² Comprende todas las leyes, normas y regulaciones ambientales.

ofrecen por la ejecución de estas iniciativas conducen a una mayor protección de los ecosistemas y de los servicios ambientales que éstos generan.

Después de décadas de esfuerzo dedicadas a la conservación mediante este tipo de iniciativas, hay un creciente reconocimiento de que estas estrategias de “conservación por distracción” rara vez funcionan. Algunos autores (Ferraro, 2001; Kiss, 2004) han señalado fallas conceptuales básicas; por ejemplo, las personas son más propensas a incorporar nuevas fuentes de ingresos como complemento de las actividades existentes y no como sustitutos de las mismas. Otros han señalado que las condiciones técnicas, económicas, sociales y políticas necesarias para conseguir iniciativas indirectas exitosas son difíciles de encontrar en el mundo real (Salafsky *et al.*, 1999; Roe *et al.*, 2000).

Figura 1: Iniciativas de conservación basadas en incentivos económicos



Fuente: Adaptado de Ferraro y Kiss (2002)

El éxito limitado de los enfoques indirectos de conservación ha acrecentado el interés por la aplicación de iniciativas de conservación basadas en incentivos más directos. Algunos ejemplos de estas iniciativas son los pagos basados en productos como la eco-certificación y los pagos por servicios ambientales (PSA) como los esquemas agro-ambientales (Claassen *et al.*, 2008; Baylis *et al.*, 2008), las concesiones de conservación o servidumbres ecológicas (Hardner y Rice, 2002; Niesten *et al.*, 2004). A pesar del considerable interés que ha despertado el uso de los PSA en América Latina, en nuestro País la aplicación de los mismos al día de hoy continúa siendo incipiente. El objetivo de nuestro trabajo es discutir a la luz de la teoría económica la medida en que los esquemas de PSA son estrategias de conservación socialmente eficientes. Para ello, se revisan y discuten las principales dimensiones y características de los programas de PSA empezando con una definición simple del término (sección 2) y continuando con una discusión de su lógica (sección 3). Luego se examina el rol del análisis económico en el diseño de los esquemas de PSA (sección 4), prestando especial atención a la valoración económica de los servicios ambientales. En esta misma sección se expone un caso de valoración económica de los

servicios ambientales generados en las cuencas hidrográficas que integran el área aluvional del Gran Mendoza mediante una aplicación de los experimentos de elección discreta. Finalmente, en la sección 5 se analiza con detalle un aspecto importante de los programas de PSA: su eficiencia y su repercusión en el bienestar social.

2. DEFINICIÓN

A menudo, el término PSA es utilizado para conceptualizar cualquier tipo de estrategia de conservación, incluyendo iniciativas como, por ejemplo, la eco-certificación y los derechos de bioprospección. Para los propósitos de nuestra discusión seguimos a Wunder (2005), quien define a un mecanismo de PSA como:

- 1) Un acuerdo voluntario donde un
- 2) servicio ambiental definido es comprado por
- 3) al menos un comprador, a
- 4) por lo menos un proveedor del servicio,
- 5) si y sólo si el proveedor suministra efectivamente dicho servicio ambiental.

Según el primer criterio, el PSA se da dentro de un marco negociado y voluntario que lo distingue de las medidas de comando y control. El segundo criterio establece que lo que se compra debe ser un servicio cuantificable como, por ejemplo, toneladas adicionales de carbono almacenado o usos de la tierra que posibiliten la provisión de dicho servicio. En todo esquema de PSA debe existir un flujo de recursos que va de al menos un comprador (criterio 3) del servicio ambiental a por lo menos un vendedor del mismo (criterio 4). Por lo general, los compradores del servicio ambiental monitorean si se han cumplido las condiciones contractuales y el pago se concreta sólo si el suministro del servicio está asegurado o si el uso acordado de suelos se cumple (criterio 5). En definitiva, la idea que hay detrás de cualquier esquema de PSA es que los demandantes de los servicios ambientales paguen – de manera directa, contractual y condicionada - a los usuarios de la tierra por adoptar prácticas que aseguren la conservación del ecosistema y de los servicios que éstos generan (Wunder, 2007).

Bajo este contexto, la demanda de un servicio ambiental puede ser generada por los usuarios directos del servicio quienes financian los programas de PSA; o por organizaciones gubernamentales y no gubernamentales quienes sin ser usuarias directas del servicio son en definitiva quienes financian el programa. En este último caso, la demanda del servicio ambiental se genera a partir de una demanda pública. De este modo, esquemas de PSA pueden estar financiados total o parcialmente por el gobierno a través de recursos públicos (subsidios, partidas presupuestarias, etc.) o impuestos asignados a fines específicos (gasolina, retenciones a las exportaciones de productos provenientes de la agricultura, etc.).

En los países en vía de desarrollo, existen numerosas iniciativas de PSA, pero sin lugar a dudas cuando se hace alusión a experiencias reales se mencionan a los esquemas de PSA de Costa Rica y de otras experiencias pioneras de América Latina (Wunder, 2007). La Tabla 1

enumera algunos casos de PSA en América Latina y resume las principales características de los mismos, agrupados de acuerdo con su fuente de financiamiento.

Tabla 1: Principales características de los programas de PSA en América Latina.

Caso, País (fuente)	Servicios ambientales ³		Oferentes (quienes reciben el pago)	Demandantes (quienes pagan por el servicio)	Inicio (año)	Escala espacial (tamaño área)
	Objetivo	Pago por				
Financiados por los usuarios del servicio						
PROFAFOR, Ecuador (Wunder y Albán, 2008)	Almacenamiento de carbono	Reforestación	Propietarios de tierras comunales e individuales	FACE (consorcio Electricidad)	1993	Tierras altas y regiones costeras (22.300 ha)
Pimampiro, Ecuador (Wunder y Albán, 2008)	Protección de cuencas hidrográficas	Conservación y restauración de bosques y páramos	Propietarios de tierras (Socios de la Cooperativa Nueva Américas)	Usuarios urbanos de agua con medidor (20% pago)	2000	Cuenca Palahurco, lado izquierdo (496 ha)
FONAG (Fondo fiduciario para la protección del agua), Ecuador (Echavarría, 2003)	Suministro de agua de calidad	Manejo de cuencas a través de la recuperación de la cubierta vegetal	-----	FONAG recibe dinero del gobierno, de los usuarios de agua y alcantarillado, de la Empresa Eléctrica Quito, de la cooperación internacional	2002	Cuenca alta del río Guayllabamba (1.000.000 ha)
Los Negros, Bolivia (Asquith <i>et al.</i> , 2008)	Protección de cuencas hidrográficas, biodiversidad	Conservación de bosques y páramos	Agricultores de Santa Rosa	Municipalidad de Pampagrande, Servicio de pesca y vida silvestre de los EEUU	2003	Cuenca alta Los Negros (2.774 ha)
El Chaco, Ecuador (Yaguache <i>et al.</i> , 2005)	Protección de cuencas hidrográficas	Conservación de bosques y restauración del paisaje forestal	Propietarios de tierras ubicadas en la cuenca alta	Usuarios del servicio de abastecimiento de agua para el consumo	2005	Microcuencas de los ríos San Marcos, Chontaloma y Ganadería, Cantón El Chaco (353 ha)

³ En América Latina, los mecanismos de pago por servicios ambientales (PSA) para la conservación y restauración de cuencas hidrográficas y, por consiguiente, los servicios hidrológicos constituyen el servicio para el cual funcionan la mayor cantidad de esquemas de pago (Robertson y Wunder, 2005; Landell-Mills y Porras, 2002).

