

IMPACTOS EN LA EFICIENCIA Y EFECTOS DISTRIBUTIVOS DE LOS ESQUEMAS DE PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES

Efficiency and distributional impacts of Payment for Environmental Services schemes

BYRON MAZA ROJAS¹, JAN BARKMANN², FRANK VON
WALTER², RAINER MARGGRAF²

¹Universidad Regional Amazónica, IKIAM, Ecuador, Sector Atacapi, Ikiam, Tena - Ecuador. E-mail: byronvmr@yahoo.es

²Georg-August-Universität Göttingen, Department of Agricultural Economics and Rural Development, Platz der Göttinger Sieben 5, 37073 Göttingen, Germany. E-mail: j barkma@gwdg.de, fwalter2@gwdg.de, rmarggr@uni-goettingen.de

Recibido junio 2014. Aceptado febrero 2015

Resumen

El artículo investiga los efectos de diferentes instrumentos de conservación para evitar la conversión de los bosques en la región montañosa al sur de Ecuador, en cuanto al costo - eficiencia de la conservación y la mitigación de la pobreza. Los esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) voluntarios, que cubren los costos de oportunidad, pueden proteger la mayor parte del bosque nativo (305 ha; 36%). Por el contrario, un enfoque mandatorio que cubre todas las fincas y compensa a un costo de oportunidad promedio de 156 USD/ha/año sólo asegura 136 ha. Los enfoques voluntarios tienen un mejor desempeño con una contribución máxima a los ingresos de los hogares de alrededor del 10% para los tres quintiles de hogares más pobres y los coeficientes de GINI de ~ 0.477 . Si los pagos se limitan a estos quintiles a tasas de entre 150 y 300 USD/ha/año, sólo de 168 a 84 hectáreas de bosque son protegidos, pero los coeficientes de GINI se reducen a 0,470 - 0,462. Si bien los enfoques mandatorios parecen de peor desempeño, llegamos a la conclusión de que graves disyuntivas entre costo eficiencia y la reducción de la pobreza puedan afectar la aplicación de incentivos económicos en el área de estudio.

Palabras claves: incentivos económicos, socio bosque, eficiencia, impactos distribuidos.

Abstract

This paper investigates the effects of differing conservation instruments fostering a forest conversion ban in mountainous southern Ecuador on cost-efficiency of conservation and on poverty alleviation. A voluntary Payment for Environmental Services paying just the opportunity costs can cover most of the relevant forest area (305 ha; 36%). In contrast, a mandatory approach covering all farms and compensating at an average opportunity cost of

Byron Maza Rojas *et al.*

156 USD/ha/yr only secures 136 ha. Voluntary approaches fare better in this respect with a maximum contribution to household incomes of about 10% for the three poorest household quintiles and GINI coefficients of ~ 0.477 . If payments are restricted to these quintiles at rates between 150 and 300 USD/ha/yr, only 168 to 84 ha forest are covered but the GINI coefficients drops to 0.47-0.462. While mandatory approaches appear worst, we conclude that severe trade-offs between cost efficiency and poverty alleviation are likely to impact PES application in the study area.

Key words: economic incentives, socio bosque, efficiency, distributional impacts

1. Introducción

Los incentivos económicos se han recomendado no sólo para incrementar las ganancias en eficiencia si se compara con los instrumentos de “comando y control”, sino también porque pueden ser un instrumento de lucha contra la pobreza (Wunder y Albán 2008). Por ejemplo, el Pago por Servicios Ambientales pueden proporcionar ingresos en efectivo a los tenedores de tierras que son pobres, y puede contribuir a diversificación de los ingresos para ellos (Ferraro y Kiss 2002). Por el contrario, la creación obligatoria de áreas protegidas sin indemnización, así como los impuestos de utilización de la tierra pueden tener consecuencias distributivas negativas para las personas pobres (Engel et al. 2008). En particular, el PSA puede ayudar en el alivio a la pobreza cuando los más pobres y posibles proveedores de los servicios de los ecosistemas tienen el menor costo de oportunidad de la oferta de servicios de los ecosistemas (Jack et al. 2008a). Sin embargo, pueden existir disyuntivas entre los dos objetivos: aumentar la eficiencia de la conservación y la reducción de la pobreza (Jack et al. 2008a). Por lo tanto, existe la necesidad de realizar estudios de impacto en la eficiencia y alivio de la pobreza de los instrumentos de conservación basados en el mercado (Engel et al. 2008, Börner et al. 2010).

Este trabajo analiza el costo eficiencia y los efectos distributivos de los pagos para la conservación del bosque nativo en la Reserva de la Biosfera "Podocarpus - El Cóndor" en el sur de Ecuador. Utilizamos la definición de PSA determinado por Wunder (2005), el PSA es una transacción voluntaria, con servicio de ecosistema definido (uso nativo tierras forestales), con el comprador (el gobierno), con un proveedor (agricultor), y existe seguridad en la provisión del servicio ecosistémico (condicionalidad). Nosotros analizamos y comparamos la eficiencia en la conservación de los bosques con esquemas "obligatorios" versus esquemas "voluntarios" de PSA. Los esquemas son usados para medir el impacto distributivo de cómo se hacen los pagos (Pagiola 2010). Varios PSA "pro-poor" se usan para mostrar el potencial de los incentivos de conservación como una herramienta para la reducción de la pobreza (Pagiola et al. 2005). Por otra parte, se calcula el impacto del incentivo en el ingreso total del hogar, y se discuten las ventajas y desventajas entre la conservación y la reducción de la pobreza. Nuestra hipótesis es que existen

disyuntivas entre la eficiencia en la conservación del bosque y alivio a la pobreza.

2. Estado del Arte

2.1. Costo de oportunidad y eficiencia

La integración de los costos en la planificación de la conservación aumenta la eficiencia (cf Naidoo y Adamowicz 2005). Por ejemplo, la evaluación a escala nacional del PSA en Costa Rica llegó a la conclusión de que la provisión de servicios de los ecosistemas potencialmente podría duplicarse, si se supiera más acerca de los costos de participación de los propietarios de las tierras involucrados en el programa, incluyendo los costos de oportunidad (Wünscher et al. 2008). El costo de oportunidad es la parte de un ingreso que se pierde si alguna restricción hace cumplir el cambio a una alternativa, financieramente es el segundo mejor ingreso. Con información válida y fiable sobre la estructura de costos de oportunidad de un conjunto de propietarios de tierras, el director de un esquema de PSA podría hacer ofertas individualizadas muy rentables para la participación de los distintos propietarios de la tierra.

Para el presente estudio, el costo de oportunidad es el ingreso perdido si la regulación o las restricciones contractuales de un PSA imponen algún tipo de uso del suelo de conservación (cf., Azzoni y Isai 1994, Chomitz et al. 2005). En resumen, los informes basados en los datos de rendimientos actuales, así como los argumentos teóricos apoyan la noción de que la consideración de los costos de oportunidad de la conservación que nacen por la participación de los propietarios de la tierra es un elemento básico y fundamental en el diseño de un incentivo económico (cf. Pagiola et al. 2005, Adams et al. 2010).

Hay varias maneras de evaluar el costo de oportunidad. En el enfoque más directo, los propietarios de tierras son encuestados y se analiza su entorno económico de producción. Sin embargo, estas encuestas son caras de administrar y analizar. Por otra parte, los encuestados pueden responder estratégicamente para que los resultados de la encuesta general generen un sesgo y optimicen su posición en las negociaciones de contratos futuros (información asimétrica). Por último, un estudio puramente financiero no incluye los componentes de utilidad de no-mercado que pueden influir en las decisiones de uso de la tierra (Jack et al. 2008b, Wünscher et al. 2008).

Una alternativa a la información de la encuesta es la utilización de las subastas para la asignación de contratos de conservación a los propietarios de tierras privadas. Las subastas se desempeñan bien en los casos de información asimétrica y pueden integrar las consideraciones no financieras por parte de los propietarios de tierras que de otro modo son difíciles de capturar (Latacz-Lohmann & Van der Hamsvoort 1997, Latacz-Lohmann & Schilizzi 2005, Jack et al. 2008b). Hasta el momento, no existen

experiencias con un enfoque de la subasta para el PSA en Ecuador pero varios estudios de caso internacionales están disponibles. Los ejemplos incluyen los programas de "EcoTender" en Australia (Latacz-Lohmann & Schilizzi 2005) "BushTender" y, o "El Programa de Conservación de la Reserva" en los EE.UU. (Kirwan et al. 2005). Existe un solo estudio publicado, en un país en desarrollo, en donde un PES se ofrece la conservación del bosque a través de una subasta en Indonesia (Jack et al. 2008b). Otro artículo señala la asignación de contratos de plantación de árboles de enfoque subasta en Malawi (Jack 2010). En contraste con otros instrumentos de conservación, PSA promete mejorar la eficiencia (Wunder 2007). Estas mejoras en la eficiencia pueden, por ejemplo, usarse para liberar recursos para otros proyectos de conservación o de ampliar las existentes (Engel et al. 2009).

Desde la perspectiva de la economía del bienestar, la adicionalidad y la condicionalidad son condiciones previas para un PSA sea económicamente exitoso. La adicionalidad significa que el pago en realidad aumenta la prestación de servicios frente a una línea de base. La condicionalidad significa que el pago sólo se hace si el servicio prometido sea realmente prestado (Wunder 2005). El escenario más prometedor para la aplicación de PSA es cuando la rentabilidad del uso de la tierra agrícola es sólo marginalmente más alta que bajo algún uso del suelo de conservación deseado (Wunder 2005, Wunder 2007). En este caso, un pago relativamente pequeño puede inducir un cambio hacia el uso del suelo de conservación. Sin embargo, si los costos de transacción de un PSA son prohibitivamente altos, la compra de tierras puede ser una mejor opción. Del mismo modo, los altos costos de oportunidad pueden argumentar que se establezcan las áreas protegidas obligatoriamente desde una perspectiva de los contribuyentes (cf. Wunder 2007). Desde una perspectiva de costo-beneficio de la sociedad, poco se gana en este caso, ya que estos costos de oportunidad deben pertenecer a alguien, es decir el propietario de la tierra. Los PSA pueden ser diseñados en base a una tasa fija de pago por unidad de área (o por unidad de prestación de servicio), o con un pago que refleja los costos directos y los costos de oportunidad del proveedor de servicios.

Tradicionalmente, se han ofrecido contratos a tipo fijo "tarifa plana". Los esquemas de tasa fija tienen déficit de eficiencia en comparación con los regímenes orientados al costo de oportunidad (Wunder 2007). Por ejemplo, los agricultores con altos beneficios marginales de producción por unidad de área son difíciles de atraer a pesar de que su tierra puede ser de importancia crítica (Wunder 2005, Engel et al. 2009). Del mismo modo, los agricultores con bajos costos de oportunidad pueden prestar el servicio, incluso sin pago adicional (Wunder 2005). Sin embargo, pueden estar muy dispuestos a suscribir sus tierras al esquema y son pagados a una tasa alta de compensación fija (sin adición). Ambos problemas podrían ser resueltos si el comprador es capaz de ofrecer contratos, a los titulares de las tierras de PSA, que corresponden a su costo de oportunidad. Este problema es particularmente importante si los costos de oportunidad son heterogéneos (Wünscher et al. 2008).

Debido a la asimetría de información entre compradores y proveedores de servicios, ya sea el director del programa de incentivos tiene que inspeccionar y/o estimar el costo de oportunidad muy diligentemente u ofrecer un esquema de subasta competitiva para los contratos de PSA (Latacz-Lohmann y Schilizzi 2005). Además de los pagos diferenciados de acuerdo a los costos de oportunidad de los propietarios de tierras, la eficiencia de un PSA se incrementa si los pagos se pueden diferenciar en función de la intensidad de la prestación de servicios de los ecosistemas por unidad de área (Engel et al. 2009). Sin embargo, tal "focalización" espacial (Wünscher et al. 2008, Pagiola 2008) requiere de herramientas y/o procedimientos para evaluar la importancia absoluta o relativa de un área para la provisión del servicio. Esto puede aumentar sustancialmente los costos de transacción globales de un PSA focalizado. Dos aspectos que, además, pueden reducir la eficiencia del PSA son la falta de permanencia y las "fugas" (Wunder 2005).

En contraste con la compra de tierras o el establecimiento de un área protegida de forma permanente, el PSA no establece regularmente una protección permanente. Una vez que los pagos cesan al término de la vigencia del contrato, la prestación del servicio puede terminar. Las fugas pueden ocurrir aunque el titular de la tierra permanece en el contrato para la tierra directamente cubierta por el PSA. Sin embargo, con los recursos adicionales en efectivo pagados y/o con el trabajo liberado, usos de la tierra no deseables pueden implementarse y comprometer otros lugares en la oferta global de los servicios del ecosistema.

2.3. Implicaciones distributivas

Los impactos distributivos de las políticas de biodiversidad tienen relevancia cuando las políticas imponen un costo a personas (Bagnoli et al. 2008) o proporcionan beneficios potenciales (Zilberman et al. 2006). Tales problemas de distribución son especialmente importantes si las ventajas y desventajas se distribuyen de manera desigual entre las personas "ricas" y "pobres" (cf. Bawa et al. 2004). Los PSA ciertamente no son una herramienta para la reducción de la pobreza per se, ya que se han desarrollado a partir de una perspectiva de la eficiencia económica. Con los incentivos económicos cada vez más populares como instrumentos de conservación, hay un interés urgente para evaluar sus impactos distributivos (Engel et al. 2008). Este tema tiene gran relevancia para nuestra área de estudio, en el sur del Ecuador, debido a que los Andes son un "hot spot" de alta prioridad de conservación, que coincide con una alta incidencia de la pobreza (Fisher & Christopher 2007).