Tabla 1 (continuación)

Caso, País (fuente)	Servicios ambientales		Oferentes (quienes reciben el pago)	Demandantes (quienes pagan por el servicio)	Inicio (año)	Escala espacial (tamaño área)
	Objetivo	Pago por				
Financiados por el gobierno (recursos públicos)						
Pago por servicios ambientales, Costa Rica (Pagiola, 2008)	Agua, biodiversidad, almacenamiento de carbono, belleza escénica	Conservación de bosques, plantaciones de madera, agroforestería	Propietarios privados y comunidades indígenas	FONAFIFO (agencia estatal autónoma)	1997	Nacional (270.000 ha)
Pagos por servicios hidrológicos, México (Muñoz-Piña <i>et al.</i> , 2008)	Protección de cuencas hidrográficas y acuíferos	Conservación de la superficie forestal	Propietarios de tierras comunales e individuales	CONAFOR (organismo forestal estatal)	2003	Nacional (600.000 ha)
Ley N° 26.331 de Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos, Argentina (Di Paola, 2011)	Regulación hídrica, conservación de la biodiversidad, del suelo y del agua, almacenamiento de carbono, belleza escénica, defensa de la identidad cultural	Mejorar y mantener los procesos ecológicos y culturales en los bosques nativos que benefician a la sociedad	Propietarios de predios que mantengan a los bosques nativos en pie	Fondo nacional para el enriquecimiento y la conservación de los bosques nativos	2012	Nacional

Fuente: Elaboración propia en base a Cordero Camacho (2008) y Wunder *et al.* (2008)

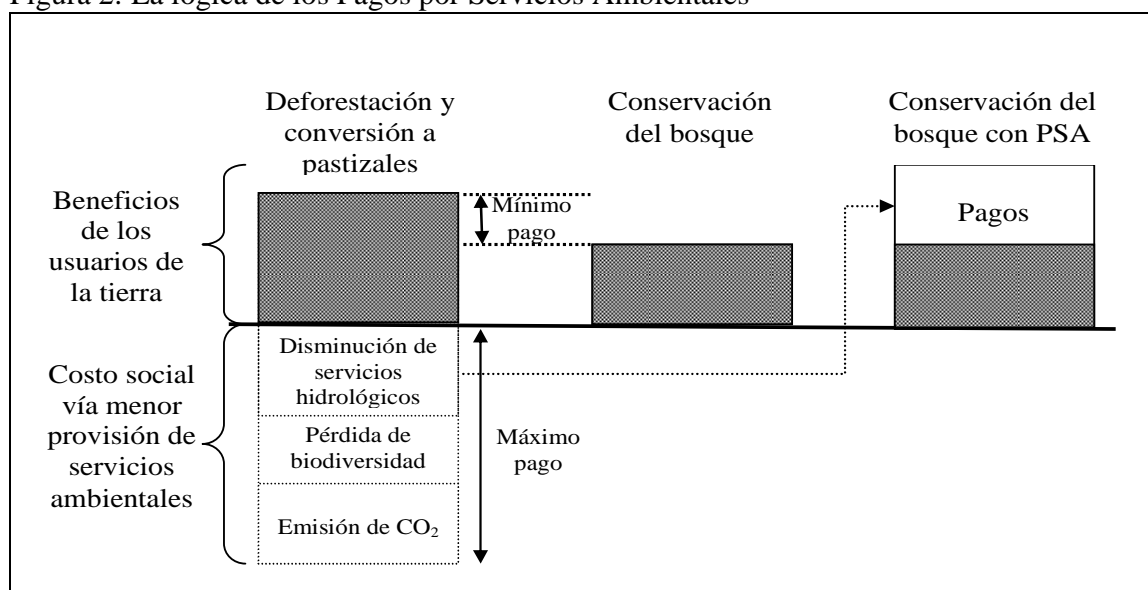
Existe una diferencia importante entre los programas de PSA financiados por los beneficiarios del servicio a través de contribuciones directas -tarifas, porcentaje de la planilla de agua potable- y los programas de PSA financiados por el sector público. Los programas financiados por los beneficiarios son totalmente voluntarios tanto para los proveedores del servicio como para los usuarios del mismo. Al contrario de lo que sucede en los esquemas de PSA financiados por los beneficiarios, los programas financiados por el gobierno son, a menudo, únicamente voluntarios para el proveedor del servicio, a excepción de aquellos esquemas que se sustentan en normativas donde los proveedores potenciales del servicio ambiental no tienen opciones reales de uso del suelo, por ejemplo, la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos prohíbe la realización de desmontes en los predios de los bosques nativos de muy alto y de mediano valor de conservación⁴. Dicha normativa, que concede una tutela ambiental común para los bosques nativos de todo el territorio nacional, constituye el proyecto de PSA más concreto implementado en nuestro País (Di Paola, 2011). La ley establece un régimen de fomento y de criterios para la distribución de fondos por los servicios ambientales que brindan los bosques nativos, mediante la creación del Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos. Asimismo, establece las bases reguladoras para compensar a los propietarios que conserven los bosques nativos por los servicios ambientales que sus bosques brindan a la sociedad.

3. LA LÓGICA DE LOS ESQUEMAS DE PSA

La lógica en la que sustentan los esquemas de PSA se ilustra en la Figura 2. Los usuarios de las tierras al no recibir ninguna compensación económica por los servicios ambientales que sus tierras generan a la comunidad, carecen de incentivos económicos para tener en cuenta estos servicios a la hora de decidir el uso de sus tierras (Pagiola y Platais, 2007). Tal como se ilustra en la Figura 2, los usuarios de la tierra reciben un beneficio menor de la conservación del bosque que el beneficio que obtendrían de un uso alternativo como, por ejemplo, la conversión a pastizales. En general, los individuos actúan motivados por su propio beneficio, si de la deforestación de un ecosistema obtienen mayores beneficios de los que podrían obtener de su conservación, van a deforestar. Sin embargo, la deforestación impone costos externos a la comunidad vía la menor provisión de servicios ambientales como biodiversidad, almacenamiento de carbono, etc. Por consiguiente, la ausencia de una adecuada compensación económica por los beneficios que sus tierras generan a la comunidad impone costos externos ambientales que afectan el bienestar de las presentes y futuras generaciones.