El Convenio sobre la Diversidad Biológica reconoce la interacción de conservación-pobreza como potencialmente problemática y el alivio de la pobreza es una de sus metas (SCDB 2009). Adams et al. (2004) analizan cuatro enfoques que abordan la conservación vis-a-vis el alivio de la pobreza: (i) la pobreza y la conservación son separados de las políticas, (ii) la pobreza es un obstáculo fundamental para la

conservación, (iii) la conservación no debe poner en peligro la reducción de la pobreza, (iv) la reducción de la pobreza depende de la conservación de los recursos que viven. Teniendo en cuenta estas posibles interacciones entre conservación y reducción de la pobreza, la integración de ámbitos en la política de conservación es muy necesario. De acuerdo con el punto (ii), Wunder (2007) se refiere a la "justicia" en general de un proyecto de conservación como condición previa para el éxito a largo plazo. Para muchos países en desarrollo, el tipo de interacción entre el alivio de la pobreza y la conservación se complica por aspectos de gobernanza débiles (Roe y Elliot 2006). Varios estudios teóricos han revelado restringir y facilitar las condiciones para un impacto de un PSA "pro-poor" (FAO 2007, Zilberman et al. 2006, Wunder 2005, Pagiola et al. 2005).

Los factores que influyen en el impacto son la distribución espacial de los hogares pobres, la estructura de los derechos de propiedad de la tierra, la productividad de la tierra agrícola, así como la distribución social de la provisión de los servicios de los ecosistemas (FAO 2007). Además, el diseño del PSA en sí puede inducir diferentes efectos distributivos (Pagiola 2010). Cualquier impacto distributivo potencialmente positivo puede darse si los tenedores de tierras pobres deciden participar.

Las decisiones de participación están influenciados no sólo por los costos de oportunidad, sino también por los costos de transacción de la participación, las fluctuaciones de precios y otros riesgos de la producción, así como de tipo inseguro o inadecuado de la tenencia de la tierra (Wunder 2007). Las condiciones positivas de un impacto distribucional incluye focalizar los beneficiarios (Bond et al. 2009, Wunder 2008, Uchida et al. 2007). Los pobres necesitan para participar. El análisis de la influencia de la focalización social es uno de los puntos de este estudio ya que comparamos la focalización social en el diseño de tres de los siete instrumentos de conservación. A continuación se indican las condiciones positivas para un impacto "pro-poor", que son frecuentemente citados en la literatura: 1) Correlación no positiva entre la oferta de servicios del ecosistema y la productividad de usos alternativos del suelo.

Las personas pobres pueden ofrecer una alta oferta de servicios de los ecosistemas en áreas de baja productividad agrícola (Zilberman et al. 2008, Pfaff et al. 2008), por ejemplo, PSA tiene un efecto significativo sobre la gente pobre cuando se encuentran en localizados tierras altas, de baja densidad, alta oferta de los servicios de los ecosistemas, bajos costos de oportunidad y transacción, y la alta disposición a pagar por parte de algunos beneficiarios (Leimona et al. 2009). 2) Los PSA promueve el empleo de mano de obra de los pequeños agricultores (Zilberman et al. 2008), por ejemplo, a través de la agroforestería (Pagiola et al. 2008), o la erradicación de las plantas exóticas invasoras para restaurar las funciones del ecosistema (Turpie et al. 2008). 3) Distribución equitativa de la tierra (Zilberman et al. 2008). 4) Alta tasa de pobreza (Pagiola et al. 2008). 5) Costos de la transacción bajos como los esquemas de

pequeños propietarios colectivos (Wunder 2008, Bracer et al. 2007, Swallow et al. 2005). 6) Acceso al crédito y a la información técnica cuando se trata del cambio del uso de la tierra, por ejemplo, sistemas agroforestales (Pagiola et al. 2008). 7) Múltiples opciones de contratos de PSA (Pagiola et al. 2008, brazales et al. 2007). 8) Precondiciones institucionales: instituciones locales que permiten a la conservación y refuerzan la motivación personal (Clements et al. 2010.) Como por ejemplo: títulos de propiedad formales (Wunder 2008, Zbinden y Lee 2005), fortalecer a largo plazo los derechos de propiedad privada/comunal/indígenas (Gong et al. 2010, Milder et al. 2010, Kollmair y Rasul 2010, Corbera et al. 2007, Bracer et al. 2007), el acceso equitativo a la tierra (Kollmair y Rasul 2010), la regulación de la dinámica del poder estatal y crear el escenario para el proceso de participación (Bracer et al. 2007). 9) Reducción de riesgo de pago por servicios ambientales (Gong et al. 2010) y equidad en los niveles de pago y términos del contrato (Bond et al. 2009). 10) Vincular los incentivos económicos a otros programas de desarrollo (Kollmair y Rasul 2010).

Un estudio de la revisión de aspectos de PSA (Engel et al. 2008) indica que hay poca verificación empírica de cualquier efecto del alivio de la pobreza por parte de los incentivos económicos para la conservación. En particular, los resultados de los pocos estudios existentes no apoyan la idea de un impacto pronunciado "pro-poor". El incentivo económico creado por el gobierno ecuatoriano "Socio Bosque" fue diseñado específicamente para integrar con éxito la conservación de ecosistemas naturales y la mitigación de la pobreza (Ministerio de Ambiente 2011). Con respecto a los aspectos de distribución, Grieg-Gran et al. (2005) sacaron algunas lecciones del análisis de varios incentivos económicos en Latinoamérica. Los autores llegaron a la conclusión de que los incentivos investigados contribuyeron a los ingresos en efectivo de los propietarios, pero que la mayoría de los beneficios financieros no fueron para los pobres. De hecho, los únicos incentivos con un claro impacto favorable a los pobres tenían sólo un pequeño número de participantes y fue de corta duración. Sin embargo, se observan con frecuencia efectos positivos sobre el estado de la tenencia de la tierra, el capital social, la formación en el manejo forestal, y en el empleo. Además, hay poca evidencia de impactos negativos.

Hasta cierto punto, la falta de un impacto sobre el alivio de la pobreza podría atribuirse a las condiciones del contrato de los incentivos, los mismos que descarta la participación de los pequeños productores, por ejemplo, a causa de la tenencia informal de tierras o usos de la tierra "mixtos" (agroforestería, bosque secundario joven) que impedían la participación de los pequeños propietarios. Un ejemplo de un incentivo con éxito que abordó dos objetivos, alivio a la pobreza y oferta de servicios ecosistémicos, es el programa "working for water program" (WfW), un enorme esquema patrocinado por el gobierno de la República de Sudáfrica (Turpie et al. 2008). WfW genera empleo para los propietarios de tierras con la finalidad de reforestar los terrenos para la provisión de agua. Con respecto al diseño de PSA en sí (por ejemplo, tasa fija versus pagos individualizados), los impactos distributivos son

teóricamente esperados (Pagiola 2010).

Empíricamente, existen resultados contradictorios con respecto a los impactos positivos de los esquemas de tasa fija para los pobres. Zbinden & Lee (2005) encuentran que la mayoría de los beneficios no se transmite a los hogares pobres. Por el contrario, Wunder y Alban (2008) informan de una buena conducción de beneficios a los participantes que son pobres. Con respecto a determinar el impacto de un incentivo en la pobreza, estudios anteriores utilizan los coeficientes de Gini para mostrar el impacto distributivo (Pascual et al. 2010, Uchine et al. 2007).

Los estudios teóricos y empíricos citados arriba muestran que un elevado número de factores que pueden influir en la eficiencia, así como los efectos distributivos de los diferentes instrumentos de conservación. Tres de los factores que pueden afectar a ambos aspectos son (i) participación obligatoria versus voluntaria, (ii) el nivel de los pagos concedidos en relación con los costos de oportunidad, y (iii) tasa fija vs tasa flexible, pagos orientados al costo de oportunidad. Sin embargo, muy pocos estudios empíricos están disponibles, que evalúan la influencia de estos factores, y que investiguen las potenciales disyuntivas entre los dos objetivos de la política de conservación y reducción de la pobreza (Börner et al. 2010). Por desgracia, los instrumentos de conservación en comparación de este trabajo son todos con un enfoque estricto de no-uso. Se asume que la prohibición de la deforestación para la tala selectiva o extracción de Productos Forestales no Maderables no es posible. Además, los costos de transacción no son investigados aquí (Wünscher et al. 2008). Por lo tanto, cualquier influencia de estos factores no se considera en el presente trabajo.

3. Materiales y métodos

El área de investigación se encuentra en el sur de Ecuador en la Reserva de la Biosfera "Podocarpus-El Cóndor" en las provincias de Loja y Zamora-Chinchipec (Figura 1). El área de investigación es parte del "hot spot" de biodiversidad global de las montañas de los Andes (Brummitt y Lughadha 2003). La mayoría de los hogares rurales son pequeños agricultores pobres que su fuente de ingresos es producción ganadera extensiva (Beck 2008). El área de protección "Corazón de Oro" (Área de Bosque y Vegetación Protectora Corazón de Oro; ABVPC) se estableció al norte del Parque Nacional Podocarpus. Forma parte de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional que es la zona núcleo de la reserva de la biosfera.

Se utilizó el ingreso neto del sistema de producción ganadero para cada hogar como indicador de los costos de oportunidad de las medidas de conservación. Con el fin de poder comparar la eficacia de la conservación y los impactos distributivos de diferentes instrumentos de conservación, cada uno de los instrumentos se le debe asignar la misma cantidad de dinero a desembolsar. En primer lugar, un estudio

anterior había revelado que el 30% (839 ha) de la zona del proyecto corren un riesgo inmediato la conversión de bosques a pasturas (Eichhorn 2009). El riesgo de conversión se calculó por regresión logística múltiple considerando principalmente el acceso al mercado y los aspectos geomorfológicos como la altitud y la pendiente. En segundo lugar, el programa Socio Bosque paga un máximo de 30 USD/ha/año para los bosques existentes en las comunidades pobres por 20 años (Ministerio del Ambiente Ecuador 2011). Usamos la tasa de pago de Socio Bosque para dar el presupuesto de conservación multiplicando la tasa de bosques más amenazados, 839 hectáreas por 30 USD/ha/año lo que resulta en un presupuesto de 25.170 USD/año. Se asume que este presupuesto es completamente pagado a los agricultores, es decir, los costos de transacción no se contabilizan (Wunder et al. 2008, Pagiola y Bosquet 2009).

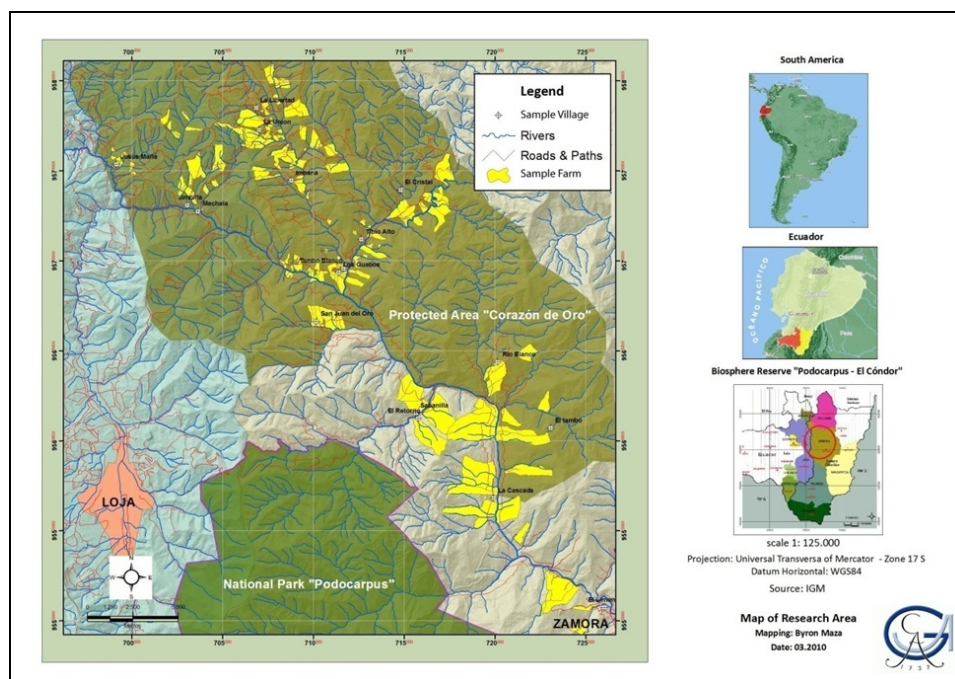


Figura 1. Área de investigación en la Reserva de la Biosfera "Podocarpus-El Cónдор", sur de Ecuador

Comparamos cuatro instrumentos de conservación con esquemas obligatorios o voluntarios, ya sea de costo fijo u orientado al costo de oportunidad. El quinto instrumento de conservación está diseñado para proporcionar el máximo beneficio a las familias más pobres de agricultores locales. Los instrumentos obligatorios representan una clase de instrumentos en que el gobierno impone todas las reglas y también determina el pago al propietario individual de las tierras (Engel et al. 2008).

En nuestros ejemplos, la característica fundamental es que todas las familias de agricultores están obligados a participar en el esquema de conservación. En particular, estipulamos que se requiere que cada familia campesina debe someter la misma proporción de sus tierras a la prohibición de la conversión del bosque. Estos planes no incluyen ningún tipo de orientación espacial, por ejemplo, mediante la imposición de la prohibición de los bosques sólo en las 839 hectáreas que se determinaron como los más en peligro de deforestación.

Para el esquema de tasa fija obligatoria, la tasa de compensación por los terrenos necesarios para ser colocados bajo el esquema se ha fijado en el costo de oportunidad promedio de los hogares de agricultores encuestados (159 USD/ha/año). Por lo tanto, un presupuesto de conservación de 25.170 USD / año puede cubrir aproximadamente el 18,8% de las 839 hectáreas amenazadas por la deforestación. Estos 18,8% se distribuirá proporcionalmente entre todas las familias de acuerdo al tamaño del bosque. Si estipulamos que los costos de oportunidad de los hogares individuales son conocidos, y no sólo una estimación del costo medio de la muestra, se podrían hacer los pagos de compensación de forma individual a las familias campesinas. Esto da lugar al esquema de costo de oportunidad obligatoria. En un presupuesto de conservación, es necesario determinar la parte de los terrenos forestales de las fincas que se pueden colocar como máximo bajo el esquema de conservación, sin exceder el presupuesto. La participación fue encontrado por un simple cálculo: el costo de oportunidad individuo multiplicado por el área de bosque bajo riesgo y se multiplica por la parte proporcional. La parte proporcional se ajustó hasta que los pagos totales ($n = 130$) no excedan el presupuesto de conservación. Este porcentaje es 16.17%.