⁴ Las categorías de conservación se establecen, en función del valor ambiental de las distintas unidades de bosque nativo y de los servicios ambientales que éstos prestan: Categoría I (rojo) aquellos sectores de muy alto valor de conservación; categoría II (amarillo) sectores de mediano valor de conservación; categoría III (verde), sectores de bajo valor de conservación. No podrán realizarse desmontes en áreas clasificadas en las Categorías I y II. Los desmontes en la Categoría III deberán estar sujetos a un Plan de Aprovechamiento del Uso del Suelo sujeto a la evaluación de la Autoridad de Aplicación de la Jurisdicción.

Figura 2: La lógica de los Pagos por Servicios Ambientales



Fuente: Adaptado de Pagiola y Platais (2007)

Pagos por parte de los beneficiarios del servicio pueden ayudar a que la conservación sea la opción más atractiva para los administradores de los ecosistemas compatibilizando así sus beneficios con los de la sociedad en su conjunto al proveer el servicio ambiental en la cantidad y calidad socialmente óptima. De ahí, que los PSA hayan despertado un considerable interés como mecanismos que convierten las externalidades ambientales en reales incentivos económicos haciendo de la conservación la alternativa de manejo más atractiva para los propietarios o usuarios de los ecosistemas⁵.

4. NECESIDAD DE UN ANÁLISIS ECONÓMICO

En términos generales, el objetivo de los esquemas de PSA consiste en hacer que usos de la tierra socialmente deseables pero privadamente no rentables, pasen a ser lo suficientemente rentables para motivar a los usuarios de las mismas a adoptarlos, conciliando así los intereses de los usuarios de la tierra y de los beneficiarios de los servicios ambientales. Para ello, los esquemas de PSA se valen de un pago o compensación que hace que la conservación sea la opción más rentable para los usuarios de las tierras. El pago tendrá que ser mayor que el beneficio adicional que los usuarios de las tierras obtendrían de usos alternativos - pues si no, los usuarios de las tierras no cambiarán su comportamiento-, y menor que el valor que tiene el servicio ambiental para los beneficiarios -pues si no, los beneficiarios no estarán dispuestos a pagar por esos servicios (Figura 2). El análisis económico podría ayudar a estimar ambos valores: mínimo pago que los proveedores del servicio estarían dispuestos a aceptar y el máximo pago que los beneficiarios del servicio estarían dispuestos a pagar, estableciendo un rango de precios competitivos que, más allá de fortalecer las posiciones de negociación de proveedores y

⁵ Los esquemas de PSA intentan poner en práctica el teorema de Coase, el cual estipula que los costos externos pueden, bajo ciertas condiciones, ser superados a través de la negociación entre las partes afectadas.

beneficiarios del servicio ambiental, conlleve a que el esquema de PSA sea una estrategia de conservación socialmente deseable por contribuir al bienestar de las personas vía la provisión de los servicios ambientales.

4.1 Valor económico total de los servicios ambientales

Los servicios ambientales pueden contribuir de distinta forma al bienestar de las personas. Podemos pensar en valores de uso como los derivados del consumo de frutos, verduras, carnes que podemos obtener directamente de los ecosistemas, pero también podemos pensar en la recreación y la belleza escénica del patrimonio natural, que actualmente representan un componente importante del bienestar de muchas personas. Podemos pensar en valores de no uso, mucha gente da valor a algunos servicios ambientales aunque no los utilice en ese momento o ni siquiera planea utilizarlos (valores de existencia). Podemos pensar en valores de herencia o de opción (Riera *et al.*, 2005). Conocer el valor que los servicios ambientales tienen para la sociedad implica conocer el valor económico total y, por lo tanto, los valores de uso como de no uso (Pearce y Turner, 1995). La principal dificultad cuando se quiere conocer el valor económico de los servicios ambientales es que muchos de ellos carecen de un mercado y en consecuencia ignoramos sus precios. ¿Cuál es el precio de un hermoso paisaje? o ¿cuál es el valor de una mejora en la calidad del agua?

De ahí que sea importante contar con alguna metodología que permita estimar el valor de los servicios ambientales. Al contrario de lo que sucede con la valoración económica de los servicios ambientales, el costo de oportunidad o de conservación (mínimo pago que los proveedores del servicio estarían dispuestos a aceptar) puede estimarse a partir de los precios de mercado. Aquí sólo nos focalizaremos en la valoración económica de los servicios ambientales⁶, es decir, en inferir el máximo precio que los beneficiarios del servicio estarían dispuestos a pagar. Para ello, se presentan a continuación los principales métodos de valoración económica.

4.2 Métodos de valoración económica

La economía ha desarrollado un conjunto de métodos para estimar el valor de bienes sin mercado. Estos métodos permiten expresar en términos monetarios los cambios en el nivel de bienestar de las personas debido a un incremento o disminución de la cantidad o calidad de un bien o servicio ambiental. Los métodos de estimación de dichos valores se suelen dividir en dos grandes grupos, los de preferencias reveladas y los de preferencias declaradas (Braden y Kolstad, 1991; Freeman, 1993).

Los métodos de preferencias reveladas se basan en la observación de mercados de algún bien relacionado donde las personas “revelan” sus preferencias mediante sus decisiones, aunque el mercado no corresponda directamente al del bien a valorar (Freeman, 1993). Dentro de este grupo los dos principales métodos de valoración son el método de los precios hedónicos y el método del costo de viaje (Riera y Farreras, 2004). Poblaciones cercanas, por ejemplo, a un polo

⁶ La aplicación de los métodos de valoración es una práctica frecuente, y muy extendida, en la valoración de cambios ambientales (Carson *et al.*, 1993); sin embargo, pocas son aún las aplicaciones en PSA que las utilizan sobre todo en América latina.

industrial soportarán más los impactos negativos de la contaminación que las poblaciones más alejadas. De acuerdo con el método de los precios hedónicos, observando los precios de venta o alquileres de las viviendas localizadas en diferentes zonas según soporten en mayor o menor intensidad los costos externos de la contaminación, puede calcularse el valor implícito que la sociedad atribuye a los servicios ambientales como aire puro, paisaje, etc. Así, las preferencias reveladas a través de la decisión de compra o alquiler en el mercado inmobiliario, dan indicios sobre el valor que tiene para la sociedad los servicios ambientales sin mercado. Por su naturaleza, los métodos de preferencias reveladas permiten inferir únicamente el valor de uso del bien en cuestión.