Para los instrumentos voluntarios, se supone que una familia campesina opta por participar en un esquema de conservación ofrecido solamente si el pago por hectárea es superior a su costo de oportunidad por hectárea. Para determinar los hogares que participan en un esquema de tipo de interés fijo voluntario, primero se determina la máxima cantidad de terrenos forestales que se pueden incluir en función de sus costos de oportunidad. Si los hogares se ordenan según su costo de oportunidad por hectárea, los hogares participantes se determinan seleccionando sucesivamente desde las tierras más baratas a las tierras más caras de la lista, hasta agotar el presupuesto. Además, toda la tierra ya incluida tiene que multiplicarse con el costo de oportunidad de la última hogar añadido. Si se sigue este procedimiento, el presupuesto de conservación de 25.170 USD/año se agota a una tasa fija de 102 USD/ha/año. En un esquema de costo de oportunidad voluntaria, las parcelas forestales de los hogares de agricultores simplemente se incluyeron uno por uno de la lista ordenada hasta que se agote el presupuesto. Efectivamente, esta selección de los hogares sería el resultado de una subasta competitiva de contratos de PSA. En dicha subasta, los hogares agrícolas tendrían que hacer las ofertas que igualan exactamente sus costos de oportunidad.

Un análisis inicial de las cuatro opciones de PSA mostró que su impacto distributivo es problemático. Una gran parte de los recursos financieros tiende a terminar con los hogares relativamente menos pobres. Por lo tanto, diseñamos un esquema específico de PSA "pro-poor". El proceso de diseño se basó en la consideración de que la forma más sencilla de lograr impactos distributivos positivos es focalizar los pagos para los pobres. Para el 67% de nuestra muestra, el ingreso total del hogar agricultura (suma de agricultura, ganadería y los ingresos no agrícolas) es inferior a la renta mínima de Ecuador (522 USD/mes) que es necesario para subsistir una familia de cinco miembros en Ecuador (INEC 2009). Sólo estas familias deben ser elegibles para participar en el programa; e incluso dentro de este gran grupo de contratos de los hogares debe ser asignado con el fin de disminuir la pobreza. Los pagos de compensación deben exceder los costos de oportunidad con la finalidad de incluir a los hogares pobres. Un régimen voluntario, focalizado en la pobreza, con los pagos de compensación relativamente altos, fijos, es una manera directa de la incorporación de las consideraciones mencionadas. En particular, se analizan los impactos de tres esquemas, ya sea con 150, 200 o 300 USD/ha/año como tasas fijas. Todas las familias pobres con costos de oportunidad por debajo de estos esquemas se asignan los contratos hasta que se agote el presupuesto de 25.170 USD/año.

Para un análisis del impacto distributivo de las cinco opciones de PSA, se calcularon variable que se aplican a los hogares individuales o a los quintiles de la distribución de la pobreza como aproximación la distribución del ingreso total ex-ante. El ingreso ex-ante es el ingreso total del hogar que incluye: agrícola y no agrícola. El ingreso final es el ingreso total ex-ante, más los pagos para la conservación forestal. Las variables calculadas son: i) La distribución de los fondos totales entre quintiles de pobreza (= promedio de pago recibidos por hogar quintil de pobreza), ii) Impacto del ingreso relativo por hogar y por quintil de pobreza (= pago recibido / ingreso total ex-ante), iii) Número de hogares que sobrepasan la línea de pobreza después del pago, iv) Coeficiente de GINI que mide los grados de desigualdad en la distribución del ingreso en una sociedad determinada. Estudios anteriores utilizan los coeficientes de GINI para mostrar el impacto distributivo de los incentivos económicos (Pascual et al. 2010, Uchine et al. 2007).

4. Resultados y discusión

El costo de oportunidad promedio de los hogares es de 160 USD/ha/año en la muestra. Por otra parte, los costos de oportunidad en la distribución del ingreso son los siguientes: primer quintil 100 USD/ha/año, segundo quintil 131 USD/ha/año, tercer quintil 166 USD/ha/año, cuarto quintil 162 USD/ha/año, y el quinto quintil de 235 USD/ha/año

En términos del total de fondos gastados por los hogares de agricultores por quintiles de pobreza, el esquema mandatorio costo de oportunidad tiene el peor resultado

distributivo. Mientras que los hogares más pobres sólo reciben alrededor de 30 USD/año, los hogares menos pobres reciben más de 500 USD/año. El esquema mandatorio de tasa fija es sólo un poco mejor. El esquema de tasa fija voluntario tiene el mejor impacto en los pobres. Sin embargo, para cualquiera de estas opciones de PSA, el quintil más pobre de los hogares recibe el pago más bajo promedio por hogar.

Con respecto al impacto de los pagos comparados con el ingreso total del hogar, el mismo rendimiento relativo se da en los cuatro esquemas. El esquema de costo de oportunidad mandatorio tiene el peor rendimiento y el esquema de tipo de interés fijo voluntario tiene el mejor rendimiento. Los dos planes voluntarios suman aproximadamente el 6% y el 10% de los ingresos de los hogares más pobres.

Se dan mejoras claras con respecto al impacto distributivo en los tres PES "pro-poor". Si 300 USD/ha/año se paga a los hogares más pobres, casi 500 dólares son gastados en promedio en los hogares de los 2 quintiles más pobres, resultando en un aumento de ingresos de los hogares de 37% y 20% respectivamente. En el esquema de 200 USD/ha/año, los pagos medios son dos veces más altos para el segundo quintil, y un impacto relativo en los ingresos para los dos quintiles en alrededor de 22-23%. Muy poco dinero se desembolsa a los moderadamente pobres. No hay dinero para al menos dos quintiles de la distribución del ingreso con el esquema de 150 USD/ha/año.

El número de hogares por debajo del umbral de la pobreza no es muy sensible a los sistemas de pago (Fig. 2). En la situación actual, así como en el "Pro-Poor 300" PES, sólo 43 de los hogares están por encima de la línea de pobreza. Incluso el "mejor" instrumento permite sacar solo cinco hogares adicionales sobre la línea de pobreza.

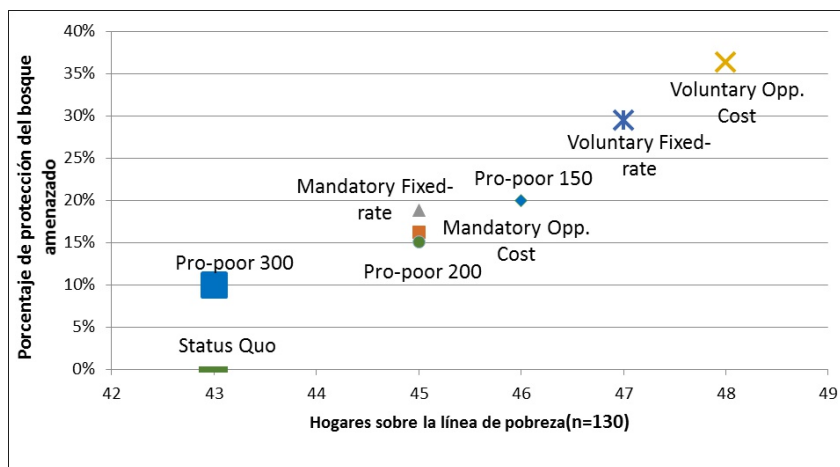


Figura 2. Bosque protegido versus hogares sobre la línea de pobreza

El coeficiente de GINI del conjunto de hogares de la muestra es 0.487 en el status

quo (Fig. 3). Con un esquema de costo de oportunidad mandatorio, el valor se mantiene prácticamente inalterado. El pago fijo en el esquema mandatorio pagando el costo de oportunidad promedio por finca conduce a una pequeña mejora (esquema mandatorio tasa fija). Otras mejoras se pueden lograr con los instrumentos voluntarios (~ 0.477), y finalmente con los PSA "pro-poor". Los resultados se muestran en las Figuras 3, el esquema de "Pro-Poor 300" es el que funciona mejor (0.462), seguido de "Pro-Poor 200", y "Pro-Poor 150".