El otro grupo de métodos es el de preferencias declaradas, denominados así porque los individuos expresan sus preferencias por el bien en mercados hipotéticos simulados mediante la utilización de cuestionarios. Si se asume que el bienestar de las personas se origina a través de la satisfacción de sus preferencias, la medida de bienestar puede expresarse mediante la disposición a pagar o la disposición a ser compensado ante un cambio en la situación o estado inicial. De los métodos de preferencias declaradas el más utilizado para valorar cambios en bienes y servicios ambientales ha sido el método de valoración contingente (Smith y Pattanayak, 2002). Este método, por medio de un cuestionario, busca que las personas declaren su máxima disposición a pagar –o la mínima disposición a aceptar en compensación – por algún cambio que afecte la cantidad o calidad del bien en cuestión (Mitchell y Carson, 1989). El valor que se obtiene hace referencia a la diferencia en el bienestar de la población por el cambio discreto analizado. Una ventaja importante que se les atribuye a los métodos de preferencias declaradas es que permiten inferir tanto valores de uso como de no uso (Riera, 1994).

Muchas veces, en lugar de valorar un único servicio ambiental, el investigador puede estar interesado en valorar al mismo tiempo distintos servicios ambientales como, por ejemplo, captación o fijación de carbono, biodiversidad o provisión de belleza escénica o paisajística. Si bien, en estos casos se podrían considerar repetidas aplicaciones del método de la valoración contingente para valorar por separado a cada uno de estos servicios ambientales, resulta más práctico utilizar otro método de preferencias declaradas como el método de los experimentos de elección discreta (Louviere, 1988; Hanemann y Kanninen, 1999; Bennett y Blamey, 2001). Este método se basa en la idea de que cualquier bien puede ser descrito en términos de sus características –que en el argot de los experimentos de elección se denominan atributos – y de los valores o niveles que estas puedan tomar. Por ejemplo, un bosque que provee variados servicios ambientales puede ser descrito por la cantidad de toneladas de carbono que almacena por año y por hectárea, por el número de especies arbóreas que lo constituyen, o por la cantidad de visitantes que recibe al año. Como estamos interesados en obtener valores monetarios para cada servicio ambiental, uno de los atributos debe ser monetario. Definidos los atributos y sus niveles se construyen las alternativas o combinaciones entre los niveles de los diferentes atributos. Una vez establecidas las alternativas, estas se agrupan en lo que se denominan conjuntos de elección. En un experimento de elección discreta, a las personas entrevistadas se les presenta el conjunto de elección compuesto por, al menos, dos alternativas y se les pide que seleccionen la alternativa preferida (Bateman *et al.*, 2002). El pago asociado – nivel del atributo monetario– a la alternativa seleccionada puede ser visto como una compensación equivalente al cambio en el bienestar individual por obtener un cambio deseado o por evitar uno indeseado. Sin embargo, este pago no representa el valor que tiene para la sociedad el servicio ambiental sino que constituye el medio –

atributo monetario– en el que se basa el método para expresar en términos monetarios el valor social del servicio ambiental bajo análisis. La aplicación empírica de valoración económica que se presenta a continuación utiliza este método de valoración.

Existen modelos estadísticos de los cuales se sirve el método de experimentos de elección para inferir las medias de los pagos máximos que estarían dispuestos a realizar las personas de la muestra por un cambio en la cantidad y/o calidad de cada servicio ambiental objeto de análisis. En el argot económico el pago máximo que se estaría dispuesto a pagar por unidad adicional se denomina valor marginal y se define como la disposición a pagar por variar en una unidad el nivel del atributo, por ejemplo, una disposición a pagar de \$5 por tonelada adicional de carbono almacenado por año. Para obtener cambios mayores a una unidad a partir de los valores marginales se suele extrapolar, por ejemplo suponiendo una relación lineal entre el valor total y la variación en el atributo. Por ejemplo, si el valor marginal de una tonelada de carbono almacenado por año es de \$5, entonces, el valor social de almacenar 100 toneladas de carbono por año sería aproximadamente de \$500 (Rolfe *et al.*, 2000; Morrison *et al.*, 2002; Riera *et al.*, 2007; Farreras y Mavsar, 2012). Este sería el precio máximo que los beneficiarios del servicio ambiental (almacenamiento de carbono) estarían dispuestos a pagar para que se almacenaran 100 toneladas de carbono por año. A su vez, este precio puede multiplicarse por la población relevante para obtener el valor agregado del cambio discreto analizado (100 toneladas de carbono por año) en el almacenamiento de carbono. A continuación se desarrolla un ejercicio de valoración económica tendiente a inferir el valor social de los servicios ambientales generados en las cuencas hidrográficas que integran el área aluvional del Gran Mendoza.

4.3 Valoración económica de los servicios ambientales generados en el área aluvional del Gran Mendoza

Esta sección se basa en el trabajo de Farreras y Vich (2013). El principal objetivo de la investigación fue estimar el valor que tiene para la sociedad de Mendoza los efectos que la presión antrópica impone al área aluvional del Gran Mendoza –vía la menor provisión de servicios ambientales – y la disposición a pagar por medidas de intervención que podrían mitigar la intensidad de dichos efectos⁷. Para ello, se utilizó el método de los experimentos de elección discreta como un método de valoración consistente con la teoría económica del bienestar (Jones y Pease, 1997; Louviere *et al.*, 2000; Bennett y Blamey, 2001).

Metodología. A partir de una revisión de la literatura, consultas a expertos en temas hidrológicos y diferentes sesiones de trabajo con grupos reducidos de la población, se determinaron los servicios ambientales y niveles que se incluyeron en la investigación. Los servicios ambientales (a partir de ahora atributos) considerados fueron: (1) cobertura vegetal, (2) recreación, (3) riesgo aluvional y (4) un pago anual para financiar medidas que podrían mitigar simultáneamente los cambios de la cobertura vegetal y del riesgo aluvional. Cada atributo presentó cuatro niveles como se muestra en la Tabla 2. Los niveles para los atributos cobertura vegetal, recreación y

⁷ Aunque en esta investigación no se consideraron explícitas medidas de intervención, dado que la misma se focalizó en la valoración económica de servicios ambientales, existen básicamente dos posibilidades de intervención, las de carácter intensivo que incluyen la realización de pequeñas obras –trampas de agua, diques de gaviones, etc. – y las de carácter extensivo que comprenden todas aquellas prácticas de mejoramiento de la vegetación natural.

riesgo aluvional se repartieron entre los valores medios actuales y los valores estimados bajo el escenario business-as-usual (BAU) o situación de status quo. Los niveles del escenario BAU podrían ser alcanzados en 10 años de seguir todo como hasta ahora, mientras que el resto de los niveles podrían alcanzarse en 10 años en caso de aplicarse medidas de intervención. Los niveles fueron percibidos como razonables y creíbles en las diferentes sesiones de trabajo y no causaron rechazo durante las entrevistas llevadas a cabo en la encuesta final. Los niveles de pago se determinaron como es habitual en la práctica a través de una encuesta piloto en la que las personas entrevistadas declararon lo máximo que estarían dispuestas a pagar por diferentes escenarios.

Tabla 2: Atributos y niveles utilizados en el ejercicio de experimento de elección discreta.









Atributo	Descripción	Nivel
Cobertura vegetal	Porcentaje promedio de la superficie del piedemonte cubierta con vegetación para dentro de 10 años.	• 45% (nivel actual)
		• 40%
		• 30%
		• 20% (<i>status quo</i>)
Recreación	Porcentaje de la superficie del piedemonte para el esparcimiento y la recreación durante los próximos 10 años.	• 100% (nivel actual/ <i>status quo</i>)
		• 60%
		• 40%
		• 20%
Riesgo aluvional	Riesgo medio aluvional para el Gran Mendoza para dentro de 10 años.	• 10% (nivel actual)
		• 12%
		• 14%
		• 16% (<i>status quo</i>)
Pago anual	Pago anual por persona en pesos (sujeto a un ajuste por inflación) destinado a medidas de mitigación.	• 0 pesos (nivel actual/ <i>status quo</i>)
		• 50 pesos
		• 75 pesos
		• 125 pesos

Definidos los atributos y sus niveles se aplicó el diseño factorial fraccionado para construir las alternativas o las posibles combinaciones entre los niveles de los diferentes atributos para ser presentadas a las personas entrevistadas⁸. Las 48 alternativas fueron agrupadas aleatoriamente en bloques de 3 + 1 (escenario BAU). En cada conjunto de elección, a las personas se les pedía que seleccionasen la alternativa preferida (Figura 3).

Figura 3: Ejemplo de conjunto de elección presentado en el experimento de elección

⁸ Inicialmente, se aplicó un diseño experimental completo resultando 81 (3^4) alternativas o posibles combinaciones. El 3^4 corresponde a cuatro atributos con tres niveles cada uno. Los niveles de la situación de *status quo* no fueron considerados en el diseño debido a que la situación de *status quo* no varía. Debido al elevado número de alternativas se aplicó el diseño factorial fraccionado (Louviere, 1988) lo que dio lugar a 48 alternativas.

¿Cuál de las siguientes opciones es la preferida por Usted?

SIN PROGRAMA	OPCIÓN 1	OPCIÓN 2	OPCIÓN 3
SIN PAGO ANUAL	PAGO ANUAL DE \$ 50 SUJETO A UN AJUSTE POR INFLACION	PAGO ANUAL DE \$ 75 SUJETO A UN AJUSTE POR INFLACION	PAGO ANUAL DE \$ 125 SUJETO A UN AJUSTE POR INFLACION
 DENSIDAD 20%	 DENSIDAD 30%	 DENSIDAD 30%	 DENSIDAD 40%
ESPARCIMIENTO Y RECREACIÓN 100%	ESPARCIMIENTO Y RECREACIÓN 20%	ESPARCIMIENTO Y RECREACIÓN 60%	ESPARCIMIENTO Y RECREACIÓN 20%
 RIESGO ALUVIONAL 16 POR 100	 RIESGO ALUVIONAL 12 POR 100	 RIESGO ALUVIONAL 14 POR 100	 RIESGO ALUVIONAL 12 POR 100
<input type="checkbox"/> SIN PROGRAMA	<input type="checkbox"/> OPCIÓN 1	<input type="checkbox"/> OPCIÓN 2	<input type="checkbox"/> OPCIÓN 3

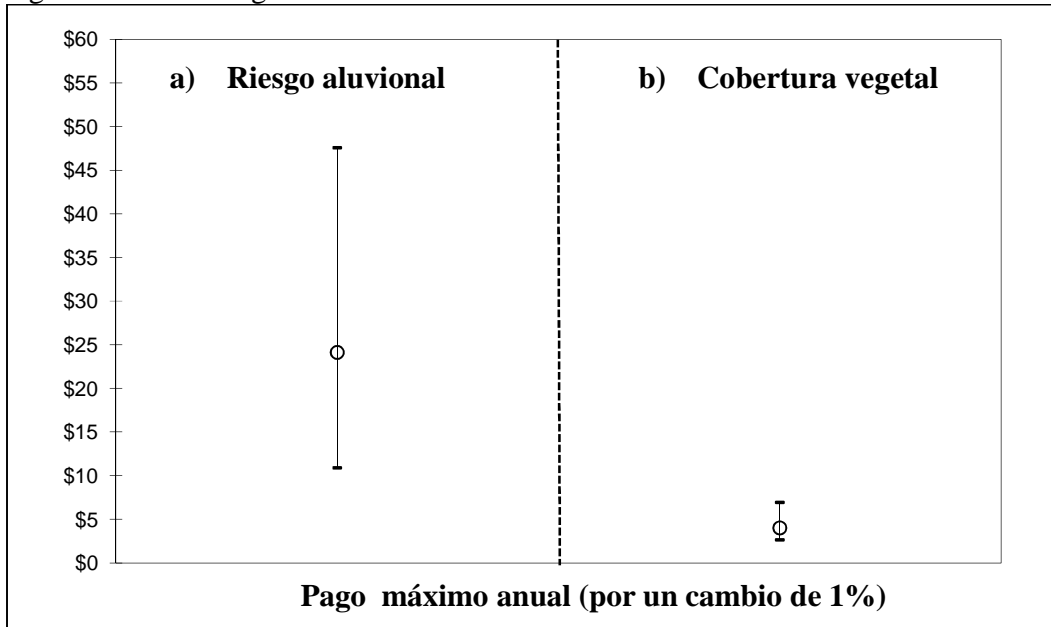
Aplicación y resultados. Una muestra representativa de 213 ciudadanos del Gran Mendoza fue entrevistada en sus hogares en otoño de 2013⁹. La muestra incluyó individuos de entre 24 y 80 años de edad residentes de las localidades de Capital, Godoy Cruz, Guaymallén, Las Heras, Luján, Maipú y se entrevistó en bloques. La selección de los individuos dentro de un bloque siguió un procedimiento de rutas aleatorias para seleccionar el hogar, y luego cuotas de edad y de género para seleccionar un individuo en particular del hogar. Alrededor del 90% de los individuos aceptó ser entrevistado. El cuestionario se estructuró en tres partes. La primera parte del cuestionario se dedicó a familiarizar a las personas entrevistadas con los servicios ambientales a valorar, la forma de provisión de los mismos, así como las condiciones y medios de pago. La parte central del cuestionario presentó los conjuntos de elección. Cada conjunto de elección presentó cuatro alternativas una de las cuales correspondía a la situación de status quo. A cada persona entrevistada se le presentaron dos conjuntos de elección diferentes. A continuación a las personas entrevistadas se les pedía que seleccionasen del conjunto de elección la alternativa preferida. La tercera y última parte del cuestionario fue diseñada para recoger datos socioeconómicos e información adicional sobre las personas entrevistadas. El tiempo promedio de las entrevistas fue de 30 minutos y no se detectaron signos de fatiga por parte de los participantes.