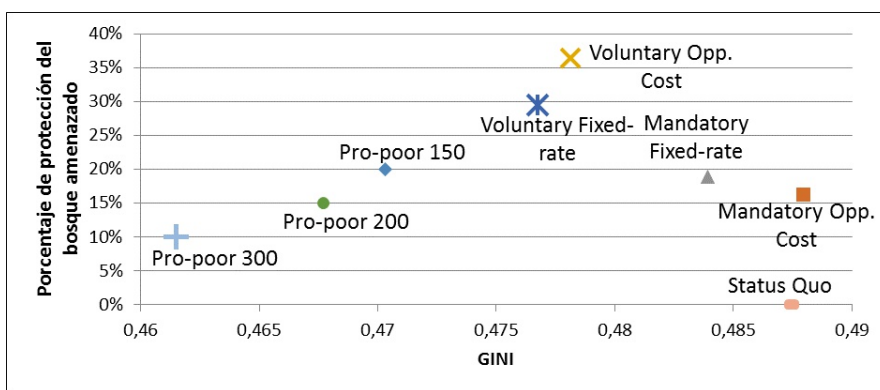


Figura 3. Bosque protegido versus coeficiente GINI

En la tabla 1 se indica el área protegida para cada uno de los esquemas. La menor área protegida se consigue con los PSA "Pro-Poor300" con ~ 84 ha (10% del área amenazada). El otro "Pro-Poor 200" alcanza entre el 15-20%. Los dos esquemas obligatorios tienen entre 16-19% de área protegida. Por el contrario, los esquemas de tasa fija voluntarios son capaces de cubrir casi el 30% a $\sim 36%$ (305 ha; esquema de costo de oportunidad voluntaria).

Cuadro 1. Protección de los bosques y la participación de los hogares

Esquema	Pago Medio (USD/ha/año)	Área Bosque (ha)	Área Bosque (%)	Hogares (número)	Hogares (%)
Mandatory Fixed-rate	159	158,07	18,84	124	95
Mandatory Opportunity Cost	Individual opport. cost	135,67	16,17	124	95
Voluntary Fixed-rate	102	247,34	29,48	53	41
Voluntary Opportunity Cost	Individual opport. cost	304,98	36,35	46	35
Pro-poor Fixed-rate 150	150	167,73	19,99	37	28
Pro-poor Fixed-rate 200	200	126,14	15,03	37	28
Pro-poor Fixed-rate 300	300	83,6	10,00	39	30

Existen grandes lagunas de conocimiento en cuanto a la efectividad de los incentivos de conservación (Engel et al. 2009). Un número de factores es conocido o

hipotetizado que influyen en la eficiencia, así como los efectos distributivos de los diferentes instrumentos de conservación, incluyendo PSA. En este estudio, se investigó tres de los siguientes factores: (i) participación obligatoria vs participación voluntaria, (ii) el nivel de los pagos en relación con los costos de oportunidad, y (iii) tasa fija vs tasa flexible, costo de oportunidad orientada a pagos. Nos centramos en la comparación de las variantes de los instrumentos de PSA. Los dos regímenes mandatorios son menos rentables que los dos esquemas voluntarios. Este efecto es causado por el hecho de que los instrumentos mandatorios están diseñados como un PSA que ofrecen un pago de compensación por conservar el bosque. Como se requiere que todos los hogares participen en los esquemas respecto a los costos de oportunidad, muchas tierras forestales muy "caras" son incluidas a promedio por hectárea y con un presupuesto fijo.

Con respecto a las repercusiones en la distribución, se pudo obtener una serie de resultados. Lo más importante, el impacto alivio de la pobreza es pequeño en cualquier esquema. Esto apoya a otros resultados respecto a que los impactos favorables a los pobres son raramente observados (Engel et al. 2008). En el caso de Costa Rica, la mayor parte de los pagos van a los hogares con mejor situación económica (Grieg-Gran et al. 2005, Zbinden & Lee 2005), en otro caso la transferencia de beneficios económicos va a los grandes propietarios de las tierras en la Amazonia brasileña (Boner et al. 2010). Jack et al. (2008a), así como Zilberman et al. (2006) sugieren que el PSA puede ayudar a aliviar la pobreza cuando más pobres son los proveedores potenciales y tienen el menor costo de oportunidad del suministro de servicios del ecosistema.

Curiosamente, este es el caso en nuestra muestra con un costo de oportunidad promedio del quintil más pobre de la pobreza 100 USD /ha/año en lugar de 236 USD/ha/año para el quintil menos pobre. Sin embargo, ninguno de los PSA fue capaz de generar más de un 10% de ingresos adicionales para los hogares por debajo del umbral de la pobreza; a menudo se obtuvieron resultados peores. En cuanto a las cantidades absolutas de dinero desembolsado, todos los esquemas asignan la menor cantidad para el quintil más pobre. Esta observación subraya el segundo requisito mencionado por (Jack et al., 2008a.): Los proveedores más pobres deben ser también los que tienen un alto potencial de prestación de servicios. En este sentido, nuestros resultados muestran los hogares más pobres sólo poseen críticamente pocas tierras forestales que se puede colocar bajo cualquier régimen en el primer lugar.

Mientras que el tamaño medio de los bosques del quintil más pobre es de 1,65 ha, el quintil menos pobre posee 13,3 hectáreas en promedio. Nosotros esperamos disyuntivas entre los objetivos de eficiencia en la conservación y reducción de la pobreza (Jack et al. 2008a). Con la excepción de los esquemas mandatorios que se desempeñan mal en ambos aspectos, tales disyuntivas son también evidentes en nuestros resultados. Específicamente, marcadas disyuntivas existen entre los cinco

instrumentos voluntarios. Pasar de los esquemas "tradicionales" voluntarios (tasa fija o costo de oportunidad orientado) a los esquemas de "pro-poor", ofreciendo pagos fijos muy altos a los hogares más pobres, tenemos como resultados altas pérdidas de costo-eficiencia. La cantidad de bosque protegido disminuye de 36% a 10%, mientras que el impacto distributivo mejora. En términos técnicos, los esquemas mandatorios son claramente sub-óptimos, mientras que los esquemas voluntarios representan a los miembros de un conjunto de instrumentos cercanos al óptimo de Pareto.