A partir de un modelo mixed logit se infirieron las medias de los valores marginales de cada uno de los servicios ambientales. Los valores marginales del riesgo aluvional y la cobertura vegetal fueron estadísticamente significativos con un nivel de confianza del 99%, mientras que el valor marginal de la recreación no resultó estadísticamente significativo. Por lo tanto, en la Figura 4 únicamente se presentan los valores marginales del riesgo aluvional y la cobertura vegetal. Estos valores reflejan la media de la máxima disposición a pagar de la población con un intervalo de confianza del 95%. De este modo, un ciudadano del Gran Mendoza por una disminución en un punto porcentual del riesgo aluvional, está dispuesto a pagar a partir de ahora, en promedio, como

⁹ Para nuestro estudio el aglomerado urbano de interés, por su cercanía con el piedemonte, fue el Gran Mendoza con una población aproximada de un millón de personas.

máximo \$ 24,13 (10,9; 47,57) al año durante 10 años; mientras que por un incremento en un punto porcentual de la cobertura vegetal, está dispuesto a pagar a partir de ahora, en promedio, como máximo \$ 4,02 (2,64; 6,93) al año durante 10 años (Figura 4).

Figura 4: Valor marginal de los servicios ambientales



Los valores se expresan en términos relativos de los atributos, con un intervalo de confianza del 95% para (a) una disminución de 1% del riesgo aluvional y (b) un incremento de 1% de la cobertura vegetal. El atributo monetario se expresa en pesos (valor 2013) en el eje vertical. (a) Una disminución del riesgo aluvional en un punto porcentual (por ejemplo, del 14% al 13%) equivale en términos de bienestar a un gasto anual de 24,13 (10,9; 47,57) pesos a partir de ahora y durante 10 años. (b) Un incremento de la cobertura vegetal en un punto porcentual (por ejemplo, del 40% al 41%) equivale en términos de bienestar a un gasto anual de 4,02 (2,64; 6,93) pesos a partir de ahora y durante 10 años. Las cifras entre paréntesis denotan los límites del intervalo de confianza al 95%. Los intervalos de confianza se calcularon utilizando el procedimiento de Krinsky y Robb (1986) con 2.000 repeticiones.

Fuente: Elaboración propia

Los resultados muestran que los efectos de la presión antrópica sobre el área aluvional del Gran Mendoza –vía la menor provisión de servicios ambientales – disminuyen el bienestar de los ciudadanos del Gran Mendoza. En particular, los ciudadanos del Gran Mendoza tienden a preferir el porcentaje actual de cobertura vegetal a porcentajes más bajos de cobertura. Esto implica que una disminución en la cubierta vegetal del área aluvional del Gran Mendoza disminuye el bienestar de la población. Con respecto a la recreación, los resultados señalan que una disminución transitoria de la superficie del piedemonte para el esparcimiento y la recreación no influye en el bienestar de los ciudadanos del Gran Mendoza. Esto podría estar indicando que una pérdida transitoria de recreación no preocupa a la población cuando la causa de esta se halla en la aplicación de medidas que mitigan la degradación del medioambiente. Otro de los resultados hallados muestra que una reducción del riesgo aluvional incrementa el bienestar de los ciudadanos del Gran Mendoza. La Figura 4 permite observar, además, que un incremento en un punto porcentual del riesgo aluvional es el efecto ambiental de origen antrópico sobre el área aluvional del Gran Mendoza que más preocupa a la población, seguido de una disminución en un

punto porcentual de la cobertura vegetal¹⁰. Aunque no hubo una pregunta explícita que investigara la razón de esta preferencia, en las diferentes sesiones de trabajo el piedemonte fue percibido por la mayoría de los participantes como una barrera natural contra los aluviones y cuando a los participantes se les pedía que nombrasen los beneficios que el piedemonte brinda al conjunto de la sociedad, la defensa aluvional fue la expresión que más se mencionó en las diferentes sesiones de trabajo.

En resumen, una menor provisión de servicios ambientales generados en el área aluvional del Gran Mendoza disminuyen el bienestar social y, por consiguiente, un ciudadano medio del Gran Mendoza estará dispuesto a pagar por medidas de intervención que podrían mitigar la degradación del ecosistema. De este modo, se ha querido ilustrar cómo la valoración económica permite estimar el valor social de los servicios ambientales, lo cual representa una aproximación del máximo precio que los beneficiarios de los servicios ambientales estarían dispuestos a pagar por la provisión de los mismos.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Mientras que no toda transformación de los ecosistemas es indeseable, la presencia de externalidades conlleva a que los ecosistemas sean transformados a una velocidad e intensidad mayor de lo socialmente deseable. A medida que los ecosistemas son sobreexplotados, los servicios ambientales que éstos generan son cada vez más amenazados. Esta emergente escasez los hace potencialmente comercializables. Si los beneficiarios de los servicios ambientales están dispuestos a pagar por la provisión de los mismos, los administradores de los ecosistemas estarán dispuestos a proveerlos y surgirá un mercado para ellos. Los esquemas de PSA se basan en la creación de mercados donde usuarios de la tierra están dispuestos a vender los servicios ambientales que sus tierras generan a cambio de un pago que los beneficiarios de los servicios están dispuestos a pagar. Una cuestión que preocupa y hacia la cual se ha dirigido una parte importante de la investigación en PSA, se refiere a la medida en que los programas de PSA son capaces de alcanzar sus objetivos de conservación mejorando el bienestar social, es decir, ¿la provisión del servicio ambiental comercializado a través de un programa de PSA es mayor que la provisión que se hubiese obtenido de ese mismo servicio sin programa?, ¿el programa de PSA es una estrategia de conservación que mejora el bienestar social?; en definitiva, ¿el programa es socialmente eficiente?