5. Conclusiones

Nosotros encontramos que el diseño pago y atributos del contrato tiene un marcado impacto en la eficiencia (costo-eficacia), así como sobre el impacto distributivo de los instrumentos económicos de conservación de tipo PSA (cf. Pagiola 2010). Instrumentos voluntarios tienden a ser más costo eficientes que los instrumento mandatorios, si competitivamente se ofrecen pagos bajos. Tales bajas ofertas - por ejemplo mediante subastas de los contratos de PSA - resultaron ser incompatibles con los objetivos de reducción de la pobreza.

Efectos distributivos favorables para los pobres son posibles, sin embargo, los contratos de incentivos económicos tendrán que ser bastante elevados por unidad de superficie (hasta 300 USD/ha/año) y tendrá que ser ofrecido exclusivamente a los hogares más pobres.

A nivel comunitario, el programa Socio Bosque de Ecuador alcanza una forma de orientación social, ya que el programa sólo se aplica en particular a las comunidades pobres. Su aceptación a pesar de su muy baja oferta, de pago fijo de 30 USD/ha/año, sugiere que las tierras forestales con potencial agrícola son bajas, es decir, con un bajo riesgo de deforestación, y pueden haber sido colocados bajo el programa. Por lo tanto, los problemas de adicionalidad y focalización espacial, con urgencia, deben ser investigados en el programa Socio Bosque a nivel Nacional con la finalidad de mejorar el costo-eficiencia del mismo (política del gobierno Ecuatoriano es mejorar el costo-eficiencia).

Con respecto a las enormes disyuntivas entre los objetivos de la eficiencia en la conservación e impactos distributivos positivos reportados, parece poco probable que estas disyuntivas pueden ser evitadas por otras formas "innovadoras" de incentivos económicos.

Referencias bibliográficas

ADAMS, W. Y., R. AVELING, Y. D. BROCKINGTON, Y. B. DICKSON, Y. J. ELLIOTT, Y. J. HUTTON, Y. D. ROE, Y. B. VIRA, y W. WOLMER 2004. Biodiversity Conservation

- and the Eradication of Poverty. *Science* 306(5699):1146 - 1149.
- ADAMS V., Y. R. PRESSEY, Y. R. NAIDOO. 2010. Opportunity costs: Who really pays for conservation?. *Biological Conservation* 143(2):439-448.
- ANTLE J., y J. STORVOGEL. 2008. Agricultural carbon sequestration, poverty and sustainability. *Environmental and Development Economics* 13:327-352.
- AZZONI C. y J. ISAI. 1994. Estimating the cost of environmental protection in Brazil. *Ecological Economics* 11(2):127-133.
- BAGNOLI P., Y., T. GOESCHL, y E. KOVÁCS. 2008. *People and Biodiversity Policies. Impacts, Issues and Strategies for policy action.* OECD, Paris, France. 200 p.
- BAWA K., Y., J. KRESS, Y. N. NADKARNI, Y. S. LELE, Y. P. RAVEN, Y. D. JANZEN, Y. A. LUGO, Y. P. ASHTON, y T. LOVEJOY. 2004. Tropical Ecosystems into the 21st Century. *Science* 306(5694):227-228
- BECK E. 2008. Preface. In: BECK E., Y., J. BENDIX, Y. I. KOTTKE, Y. F. MAKESCHIN, y R. MOSANDL (eds): *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador.* *Ecological Studies* 198:5-7.
- BOND I., Y., M. GRIEG-GRAN, Y. S. WERTZ, Y. P. HAZLEWOOD, Y. S. WUNDER, y A. ANGELSEN. 2009. Incentives to sustain forest ecosystem services. A review and lessons for REDD. *Natural Resources Issues* No. 16. International Institute for Environmental and Development, London, UK, with CIFOR, Bogor, Indonesia, and World Resources Institute, Washington D.C., USA. London, UK. 48 p.
- BÖRNER J., Y., S. WUNDER, Y. S. WERTZ-KANOUNNIKOFF, Y. M. TITTO, Y. L. PEREIRA, y N. NASCIMENTO. 2010. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. *Ecological Economics* 69(6):1272-1282.
- BRACER S., Y., S. SCHERR, Y. A. MOLNAR, Y. M. SEKHER, Y. BO. OCHIENG, y G. SRISKANTHAN. 2007. *Organization and Governance for Fostering Pro-Poor Compensation for Environmental Services: CES Scoping Study Issue Paper no. 4.* ICRAF Working paper no.39, Nairobi, Kenya. 55 p.
- BRUMMITT N., y E. LUGHADHA. 2003. Biodiversity: where's hot and where's not. *Conservation Biology* 17(5):1442-1448.
- CHOMITZ K., Y., K. ALGER, Y. T. THOMAS, Y. H. ORLANDO, y P. NOVA. 2005. Opportunity costs of conservation in a biodiversity hotspot: the case of southern Bahia. *Environment and Development Economics* 10(3): 293-312.
- CLEMENTS T., Y., A. JOHN., Y. K. NIELSEN K., Y. S. TAN, Y. J. MILNER. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia. *Ecological Economics* 69 (6):1283-1291.
- CORBERA E., Y., N. KOSOY, y M. MARTÍNEZ. 2007. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change* 17(3-4):365-380.
- CORBERA E., Y., K. BROWN, y W. ADGER. 2007. The equity and legitimacy of markets for ecosystem services. *Development and Change* 38(4):587-613.
- ENGEL S., Y., S. PAGIOLA, y S. WUNDER. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics.* 65(4):663-674.
- ENGEL S., Y., T. WÜNSCHER, y S. WUNDER. 2009. Increasing the efficiency of forest conservation: The case of payments for environmental services in Costa Rica. In: *Avoided deforestation: prospect for mitigating climate change.* C. PALMER, y S. ENGEL. (eds) 208-216.
- EICHHORN S. 2009. *Effekte eines Straßenbaus im Biosphärenreservat Podocarpus-El*