El análisis económico puede contribuir a diseñar esquemas de PSA socialmente eficientes mediante el establecimiento de un rango de precios competitivos que permita obtener el mayor bienestar posible de los recursos escasos. En el contexto de los PSA, el pago tiene una incidencia directa en la probabilidad de éxito del esquema al disminuir la probabilidad de que ocurran ineficiencias sociales que podrían apartarlo de sus objetivos de conservación. Ejemplos de casos de PSA del mundo real pueden ayudar a ilustrar lo comentado.

¹⁰ Sin embargo, el análisis sobre las disposiciones marginales a pagar presenta algunas limitaciones. Los valores marginales se estimaron utilizando un determinado rango de niveles para cada atributo (Tabla 2), por lo tanto, no se pueden extender las conclusiones a niveles ubicados fuera del rango considerado debido a que la percepción de las personas entrevistadas por estos nuevos niveles puede variar significativamente.

El esquema de PSA implementado en la cuenca alta Los Negros ofreció un pago relativamente bajo (valores equivalentes en especie aproximadamente a US\$ 7/ha/año) en relación con los costos de oportunidad o de conservación de los bosques y los páramos. Los costos de oportunidad variaban mucho de acuerdo con la pendiente, la fertilidad del suelo, y el acceso, pero en general excedían sustancialmente los US\$ 7/ha/año. Con este pago no competitivo, se podría pensar que nadie participaría del programa. Sin embargo, varios productores participaron principalmente porque se les ofrecía un pago por mantener un bosque que de todas formas pensaban conservar por los bajos costos de conservación. Aunque este esquema ha despertado un creciente interés en la literatura por la experiencia aportada en los principios básicos de los PSA, probablemente hasta el momento no haya logrado alcanzar sus objetivos de conservación: una mayor provisión de servicios hidrológicos y una mayor protección de la biodiversidad (Robertson y Wunder, 2005).

Algo parecido sucede con el esquema de PSA de Costa Rica, el cual ofrece pagos relativamente bajos y no diferenciados (Pagiola, 2008). Es decir, el esquema paga a todos los usuarios de las tierras por igual, quedando sin margen para adaptar la estrategia de conservación a las necesidades particulares de cada situación. Por consiguiente, se tiende a atraer únicamente a los usuarios de la tierra cuyos costos de conservación son bajos. Este tipo de ineficiencia social, pagar por la adopción de prácticas de manejo que se hubieran adoptado de todos modos, se conoce como “lack of additionality” o “dinero por nada” dado que la implementación del esquema no conlleva a una mayor provisión de servicios ambientales (Ferraro y Pattanayak, 2006).

Esquemas con este tipo de ineficiencia presentan, además, una mayor probabilidad de experimentar otro tipo de ineficiencia social: El ofrecimiento de pagos insuficientes -relativamente bajos- para inducir a que la conservación sea la opción más atractiva provoca que usos del suelo socialmente no deseables continúen siendo las alternativas más rentables para los usuarios de las tierras. De manera que, los esquemas de PSA implementados tanto en los Negros como en Costa Rica son estrategias de conservación socialmente no eficientes debido a que los niveles de bienestar social obtenidos son menores a los niveles que se podrían haber alcanzado con la implementación de dichos esquemas. Estudios de rentabilidad por usos alternativos de la tierra pueden ayudar a definir pagos competitivos y a encauzar los recursos limitados a aquellas áreas donde realmente hagan la diferencia. Al tiempo que, conocer más sobre la variabilidad espacial de los costos de conservación permite construir esquemas de pagos más eficientes por dirigir los recursos hacia aquellos productores para los que la conservación sin compensación no es una alternativa rentable. De modo que un adecuado análisis económico orientado a estimar pagos competitivos y diferenciados, puede disminuir la probabilidad de que ocurran ineficiencias sociales como las ilustradas mediante los esquemas de PSA implementados en Los Negros y Costa Rica.

Los programas de PSA financiados por el sector público pueden experimentar, además, otro tipo de ineficiencia social: pagar más por algo que vale menos. Por ejemplo, el estudio de valoración económica presentado en la sección anterior permitió estimar el valor social de algunos de los servicios ambientales generados en las cuencas ubicadas al oeste del Gran Mendoza. Suponiendo que están dadas las condiciones, necesarias y suficientes, para pensar en la implementación de un esquema de PSA como estrategia de conservación del piedemonte, la comparación del valor social con el costo de conservación podría indicar si el esquema constituiría una estrategia de

conservación socialmente eficiente. Por ejemplo, si los costos de conservación resultasen mayores al valor social de los servicios ambientales, el PSA no sería una estrategia de conservación socialmente eficiente debido a que se estaría pagando más por algo que vale menos lo que conduciría a una pérdida de bienestar social. Mientras que si dichos costos fuesen menores al valor que tiene para la sociedad los servicios ambientales generados en las cuencas, el PSA podría ser una estrategia de conservación capaz de alcanzar sus objetivos de conservación mejorando el bienestar social por evitar una pérdida de bienestar causada por la degradación de dichos servicios.

Una futura investigación podría evaluar la eficiencia del programa de PSA enmarcado en la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, focalizándose en las siguientes cuestiones: ¿los pagos que se realizan a través del Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos son realmente suficientes para que la conservación constituya la opción más rentable para el propietario del bosque?, ¿los pagos están dirigidos sólo hacia aquellos propietarios para los cuales la conservación sin compensación no es una alternativa rentable?, ¿el valor social de los servicios ambientales generados en los bosques nativos es mayor que el pago que reciben los propietarios por la provisión de los mismos? La respuesta a estos interrogantes más allá de evaluar si este esquema es una estrategia de conservación socialmente eficiente, en cierta medida nos estaría indicando la capacidad que tiene el esquema de continuar “vigente” en caso que la demanda de los servicios objeto del mismo ya no se generara a partir de una demanda pública, es decir, si el esquema dejara de ser financiado por el gobierno a través de recursos públicos.

BIBLIOGRAFÍA

Asquith, N.M., M.T. Vargas y S. Wunder, 2008. Selling two environmental services: in kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. *Ecological Economics* 65, pp. 676-685.

Bateman I., R. Carson, B. Day, W. M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. O'zdemiroglu, D. W. Pearce, R. Sugden y J. Swanson, 2002. *Economic valuation with stated preference techniques: a manual*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham: UK.

Baylis, K., S. Peplow, G. Rausser y L. Simon, 2008. Agri-environmental policies in the EU and United States: a comparison. *Ecological Economics* 65, pp.753-764.

Bennett J. y R. Blamey, 2001. *The choice modelling approach to environmental valuation*. Edward Elgar. Cheltenham: UK., 269 pp.

Braden J. y C. Kolstad, 1991. Environmental demand theory. En *Measuring the demand for environmental quality*. Braden, J. y C. Kolstad (eds.). Elsevier. Amsterdam: Holanda: 17-39.

Carson, R. T., N. Carson, A. Alberini, N. Flores y J. Wright, 1993. *A bibliography of contingent valuation studies and papers*. Natural Resources Damage Assessment. La Jolla, California: USA.

Claassen, R., R. Cattaneo y R. Johansson, 2008. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice. *Ecological Economics* 65, pp. 737-752.

Cordero Camacho, D., 2008. Esquemas de pagos por servicios ambientales para la conservación de cuencas hidrográficas en el Ecuador. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 17(1), pp. 54-66.

Di Paola, M., 2011. Pago por servicios ambientales. Análisis de la implementación en Argentina y situación específica del Fondo de la Ley de Bosques Nativos. Informe Ambiental Anual de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN), pp. 26.

Echavarría M., 2003. El financiamiento de cuencas hidrográficas: el Fondo del Agua (FONAG) de Quito, Ecuador. En: *La venta de servicios ambientales forestales. Mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo*. Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills (eds.), Primera edición. Instituto Nacional de Ecología (INE). México D.F., México.

EM (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington.

Farreras, V. y A. Vich, 2013. Valoración económica de los servicios ambientales generados en el área aluvial del Gran Mendoza: Una aplicación de los experimentos de elección discreta. *Anales del IV Congreso Nacional de Geografía de Universidades Públicas XI Jornadas Cuyanas de Geografía*. Mendoza, Argentina.

Farreras, V. y R. Mavsar, 2012. Burned forest area or dead trees? A discrete choice experiment for Catalan citizens. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 12 (2), 137-153.

Ferraro, P. y A. Kiss, 2002. Direct payments to conserve biodiversity. *Science*, vol. 298, pp. 1718-1719.

Ferraro, P. y S. Pattanayak, 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biol* 4(4): e105.

Ferraro, P., 2001. Global habitat protection: limitations of development interventions and a role for conservation performance payments. *Conservation Biology*, vol. 15(4), pp. 990-1000.

Freeman, A., 1993. *The measurements of environmental and resource values: Theory and methods*. Resources for the Future: Washington, DC.

Hanemann, W.M. y B.K. Kanninen, 1999. The statistical analysis of discrete-response CV data. Capítulo 11. En *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, EC, and developing countries*. Bateman, I.J. y K.G. Willis (eds.), Oxford University Press, Oxford: UK.

Hardner, J. y R. Rice, 2002. Rethinking green consumerism. *Scientific American*, May, pp. 88-95.

- Jones, C.A. y K.A. Pease, 1997. Restoration-based compensation measures in natural resource liability statutes. *Contemporary Economic Policy*, 15: 111–122.
- Kiss, A., 2004. Making biodiversity conservation a land use priority. En *Getting biodiversity projects to work: towards more effective conservation and development*. McShane, T. y M. Wells (eds.), pp. 98-123, Columbia Univ. Press, New York.
- Krinsky, I. y L. Robb, 1986. On approximating the statistical properties of elasticities. *The Review of Economics and Statistics*, 68 (4): 715-719.
- Landell-Mills, N. y I. Porras, 2002. *Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor*. London, IIED.
- Louviere J., D. Hensher y J. Swait, 2000. *Stated choice methods: analysis and applications*. Cambridge University Press: Cambridge, 418 p.
- Louviere J.J., 1988. Analyzing individual decision making: metric conjoint analysis. En *Quantitative applications in the social sciences*. University Series N° 67. Sage. Newbury Park: CA.
- Mitchell, R.C. y R.T. Carson, 1989. *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Resources for the Future, Washington: DC.
- Morrison, M., J. Bennett, R. Blamey y J. Louviere, 2002. Choice modelling and tests of benefit transfer. *American Journal of Agricultural Economics*, 84: 161-170.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J.M. Torres y J. Braña, 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, pp. 726-737.
- Myers, N. y J. Kent, 2001. *Perverse subsidies*. Island Press, Washington, DC.
- Nielsen, E., R. Rice, S. Ratay y K. Paratore, 2004. *Commodities and conservation: the need for greater habitat protection in the tropics*. Conservation International, Washington
- Pagiola, S. y G. Platais, 2007. *Payments for environmental services: from theory to practice*. World Bank, Washington.
- Pagiola, S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65, pp. 712–724.
- Pearce W.D. y R.K. Turner, 1995. *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Celeste Ediciones: Madrid.
- Pimm, S., M. Ayres, A. Balmford, *et al.*, 2001. Can we defy nature's end? *Science*, Vol. 293, pp. 2207-2208.

- Riera, P. y V. Farreras, 2004. El método del coste de viaje en la valoración de daños ambientales. Una aproximación para el País Vasco por el accidente del Prestige. *Ekonomiaz*, 57 (3), pp. 68-85.
- Riera, P., 1994. Manual de valoración contingente. Instituto de Estudios Fiscales: Madrid.
- Riera, P., D. García, B. Kriström y R. Brännlund, 2005. Manual de economía ambiental y de los recursos naturales. Editorial Thomson Paraninfo, Madrid.
- Riera, P., J. Peñuelas, V. Farreras y M. Estiarte, 2007. Valuation of climate-change effects on Mediterranean shrublands. *Ecological Applications*, 17, pp. 91–100.
- Robertson, N. y S. Wunder, 2005. Fresh tracks in the forest: assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Roe, D., J. Mayers, M. Grieg-Gran, A. Kothari, C. Fabricius, y R. Hughes, 2000. Evaluating eden: exploring the myths and realities of community-based wildlife management. Series No. 8. International Institute for Environment and Development Publications, London, 124 pp.
- Rolfe, J., J. Bennett y J. Louviere, 2000. Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. *Ecological Economics*, 35, pp. 289-302.
- Salafsky, N., B. Cordes, J. Parks y C. Hochman, 1999. Evaluating linkages between business, the environment, and local communities: final analytical results from the biodiversity conservation network. Biodiversity Support Program, Washington, DC, 230 pp.
- Smith, V.K. y S.K. Pattanayak, 2002. Is meta-analysis a Noah's Arch for nonmarket valuation?. *Environmental and Resource Economics*, 22, pp. 271-296.
- Wunder, S. y M. Albán, 2008. Decentralized payments for environmental services: the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 65, pp. 686-699.
- Wunder, S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Center for International Forestry Research (CIFOR). Occasional Paper No. 42, Jakarta, Indonesia.
- Wunder, S., 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, Vol. 21 (1), pp. 48-58.
- Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola , 2008. Taking stock: lessons learnt for the design of payments for environmental services programs. *Ecological Economics* 65, pp. 834-852.
- Yaguache R., 2005. La experiencia del cantón El Chaco en la protección de sus fuentes de agua. Ministerio del Ambiente del Ecuador y Gobierno Municipal de El Chaco. Impresión Graphus, Quito, Ecuador.