- Cóndor auf die Landnutzung und Biodiversität. Thesis de grado. Georg-August-Universität Göttingen. Germany. 120 p.
- FAO. 2006. Global forest resources assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 320 p.
- FAO. 2007. The State of Food and Agriculture. Paying farmers for environmental services. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 222 p.
- FERRARO P., y A. KISS. 2002. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* 29 (5599):1718 – 1719.
- FISHER B., y T. CHRISTOPHER. 2007. Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics* 62(1):93-101.
- FRASER R. 2002. Moral Hazard and Risk Management in Agri-environmental Policy. *Journal of Agricultural Economics* 53(3): 475-487.
- GONG Y., Y., G. BULL., y K. BAYLIS. 2010. Participation in the world's first clean development mechanism forest project: The role of property rights, social capital and contractual rules. *Ecological Economics* 69(6):1292 – 1302.
- GRAFF-ZIVIN J., y L. LIPPER. 2008. Poverty, risk, and the supply of soil carbon sequestration. *Environmental and Development Economics* 13(3):353-373.
- GRIEG-GRAN M., Y., I. PORRAS, y S. WUNDER. 2005. How can market mechanisms for forest Ecosystem services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33(9):1511-1527.
- HILLMANN, B., y J. BARKMANN. 2009. Conservation: a small price for long-term economic well-being. *Nature* 461:37
- INSTITUTO GEOGRÁFICO MILITAR DEL ECUADOR IGM. 2003. Aerial photographs, scale 1:5000 resolution pixel 1m, pancromaticas, Proyección UTM, DATUM WGS84 Zone 17S.
- INSTITUTO NACIONAL ECUATORIANO DE ESTADÍSTICAS Y CENSOS INEC. 2009. IPC Canasta Básica Nacional Ciudades, 80 p.
- JACK J., Y., C. KOUSKY, y K. SIMS. 2008a. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *PNAS* 105(28):9465-9478.
- JACK J., Y., B. LEIMONA, y P. FERRARO. 2008b. A Revealed preference approach to estimating supply curves for ecosystem services: Use of auctions to set payments for soil erosion control in Indonesia. *Conservation Biology* 23(2):359 – 367.
- JACK J. 2010. Allocation in environmental markets: A field experiment with tree planting contracts. Discussion Paper 10-14. 57 p.
- JOURDAIN D., Y., S. PANDEY, Y. D. TAI., y D. QUANG. 2009. Payments for environmental services in upper-catchments of Vietnam: will it help the poorest?. *International Journal of the Commons* 3(1): 64-81.
- KIRWAN B., Y., R. LUBOWSKI, y M. ROBERTS. 2005. How cost-effective are land retirement auctions? Estimating the difference between payments and willingness to accept in the Conservation reserve program. *American Journal Agricultural Economics*. 87 (5):1239–1247
- KOLLMAIR M., y G. RASUL. 2010. Addressing equity and poverty concerns in payments for environmental services. *Mountain Forum Bulletin*. 10(1):12-14.
- LATACZ-LOHMANN U., y C. VAN DER HAMSVOORT. 1997. Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. *American Journal Agricultural Economics* 79(2) 407-418.

- LATACZ-LOHMANN U., y S. SCHILIZZI. 2005. Auctions for Conservation Contracts: A Review of The Theoretical and Empirical Literature. PROJECT No. UKL/001/05). 101 p.
- LEIMONA B., Y., L. JOSHI, y M. VAN NOODWIJK. 2009. Can rewards for environmental services benefit the poor? Lessons from Asia. *International Journal of the Commons* 3(1):82-107.
- LIPPER L., y R. CAVATASSI. 2004. Land-Use Change, Carbon Sequestration and Poverty alleviation. *Environmental Management* 33(1):374 -387
- MILDER J., Y., S. SCHERR, y C. BRACER 2010. Trend and future potential of payment for ecosystem services to alleviate rural poverty in developing countries. *Ecological and Society* 15(2):4
- MINISTERIO DE AMBIENTE DEL ECUADOR. 2011. Programa Socio Bosque. Quito, Ecuador. 19 p.
- MYERS N., y R. MITTERMEIER. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772):853.
- NAIDOO R., y W. ADAMOWICZ. 2005 Modelling opportunity cost of conservation in transitional landscapes. *Conservation Biology* 20(2):490 – 500.
- NAIDOO R., Y., A. BALMFORD, Y. P. FERRARO, Y. S. POLASKY, Y. T. RICKETTS, y M. ROUGET. 2006. Integrating economic cost into conservation planning. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21(12):681 – 687.
- OZANNE A., y B. WHITE. 2008. Hidden action, risk aversion and variable fines in agri-environmental schemes. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 52(2):203–212.
- PAGIOLA S., Y., A. ARCENAS, y G. PLATAIS. 2005. Can Payments for Ecosystem Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. *World Development* 33(2):237-253.
- PAGIOLA S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65(4):712-724.
- PAGIOLA S., Y., A. RIOS, y A. ARCENAS. 2008. Can the poor participate in payments for environmental services? Lessons from the Silvopastoral Project in Nicaragua. *Environmental and development Economics* 13:299-325.
- PAGIOLA S., y B. BOSQUET. 2009. Estimating the costs of REDD at the country level. Washington: Forest Carbon Partnership Facility. MPRA Paper No. 18062. World Bank. Washington DC, USA. 23 p
- PAGIOLA S. 2010. Using PES to implement REDD. PES Learning Paper 2011-1. World Bank. Washington DC, USA. 22 p.
- PASCUAL U., Y., R. MURADIAN, Y. L. RODRÍGUEZ, y A. DURAIAPPAH. 2010. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics* 69 (6):1237-1244.
- PFUFF A., Y., S. KERR, Y. L. LIPPER, Y. R. CAVATASSI, Y. B. DAVIS, y J. HENDY, SANCHEZ-AZOFEIFA. 2007. Will buying tropical carbon benefit the poor? Evidence from Costa Rica. *Land Use Policy* 24(3):600-610.
- PORRAS I, Y., M. GRING-GRAN, y N. NEVES. 2008. All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries. *Natural Resources Issues* No 11. International Institute for Environmental and Development. London, UK. 138 p.
- ROE D., y J. ELLIOT. 2006. Pro-poor conservation: the elusive win-win for conservation and poverty reduction. *Policy Matters* 14:53-63.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity SCBD. 2009. Biodiversity, Development

- and Poverty Alleviation: Recognizing the Role of Biodiversity for Human Well-being. Montreal, Canadá. 30 p.
- SOMMERVILLE M., Y., J. JONES, Y. M. RAHAJAHARISON, y E. MILNER-GULLAN. 2010. The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar. *Ecological Economics* 69 (6):1262-1271.
- SWALLOW B., Y., R. MEINZEN-DICK, y M. VAN NOORDWIJK. 2005. Localizing demand and supply of environmental services: Interactions with property rights, collective action and the welfare of the poor. CAPRI Working Paper # 42. Washington, D.C. USA. 45 p.
- TURPIE J., Y., C. MARAIS, y J. BLIGNAUT. 2008. The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics* 65(4):788-798.
- UCHIDA E., Y., J. XU, Y. Z. XU, y S. ROZELLE. 2007. Are the poor benefiting from China's Land conservation programs? *Environmental and Development Economics* 12(4):593-620.
- WUNDER S. 2008. Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environmental and Development Economics* 13(3):279-297.
- WUNDER S., y M. ALBAN. 2008. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 65(4):685-698.
- WUNDER S. 2000. *The economics of deforestation: the example of Ecuador*. St. Martin, New York. London UK. 280 p.
- WUNDER S. 2005. Payments for Ecosystem services: Some nuts and bolts. CIFOR. Occasional Paper No. 42. Jakarta 10065, Indonesia. 32 p.
- WUNDER S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21(1): 48–58.
- WUNDER S., y M. ALBÁN. 2008. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 13:279-297.
- WUNDER S., Y., S. ENGEL, y S. PAGIOLA S. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65(4):834-852.
- WÜNSCHER T., Y. S. ENGEL, y S. WUNDER S. 2008. Spatial targeting for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics* 65(4):822-833.
- ZELLER M., y S. SCHWARZE. 2006. Submodule: Planning methods for agricultural development. Georg August Universität, Göttingen, Germany. 120 p.
- ZBINDEN S., D. LEE. 2005. Paying for environmental services: An analysis of participation in Costa Rica's PSA program. *World development* 33(2):255-272.
- ZILBERMAN D., Y., L. LIPPER, y N. MCCARTHY. 2006. When could payments for environmental services benefit the poor?. *Environment and Development Economics*. 13:255-278.